MANUAL DE TÉCNICAS PARA EL ESTUDIO DE

FAUNA NATIVA EN AMBIENTES URBANOS

Iriana Zuria
Andrea M. Olvera-Ramírez
Patricia Ramírez Bastida

[editoras]



Fondo Editorial
Universidad Autónoma de Querétaro







Directorio Universidad Autónoma de Querétaro

Dra. Margarita Teresa de Jesús García Gasca
Rectora

Dr. Aurelio Domínguez González
Secretario Académico

Dra. María Teresa García Besné
Secretaria de Extensión Universitaria

Dra. Juana Elizabeth Elton Puente
Director de la Facultad de Ciencias Naturales

Dra. Norma Hernández Camacho
Coordinador 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: 2019

d.r. © 2019 de los autores
d.r. © 2019 foto en portada: Juan Ramón Gutiérrez Robles
d.r. © 2019 Universidad Autónoma de Querétaro
Cerro de las Campanas s/n
Centro Universitario, 76010
Santiago de Querétaro, México

isbn: 978-607-513-469-7
isbn digital: 978-607-513-468-0

MANUAL DE TÉCNICAS PARA EL ESTUDIO DE FAUNA NATIVA EN AMBIENTES URBANOS

Iriana Zuria
Andrea M. Olvera-Ramírez
Patricia Ramírez Bastida

[editoras]

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. Hipolito Cortez Madrigal
Dra. Ireri Suazo Ortuño
Dr. Ignacio Castellanos Sturemark
Dra. Iriana L. Zuria Jordan
Dra. Angela Andrea Camargo Sanabria
Dra. María Cristina Mac Swiney 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

Agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el apoyo otorgado al proyecto de Red Temática Conacyt "Biología, Manejo y Conservación de la Fauna Nativa en Ambientes Antropizados".

Forma sugerida de citar: Zuria I., A.M. Olvera-Ramírez y P. Ramírez-Bastida (Eds). 2019. *Manual de Técnicas para el Estudio de Fauna Nativa en Ambientes Urbanos*. Refama/Uaq. Querétaro, México.

MANUAL DE TÉCNICAS PARA EL ESTUDIO DE FAUNA NATIVA EN AMBIENTES URBANOS

ÍNDICE

1

Prólogo

José Antonio González Oreja 13

2

Consideraciones generales

De mitos a hitos urbanos: ¿cómo hacer ecología en selvas de asfalto? 19
Ian MacGregor-Fors

Bioética y bienestar animal en investigaciones con fauna silvestre 39
Andrea M. Olvera-Ramírez y Adriana Cossío-Bayúgar

3

Técnicas para el estudio de fauna silvestre

Técnicas para la recolección de arañas
y otros arácnidos en ambientes antrópicos 59
Javier Ponce-Saavedra, Ana F. Quijano-Ravell
y Alejandro Valdez-Mondragón

Técnicas para monitorear anfibios y reptiles en ambientes urbanos 77
Hublester Domínguez-Vega, Yuriana Gómez-Ortiz
y Leonardo Fernández-Badillo

Métodos para el estudio de aves en ambientes urbanos 103
Remedios Nava-Díaz, Rubén Pineda-López e Iriana Zuria

Técnicas de captura y monitoreo de mamíferos terrestres
y arborícolas en áreas urbanas 127
Nicolás Ramos-Lara y Yuriana Gómez-Ortiz

El estudio de los murciélagos en ambientes urbanos de México:
retos y oportunidades 151
Rafael Ávila-Flores, Natalia Cuéllar-Torres,
Falco Manuel García-González
y Claudia Muñoz García

Técnicas de manejo de hospederos y colecta de parásitos
de vertebrados urbanos 173
Norma Hernández-Camacho, Claudia Irais Muñoz-García,
Hugo A. Ruiz-Piña, Enrique A. Reyes-Novelo
y Andrea M. Olvera-Ramírez

El estudio de la conducta en tiempos de cambio global:
conceptos, métodos y aplicaciones para la ecología urbana 187
Elisa Maya-Elizarrarás y Jorge E. Schondube

Este manual de técnicas está dirigido a estudiantes de licenciatura y posgrado, docentes, asesores técnicos, propietarios de áreas con vegetación dentro de zonas urbanas, gestores de recursos naturales, tomadores de decisiones y a todo aquel interesado en la conservación de la biodiversidad y el manejo de la fauna nativa en ambientes urbanos.

PRÓLOGO

Hay quien defiende[1] que vivimos, ya, en el Antropoceno, una nueva época geológica dominada por las actividades de las sociedades humanas. Hoy día, las consecuencias ambientales de todo lo que hacemos alcanzan tamaños desorbitados, persisten largos períodos de tiempo y, casi con seguridad, dejarán huella en el registro estratigráfico. Es más, hasta cierto punto, podríamos afirmar que los ambientes modificados por las actividades humanas son, en realidad... ¡todos!

Sin saberlo entonces, nací, crecí y viví muchos años en un ambiente antropocénico, es decir, intensamente modificado por las actividades humanas: la comarca fabril de la Margen Izquierda, la orilla más industrializada de la Ría de Bilbao, en el País Vasco, España. En lo que siglos atrás fue uno de los estuarios más impresionantes del norte de España, donde el corto pero impetuoso río Nervión se rinde finalmente ante el viento y la marea del mar Cantábrico, terminó por asentarse una importante industria siderometalúrgica, que alimentó a la creciente población humana del Gran Bilbao. Las fábricas metabolizaban los metales, como el hierro, que los cercanos montes de Las Encartaciones atesoraban y que eran arrancados a la roca madre en condiciones que, las más de las veces, dejaban mucho que desear. Además, el día a día de las industrias asentadas en la Margen Izquierda dependía de fuentes de energía, como el carbón, cuyo consumo generaba una fuerte contaminación atmosférica.

Mi pueblo, Sestao, es tan pequeño... que no cabe en el mapa; al menos, así dice la canción. Durante muchos años, una superficie equivalente a la mitad de sus 3.5 kilómetros cuadrados albergó a los pesos más pesados de la industria de la Ría.[2] Cuando la década de 1980 despertaba, y cuando yo era aún un niño, nos concentramos en la pequeña parte habitable de Sestao cerca de cuarenta mil personas. No es difícil concluir que la densidad de población humana fue

[1] Lewis, S.L. y M.A. Maslin. 2015. Defining the Anthropocene. *Nature*, volumen 512, 171-180 pp.

[2] Véase, por ejemplo, https://es.wikipedia.org/wiki/Sestao

entonces, sin duda, una de las más elevadas del mundo. Y no es difícil imaginar, tampoco, los diversos y profundos impactos ambientales que sufrieron los ecosistemas más cercanos. De hecho, me formé como investigador estudiando la ecología de la contaminación y la recuperación de la Ría de Bilbao.[3]

Fue en ese paisaje urbano, industrial y minero, casi literalmente apocalíptico,[4] donde se desarrollaron mis inclinaciones como naturalista aficionado y ecólogo en ciernes. Junto a otros amigos de la más tierna infancia, y de la no siempre fácil adolescencia, conocimos lo poco del mundo natural que todavía nos rodeaba. Capturamos arañas propias de los cada vez menos frecuentes prados ricos en especies de plantas con flor, a las afueras de nuestros asentamientos urbanos y rurales; recolectamos, y criamos en acuarios que construíamos nosotros mismos, puestas de las escasas especies de anfibios, como el Tritón Palmeado (por aquel entonces, *Triturus helveticus*), que podían tolerar las condiciones ambientales del puñado de charcas naturales y artificiales que sobrevivían en la mancha urbana; y, cómo no, observamos las especies de aves que criaban en nuestros parques urbanos, o que invernaban en la desembocadura de la Ría, en los espigones y muelles del Abra de Bilbao.

Y, por lo menos en parte, lo hicimos guiados por algunos libros que recordaré siempre, tan profunda fue la huella que dejaron en mí. Es el caso de *Los amantes de la naturaleza*, de Michael Chinery,[5] y de la *Guía del naturalista*, de Gerald Durrell.[6] El primero de estos libros, que he recuperado en formato digital muchos años después, tiene un subtítulo que lo dice todo: *Cómo observar, estudiar, coleccionar, conservar y explorar la fauna y la flora de la ciudad y del campo con fascinantes trabajos y experimentos.* Y cumplía exactamente lo que prometía: con la ayuda de sus textos e ilustraciones monocromáticas, que disfruté con pasión una y otra vez, conocí qué era un cuaderno de campo; aprendí, también, a realizar una colección de plumas, o a diseccionar las egagrópilas de Lechuza de Campanario (*Tyto alba*) que iba encontrando en mis itinerarios; empecé a comprender la importancia ecológica y evolutiva del mimetismo de los insectos; y exploré, en fin, los vestigios del tiempo profundo que podía encontrar en el propio sustrato geológico sobre el que creció Sestao. El segundo

---

3 González, J.A. 1999. *Ecología de la Recuperación de la Ría de Bilbao.* Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco.

4 Utilizo, aquí, la tercera acepción del término en el *Diccionario de la Lengua Española*: "Terrorífico o espantoso, generalmente por amenazar o implicar exterminio o devastación". http://dle.rae.es/srv/search?m=30&w=apocal%C3%ADptico

5 Chinery, M. 1980. *Guía Práctica Ilustrada para los Amantes de la Naturaleza.* Blume. Barcelona, 192 pp.

6 Durrel, G. 1982. *La Guía del Naturalista*. Blume. Barcelona, 319 pp.

libro, escrito por el autor de títulos tan recomendables como *Mi familia y otros animales, Bichos y demás parientes* o *El jardín de los dioses* (*i.e.*, la así llamada *Trilogía de Corfú*), me pareció una obra de otro nivel: además de permitirme ahondar en mi formación como naturalista y ecólogo, pues presentaba información sobre las técnicas de colecta, estudio y observación de las plantas y los animales más comunes en muchos ecosistemas de Europa, estaba ya ilustrado con fotografías a todo color, algunas de ellas bellísimas láminas a doble página. Recuerdo con nostalgia la primera vez que, poniendo en práctica lo que había leído en el libro de Durrell, llevé a casa el cadáver de un pequeño mamífero insectívoro, la musaraña común (*Crocidura russula*), que había encontrado aún fresco en una de las laderas del Monte Serantes, y que "deposité", sin previo aviso al resto de mi familia, en el refrigerador de la cocina. Aunque mi memoria siempre ha sido mala, no creo exagerado afirmar hoy, muchos años después, que el grito de mis hermanas cuando descubrieron "el cuerpo del delito" se oyó a muchos kilómetros a la redonda.

Vinieron después muchos otros libros sobre métodos y técnicas en ecología,[7] ya de campo, ya de laboratorio, para estudiar plantas y animales en ambientes tanto naturales como modificados por las actividades humanas. Y llegó, en fin, este libro, que enriquece la oferta disponible y la diversifica, pues está escrito en nuestro idioma por investigadores siempre expertos en la materia.

No oculto que es para mí un placer escribir este prólogo. Estoy convencido, querido lector, de que el libro que ahora tienes en las manos, este *Manual de técnicas para el estudio de fauna nativa en ambientes urbanos,* contribuirá a cubrir muchas de tus necesidades como estudioso de la biodiversidad animal

[7] Por citar tan sólo un puñado de referencias que me han ayudado a lo largo del tiempo, incluyo los siguientes títulos, todos ellos de carácter general. Me apresuro a añadir que algunos de ellos han registrado ediciones posteriores a las que aquí señalo: Bennett, D.P. y D.A. Humphries. 1978. *Introducción a la Ecología de Campo*. Blume. Barcelona, 326 pp.; Wratten, S.D. y G.L.A. Fry. 1982. *Prácticas de Campo y Laboratorio en Ecología*. Academia. León, 215 pp.; Brower, J.E. y J.H. Zar. 1984. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. MacGraw Hill. Nueva York, 288 pp.; Tellería, J.L. 1986. *Manual para el Censo de los Vertebrados Terrestres*. Raíces. Madrid, 278 pp.; Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Benjamin Cummings. Menlo Park, 620 pp.; Pearl, M.C., L. Boitani y T.K. Fuller (editores). 2000. *Research Techniques in Animal Ecology, Controversies and Consequences*. Columbia University Press. Nueva York, 464 pp.; Southwood, T.R.E y P.A. Henderson. 2000. *Ecological Methods*. Blackwell. Oxford, 575 pp.; Henderson, P.A. 2003. *Practical Methods in Ecology*. Blackwell. Malden, 172 pp.; Hill, D., M. Fasham, G. Tucker, M. Shewry y P. Shaw (editores). 2005. *Handbook of Biodiversity Methods. Survey, Evaluation and Monitoring*. Cambridge University Press. Cambridge, 588 pp.; Sutherland, W.J. (editor). 2006. *Ecological Census Techniques*. Cambridge University Press. Cambridge, 450 pp.; Wheater, C.P., J.R. Bell y P.A. Cook. 2011. *Practical Field Ecology. A Project Guide*. Wiley-Blackwell. Chichester, 388 pp.; Silvy, N.J. 2012. *The Wildlife Techniques Manual*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, 1136 pp.

en unos ambientes tan modificados por las actividades humanas como son nuestras ciudades modernas. La colección de métodos y técnicas que sus autores han recopilado en los capítulos que dan forma al manual (capítulos que se ocupan, entre otros, de grupos animales tan diversos como las arañas y otros arácnidos, los anfibios y reptiles, las aves o ciertos grupos de mamíferos), así como las sabias recomendaciones que han incorporado en sus textos, permitirán diseñar e implementar mejores estudios sobre esta fracción de la diversidad biológica, capaz de sobrevivir a las condiciones ambientales de estas selvas de asfalto. Sólo así podremos comprender mejor las consecuencias ecológicas del complejo proceso de urbanización, lo que permitirá proponer y, ojalá, implementar medidas que redunden en la conservación de la biodiversidad urbana.

José Antonio González Oreja
Facultad de Ciencias Biológicas
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
Puebla, a 19 de octubre del 2018

CONSIDERACIONES GENERALES



Fotografía: Ignacio E. Castellanos Sturemark

DE MITOS A HITOS URBANOS: ¿CÓMO HACER ECOLOGÍA EN SELVAS DE ASFALTO?

Ian MacGregor-Fors
Instituto de Ecología, A.C. (INECOL)

Resumen

La ecología urbana es una disciplina que se consolidó a finales de la década de los años noventa del siglo pasado, en gran parte, como respuesta al preocupante escenario ambiental urbano que prevalece hace décadas. En este capítulo inicio con una revisión sobre la definición detrás del término "urbano" y concluyo con algunas recomendaciones para delimitar los linderos de "manchas urbanas". Hago un recuento de la ecología urbana como disciplina con especial énfasis en los tres paradigmas para el estudio de "selvas de asfalto", así como un recuento de la historia de la disciplina en el país y su desarrollo hasta la actualidad. Posteriormente, me enfoco en puntos fundamentales para realizar estudios de ecología urbana de manera exitosa, incluyendo el diseño de los muestreos, los grupos de estudio y las variables independientes a considerar. Finalmente, sintetizo brevemente cuatro proyectos que muestran el abanico de tipos de estudios de ecología urbana.

Antes que nada, ¿qué es urbano?

Si bien se ha desarrollado toda una disciplina que se concentra en zonas urbanas, existe gran incertidumbre sobre las características que hacen que un sitio sea urbano. El término "urbano", según la Real Academia Española, tiene tres acepciones: I) *Perteneciente o relativo a la ciudad*, II) *Cortés, atento y de buen modo*, y III) *Individuo de la milicia urbana* (DRAE, 2017a). Evidentemente, la primera acepción es la que concierne al tema central de este libro. A su vez, el

término "ciudad" cuenta con dos acepciones relacionadas con este trabajo: I) *Conjunto de edificios y calles, regidos por un ayuntamiento, cuya población densa y numerosa se dedica por lo común a actividades no agrícolas*, y II) *Lo urbano, en oposición a lo rural* (DRAE, 2017b). Desafortunadamente, las definiciones de diccionario difícilmente permiten abstraer la naturaleza de una zona urbana, y mucho menos sirven para diferenciar una que sí lo es de otras no urbanas, comúnmente referidas como "rurales".

El escenario se complica aún más cuando revisamos los criterios bajo los cuales diversos países determinan si un asentamiento humano es o no urbano. La Organización de las Naciones Unidas realizó un análisis profundo e interesante sobre la definición de "urbano" en países africanos, americanos, asiáticos, europeos y oceánicos (UN, 2005). Entre los criterios utilizados a nivel mundial para definir si una localidad es "urbana", sobresalen: I) número total de habitantes, II) densidad de población, III) límites legales y categorías administrativas, IV) actividades económicas, y V) tipo de uso del suelo. El abanico de definiciones que utilizan los diferentes países analizados es muy amplio y, aunque algunos países usen el mismo criterio, los valores o umbrales utilizados pueden variar de manera importante. Por ejemplo, tomando en cuenta el número de habitantes, Noruega considera asentamiento urbano aquel con una población de 200 habitantes, mientras que Japón emplea un valor de 50,000 habitantes, además de otras variables. De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), en México, una localidad urbana es "aquélla que tiene una población mayor o igual a 2,500 habitantes o que es cabecera municipal, independientemente del número de habitantes" (INEGI, 2010). De esta forma, en México se utilizan dos criterios para definir si una localidad es urbana: I) número de habitantes y II) criterios administrativos.

De forma similar a las definiciones de diccionario, el uso de criterios administrativos para determinar si una localidad es urbana es aún simplista, ya que generalmente carece de elementos que permitan reconocer los límites de un área urbana. Debido al perfil ecológico de la disciplina, resulta importante comenzar a concebir a los asentamientos humanos urbanos como elementos de los paisajes. Difícilmente, una especie de vida silvestre reconocería los límites administrativos de una ciudad, pero son las características del sitio, a diferentes escalas y dependiendo de la historia natural del organismo en cuestión, las que determinen su presencia y abundancia, dado el caso. Debido a la complejidad de las zonas urbanas y sus características a diferentes escalas, incluyendo componentes sociales, físicos y ecológicos (Berkowitz *et al.*, 2003), han surgido propuestas para definir lo "urbano" a nivel de sitio y a nivel espacial.

A principios de siglo, Nancy E. McIntyre y colaboradores (2000) realizaron un análisis profundo sobre el uso del término "urbano" en las ciencias naturales y sociales. En esta revisión de la literatura fue evidente que diversas publicaciones obviaban definir el término "urbano" en sus trabajos, asumiendo que los lectores comprenderían de lo que se trataba. Desde entonces, McIntyre y colaboradores (2000) identificaron la importancia de considerar los factores físicos, culturales y socioeconómicos que caracterizan a las zonas urbanas, proponiendo algunos criterios para cuantificarlos (*e.g.*, demografía, geografía física, procesos ecológicos, uso de energía, socioeconomía). Finalmente, los autores de este trabajo pionero sugirieron a los ecólogos urbanos no limitarse a dichas características y añadir los atributos que consideren pertinentes para sus estudios.

Hace algunos años, retomé el tema y propuse una definición para el término "urbano" considerando una serie de criterios cuantificables: "áreas pobladas provistas con servicios básicos (*e.g.*, edificaciones, suministro de agua y electricidad, drenaje), en las que viven o trabajan más de 10,000 habitantes/km^2 (>10 habitantes/ha; de acuerdo con Marzluff *et al.* (2001) y una importante proporción de la superficie (>50%), en una escala de ciudad está cubierta por superficies impermeables" (MacGregor-Fors, 2011). Cabe resaltar que los servicios básicos a tomar en cuenta son dependientes del contexto nacional o regional de la zona urbana por describir. Si bien la definición incluye un componente espacial y podría enriquecerse con la inclusión de más variables afines a zonas urbanas en general, tiene una limitación práctica importante: no proporciona criterios específicos para establecer los linderos físicos de una zona urbana.

Al disminuir la escala y contemplar zonas urbanas completas, es común cuestionarse ¿hasta dónde llega el "ecosistema urbano"? Los ecosistemas urbanos son modelos basados en la interacción de los componentes sociales, biológicos y ecológicos de una zona urbana (Nilon *et al.,* 2003). Si bien existen diversos marcos conceptuales para estudiar la relación entre los componentes de una zona urbana, el enfoque espacial, o geográfico, que considera su área de influencia directa (*e.g.*, cuenca o microcuenca en la que se desarrolla la ciudad en cuestión; Zhang, 2013), es el más apegado a la definición de "ecosistema" *stricto sensu*. Tomando en cuenta lo anterior, es lógico que existan elementos dentro de un ecosistema urbano que no necesariamente cuenten con infraestructura urbana, como las Áreas Naturales Protegidas ubicadas tanto dentro de los linderos de la ciudad como en su proximidad.

Pero, entonces, ¿cómo establecer los linderos de una zona urbana o ciudad? Existen métodos automatizados que analizan imágenes de satélite de alta

resolución mediante procedimientos en Sistemas de Información Geográfica que permiten identificar los sitios en los que existen superficies construidas, como edificaciones y caminos (Tayyebi *et al.*, 2011). Otros han propuesto el uso del reflejo de la iluminación artificial nocturna para trazar el límite de zonas urbanas a través de imágenes de satélite (Álvarez-Berríos *et al.*, 2013), así como basarse en historias y geografías urbanas (Catalán *et al.*, 2008). Sin embargo, la mayoría de los métodos disponibles carece de detalle o de criterios para delimitar los linderos físicos urbanos. Si bien en la actualidad no existen procedimientos estandarizados ni ampliamente utilizados y aceptados en la literatura científica para trazar el límite de un área urbana, más allá de sus linderos gubernamentales, es recomendable utilizar criterios de agregación de construcciones a escala de paisaje para delimitar manchas urbanas.

Ecología urbana

Uno de los fenómenos humanos más sorprendentes ha sido la migración masiva de población del campo hacia aglomeraciones urbanas (UN, 2015). Este desplazamiento, catapultado principalmente por dinámicas industriales y socioeconómicas modernas, resultó en que la población total humana haya pasado a ser mayormente urbana hace cerca de una década (Grimm *et al.,* 2008). La creciente aglomeración humana en centros urbanos ha resultado en el crecimiento de los mismos, así como el establecimiento de nuevas ciudades a nivel mundial, representando demandas ambientales desproporcionadas (Seto *et al.,* 2011).

Si bien la superficie terrestre ocupada por asentamientos urbanos no excede el 3% (Liu *et al.*, 2014), las consecuencias ecológicas que conlleva, tanto en el área que ocupa como en su área de influencia, son alarmantes (Berkowitz *et al.,* 2003). De hecho, el área requerida para abastecer a una ciudad con recursos alimenticios, energía y demás materiales de uso urbano comúnmente exceden doscientas veces el tamaño de su territorio (Wigginton *et al.,* 2016). Estudios previos han mostrado la estrecha relación que existe entre la urbanización y cinco de los componentes de cambio global: I) cambio de uso y cobertura del suelo, II) cambio climático, III) invasiones biológicas, IV) cambio en los ciclos biogeoquímicos y V) pérdida de biodiversidad (Grimm *et al.*, 2008). Tomando en cuenta todo lo anterior, no es sorprendente que la urbanización haya sido identificada como una de las principales causas de amenaza para las especies de vida silvestre (Czech *et al.,* 2000; Maxwell *et al.,* 2016).

Como respuesta al preocupante escenario ambiental urbano que prevalece desde hace décadas, se ha consolidado una línea de investigación científica que comenzó con trabajos que datan de la década de los años setenta del siglo pasado y que se establecieron como disciplina a finales de la década de los años noventa (McDonnell, 2011). Desde entonces, los ecólogos urbanos han enmarcado sus estudios en dos paradigmas: I) ecología "en la ciudad" y II) ecología "de la ciudad". El primer paradigma se enfoca en resolver enigmas biológicos o ecológicos en áreas urbanas, mientras que el segundo se amplía para incluir la complejidad de los sistemas urbanos, considerando los componentes físicos, ecológicos y sociales que lo comprenden (Pickett *et al.*, 1999, 2010; Grimm *et al.*, 2000).

Recientemente, Childers y colaboradores (2015) propusieron un tercer paradigma, ecología "para la ciudad", que busca alentar a los ecólogos urbanos a interactuar con especialistas de otras ramas, así como con los habitantes urbanos, para moldear el futuro de las ciudades. Este paradigma procura que el conocimiento generado a través de los otros paradigmas sea útil, adoptando la filosofía "de conocimiento a acción". De esta forma, el enfoque de ecología "para la ciudad" considera fundamental la transdisciplina y el diálogo entre los tomadores de decisiones, de gobernantes a ciudadanos, para identificar metas comunes y utilizar el conocimiento disponible en aras de generar ciudades más saludables, resilientes y amigables con el ambiente (McDonnell y MacGregor-Fors, 2016; Pickett *et al.*, 2016).

Ecología urbana en México

Similar a lo que ocurrió en muchos países del mundo (McDonnell, 2011), los estudios de ecología urbana en México comenzaron en la década de los años ochenta del siglo pasado. Tres obras marcaron el inicio de la ecología urbana en este país, dos de ellas lideradas por Eduardo H. Rapoport (*Aspectos de la ecología urbana en la Ciudad de México*, Rapoport *et al.*, 1983; *Flora de las calles y baldíos y aportes a la ecología urbana de la Ciudad de México*, Rapoport *et al.*, 1987) y otra por Raúl Gío-Argáez (*Ecología Urbana*, Gío-Argáez *et al.*, 1989). Como se puede deducir por sus títulos, las tres obras se concentran en la Ciudad de México y visitan aspectos tales como los fenómenos ambientales, ecológicos y espaciales del Valle de México, así como sus flujos de energía y el preocupante tema de la contaminación.

A través de una búsqueda supervisada en el *Web of Science* (www.webofscience.com), incluyendo diversas bases de datos (*e.g.*, *Web of Science Core Collection*, Biological Abstracts, Current Contents Connect, SciELO Citation Index, Zoological Record), recopilé estudios de ecología urbana que se han llevado a cabo en México, utilizando la combinación de palabras clave de búsqueda "urbano", "ecología" y "México". Los resultados, basados en una muestra de 163 publicaciones, corrobora que los estudios científicos de ecología urbana en México comenzaron en la década de los años ochenta del siglo pasado con un estudio de interacción entre la larva de una mariposa (*Calpodes etilus*) y su planta hospedera (Young, 1982). Posteriormente, el número y la diversidad temática fue incrementando de forma importante a partir del año 2008. Aún cuando esta búsqueda no incluye toda la información que se ha publicado en revistas científicas sobre ecología urbana en México, sin duda constituye una muestra representativa del desarrollo general de la disciplina en el país.

Un análisis de las 163 publicaciones recopiladas muestra que existen trabajos de ecología urbana en cerca de cuarenta ciudades del país pertenecientes a veintiséis entidades federativas. Si bien la ciudad para la que se cuenta con mayor información es la Ciudad de México, existe un importante bagaje de información para Xalapa (Veracruz) y Morelia (Michoacán), seguidos por Pachuca (Hidalgo), Querétaro (Querétaro) y Puebla (Puebla). Entre los temas abordados por dichos trabajos resaltan, con una ventaja importante, las aves, con más de la mitad de los trabajos revisados, seguidas por invertebrados y componentes de la vegetación urbana. En el caso de los invertebrados, la mayoría de los trabajos se enfoca en el estudio de mosquitos urbanos, así como mariposas, escarabajos, arañas y hormigas, entre otros. No obstante, otros temas que han sido abordados con menor intensidad resultan sumamente interesantes. Entre ellos destacan estudios de anfibios y reptiles, mamíferos y hongos, así como de procesos relacionados con el crecimiento urbano y su afectación en sistemas adyacentes (*e.g.*, secuestro de carbono, cambio de uso del suelo, isla de calor). En la Figura 1 presento un análisis de las palabras más utilizadas en los resúmenes de las 163 publicaciones analizadas, sintetizando los temas y enfoques más frecuentes en los estudios de ecología urbana en México.

Actualmente, la ecología urbana en México se encuentra en proceso de consolidación, para lo cual es imperativo incrementar el número de ecólogos urbanos en el país. Lo anterior enriquecerá nuestra comprensión del complejo

fenómeno urbano y su interacción con el ambiente, tomando en cuenta el gran abanico de escenarios urbanos del país. Además, es de suma importancia que se continúe generando información básica (*e.g.*, listas de especies, nuevos registros, aportes de historia natural) a la par de la evaluación de patrones ecológicos considerando un mayor número de grupos de vida silvestre y variables relacionadas con la finalidad de descifrar los procesos que los determinan. Debido a las repercusiones negativas que tienen la urbanización y los procesos urbanos sobre las comunidades de vida silvestre que habitan en ciudades y sus áreas de influencia, así como a la salud humana, requerimos incluir el conocimiento ecológico en la toma de decisiones urbanas. Sin duda, la voluntad de todas las partes implicadas en procesos urbanos complejos es la piedra angular de su éxito (MacGregor-Fors, 2015). Desde la trinchera ecológica, el aporte de información que permita la transición hacia la toma de decisiones basada en evidencia podría jugar un papel medular en la mejora de las condiciones ambientales urbanas, lo cual no sólo beneficiaría a la biodiversidad a diferentes escalas, sino también a la salud y el bienestar humano.



Figura 1

Nube de palabras representando las cien más frecuentes en los resúmenes de las 163 publicaciones analizadas, eliminando las que no son relevantes para el análisis (*e.g.*, preposiciones, artículos, conjunciones)

Diseño de muestreo, grupos de estudio y variables independientes

Dentro del marco en el que se desarrolla la ecología urbana actual, es posible sumar en cualquiera de los tres paradigmas descritos anteriormente. Sin embargo, debido a que el paradigma de ecología "para la ciudad" es aún muy reciente, sólo ha sido puesto en práctica en regiones con sólidos cimientos de conocimiento básico de ecología urbana, además de haber tejido una red de actores implicados en la toma de decisiones a diferentes escalas. En esta sección me concentraré en detallar algunos enfoques y escalas para llevar a cabo estudios de ecología "en la ciudad" y "de la ciudad", tomando en cuenta que la segunda sólo incluye el componente ecológico de una compleja relación entre las tres esferas que componen a los sistemas urbanos (Pickett *et al.*, 2016).

Al desarrollar un estudio ecológico, sea urbano o no, es muy importante considerar detenidamente el diseño, la escala, el objeto de estudio y las variables por medir. Sin embargo, existen algunos detalles importantes que se deben considerar, tanto conceptuales como metodológicos, cuando trabajamos en "selvas de asfalto". Todos los elementos que mencioné anteriormente deben responder o estar acordes con una pregunta de investigación. Una vez que se tenga una o varias preguntas de investigación, cuyas hipótesis o predicciones deben ser coherentes con la literatura del tema particular a tratar, se debe prestar cuidadosa atención al diseño de muestreo y a la escala en la que se planea trabajar, así como al objeto de estudio y a las variables adecuadas para responder las preguntas en cuestión.

Diseño de muestreo

En cuanto al diseño de estudio, las investigaciones de ecología urbana se pueden enmarcar en relación con las variables o sitios de interés. Dependiendo de la naturaleza de nuestra pregunta y de los componentes implicados, los estudios pueden buscar relaciones o establecer contrastes. Un ejemplo común en ecología urbana es el estudio a lo largo de gradientes de urbanización. Sin embargo, actualmente resulta complicado comparar los resultados de estudios enfocados en gradientes de urbanización debido, en parte, a la naturaleza de los gradientes estudiados, pero también a la forma en la que son determinados. Es importante recalcar que, conceptualmente, un gradiente se refiere al

cambio gradual de una variable. De tal forma, cualquier variable de interés puede representar un gradiente urbano, tal como un gradiente de iluminación nocturna, en la que sería ideal contar con sitios totalmente oscuros y sitios que, por sus condiciones de luz y características locales, varíen gradualmente hasta tener un valor máximo.

Es común que los trabajos reporten el uso de gradientes de urbanización o de gradientes urbano-"rural". Si bien la mayoría de los estudios utilizan algún descriptor de la intensidad de urbanización como la variable que cambia gradualmente, lo cual es correcto, muchos trabajos eligen condiciones con diferentes intensidades de urbanización, lo cual no representa un gradiente, sino un contraste de condiciones. Esto es evidente en los contrastes urbano-"rural", en donde se comparan variables de interés dentro y fuera de la ciudad. Cabe hacer notar que he entrecomillado el término "rural" debido a que es ambiguo y poco informativo debido al cambio de su significado, incluso entre regiones del mismo país. Por lo anterior, sugiero que se refiera a contrastes urbano-no urbano y que se describan detalladamente ambas condiciones (véase MacGregor-Fors *et al.*, 2017 para una discusión detallada sobre los gradientes urbanos).

Debido al importante sesgo que existe en los estudios de ecología urbana a enfocarse en áreas verdes urbanas, considero importante resaltar la importancia de la matriz urbana. Si bien es común que la mayor parte de la biodiversidad urbana se concentra en áreas verdes, el contraste urbano es fundamental para comprender cómo varía nuestro grupo de estudio o variable de interés en un sistema urbano. Contrastar lo que ocurre en áreas verdes y sitios altamente urbanizados, de forma pareada, no sólo permite evaluar el impacto que tiene la vegetación urbana, sino que brinda luz para comprender las variaciones que ocurren en la matriz urbana, lo cual podría generar información básica en la propuesta de estrategias de manejo y planeación urbana.

Otro factor de crucial relevancia en el diseño de una investigación de ecología urbana es la ubicación de los sitios de muestreo. Estudios previos han mostrado que la ubicación de los sitios en los que se establecen los muestreos puede determinar los resultados del trabajo (*e.g.*, Shwartz *et al.*, 2008; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011; McCaffrey *et al.*, 2012). Por ejemplo, existe evidencia que soporta la hipótesis de que las áreas urbanas representan un filtro para la biodiversidad (Croci *et al.*, 2008; Aronson *et al.*, 2014). Sin embargo, el área periférica de una ciudad, en la que se entremezclan áreas urbanizadas con áreas no urbanizadas adyacentes, representa una región en

la que algunas especies de vida silvestre pueden habitar, en ocasiones sin importar las condiciones del sitio. En 2010, propuse un método simple para delimitar el área periurbana de una ciudad, mostrando cómo la riqueza de especies de aves es mayor en sitios altamente urbanizados del área periurbana de Morelia, Michoacán, que en sitios similares ubicados en su área intraurbana (MacGregor-Fors, 2010).

Finalmente, al igual que en cualquier estudio de ecología, es importante tomar en cuenta la escala de análisis. Si bien esto depende de la pregunta por responder, es de suma relevancia considerar que la escala en que se trabajará determinará si el estudio se enmarcará en el paradigma de ecología "en", o parcialmente, "de la ciudad". Para el segundo caso, un enfoque utilizado en diversas ciudades del mundo es el de "ciudades completas", conocido como *citywide* en la literatura (Figura 2). Este tipo de aproximaciones considera la toma de datos en sitios distribuidos a lo largo y ancho de cualquier ciudad de interés, tomando en cuenta la variación espacial de sus componentes ecológicos, sociales y de infraestructura, lo que permite contar con una muestra representativa de sus escenarios socioambientales más frecuentes (Turner, 2003; McCaffrey y Mannan, 2012; Falfán y MacGregor-Fors, 2016).

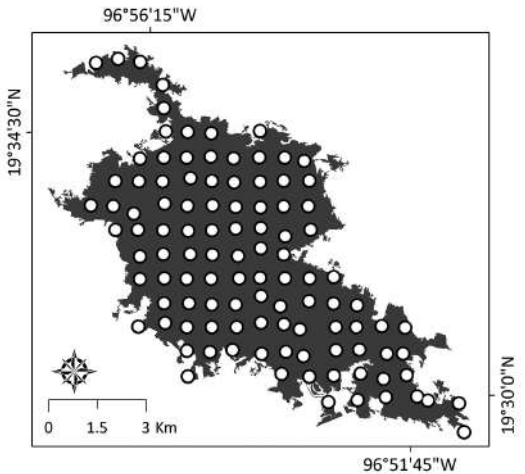


Figura 2

Esquema de muestreo de "ciudades completas" (*citywide*) utilizado en diversos estudios de ecología urbana llevados a cabo en Xalapa, Veracruz. El polígono gris representa la mancha urbana de Xalapa y los puntos blancos los sitios de muestreo

Grupos de estudio

Como lo exponen de forma detallada Claudia E. Moreno y colaboradores (2007), los ecólogos han utilizado atajos para evaluar con precisión los patrones de respuesta de la biodiversidad ante alteraciones antropogénicas en un periodo de tiempo razonable. La selección del grupo de estudio para un proyecto es fundamental en aras de asegurar su desarrollo exitoso y debe ser apto para evaluar la pregunta de investigación por abordar. A continuación, describo brevemente los tres grupos de enfoque principales:

1) Grupos "objetivo" de la biodiversidad
   Conjunto de especies relevantes o interesantes para enmarcar un estudio debido a sus características o al conocimiento que se tiene al respecto. En general, el estudio de estos grupos se ha enfocado en su distribución espacial y temporal a lo largo de gradientes. El uso de estos grupos se enfoca exclusivamente sobre cambios en su diversidad, sin interés de utilizarlos como "sustituto" de otros grupos ni como indicadores ambientales. Es importante que la taxonomía del grupo sea bien conocida por los especialistas relacionados con el trabajo y que su muestreo sea objetivo y eficiente, siendo el trabajo de campo repetible y el muestreo capaz de reunir una muestra representativa de su diversidad en un tiempo razonable.

2) Indicadores de biodiversidad
   Conjunto de especies, también conocidos como bioindicadores, con el que se busca determinar la condición de un ambiente antropizado. Es crucial que un grupo indicador sea representativo de la diversidad en el área de estudio, que su taxonomía e historia natural sean bien conocidas y que respondan a la variable de cambio de interés. Entre los grupos que han sido utilizados como indicadores destacan las mariposas, las aves, las hormigas, las ranas y los murciélagos.

3) "Sustitutos" de biodiversidad
   Conjunto de especies pertenecientes a un grupo bien estudiado y conocido que responde de forma similar a otros grupos de interés cuya taxonomía es desconocida o que es de difícil identificación. Lo anterior es utilizado en escenarios de conservación en los que se trabaja con un grupo para el que se tienen metodologías de campo estandarizadas, de bajo costo y cuya

taxonomía es conocida. Su repuesta es utilizada como equivalente a lo que sucedería si se trabajara con el grupo de interés. Ciertamente, es necesario que exista evidencia empírica de relación entre la respuesta del grupo de interés y la del "sustituto"; sin embargo, la respuesta puede variar bajo ciertas condiciones y escenarios, por lo que es importante evaluar, en la medida de lo posible, la similitud de respuesta a escala regional, e incluso local.

Variables independientes

Al trabajar en "selvas de asfalto", es común que los biólogos, ecólogos o profesionales afines busquen medir aquellas variables independientes, también conocidas como explicativas o predictoras, que consideran que podrían determinar los patrones o procesos por evaluar. Sin embargo, los sistemas urbanos, al incluir un componente importante de infraestructuras artificiales, además de ser moldeados por procesos sociales, requieren que tomemos en cuenta un abanico de variables distinto al que se consideraría en otro sistema de estudio. Desde los inicios de la consolidación de la ecología urbana como disciplina, estudios especializados han utilizado variables predictoras al estudiar a la fauna urbana, como el número de edificaciones, la superficie pavimentada, los vehículos en movimiento o estacionados y los transeúntes, además de variables de la vegetación (*e.g.*, Blair, 1996).

Al igual que el diseño de muestreo y el grupo de estudio, los cuales deben responder o estar acordes con la pregunta central de investigación, las variables independientes deben ser seleccionadas en relación con el objetivo central del trabajo. Cabe mencionar que la historia natural del grupo elegido debe ser uno de los filtros más importantes en la selección de variables explicativas. Por ejemplo, existen estudios que han mostrado que el cableado de luz y teléfono, entre otros servicios, sirve como percha para algunas especies de aves en zonas urbanas (Emlen, 1974), lo cual difícilmente será una variable relevante para estudiar anuros urbanos, a menos que la densidad de cables sea utilizada como un sustituto de alguna variable de urbanización.

En general es recomendable cuantificar la intensidad de urbanización, la diversidad y fisonomía de las infraestructuras artificiales, las actividades humanas, la presencia y abundancia de potenciales amenazas urbanas, así como la diversidad y cobertura del componente vegetal. Es notable que diferentes variables pueden estar relacionadas con diferentes subconjuntos (*e.g.*, gremios,

componentes) de un mismo grupo de vida silvestre. Por ejemplo, un estudio llevado a cabo en Morelia, Michoacán, mostró que la variación en la riqueza y abundancia de las especies de aves abundantes, moderadamente abundantes y raras está explicada por un grupo diferente de variables (MacGregor-Fors y Schondube, 2011). Para el caso de las especies de aves abundantes, tres variables típicas de sitios altamente urbanizados (*i.e.*, altura máxima de edificación, número de cables y pararrayos) mostraron una relación positiva con su riqueza y abundancia. Para el caso de las especies moderadamente abundantes, un grupo más complejo de variables explicativas (*i.e.*, superficie de construcción, número de postes, abundancia de perros, nivel socioeconómico, transeúntes, cobertura arbórea y altura mínima herbácea) mostró relación con su riqueza y abundancia. En este caso, las variables mostraron relaciones intuitivas, con las variables de la vegetación y el nivel socioeconómico, mostrando una relación positiva con la riqueza y abundancia de este grupo de especies, mientras que el resto de las variables mostró una relación negativa. Sin embargo, las especies de aves raras, que también mostraron relación con variables de la vegetación e infraestructura urbana, además del número de perros y transeúntes, mostraron una relación negativa con el número de postes de luz. Si bien la relación entre las especies de aves raras y la cantidad de postes de luz no parecía ser relevante ecológicamente hablando, el número de postes está relacionado con la abundancia del gorrión común (*Passer domesticus*). El exótico e invasivo gorrión utiliza los faroles como sitios de anidación y refugio a lo largo del año. Debido a la evidencia que existe relacionada con los efectos que pueden tener grandes poblaciones del gorrión, el número de postes parece haber fungido como variable "sustituta" del efecto negativo del gorrión sobre las especies de aves raras de Morelia.

Ejemplos de estudios de ecología urbana

A continuación, presento, de manera sucinta, algunos ejemplos que muestran el abanico de tipos de estudios de ecología urbana, con diferencias en su enfoque y escala.

En 2014, Senar y colaboradores publicaron los resultados de un estudio comparativo que contrasta un patrón de selección sexual de una especie de ave en un sitio periurbano de Barcelona, España, y un bosque cercano. En este proyecto se buscaba conocer la variación individual y los patrones de selec-

ción de machos del carbonero común (*Parus major*) por parte de las hembras. Las variables que consideraron fueron el tamaño de las corbatas negras de los machos (las cuales son determinadas genéticamente y están relacionadas con habilidad parental, por lo que son candidatas a responder a procesos de selección sexual), el tipo de hábitat (*i.e.*, urbano, bosque) y su supervivencia (Senar *et al.*, 2014). Los resultados de este trabajo muestran que, en el bosque, el tamaño de la corbata de los machos del carbonero común está positivamente relacionado con su supervivencia, como sería esperable; sin embargo, el patrón es totalmente opuesto para la ciudad. Por lo tanto, la selección de hembras urbanas por machos con corbatas negras grandes podría representar una trampa ecológica.

Otro ejemplo sumamente interesante de un proyecto de investigación de ecología urbana es el que se enfocó en el estudio del uso de colillas de cigarro en la construcción de nidos por parte de dos especies de aves de la Ciudad de México. A la fecha, este proyecto cuenta con cuatro componentes. Inicialmente, Suárez-Rodríguez y colaboradores (2013) reportaron el uso de colillas de cigarro en los nidos del gorrión común y del pinzón mexicano (*Haemorhous mexicanus*), mostrando que reducía la carga de ectoparásitos en los nidos. Posteriormente, Suárez-Rodríguez y Macías García (2014) se enfocaron en los posibles efectos del uso de colillas de cigarro en nidos sobre la salud del pinzón mexicano, encontrando una relación positiva entre signos de genotoxicidad en células de sangre y la proporción de colillas de cigarro en los nidos. A inicios de 2017, Suárez-Rodríguez y colaboradores reportaron los resultados de conteos estandarizados de eritrocitos dañados para cuantificar el costo del uso de colillas de cigarros en nidos, tanto en los machos como en las hembras de ambas especies. Una cuestión importante a tomar en cuenta de este estudio es que el macho del gorrión común contribuye de forma importante a la construcción de nidos, mientras que el macho del pinzón mexicano no. Los resultados muestran que tanto en la hembra del pinzón mexicano, como ambos sexos del gorrión común, el daño genotóxico fue alto. La pieza más reciente de este interesante rompecabezas de ecología urbana utilizó un enfoque experimental para probar si el pinzón mexicano está utilizando las colillas para proveer al nido con componentes térmicos o como respuesta a la presencia de ectoparásitos. Los resultados de este trabajo sugieren que existe una tendencia que indica que la presencia de colillas de cigarros en los nidos está en función, al menos parcialmente, de la carga parasitaria (Suárez-Rodríguez y Macías-García, 2017).

Cambiando de escala, existen trabajos que buscan comprender patrones o procesos a lo largo y ancho de una o diversas ciudades. Como se mencionó anteriormente, este tipo de estudios puede aportar desde la esfera ecológica la comprensión del funcionamiento "de la ciudad". Tal es el caso de un estudio multitaxonómico que buscó describir los patrones de diversidad en parte de la red de áreas verdes de Xalapa (MacGregor-Fors *et al.*, 2016). En este trabajo se estudiaron diez grupos de vida silvestre (*i.e.*, plantas, hongos ascomicetos y basidiomicetos, hormigas, saltamontes, escarabajos copro-nectrófagos, mariposas, anfibios, murciélagos y aves) en seis áreas verdes de la ciudad, las cuales difieren en tamaño y ubicación. El trabajo muestra la complejidad de las respuestas de los diferentes grupos estudiados ante las características de las áreas verdes. Si bien la de mayor extensión que se encuentra ubicada al borde sureste de la ciudad contribuye, en promedio, con la mayor cantidad de especies registradas de todos los grupos estudiados, es la suma de las áreas verdes la que contribuye con la alta diversidad biológica de la red de áreas verdes de la ciudad.

Finalmente, trasladando el nivel de análisis al global, existe sólo un puñado de estudios que han evaluado la respuesta de la biodiversidad ante el proceso de urbanización a lo largo y ancho del planeta. Entre ellos, destaca el de Aronson y colaboradores (2014), el cual se enfoca en la diversidad de plantas y aves de más de cien ciudades del mundo. Dado el giro de este libro, me enfocaré en los hallazgos relacionados con las aves. Los resultados del trabajo muestran que sólo existen algunas cuantas especies cosmopolitas de aves, como la paloma doméstica (*Columba livia*), el gorrión común, el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) y la golondrina tijereta (*Hirundo rustica*), registradas en al menos ~80% de las ciudades analizadas. Como era esperado, la urbanización mostró ser un factor que reduce de forma drástica la diversidad de aves al comparar las avifaunas urbanas con aquellas regionales inmediatas. Algunos análisis de similitud de composición de especies muestran que las avifaunas urbanas aún mantienen representación mayoritaria de especies nativas a las regiones biogeográficas en las que se establecieron las ciudades estudiadas, lo que brinda evidencia de que las avifaunas urbanas aún no se han homogeneizado en la escala evaluada.

Referencias

Álvarez-Berríos, N.L., I.K. Parés-Ramos y T.M. Aide. 2013. Contrasting Patterns of Urban Expansion in Colombia, Ecuador, Perú, and Bolivia between 1992 and 2009. *Ambio*, volumen 42, 29-40 pp.

Aronson, M.F.J., F.A. La Sorte, C.H. Nilon, M. Katti, M.A. Goddard, C.A. Lepczyk, P.S. Warren, N.S.G. Williams, S. Cilliers, B. Clarkson, C. Dobbs, R. Dolan, M. Hedblom, S. Klotz, J.L. Kooijmans, I. Künh, I. MacGregor-Fors, M. McDonnell, U. Mörtberg, P. Pyšek, S. Siebert, J. Sushinsky, P. Werner y M. Winter. 2014. A Global Analysis of the Impacts of Urbanization on Bird and Plant Diversity reveals Key Anthropogenic Drivers. *Proceedings of the Royal Society B*, volumen 281, p. 20133330.

Berkowitz, A.R., C.H. Nilon y K.S. Hollweg (editores). 2003. *Understanding Urban Ecosystems: A New Frontier for Science and Education*. Springer. Nueva York, 523 pp.

Blair, R.B. 1996. Land Use and Avian Species Diversity along an Urban Gradient. *Ecological Applications*, volumen 6, 506-519 pp.

Catalán, B., D. Saurí y P. Serra. 2008. Urban Sprawl in the Mediterranean? Patterns of Growth and Change in the Barcelona Metropolitan Region 1993-2000. Landscape and Urban Planning, volumen 85, 174-184 pp.

Childers, D.L., M.L. Cadenasso, J.M. Grove, V. Marshall, B. McGrath y S.T.A. Pickett. 2015. An Ecology for Cities: A Transformational Nexus of Design and Ecology to Advance Climate Change Resilience and Urban Sustainability. *Sustainability*, volumen 7, 3774-3791 pp.

Croci, S., A. Butet y P. Clergeau. 2008. Does Urbanization Filter Birds on the Basis of their Biological Traits? *Condor*, volumen 110, 223-240 pp.

Czech, B., P.R. Krausman y P.K. Devers. 2000. Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *BioScience*, volumen 50, 593-601 pp.

Drae. 2017a. Urbano, na. Versión electrónica de la 23ª edición del *Diccionario de la lengua española*. Recuperado el 4 de julio del 2017 desde: http://dle.rae.es/?id=b8xhxr8

Drae. 2017b. Ciudad. Versión electrónica de la 23ª edición del *Diccionario de la lengua española*. Recuperado el 4 de julio del 2017 desde: http://dle.rae.es/?id=9nxuyrh

Emlen, J.T. 1974. An Urban Bird Community in Tucson, Arizona: Derivation, Structure, Regulation. *The Condor*, volumen 76, 184-197 pp.

Falfán, I. e I. MacGregor-Fors. 2016. Woody Neotropical Streetscapes: a Case of Study of Tree and Shrub Species Richness and Composition in Xalapa. *Madera y Bosques*, volumen 22, 95-110 pp.

Gío-Argáez, R., I. Hernández-Ruíz y E. Sáinz-Hernández. 1989. *Ecología urbana*. Sociedad Mexicana de Historia Natural. México, 220 pp.

Grimm, N.B., S.H. Faeth, N.E. Golubiewski, C.L. Redman, J. Wu, X. Bai y J.M. Briggs. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, volumen 319, 756-760 pp.

Grimm, N.B., J.M. Grove, S.T.A. Pickett y C.L. Redman. 2000. Integrated Approaches to long-term Studies of Urban Ecological Systems: Urban Ecological Systems Present Multiple Challenges to Ecologist-Pervasive Human Impact and Extreme Heterogeneity of Cities, and the Need to Integrate Social and Ecological Approaches, Concepts, and Theory. *BioScience*, volumen 50, 571-584 pp.

Inegi. 2010. *Censo de Población y Vivienda* 2010. Recuperado el 4 de julio del 2017 desde: http://www.inegi.org.mx/sistemas/consulta_resultados/ageb_urb2010.aspx?c=28111

Liu, Z., C. He, Y. Zhou y J. Wu. 2014. How Much of the World's Land has been Urbanized, Really? A Hierarchical Framework for Avoiding Confusion. *Landscape Ecology*, volumen 29, 763-771 pp.

MacGregor-Fors, I. 2010. How to Measure the Urban-wildland Ecotone: Redefining "Peri-urban" Areas. *Ecological Research*, volumen 25, 883-887 pp.

MacGregor-Fors, I. 2011. Misconceptions or Misunderstandings? On the Standardization of Basic Terms and Definitions in Urban Ecology. *Landscape and Urban Planning*, volumen 100, 347-349 pp.

MacGregor-Fors, I. 2015. 10 Scientists and 10 Practitioners Walk into a Bar... What Would they Talk About? How Can Research and Knowledge Generation Be Co-created to Better Support Practitioners and Evidence-based Decision Making? En Maddox, D. (editor), *Global Roundtable. The Nature of Cities*. Recuperado el 4 de julio del 2017 desde: http://www.thenatureofcities.com/2015/06/30/10-scientists-and-10-practitioners-walk-into-a-barwhat-would-they-talk-about-how-can-research-and-knowledge-generation-be-co-created-to-better-support-practitioners-and-evidence-based-decisi/

MacGregor-Fors, I., F. Escobar, R. Rueda-Hernández, S. Avendaño-Reyes, M.L. Baena, V.M. Bandala, S. Chacón-Zapata, A. Guillén-Servent, F. Gónzalez-García, F. Lorea-Hernández, E. Montes de Oca, L. Montoya, E.

Pineda, L. Ramírez-Restrepo, E. Rivera-García y E. Utrera-Barrillas. 2016. City "Green" Contributions: The Role of Urban Greenspaces as Reservoirs for Biodiversity. *Forests*, volumen 7, p. 146.

MacGregor-Fors, I., J.F. Escobar-Ibáñez y R. Rueda-Hernández. 2017. Concluding Remarks: Current Knowledge and Future Directions. En MacGregor-Fors, I. y J.F. Escobar-Ibáñez (editores), *Avian Ecology in Latin America Cityscapes*. Springer International Publishing.

MacGregor-Fors, I. y R. Ortega-Álvarez. 2011. Fading from the Forests: Bird Community Shifts Related to Urban Park Site-especific and Landscape Traits. *Urban Forestry & Urban Greening*, volumen 10, 239-246 pp.

MacGregor-Fors, I. y J.E. Schondube. 2011. Gray vs. Green Urbanization: Relative Importance of Urban Features for Urban Bird Communities. *Basic and Applied Ecology*, volumen 12, 372-381 pp.

McCaffrey, R.E. y R.W. Mannan. 2012. How Scale Influences Birds' Responses to Habitat Features in Urban Residential Areas. *Landscape and Urban Planning*, volumen 105, 274-280 pp.

McCaffrey, R.E., W.R. Turner y A.J. Borens. 2012. A New Apporach to Urban Bird Monitoring: The Tucson Bird Cound. Studies in Avian Biology. 139-154 pp. En Lepczyk, C.A. y P.S. Warren (editores), *Urban Bird Ecology and Conservation*. University of California Press. Berkely, EUA.

McDonnell, M.J. 2011. The History of Urban Ecology: an Ecologist's Perspective. 5-13 pp. En Niemelä, J., J.H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James y N.E. McIntyre (editores), *Urban Ecology: Patterns, Processes and Applications*. Oxford University Press. Nueva York, EUA.

McDonnell, M.J. e I. MacGregor-Fors. 2016. The Ecological Future of the Cities. *Science*, volumen 352, 936-938 pp.

Marzluff, J., R. Bowman y R. Donnelly (editores). 2001. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer. Nueva York, 585 pp.

Maxwell, S.L., R.A. Fuller, T.M. Brooks y J.E.M. Watson. 2016. Biodiversity: The Ravages of Guns, Nets and Bulldozers. *Nature*, volumen 536, 143-145 pp.

McIntyre, N.E., K. Knowles-Yánez y D. Hope. 2000. Urban Ecology as an Interdisciplinary Field: Differences in the Use of "Urban" Between the Social and Natural Sciences. 49-65 pp. En Marzluff, J.M., E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, C. ZumBrunnen y U. Simon (editores), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction between Humans and Nature*. Springer. Nueva York, EUA.

Moreno, C.E., G. Sánchez-Rojas, E. Pineda y F. Escobar. 2007. Shortcuts for Biodiversity Evaluation: A Review of Terminology and Recommendations for the Use of Target Groups, Bioindicators and Surrogates. *International Journal of Environment and Health*, volumen 1, 71-86 pp.

Nilon, C.H., A.R. Berkowitz y K.S. Hollweg. 2003. Introduction: Ecosystem Understanding is a Key to Understanding Cities. 1-13 pp. En Berkowitz, A.R., C.H. Nilon y K.S. Hollweg (editores), *Understanding Urban Ecosystems: A New Frontier for Science and Education*. Springer. Nueva York, EUA.

Pickett, S.T.A., W.R. Burch Jr. y J.M. Grove. 1999. Interdisciplinary Research: Maintaining the Constructive Impulse in a Culture of Criticism. *Ecosystems*, volumen 2, 302-307 pp.

Pickett, S.T.A., M.L. Cadenasso, D.L. Childers, M.J. McDonnell y W. Zhou. 2016. Evolution and Future of Urban Ecological Science: Ecology in, of, and for the City. *Ecosystem Health and Sustainability*, volumen 2, p. e01229.

Pickett, S.T.A., M.L. Cadenasso, J.M. Grove, C.G. Boone, P.M. Groffman, E. Irwin, S.S. Kaushal, V. Marshall, B.P. McGrath, C.H. Nilon, R.V. Pouyat, K. Szlavecz, A. Troy y P. Warren. 2010. Urban ecological systems: scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, volumen 92, 331-362 pp.

Rapoport, E.H., M.E. Díaz-Betancourt e I.R. López-Moreno. 1983. *Aspectos de la ecología urbana en la Ciudad de México: flora de las calles y baldíos*. Editorial Limusa. México, 197 pp.

Rapoport, E.H. e I.R. López Moreno (editores). 1987. *Aportes a la ecología urbana de la Ciudad de México*. Editorial Limusa. México, 228 pp.

Senar, J.C., M.J. Conroy, J. Quesada y F. Mateos-González. 2014. Selection Based on the Size of the Black tie of the Great tit may be Reversed in Urban Habitats. *Ecology and Evolution*, volumen 4, 2625-2632 pp.

Seto, K.C., M. Fragkias, B. Güneralp y M.K. Reilly. 2011. A Meta-analysis of Global Urban Land Expansion. *PLoS ONE*, volumen 6, p. e23777.

Shwartz, A., S. Shirley y S. Kark. 2008. How do Habitat Variability and Management Regime Shape the Spatial Heterogeneity of Birds Within a Large Mediterranean Urban Park? *Landscape and Urban Planning*, volumen 84, 219-229 pp.

Suárez-Rodríguez, M. y C. Macías-García. 2014. There is no such thing as a Free Cigarette; Lining Nests with Discarded Butts brings short-term Benefits, but Causes Toxic Damage. *Journal of Evolutionary Biology*, volumen 27, 2719-2726 pp.

Suárez-Rodríguez, M. y C. Macías-García. 2017. An Experimental Demonstration that House Finches add Cigarette butts in Response to Ectoparasites. *Journal of Avian Biology*, volumen 48, 1316-1321 pp.

Suárez-Rodríguez, M., I. López-Rull y C. Macías-García. 2013. Incorporation of Cigarette Butts into Nests Reduces Nest Ectoparasite load in Urban Birds: New Ingredients for an Old Recipe? *Biology Letters*, volumen 9, p. 20120931.

Suárez-Rodríguez, M.R. D. Montero-Montoya y C. Macías-García. 2017. Anthropogenic Nest Materials May Increase Breeding Costs for Urban Birds. *Frontiers in Ecology and Evolution*, volumen 5, p. 4.

Tayyebi, A., B.C. Pijanowski y A.H. Tayyebi. 2011. An Urban Growth Boundary Model Using Neural Networks, GIS and Radial Parameterization: An Application to Tehran, Iran. *Landscape and Urban Planning*, volumen 100, 35-44 pp.

Turner, W.R. 2003. Citywide Biological Monitoring as a Tool for Ecology and Conservation in Urban Landscapes: The Case of the Tucson Bird Count. *Landscape and Urban Planning*, volumen 65, 149-166 pp.

Un. 2005. Definition of "urban". *Demographic Yearbook* 2005*, table* 6. Recuperado el 4 de julio del 2017 desde: https://unstats.un.org/unsd/demographic/sconcerns/densurb/Defintion_of%20Urban.pdf

Un. 2015. *World urbanization prospects:* 2014 *revision*. United Nations. Nueva York, 493 pp.

Wigginton, N.S., J. Fahrenkamp-Uppenbrink, B. Wible y D. Malakoff. 2016. Cities Are the Future. *Science*, volumen 352, 904-905 pp.

Young, A.M. 1982. Notes on the Interaction of the Skipper Butterfly Calpodes ethlius (*Lepidoptera: Hesperiidae*) with its Larval Host Plant Canna edulis (*Cannaceae*) in Mazatlan, State of Sinaloa, Mexico. *Journal of the New York Entomological Society*, volumen 90, 99-114 pp.

Zhang, Y. 2013. Urban Metabolism: A Review of Research Methodologies. *Environmental Pollution*, volumen 178, 463-473 pp.

BIOÉTICA Y BIENESTAR ANIMAL EN INVESTIGACIONES CON FAUNA SILVESTRE

Andrea M. Olvera-Ramírez
Facultad de Ciencias Naturales
Universidad Autónoma de Querétaro

Adriana Cossío-Bayúgar
Agencia de Atención Animal de la Ciudad de México

Resumen

El presente capítulo tiene como finalidad brindar información básica sobre las disciplinas de bienestar animal y bioética a los profesionales dedicados al cuidado, manejo e investigación con animales silvestres, ya sea en cautiverio o en vida libre.

Bioética y el uso de fauna silvestre en investigación

La investigación básica y aplicada en fauna silvestre se realiza tanto en animales de vida libre como en cautiverio, lo que deriva en cuestionamientos morales acerca de las consecuencias sobre los sujetos de investigación y su entorno.

La palabra bioética se deriva de las vocablos griegos *bio* (vida) y *ethos* (costumbre o conducta). En la década de los setenta, Potter presentó a la bioética como un puente entre la ética clásica y la ciencia de la vida (Montes *et al.*, 2010; Cortina, 2016). Reich (1978) define la bioética como el "estudio sistemático de la conducta humana en el ámbito de las ciencias de la vida y

del cuidado de la salud, examinada a la luz de los valores y de los principios morales". En la actualidad, la bioética es considerada como una metodología de confrontación interdisciplinaria entre ciencias biomédicas, dando así elementos de juicio para orientar la toma de decisiones frente a dilemas éticos (Molina, 2011); se aplica con la finalidad de preservar y promover la vida de las generaciones presentes y futuras y de la naturaleza, cuidando a los seres vulnerables y asumiendo la responsabilidad por las consecuencias de las decisiones económicas y científicas (Cortina, 2016).

La bioética, cuando se centra únicamente en el humano, se conoce como ética antropocéntrica. Cuando se amplía el área de consideración moral hacia otros animales, se conoce como ética zoocéntrica; la ampliación del círculo a todos los seres vivos se conoce como biocentrismo. Desde una perspectiva inicialmente antropocéntrica derivada de la ética médica, Beauchamp y Childress (1999) describen cuatro principios orientadores: 1) El principio de *autonomía*, se refiere a la capacidad de autogobernarse, de darse normas a sí mismo sin influencia de personas externas o internas. Este principio suele ser controversial en el campo de la ética animal, puesto que la autonomía se considera en muchos casos un atributo exclusivo del humano; sin embargo, en el caso de los animales no humanos adquiere relevancia al ser afectados por acciones humanas (Landínez *et al.*, 2015). Los animales son capaces de tomar decisiones en relación a sí mismos y en sus acciones hacia los demás; no obstante, generalmente no se les permite ejercer esta autonomía, lo que los hace vulnerables. El humano es entonces el responsable de la toma de decisiones y la actuación que afectan el bienestar y la vida de los animales. 2) El principio de *beneficiencia* busca hacer el bien aumentando los beneficios y reduciendo los daños. 3) El de *no maleficiencia* establece la obligación de no hacer daño. 4) El de *justicia* estipula que debe haber una voluntad constante de dar a cada quien lo suyo (Beauchamp y Childress, 1999).

Además de estos principios, existen muchas otras perspectivas éticas que son importantes para la actuación humana en relación con los animales; por ejemplo, algunas propuestas reconocen derechos a los animales y deberes de los humanos hacia ellos (Regan, 1999). Otras corrientes, como la liberación animal de Singer (1976), proponen liberar a los animales del dominio del humano y del uso en actividades como producción de alimentos o investigación. La teoría de los principios para la resolución de conflictos de Taylor (1986), entre humanos y no humanos, considera los conflictos de intereses básicos, de los que depende la vida y salud de un organismo, o no básicos, que no afectan

la supervivencia. A partir de estas teorías y posturas se hacen los acercamientos a los problemas de la ética animal.

La investigación con animales y el principio de las tres Rs

Millones de animales son usados en investigación, desde el área cosmética hasta la farmacológica y de salud (Giacomotto y Ségalat, 2010), incluyendo las áreas de zoología, etología y ecología. Debido al enorme uso que se hace de ellos, y por las consecuencias en los animales involucrados, en todo el mundo se cuestiona, no sólo la cantidad de animales utilizada, sino el uso en sí mismo. De lo anterior han surgido recomendaciones y regulaciones en un intento de minimizar el daño sobre los animales y promover beneficios hacia ellos (Rollin, 2003; Doke y Dhawale, 2015). Para ello se han desarrollado alternativas, tanto en el manejo, como en las técnicas de investigación, que permitan disminuir la cantidad de animales utilizados, emplear técnicas menos invasivas y que causen menor daño a los individuos involucrados en los experimentos, así como para evitar procedimientos poco éticos (Balls, 1994; Balls, 2002; Ranganatha y Kuppast, 2012).

El principio de las tres Rs, propuesto inicialmente por Russell y Burch (Russell *et al.*, 1959) para la investigación con humanos, y adoptado posteriormente en la investigación con animales, ha permitido disminuir el daño y mejorar la calidad de vida de los organismos utilizados en investigación a través de su incorporación en las regulaciones y políticas vinculadas. Las tres Rs son: 1) *Reducir* el número de animales usado en experimentos. Una selección cuidadosa del diseño experimental y el uso de la estadística pueden producir resultados científicos significativos con un menor número de individuos (Fenwick *et al.*, 2009; Doke y Dhawale, 2015). 2) *Refinar* los métodos experimentales y el cuidado de los animales para reducir el dolor y el estrés durante los experimentos. Es decir, acciones como enriquecer el ambiente del alojamiento, minimizar manejos que causen dolor, incomodidad o estrés, y modificar las técnicas que causen daño al animal durante la investigación, no sólo disminuyen el daño sobre los animales, sino que permiten obtener resultados más confiables en los experimentos; dado que los desbalances en los niveles hormonales, los cambios fisiológicos y conductuales causados por estados afectivos negativos y el estrés pueden alterar los resultados del experimento (Hendriksen, 2009;

Fenwick *et al.*, 2009). De ahí que disminuir el dolor y el estrés de los animales no sólo mejora la calidad de vida del animal, sino que también mejora la calidad de la investigación (Hendriksen, 2009). 3) *Reemplazar* a los animales por modelos alternativos (Fenwick *et al.*, 2009), como cultivos celulares, modelos informáticos, tecnología de imagen o análisis (Balls, 2002; Doke y Dhawale, 2015). Curzer *et al.* (2016) proponen una cuarta R: *Rechazar* todas las propuestas de investigación que carezcan de oportunidad significativa de obtener conocimiento valioso, o cuando el balance entre el conocimiento adquirido y el sufrimiento infligido no lo justifique.

En el caso del trabajo de investigación de campo con fauna silvestre, disciplinas como la ecología, el manejo de fauna silvestre y la biología de la conservación tienen como objetivo la gestión y la supervivencia a largo plazo de especies o poblaciones sometidas a crecientes presiones humanas, para lo que desarrollan estudios de campo con animales con el fin de probar hipótesis y diseñar estrategias de manejo. Esto ha generado preocupación ética, dado que las condiciones en campo son muy diferentes a las de un laboratorio, y el alcance del daño puede ir más allá del individuo utilizado en la investigación y extenderse al grupo social, a la población y a otros individuos con los que interactúa (Putnam, 1995). El bienestar de la mayoría de los individuos de la población en vida libre se vuelve relevante, y es necesario seguir también en estos casos el principio de las tres Rs, tomando precauciones en el manejo y en el número de ejemplares colectados o muestreados (De la Rosa-Belmonte *et al.*, 2013; Curzer *et al.*, 2016). Además, la conservación de la fauna silvestre frecuentemente involucra la captura, manejo y transporte de animales, poniendo en riesgo a los organismos, lo que implica que hay que seguir protocolos seguros de transporte y contención química o física, que además contemplen el mayor número posible de contingencias y cómo enfrentarlas. Debido a la complejidad y diversidad de las situaciones en las que se utilizan individuos silvestres en la investigación, es necesario analizar cada caso empleando los lineamientos antes mencionados y discutirlos en equipos multidisciplinarios.

Bienestar animal en fauna silvestre

El desarrollo conceptual y científico sobre bienestar animal (BA) es resultado de la reacción social ante las consecuencias de los sistemas intensivos de producción en los animales. En las últimas décadas, el campo de estudio se ha

extendido a otros ámbitos en los que los humanos y los animales se relacionan directamente: enseñanza, investigación, espectáculos, zoológicos y acuarios, deportes y animales de compañía. Debido a que la definición del concepto "bienestar animal" continúa en discusión, para los objetivos del presente escrito se usará la definición integral y relativa acotada por Broom (1986), quien describe al BA como el modo en el que se encuentra un individuo al afrontar las condiciones de su entorno. Es decir, cómo es la calidad de vida de un individuo desde su propio punto de vista (Bracke *et al.*, 1999). Esto implica que el BA es: a) *un estado individual* (subjetivo); b) que *varía en un gradiente* que va de bueno a malo, dependiendo del éxito que tenga el organismo para adaptarse o enfrentar a su entorno; c) *depende de diversos factores* (multifactorial) como por ejemplo el alojamiento, el estado de salud, las relaciones sociales, incluyendo la interacción entre humanos y animales; d) es *multidimensional*, es decir, afecta al individuo en el aspecto físico, fisiológico y emocional; e) lo cual *puede ser medido* a través del uso de indicadores (Fraser y Broom, 1990; Broom, 2004b; Meehan y Mench, 2007) que midan el estado del individuo y no lo que el humano le aporta.

Principales problemas del bienestar animal

Todos los individuos, sin importar la especie, tienen necesidades biológicas, las cuales los inducen a obtener recursos y a responder a los estímulos ambientales externos o internos (Fraser y Broom, 1990; Broom, 2004a-2004b). Estas necesidades son producto de la evolución en un hábitat determinado (Phillips, 2002) y varían de acuerdo con la especie, raza, edad, estado fisiológico, historia de vida, aprendizaje y medio ambiente en el que se encuentra el organismo.

Los organismos presentan mecanismos adaptativos, como el estrés, que les permiten responder ante los cambios del entorno. Cuando las necesidades biológicas no se pueden satisfacer, se sobrepasan los mecanismos adaptativos y el bienestar del individuo se ve se afectado de forma negativa, presentando respuestas exacerbadas de estrés, estados mentales negativos, alteraciones en la salud, reproducción, longevidad y calidad de vida (Broom, 2004b).

Las condiciones de cautiverio pueden presentar situaciones que el organismo percibe como adversas y no logra resolver, generando un estado constante de frustración que deriva en cambios conductuales y fisiológicos asociados al estrés (Meehan y Mench, 2007; Mason y Burn, 2011).

Los principales factores que generan problemas en el bienestar de los individuos en cautiverio son: a) *Restricciones en la expresión apropiada de comportamientos* como la exploración, la locomoción, la alimentación y el forrajeo (Morgan y Tromborg, 2007; Kyriazakis y Tolkamp, 2011; Mason y Burn, 2011). b) *Situaciones sociales anormales*, como el aislamiento en individuos de especies sociales, el agrupamiento de individuos de especies solitarias, grupos sociales con estructuras anormales (ej. un solo sexo, o una sola edad), manejo de las relaciones parentales-filiales como durante el destete y durante el desarrollo juvenil, cercanía de depredadores potenciales, e interacciones negativas con el humano (Morgan y Tromborg, 2007; Mason y Burn, 2011). c) *Incertidumbre, falta de predicción y control del entorno*, por ejemplo, la imposibilidad de evadir o escapar de situaciones como la exposición al humano en los exhibidores, o de la agresión de conspecíficos por carecer de áreas de fuga, o simplemente el no contar con áreas de cobertura o refugio en especies que utilizan madrigueras; además del provocado por ciertos tipos de manejo que puede ocasionar aversión en los animales (Shepherdson *et al.*, 2004; Morgan y Tromborg, 2007). d) *Presencia de estímulos sensoriales que provocan aversión*, cuando no se consideran las capacidades sensoriales de una especie determinada para el desarrollo de albergues, planes de manejo o enriquecimiento ambiental. En general, las capacidades sensoriales por considerar son frecuencia y volumen de los sonidos, duración e intensidad de la iluminación, así como el ciclo circadiano y estacionalidad de la especie; olores irritantes, tóxicos, o fuente de estrés; temperatura ambiental y humedad. También es necesario considerar el aporte de sustratos que permitan al individuo protegerse del ambiente, una locomoción adecuada (ej. pisos no resbalosos), descanso adecuado (camas, espacio, jerarquización en el descanso) y la expresión de comportamientos normales como elaboración del nido (Shepherdson *et al.*, 2004; Morgan y Tromborg, 2007). e) *Ausencia de estímulos sensoriales,* porque los entornos poco estimulantes generan estados mentales negativos como aburrimiento, frustración, depresión (Morgan y Tromborg, 2007; Meehan y Mench, 2007; Mason y Burn, 2011).

Bienestar en fauna silvestre en vida libre

Aunque existe en algunos casos la actitud de considerar que el BA sólo debe de tomarse en cuenta en los animales que dependen directamente del humano y que están en cautiverio, las alteraciones en el hábitat afectan el bienestar de los animales en vida libre de manera similar a lo que ocurre cuando se encuentran en cautiverio.

La contaminación de diversos tipos (ej. física, química, auditiva, luminosa), la introducción de especies exóticas, fragmentación y pérdida del hábitat, repercuten en la posibilidad de alimentarse, de encontrar sitios y sustratos adecuados de anidación o de elaboración de madrigueras, así como de establecer grupos sociales funcionales. Esto interfiere con la capacidad de los individuos de cubrir sus necesidades biológicas, e implica un riesgo directo a la salud y la integridad de los organismos. Los individuos son incapaces de enfrentar un entorno con este tipo de alteraciones; se sobrepasan sus sistemas de regulación y no sólo se afecta su bienestar, sino el de la población y la especie.

Evaluación del bienestar animal

El nivel del BA puede evaluarse bajo situaciones de corta duración, como la captura, el manejo o el transporte; o bien, bajo situaciones a largo plazo, en las que el hábitat ha sido alterado, o en el cautiverio cuando se realizan cambios en los albergues, los grupos sociales o se implementan programas de enriquecimiento ambiental.

Los indicadores del bienestar pueden agruparse en:

a) Indicadores conductuales, que incluyen comportamientos normales presentes o suprimidos, y la presencia de conductas de aversión y anormales (Broom, 1986; Dawkins, 2004; Broom, 2004b; Broom, 2006). Aunque se ha hecho mucho énfasis en la importancia de los estados emocionales negativos de los animales, como el miedo y el sufrimiento, cada vez son más los autores que proponen que los estados emocionales positivos y sus comportamientos asociados, como el juego, deben ser considerados también al evaluar el BA (Meehan y Mench, 2007; Keeling *et al.*, 2011; Mellor, 2016).

b) Indicadores de salud, incluyendo el estado inmunológico, la prevalencia de enfermedades o lesiones, la condición corporal, la tasa de crecimiento y la longevidad (Broom, 2004b; Dawkins, 2004; Broom, 2006).

c) Indicadores fisiológicos, los cuales generalmente indican la activación de la respuesta al estrés, como la frecuencia cardiaca, la temperatura corporal, los niveles de hormonas adrenales (epinefrina, norepinefrina, cortisol, corticosterona) y sus metabolitos (Broom, 1986; Arnemo y Caulkett, 2007; Valdespino *et al.*, 2007; Stewart *et al.*, 2008). Con relación a la medición de hormonas, hay que considerar que la respuesta al estrés varía, no sólo debido a la especie y al individuo, sino al ciclo circadiano, la estacionalidad, la percepción del individuo sobre si su situación actual es mejor o peor que la anterior, experiencias tempranas, habituación al estresor e incluso la posición social dentro del grupo (Romero, 2004).

Las dimensiones múltiples del bienestar animal se incluyeron inicialmente en lo que se conoce como las "cinco libertades", descritas en el Reporte Brambell (*Technical Committee to Enquire into the Welfare of Animals Kept under Intensive Livestock Husbandry Systems*, 1965): los individuos deben estar libres de hambre y sed, incomodidad física o térmica, estados mentales negativos como el miedo o la angustia; dolor, lesiones y enfermedades, y deben poder expresar sus patrones normales de comportamiento. Estas libertades son el estado ideal de BA, sin embargo, en la vida cotidiana hay conflictos constantes entre ellas, por lo que su presentación simultánea y constante es irreal. Cada una de las dimensiones del BA varía constantemente en el tiempo, de acuerdo con los estímulos internos y externos (factores) que percibe el organismo. Al asociar los indicadores fisiológicos con otros indicadores, como los conductuales o los del estado de salud se han desarrollado protocolos de medición y evaluación del BA para algunas especies de animales domésticos, como los de Welfare Quality® (Dalmau *et al.*, 2009) y los de AWIN (2015). Estos protocolos permiten una evaluación más práctica y rápida, sin necesidad de acudir al laboratorio, y que integran mediciones de indicadores en diferentes dimensiones, como la alimentación, el alojamiento –hábitat–, el estado de salud y el comportamiento, basándose en gran parte en la evaluación directa del individuo.

Algunos de los indicadores usados en animales domésticos se han adaptado a diversas especies de fauna silvestre en cautiverio e incluso en vida libre, y basados en principios similares, se han desarrollado protocolos específicos para

diferentes especies de fauna silvestre (Wolfensohn y Honess, 2005a-2005b; Mollá *et al.*, 2011; Butterworth *et al.*, 2013; Hernández *et al.*, 2015). El uso de este tipo de mediciones multidimensionales es importante también en los casos de preliberación y postliberación de individuos de fauna silvestre, permitiendo identificar fallas en los programas y ajustarlos para que sean más exitosos (Swaisgood, 2007). Los estudios que miden glucocorticoides, el estado de salud y el comportamiento utilizan indicadores de BA que dan información sobre lo que sucede con la población a partir de lo que ocurre con los individuos. En el caso de los zoológicos, se pueden realizar estudios y evaluaciones interinstitucionales en las mismas especies, lo que permitiría identificar y comparar los ambientes y las situaciones que causan alteraciones en el nivel de bienestar (Shepherdson *et al.*, 2004).

Bienestar durante el manejo de la fauna silvestre

Cuando se realiza cualquier procedimiento de manejo o manipulación en un animal, no importa si se encuentra en cautiverio o en vida libre, se presentan respuestas al estrés. Para disminuir el riesgo de accidentes, lesiones, e incluso la muerte, no sólo de los individuos sometidos al manejo, sino de los manejadores, es fundamental seguir protocolos adecuados de reducción de estímulos mediante el uso de tapaojos, métodos de sujeción adecuados, disminuir la cantidad de sonidos (incluso tapar los conductos auditivos), control de temperatura y evitar procedimientos dolorosos y largos.

Existen protocolos bien establecidos para cada especie. El uso de fármacos tranquilizantes o anestésicos permite un mejor manejo y reducción del estrés en ciertos procedimientos y condiciones. Estos fármacos se encuentran clasificados dentro del Grupo I y su adquisición y uso están restringidos por la legislación mexicana; son de uso exclusivo de los médicos veterinarios con cédula profesional (SAGARPA, 2003, 2004, 2012). Actualmente existen protocolos bien establecidos para la manipulación, como captura, sujeción, uso de fármacos en muchas especies no domésticas, y constantemente se está generando literatura científica con estudios comparativos de métodos de captura y de manejo, así como sobre el uso de anestésicos en diferentes especies (Kock *et al.*, 1987; DelGiudice *et al.*, 2001; Cattet *et al.*, 2004; Mitchell *et al.*, 2004; West *et al.*, 2007; Stilwell *et al.*, 2008).

En el caso de ser necesario matar al individuo, habrá que consultar la Norma Oficial Mexicana NOM-033-SAG/ZOO-2014: Métodos para dar muerte a los animales domésticos y silvestres (SAGARPA, 2015), donde se especifican los mecanismos permitidos en México para matar animales. Existe además una serie de documentos en que se pueden consultar los métodos recomendados para cada especie (Underwood *et al.*, 2013).

Por último, se considera parte de la buena práctica tanto desde la perspectiva del bienestar como del de la bioética, adoptar el principio de las tres Rs para desarrollar estudios científicos o de enseñanza con animales (Arnemo y Caulkett, 2007; Paquet y Darimont, 2010; Conservation and Animal Welfare Science Workshop, 2010).

Recomendaciones para mejorar el bienestar animal en fauna silvestre en cautiverio

Para atender los problemas de bienestar y proveer de exhibidores que den un aspecto naturalista hacia el público, muchos zoológicos han hecho modificaciones en los albergues, mediante el incremento en el tamaño y calidad de los alojamientos. Por ejemplo, implementando sitios que permitan el uso de espacios verticales para primates y otras especies arborícolas; aportando áreas de fuga y áreas de refugio que les permitan a los individuos sentir que tienen cierto control sobre su entorno; generando entornos más enriquecidos que favorezcan la expresión de comportamientos naturales en la especie, mediante el uso de sustratos diversos, sonidos y olores que incrementen los estímulos sensoriales (Morgan y Tromborg, 2007; Maple, 2007; Meehan y Mench, 2007).

Otra forma de mejorar el bienestar de los animales es promover la formación de grupos sociales que sean más similares a los que formaría la especie en vida libre (Maple, 2007). La interacción humano-animal utilizando condicionamiento operante con refuerzos positivos también es considerada una forma de enriquecimiento ambiental (Maple, 2007; Mollá *et al.*, 2011).

Una de las actividades más importantes para mejorar el BA en animales en cautiverio es el enriquecimiento ambiental. Hay abundante literatura al respecto, dirigida a grupos taxonómicos particulares con lineamientos para implementar los programas de enriquecimiento de forma segura. De manera general, en el enriquecimiento hay que considerar que, para muchas especies animales, los factores sociales son más importantes que los aspectos espaciales,

y que la calidad del espacio es más importante que la cantidad (Maple, 2007). Muchos de los métodos de enriquecimiento ambiental promueven el aumento de movimientos propios de la especie, así como del tiempo invertido en una actividad, por ejemplo, el forrajeo, y también una mayor atención a un objetivo. Esto ayuda a disminuir comportamientos anormales, como las estereotipias; en otros casos permite incrementar las actividades que signifiquen retos para los animales de acuerdo con sus habilidades cognitivas y conductuales (Mason, *et al.* 2007; Meehan y Mench, 2007; Špinka y Wemelsfelder, 2011).

Promover buenos niveles de bienestar, además de cumplir con una obligación moral y favorecer la salud física y mental de los animales en cautiverio, fortalece los programas de reproducción en cautiverio para conservación *ex-situ* y para reintroducción (Swaisgood, 2007). Sin embargo, esto último es cuestionado si se considera que la presión de selección natural del comportamiento hacia caracteres adaptativos al ambiente es inexistente en cautiverio, y que los programas se dirigen sólo a un pequeño número de individuos y especies (Jamieson, 2002).

Conclusiones

Existen diferentes posturas éticas que incluyen a los animales como sujetos de consideración moral, especialmente a consecuencia de su vulnerabilidad frente a las acciones directas o indirectas del humano. Por esto se deben buscar mecanismos para evitar o minimizar el daño y maximizar el beneficio hacia ellos, mediante el análisis de cada caso en particular que derive en protocolos de actuación y en acciones concretas. El BA, que surge de la reacción a la forma en la que los animales son tratados y afectados por el humano, es una disciplina científica que permite evaluar las condiciones en las que se encuentran los animales en diferentes ámbitos, desde el cautiverio hasta vida libre, y establecer criterios para la crianza, mantenimiento, manejo y manipulación de los animales, que permitan cumplir los objetivos, no sólo de éxito en su mantenimiento en cautiverio, sino en la conservación de especies y asumir un trato que derive de la obligación moral que tenemos hacia ellos.

Referencias

Arnemo, J.M. y N. Caulkett. 2007. Stress. 103-109 pp. En West, G., D.J. Heard y N. Caulkett (editores), *Zoo Animal and Wildlife Immobilization and Anestesia*. Blackwell Publishing.

Awin. 2015. *Animal Welfare Indicators*. Recuperado el 28 de julio del 2017 desde: http://www.animal-welfare-indicators.net/site/

Balls, M. 1994. Replacement of Animal Procedures: Alternatives in Research, Education and Testing. *Laboratory Animals*, volumen 28, 193-211 pp.

Balls, M. 2002. Future Improvements: Replacement *in vitro* Methods. *Ilar Journal*, volumen 43, s69-s73 pp.

Beauchamp, L.T. y F.J. Childress. 1999. *Principios de Ética Biomédica*. Masson. s.a. España, 522 pp.

Bracke, M.B.M., B.M. Spruijt y J.H.M. Metz. 1999. Overall Animal Welfare Assessment Reviewed. Part 1: "Is it possible?" *Netherlands Journal of Agricultural Science*, volumen 47, 279-291 pp.

Broom, D.M. 1986. Indicators of Poor Welfare. *British Veterinary Journal*, volumen 142, 524-526 pp.

Broom, D.M. 2004a. Welfare. En Andrews, A.H., R.W. Blowey, H. Boyd y R.G. Eddy (editores), *Bovine Medicine: Diseases and Husbandry of Cattle*. 2da edición. Blackwell Publishing.

Broom, D.M. 2004b. Bienestar animal. 52-87 pp. En Galindo F. y F. Orihuela (editores), *Etología Aplicada*. Universidad Nacional Autónoma de México.

Broom, D.M. 2006. Behaviour and Welfare in Relation to Pathology. *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 97, 73-83 pp.

Butterworth, A., P. Brakes, C.S. Vail y D. Reiss 2013. A Veterinary and Behavioral Analysis of Dolphin Killing Methods Currently Used in the "Drive Hunt" in Taiji, Japan. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, volumen 16, 184-204 pp.

Cattet, M.R., N.A. Caulkett, C. Wilson, T. Vandenbrink y R.K. Brook. 2004. Intranasal Administration of Xylazine to Reduce Stress in Elk Captured by Net Gun. *Journal of Wildlife Diseases*, volumen 40, 562-565 pp.

Conservation and Animal Welfare Workshop. 2010. Conservation and Animal Welfare: Consensus Statement and Guiding Principles. *Animal Welfare*, volumen 19, 191-192 pp.

Cortina, A. 2016. Bioética para el siglo xxi: construyendo esperanza. *Revista Iberoamericana de Bioética*, volumen 1, 1-12 pp.

Curzer, H.J., G. Perry, M.C. Wallace y D. Perry. 2016. The Three Rs of Animal Research: What they Mean for the Institutional Animal Care and Use Committee and Why. *Science and Engineering Ethics*, volumen 22, 549-565 pp.

Dalmau, A., D. Temple, P. Rodríguez, P. Llonch y A. Velarde. 2009. Application of the Welfare Quality® Protocol at Pig Slaughterhouses. *Animal Welfare*, volumen 18, 497-505 pp.

Dawkins, M.S. 2004. Using Behavior to Assess Animal Welfare. *Animal Welfare*, volumen 13, s3-s7 pp.

De la Rosa-Belmonte, S.J., F. López-Carmen, J.E. Ramírez-Hernández, O.J. Sánchez-Núñez y R. Guerrero-Arenas. 2013. Consideraciones éticas en el manejo de animales en campo y en laboratorio. *Ciencia y Mar*, volumen 17, 5-54 pp.

DelGiudice, G.D., B.A. Mangipane, B.A. Sampson y C.O. Kochanny. 2001. Chemical Immobilization, Body Temperature and Post-release Mortality of White-tailed Deer Captured by Clover Trap and Net-gun. *Wildlife Society Bulletin*, volumen 29, 1147-1157 pp.

Doke, S.K. y S.C. Dhawale. 2015. Alternatives to Animal Testing: A Review. *Journal Saudi Pharmaceutical*, volumen 23, 223-229 pp.

Fenwick, N., G. Griffin y C. Gauthier. 2009. The Welfare of Animals Used in Science: How the "Three Rs" Ethic Guides Improvements. *The Canadian Veterinary Journal*, volumen 50, p. 523.

Fraser, A.F. y D. Broom. 1990. *Farm Animal Behaviour and Welfare*. Cab International.

Giacomotto, J. y L. Ségalat. 2010. High-throughput Screening and Small Animal Models, Where Are We? *British Journal of Pharmacology*, volumen 160, 204-216 pp.

Hendriksen, C.F. 2009. Replacement, Reduction and Refinement Alternatives to Animal Use in Vaccine Potency Measurement. *Expert Review of Vaccines*, volumen 8, 313-322 pp.

Hernández-Cruz, G., A.M. Santillán-Doherty, A. Cossío-Bayúgar y R.V. Arenas-Rosas. 2015. Elaboración y aplicación de un instrumento de evaluación de bienestar animal para macaco cola de muñón (*Macaca arctoides*) en cautiverio. p. 95. En *v Congreso Mexicano de Primatología.* 29 *junio-2 julio.* Boca del Río, Veracruz.

Jamieson, D., 2002. Zoos Revisited. 176-189 pp. En Jamieson, D. *Morality's Progress: Essays on Humans, other Animals and the Rest of Nature*. Clarendon Press. Oxford.

Keeling, L., J. Rushen e I. Duncan. 2011. Understanding Animal Welfare. 13-26 pp. En Appleby, M.C., J.A Mench., I.A.S. Olsson y B.O. Hughes (editores), *Animal Welfare*. 2da edición. Cab International.

Kock, M.D., D.A. Jessup, R.K. Clark, C.E. Franti y R.A. Weaver. 1987. Capture Methods in Five Subspecies of Free-ranging Bighorn Sheep: An Evaluation of Drop-net, Drive-net, Chemical Immobilization and the Net-gun. *Journal of Wildlife Diseases*, volumen 23, 634-640 pp.

Kyriazakis, I. y B. Tolkamp. 2011. Hunger and Thirst. 44-63 pp. En Appleby, M.C., J.A. Mench, I.A.S. Olsson y B.O. Hughes (editores), *Animal Welfare*. 2da edición. Cab International.

Landínez, Á.Y., S. Tenorio-Sosa, y V. Puentes-Tarazona. 2015. Bioética y bienestar animal en Medicina Veterinaria. *Conexión Agropecuaria JDC*, volumen 4, 77-87 pp.

Maple, T.L. 2007. Toward a Science of Welfare for Animals in the Zoo. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, volumen 10, 63-70 pp.

Mason, G. y C. Burn. 2011. Behavioural Restriction. 98-119 pp. En Appleby, M.C., J.A. Mench, I.A.S. Olsson y B.O. Hughes (editores), *Animal Welfare*. 2da edición. Cab International.

Mason, G., R. Clubb, N. Latham y S. Vickery. 2007. Why and How Should We Use Environmental Enrichment to Tackle Seterotypic Behaviour? *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 102, 163-188 pp.

Meehan, C.L. y J.A Mench. 2007. The Challenge of Challenge: Can Problem Solving Opportunities Enhance Animal Welfare? *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 102, 246-261 pp.

Mellor, D.J. 2016. Moving Beyond the "Five Freedoms" by Updating the "Five Provisions" and Introducing Aligned "Animal Welfare Aims". *Animals*, volumen 6, 1-7 pp.

Mitchell, K.D., J.M. Stookey, D.K. Laturnas, J.M. Watts, D.B. Haley y T. Huyde. 2004. The Effects of Blindfolding on Behavior and Heart Rate in Beef Cattle During Restraint. *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 85, 233-245 pp.

Molina, N. 2011. ¿Qué es la bioética y para qué sirve? Un intento de pedagogía callejera. *Revista Colombiana de Bioética*, volumen 6, 110-117 pp.

Mollá, M.I., M.A. Quevedo y F. Castro. 2011. Bobcat (*Lynx rufus*) Breeding in Captivity: The Importance of Environmental Enrichment. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, volumen 14, 85-95 pp.

Montes, D., J. de la Ossa y A. Fernández. 2010. Ética animal se aplica en Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, volumen 2, 377-384 pp.

Morgan, K.N. y C.T. Tromborg. 2007. Sources of Stress in Captivity. *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 102, 262-302 pp.

Paquet, P.C. y C.T. Darimont. 2010. Wildlife Conservation and Animal Welfare: Two Sides of the same Coin? *Animal Welfare*, volumen 19, 177-190 pp.

Phillips, C. 2002. The Welfare of Calves. 30-37 pp. En Phillips, C. *Cattle Behaviour and Welfare*. 2da edición. Blackwell Publishing.

Putnam, R.J. 1995. Ethical Considerations and Animal Welfare in Ecological Field Studies. *Biodiversity and Conservation*, volumen 4, 903-915 pp.

Ranganatha, N. e I.J. Kuppast. 2012. A Review on Alternatives to Animal Testing Methods in Drug Development. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences*, volumen 4, 28-32 pp.

Regan, T. 1999. Are Zoos Morally Defensible? 38-51 pp. En Norton, B.G., M. Hutchins, E.F. Stevens y T.L. Maple (editores), *Ethics on the Ark. Zoos, Animal Welfare and Wildlife Conservation*. Smithsonian Institution Press. eua.

Reich, W.T. (coordinador). 1978. *Encyclopedia of Bioethics*, Nueva York, i, p. xix. En Sgreccia, Elio, 1996. *Manual de Bioética*. Instituto de Humanismo en Ciencias Sociales, p. 36.

Rollin, B.E. 2003. Toxicology and New Social Ethics for Animals. *Toxicologic Pathology*, volumen 31, 128-131 pp.

Romero, L.M. 2004. Physiological Stress in Ecology: Lessons from Biomedical Research. *Trends in Ecology and Evolution*, volumen 19, 249-255 pp.

Russell, W.M.S, R.L. Burch y C.W. Hume. 1959. *The Principles of Humane Experimental Technique*. Methuen. Londres, 238 pp.

Sagarpa. 2003. Norma Oficial Mexicana nom-064-zoo-2000. Lineamientos para la clasificación y prescripción de productos farmacéuticos veterinarios por el nivel de riesgo de sus ingredientes activos. 29-37 pp. En *Diario Oficial de la Federación*. 27 de enero del 2003.

Sagarpa. 2004. Acuerdo por el que se establece la clasificación y prescripción de los productos farmacéuticos veterinarios por el nivel de riesgo de sus ingredientes activos. 1-11 pp. En *Diario Oficial de la Federación*. 12 de julio del 2004.

Sagarpa. 2012. Acuerdo por el que se modifica el diverso por el que se establece la clasificación y prescripción de los productos farmacéuticos veterinarios por el nivel de riesgo de sus ingredientes activos. 80-100 pp. En *Diario Oficial de la Federación*. 5 de marzo del 2012.

Sagarpa. 2015. Norma Oficial Mexicana nom-033-sag/zoo-2014, Métodos para dar muerte a los animales domésticos y silvestres. *Diario Oficial de la Federación*. Recuperado el 26 de agosto del 2015 desde: http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5405210&fecha=26/08/2015

Shepherdson, D.J., K.C. Carlstead y N. Wielebnowski. 2004. Cross-institutional Assessment of Stress Responses in Zoo Animals Using Longitudinal Monitoring of Faecal Corticoids and Behaviour. *Animal Welfare*, volumen 13, s105-113 pp.

Singer, P. 1976. *Animal Liberation: Towards an End to Man's Inhumanity to Animals*. Granada Publishing Ltd.

Špinka, M. y F. Wemelsfelder. 2011. Environmental Challenge and Animal Agency. 27-43 pp. En Appleby, M.C., J.A. Mench, I.A.S Olsson y B.O. Hughes (editores), *Animal Welfare*. 2da edición. Cab International.

Stewart, M., A.L. Schaefer, D.B. Haley, J. Colyn, N.J. Cook, K.J. Stafford y J.R. Webster. 2008. Infrared Thermography as a Non-invasive Method for Detecting Fear-related Responses of Cattle to Handling Procedures. *Animal Welfare*, volumen 17, 387-393 pp.

Stilwell, G., R. Campos-Carvalho, M.S. Lima y D.M. Broom. 2008. The Effect of Duration of Manual Restraint During Blood Sampling on Plasma Cortisol Levels in Calves. *Animal Welfare*, volumen 17, 383-385 pp.

Swaisgood, R.R. 2007. Current Status and Future Directions of Applied Behavioral Research for Animal Welfare and Conservation. *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 102, 139-162 pp.

Taylor, P.W. 1986. *Respect for Nature. A Theory of Environmental Ethics*. Princeton University Press. Nueva Jersey, eua.

Technical Committee to Enquire into the Welfare of Animals Kept Under Intensive Livestock Husbandry Systems. 1965. *Brambell Report*. Recuperado el 31 de julio del 2017 desde: http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20121010012427/http://www.fawc.org.uk/freedoms.htm

Underwood, W., R. Anthony, S. Gwaltney-Brant, A.S. Poison y R. Meyer. 2013. *Avma Guidelines for the Euthanasia of Animals:* 2013 *edition*. American Veterinary Medical Association. Schaumburg, eua.

Valdespino, C., R. Martínez-Mota, L.M. García-Feria y L.E. Martínez-Romero. 2007. Evaluación de eventos reproductivos y estrés fisiológico en vertebrados silvestres a partir de sus excretas: evolución de una metodología no invasiva. *Acta Zoológica Mexicana*, volumen 23,151-180 pp.

West, G., D. Heard y N. Caulkett. 2007. *Zoo Animal and Wildlife Immobilization and Anestesia*. Blackwell Publishing.

Wolfensohn, S. y P. Honess. 2005a. Physical Well-Being. 59-98 pp. En Wolfensohn, S. y P. Honess (editores), *Handbook of Primate Husbandry and Welfare*. Blackwell Publishing.

Wolfensohn, S. y P. Honess. 2005b. Psychological Well-Being. 99-114 pp. En Wolfensohn, S. y P. Honess (editores), *Handbook of Primate Husbandry and Welfare*. Blackwell Publishing.

TÉCNICAS



Fotografía: Juan Ramón Gutiérrez Robles

TÉCNICAS PARA LA RECOLECCIÓN DE ARAÑAS Y OTROS ARÁCNIDOS EN AMBIENTES ANTRÓPICOS

Javier Ponce-Saavedra
Laboratorio de Entomología "Biol. Sócrates Cisneros Paz"
Facultad de Biología
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Ana F. Quijano-Ravell
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería
Laboratorio de Interacciones Biológicas
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Alejandro Valdez-Mondragón
Laboratorio de Aracnología
Laboratorio Regional de Biodiversidad y Cultivo de Tejidos
Vegetales del Instituto de Biología unam, sede Tlaxcala

Resumen

Las arañas ocupan una gran variedad de hábitats terrestres por lo que no es de extrañar que sean animales comunes en ambientes modificados como los agroecosistemas o las zonas urbanas, llegando incluso a encontrarse en el interior de casas habitación. Para diseñar un muestreo apropiado en ambientes antrópicos es relevante considerar la diversidad de especies y grupos funcionales que pueden estar presentes, y a partir de eso decidir sobre las diferentes técnicas de muestreo, así como su frecuencia, que permitan capturar la mayor diversidad posible. En esta colaboración se presenta una breve revisión sobre las técnicas que consideramos más apropiadas en ambientes urbanizados.

Introducción

Algunos insectos, como mariposas y escarabajos, tradicionalmente se han reconocido como bioindicadores de los cambios en el ambiente, debido a la especificidad de sus requerimientos ecológicos o su hábitat (Wettstein y Schmid, 1999). Es de uso general la idea de que los arácnidos son poco útiles en este sentido, ya que la gran mayoría son animales generalistas en cuanto a sus hábitos alimentarios; sin embargo, algunos arácnidos pueden informar sobre diferentes modificaciones ambientales, como la estructura de su hábitat, la exposición al viento, especialmente para las arañas tejedoras de redes orbiculares o que usan la estructura de la vegetación para colocar sus redes de captura o refugio (Wheater *et al.*, 2000, Figura 1), los cambios en temperatura o humedad y, por supuesto, las drásticas modificaciones provocadas por la antropización.



Figura 1

Argiope trifasciata. Especie tejedora de redes orbiculares muy común en sistemas alterados de México.

Fotografía: Javier Ponce-Saavedra, 2005

Las arañas ocupan una gran variedad de hábitats, por lo que se les ha considerado animales cosmopolitas en sistemas terrestres (Foelix, 2011), incluyendo las dunas costeras (Bonte *et al.*, 2003). Son animales comunes en ambientes modificados como los agroecosistemas y las zonas urbanas, y se les encuentra incluso dentro de las casas habitación. Algunas especies pueden colonizar parcialmente los sistemas hídricos, como *Argyroneta aquatica*, la cual genera una burbuja de aire que le ayuda a respirar dentro del agua (Figura 2). Mientras que *Dolomedes triton*, así como otros pisaúridos y licósidos, tienen la capacidad de dominar la tensión superficial para cazar algunas larvas o pequeños peces (Foelix, 2011).



Figura 2

Argyroneta aquatica. Araña adaptada para sumergirse en el agua.

Fotografía: www.freenatureimages.eu

El orden *Araneae* es un grupo megadiverso con 47,556 especies (*World Spider Catalog*, 2018), sólo por debajo de los órdenes de insectos *Coleoptera*, *Hymenoptera*, *Diptera* y *Hemiptera* (Coddington y Levi, 1991; Foelix, 2011). Se tiene registro de 117 familias y 4,090 géneros. Las "arañas saltarinas" de la familia *Salticidae* (625 géneros y 6,080 especies) y *Linyphiidae* (606 géneros y 4,564 especies), son hasta ahora las de mayor riqueza. Otras familias muy diversas incluyen al grupo de tejedoras de redes orbiculares *Araneidae* (174 gé-

neros y 3,134 especies), a las arañas parientes de la "viuda negra" de la familia *Theridiidae* (124 géneros y 2,503 especies) y otras tres familias que rebasan las 2,000 especies descritas a la fecha (*Gnaphosidae* con 2,217; *Lycosidae* con 2,420 y *Thomisidae* con 2,171) (*World Spider Catalog*, 2018).

Desde el punto de vista ecológico, las arañas son importantes debido a su hábito esencialmente depredador de insectos y otros pequeños artrópodos, llegando a ser consideradas como controladores biológicos de plagas (Pekár, 2005); aunque su éxito es relativo y quizá sea mejor ubicarlas como reguladoras de las poblaciones de sus presas. También son presas cuando se convierten en alimento para diferentes grupos de depredadores, principalmente pequeños vertebrados.

La clasificación de las arañas, en función de sus hábitos y comportamiento especializado para alimentarse o refugiarse, permite apreciar diferencias importantes que deben ser consideradas en el diseño de muestreo. Las técnicas empleadas en ambientes ligeramente modificados no difieren sustancialmente de las técnicas utilizadas en los ambientes naturales, sobre todo cuando se trata de ecosistemas alterados por tala o por cambio de uso del suelo para fines de producción agrícola. Estas técnicas de muestreo, sin embargo, deberán ser adaptadas o modificadas cuando se muestrea en sitios altamente transfomados, como en zonas urbanas, jardinadas o en casa habitación, ya que algunas técnicas comunes no son aplicables en estas condiciones.

De acuerdo con Uetz *et al.* (1999), hay dos grandes grupos de arañas: a) las que elaboran redes como método para capturar presas, y b) las que son cazadoras activas y atrapan a sus presas por acecho o persecución. Esta primera separación puede dar idea de lo complicado que resulta capturar a estos animales en ambientes altamente antropizados.

Los trabajos sobre arañas antrópicas en México han sido orientados a determinar especies que habitan dentro de viviendas humanas, siendo los listados taxonómicos el enfoque principal. Para los otros órdenes de arácnidos no existen estudios en áreas urbanas, aun cuando hay especies de importancia médica, como el caso de los alacranes del género *Centruroides*. Así, en México son escasos los estudios sobre arañas urbanas, en el interior y exterior de viviendas, y han sido realizados por autores como Jiménez (1998), quien registró para la ciudad de La Paz, Baja California Sur, 42 especies de arañas. Por su parte, Cupul-Magaña y Navarrete-Heredia (2008) reportaron 10 familias de arañas para viviendas de Puerto Vallarta, Jalisco. Durán-Barrón *et al.* (2009) encontraron 63 especies para casas de la Ciudad de México. Desales-Lara *et al.* (2013) re-

gistraron 28 especies y 13 morfoespecies de 16 familias en la ciudad de Toluca. Salazar-Olivo y Solís-Rojas (2015) identificaron 59 especies correspondientes a 29 familias de arañas en Ciudad Victoria, Tamaulipas. Rodríguez-Rodríguez *et al.* (2015) registraron 63 morfoespecies, 49 géneros y 21 familias en Chilpancingo, Guerrero. Recientemente, Maldonado-Carrizales y Ponce-Saavedra (2017) compararon dos sitios contrastantes en grados de antropización en Morelia, Michoacán, reportando 22 géneros, 7 especies y 15 morfoespecies de arañas. Quijano-Ravell y Ponce-Saavedra (2017) registraron la diversidad de géneros de arañas de la familia *Salticidae* dentro de viviendas humanas y en el área peridomiciliar de la parte norte de Ciudad Caucel, comisaría de Mérida, Yucatán, registrando 8 géneros. Finalmente, Maldonado-Carrizales *et al.* (2018) reportan 20 familias, 29 géneros, 6 especies y 29 morfoespecies en Morelia, Michoacán.

Se han realizado estudios sobre la diversidad de arañas en diferentes tipos de hábitat (Brown *et al.*, 2003; Coddington *et al.*, 1996) e incluso en paisajes fragmentados (Bonte *et al.*, 2003), y en general se ha observado un incremento en la diversidad de arañas con relación al grado de perturbación. Recientemente se ha demostrado que esto aparentemente ocurre con "arañas saltarinas" en ambientes altamente urbanizados en la ciudad de Morelia, Michoacán (Maldonado-Carrizales y Ponce-Saavedra, 2017) y en un área urbana de Yucatán (Quijano-Ravell y Ponce-Saavedra, 2017). En estos casos está ocurriendo un reemplazamiento de especies generando comunidades distintas en su composición, pero sin diferencias en la diversidad alfa. Lo anterior sustenta la hipótesis de que hay especies o grupos de especies que en condiciones de mínima antropización no encuentran un ambiente favorable y, si están presentes, son raras; sin embargo, cuando se modifica el ambiente, ocupan un lugar importante en la nueva estructura de la comunidad de arañas.

El muestreo en ambientes antropizados

El diseño de muestreo

Para implementar un diseño de muestreo apropiado para arácnidos en ambientes antropizados es relevante considerar la diversidad de especies y grupos funcionales que pueden estar presentes, y en función de eso, decidir sobre las diferentes técnicas de muestreo y la frecuencia de los muestreos, lo que permitirá obtener un inventario confiable.

Una forma para elegir los sitios en los que se hará el muestreo consiste en ubicar un gradiente de urbanización (ver Capítulo 1). Para ello es útil contar con información sobre los procesos de urbanización a nivel municipal (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2015). Es posible identificar también otros gradientes para una misma zona urbana, por ejemplo, un gradiente hacia áreas con actividad industrial o comercial permitiría identificar fauna introducida y patrones de colonización.

Dentro de las zonas urbanas pueden elegirse sitios específicos para realizar los muestreos. Como ya se mencionó, muchos estudios sobre arácnidos se han orientado a las especies que habitan dentro de viviendas humanas. En este caso, se puede realizar una selección estratificada de las construcciones, por ejemplo, estableciendo transectos del centro histórico hacia la periferia de la ciudad, y hacia los diferentes puntos cardinales, delimitando círculos concéntricos (Figura 3) en los cuales se obtendrían al azar las viviendas por estudiar.

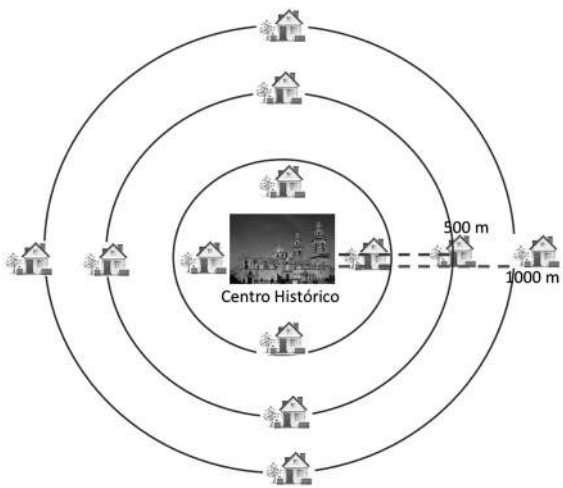


Figura 3

Esquema que sugiere la ubicación de casas o construcciones por muestrear en un diseño concéntrico para ciudades. Elaborado por: Javier Ponce-Saavedra, 2016

En el caso de que el investigador esté interesado en comparar otras condiciones particulares de antropización, como puede ser el efecto del avance de las áreas agrícolas o el establecimiento de huertos de frutales o granjas de cualquier índole, los sitios de estudio también podrán elegirse estableciendo gradientes. En otros casos, los estudios pueden diseñarse contrastando condiciones (ver Capítulo 1), por ejemplo, comparando: a) sitios de muy bajo impacto antrópico: remanentes de la vegetación original; b) sitios con actividades humanas moderadas, como zonas con actividad ganadera, y c) zonas de cultivo, que representarían los sitios de alto impacto antrópico.

Es pertinente señalar la importancia de que todo aquel que pretenda realizar la recolección de especímenes en áreas urbanas deberá contar con autorización de los particulares para ingresar a su propiedad: casas, terrenos baldíos, jardines y área peridomiciliar; asimismo, es necesario revisar la legislación municipal en materia de recolección de ejemplares o informar a la autoridad pertinente previo a la realización del trabajo de recolecta.

Técnicas de recolección

Recolecta directa

Esta técnica es indispensable y deberá utilizarse en todos los ambientes antropizados. La recolecta directa en las viviendas consiste en hacer una búsqueda intensiva en piso, paredes, oquedades, hendiduras, registros de agua y luz, debajo de los cilindros de gas o tanques estacionarios, detrás de muebles y cuadros, a fin de localizar principalmente arañas, opiliones y alacranes, los cuales deberán atraparse con pinzas, pinceles o frascos, dependiendo del sitio en que se localicen. Si se encuentran en rincones o esquinas de difícil acceso, un frasco vacío o una pequeña red pueden facilitar la colecta. Para colectar la mayoría de los arácnidos es recomendable utilizar pinzas y protegerse las manos con guantes. Debe tenerse especial cuidado en la colecta de alacranes, viuda negra, viuda café y araña violinista, que son animales peligrosos (Figura 4). Muchos arácnidos son pequeños y difícilmente se recolectarán de manera directa sin causarles daño, por lo que se recomienda utilizar pinceles o un aspirador de insectos (Figura 5).

Para exteriores, hay al menos otras dos formas de recolectar arácnidos: las trampas de caída y la recolección de hojarasca.

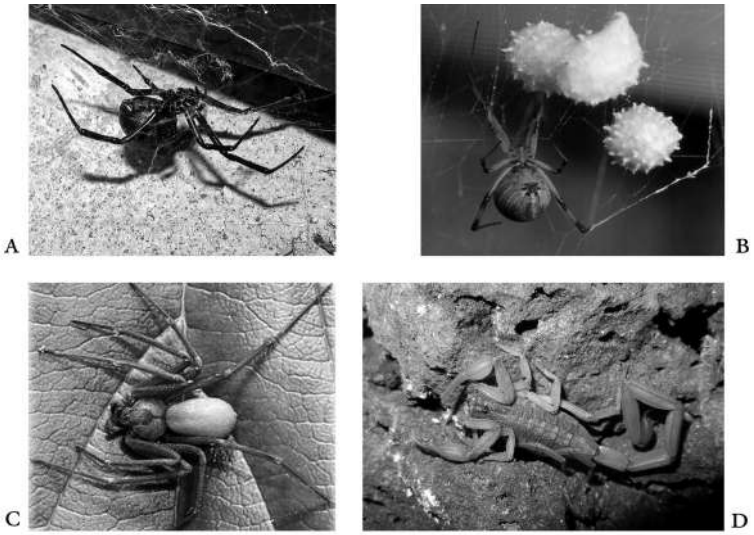


Figura 4

Especies antrópicas en diferentes áreas de Michoacán[1] y que representan peligro para la salud humana: a) *Latrodectus mactans* (viuda negra). b) *L. geometricus* (viuda café). c) *Loxosceles* sp. (araña violinista). d) *Centruroides infamatus* (alacrán).

Fotografías: Ana F. Quijano-Ravell, 2016

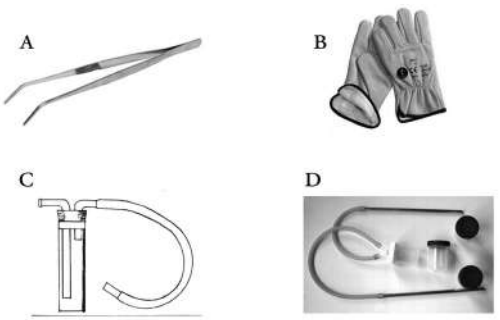


Figura 5

Equipo fundamental para recolección directa de arácnidos:
pinzas, guantes y aspirador de insectos

[1] Las "viudas" recolectadas en Morelia, la "violinista" en Apatzingán y el alacrán en Uruapan, Michoacán.

Las trampas de caída

Las arañas que vagan sobre el suelo y que no tienen hábito de construir redes son atrapadas más fácilmente por medio de trampas tipo *pit-fall* o trampas de caída (Figura 6). Estas trampas consisten en recipientes que se colocan a ras de suelo y los animales que caminan por el sitio caen dentro de la trampa. En el fondo puede colocarse un líquido que actúe como agente letal o conservador, lo cual dependerá de los objetivos del estudio, el tiempo de exposición de las trampas y las condiciones climáticas del lugar. Por ejemplo, si el estudio es de corto plazo y las trampas estarán expuestas 24 a 72 h en clima templado, es recomendable utilizar alcohol al 75% como conservador, pero si el clima es caluroso, deberá agregarse glicerina o anticongelante para autos, una de cuatro partes, para una mejor conservación. Por el contrario, si es un estudio en el que se expondrán las trampas por períodos de semanas o meses, el líquido conservador deberá ser exclusivamente anticongelante, aunque para ocupar los ejemplares posteriormente en laboratorio, deberán lavarse y algunos de ellos pueden tornarse quebradizos. La capacidad del recipiente puede variar desde 250 ml hasta un litro. La decisión deberá tomarse en función del tamaño de los animales que interesa atrapar y el tiempo que estarán expuestas las trampas.

El diámetro del recipiente utilizado en las trampas de caída dependerá del tipo de organismos que interesa capturar; por ejemplo, si se quieren recolectar principalmente arañas sin incluir tarántulas, un diámetro de 10 cm o menos es suficiente; mientras que un diámetro grande, entre 12 y 15 cm, permite atrapar tarántulas, con el problema de que además caerán pequeños vertebrados que pueden no ser de interés para el estudio. Esto puede evitarse adicionando un cono o embudo fabricado con la parte superior de un envase de refresco, de acuerdo con el diámetro de la trampa, el cual se pone de manera inversa en el recipiente que contiene el líquido conservador (Figura 6), permitiendo que los animales grandes puedan escapar de la trampa.

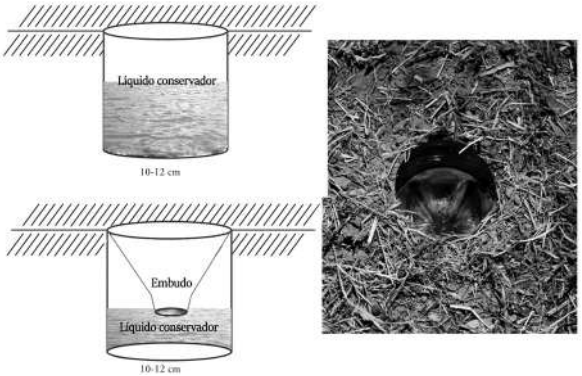


Figura 6

Trampas de caída elaboradas con botella de refresco, sin y con embudo.

A la derecha su apariencia en campo.

Fotografía: Javier Ponce-Saavedra, 2015

La disposición de las trampas en el área puede ser aleatoria si el interés es sólo conocer qué especies habitan en un ambiente determinado. Pero si se pretende calcular estimadores de diversidad o comparar áreas, entonces es recomendable utilizar un muestreo sistemático en el que las trampas se colocan siguiendo un patrón lineal o transecto, separadas por una distancia predefinida, buscando cubrir la mayor heterogeneidad de sustratos presentes en el área. Una disposición en zigzag en transectos de 50 a 100 m lineales, en diseños de cuadrantes o transectos en T, también ha dado buenos resultados (Figura 7).

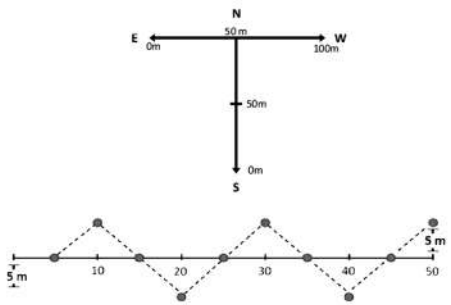


Figura 7

Colocación de trampas de caída en transectos en un diseño en T y en zigzag.

Tomado de: Quijano-Ravell, 2008

Selección de hojarasca y uso del embudo de Berlese

Los pequeños arácnidos que se encuentran en la hojarasca de parques y jardines pueden colectarse tomando una determinada cantidad de hojarasca y colocándola en bolsas de color negro para posteriormente procesarla con un embudo de Berlese (Figura 8).

Los embudos consisten en una malla fina sobre una estructura de forma cónica, en la que se deposita la hojarasca; posteriormente, se expone a una fuente de luz. Esta exposición hará que los arácnidos y otros organismos presentes en la hojarasca, migren hacia la parte inferior, donde estará colocado un recipiente con líquido conservador, que generalmente es alcohol etílico 70-75%. El tiempo que se debe dejar funcionando el embudo es variable, pero un periodo de 12 a 24 h es más que suficiente para que los arácnidos caigan en el líquido.

Si se pretende hacer análisis ecológicos con esta técnica, es suficiente con tener un volumen de hojarasca definido como unidad de muestra y un número suficientemente grande de muestras que puedan representar apropiadamente la heterogeneidad del ambiente de interés.

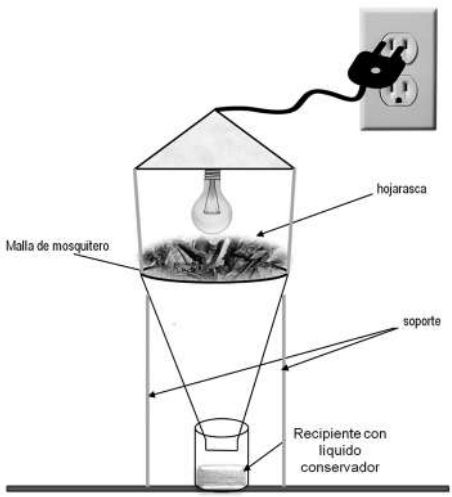


Figura 8

Componentes básicos de un embudo de Berlese *sensu*.

Javier Ponce-Saavedra, 2017

Muestreo sobre la vegetación

En los ambientes urbanos, agrícolas o modificados con fines agropecuarios, la vegetación ha sido altamente modificada, de tal forma que puede haber pocas especies y pocos individuos de cada especie de araña que utilizan las plantas como su hábitat, principalmente arañas tejedoras y saltarinas. Para recolectarlas se debe hacer en principio recolección directa y posteriormente utilizar alguna de las siguientes técnicas:

a) Golpeo sobre la vegetación

Es la más empleada y fácil de aplicar; aunque en áreas urbanas no siempre es posible utilizarla, ya que las personas no permiten que se maltraten sus plantas. Se puede utilizar una red de golpeo o una red tipo paraguas (manta de Bignell), en ambos casos es necesario golpear sobre las plantas para que los arácnidos sean recogidos con la red utilizada, que se sugiere sea de manta para que resista el golpeo (Figura 9). En el caso de la red de golpeo la muestra completa se fija directamente en alcohol; mientras que la manta de Bignell es más selectiva, ya que los ejemplares de interés se recolectan directamente sobre la manta y se sacrifican en alcohol, pudiendo liberar el resto de los organismos capturados.

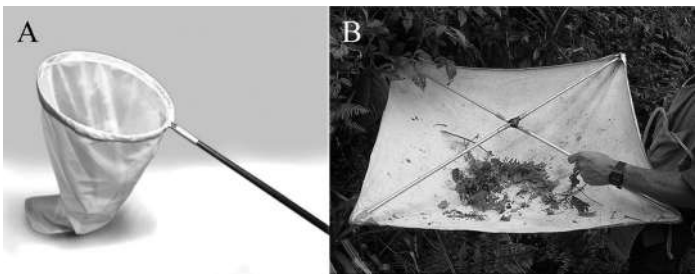


Figura 9

a) Red de golpeo y b) red tipo paraguas (manta de Bignell), para recolecta en vegetación. Fotografías: Maldonado-Carrizales, 2017

b) Nebulización con insecticida

En los casos en que no se pueden usar las técnicas de golpeo, puede recomendarse usar una bomba para aplicar un insecticida que mate a los arác-

nidos, colocando una manta en la base de la planta, arbusto o árbol de interés. Deberán utilizarse sólo insecticidas piretroides con baja residualidad y mínima acción tóxica contra vertebrados. Esta técnica también es útil para la captura de los animales que viven en las partes altas de los árboles. En cualquier caso, no debe ser un método preferencial; su uso deberá estar justificado y deberá contarse con los permisos correspondientes.

c) Aspiradoras

El uso de aspiradoras es una técnica que permite la captura de una gran diversidad de organismos que habitan en la vegetación y en lugares inaccesibles, en el interior de las construcciones, sin embargo, debido a que no es una técnica selectiva, no es recomendable para estudios dirigidos a un grupo en particular, ya que la muestra completa se fija en alcohol sin oportunidad de liberar los organismos que no se pretende estudiar.

Recolección nocturna con lámparas de luz blanca

Sirve para buscar arácnidos que tienen actividad nocturna, principalmente para individuos que están sobre el suelo y entre la vegetación, como licósidos y aranéidos, a los cuales les brillan los ojos al reflejarse la luz blanca o amarilla, haciendo fácil su detección. Otros arácnidos como los amblipígidos y solífugos (Figura 10) pueden encontrarse en su actividad nocturna con este tipo de luz.

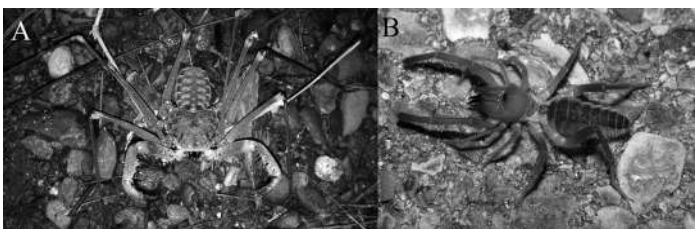


Figura 10

Algunos ejemplos de arácnidos que pueden detectarse con luz blanca.

A) Tendarapos (*Amblypygi*) y B) solífugos.

Fotografías: Ana F. Quijano-Ravell, 2015

Lámparas de luz roja

Este tipo de luz se recomienda para atrapar a un organismo una vez que se ha detectado, ya que provoca una menor respuesta defensiva, permitiendo una captura más fácil. Debe tenerse cuidado, ya que no todos los arácnidos responden igual ante este tipo de luz.

Lámparas de luz negra (u.v.)

Esta longitud de onda (aprox. 320 nm) es usada para detectar alacranes. Los componentes de su cubierta corporal, principalmente las cumarinas, fluorescen al contacto con esta luz, permitiendo apreciar su silueta en coloración amarillenta o verdosa brillante, haciendo muy fácil la detección y posterior captura del animal (Figura 11).

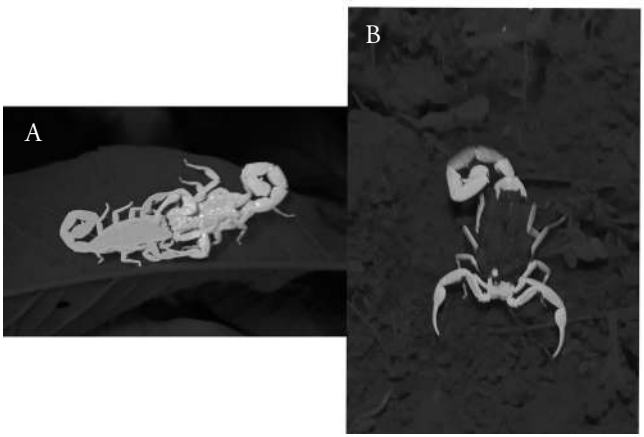


Figura 11

a) Comportamiento de cortejo de *Centruroides ornatus* (alacrán de Morelia).

b) Hembra de la misma especie con sus crías en el dorso.

Fotografías tomadas en campo con luz negra: Ana F. Quijano-Ravell, 2015.

Las crías no brillan debido a que aún no han tenido su primera muda y todavía no tienen en su cutícula los componentes que reaccionan a la longitud de onda de la luz negra

Consideraciones finales

Los ambientes altamente antropizados incluyen propiedades privadas: huertas, zonas agrícolas, ranchos, parques, fábricas y casas habitación, por lo que trabajar en estos lugares requiere de una importante labor de convencimiento con los dueños o habitantes de las construcciones o propiedades, a fin de que otorguen permiso para hacer una recolecta sistemática, y no en una sola ocasión, lo que permite obtener información más valiosa que un simple inventario o listado. Por otro lado, es muy importante informar a las personas sobre aspectos de la biología e importancia de los animales que se encuentran en las inmediaciones o dentro de sus propiedades, enfatizando la inexistencia de peligro para la tranquilidad de las personas, ya que la mayoría de las especies de arácnidos que conviven con los humanos no son peligrosas. En caso de encontrar especies que representen algún riesgo para la salud, también deberá informarse sobre estas especies y poner especial interés en su captura para eliminar el riesgo que representan. Los jardines, parques y áreas productivas deberán considerarse como zonas de bajo riesgo, a diferencia de las casas habitación, escuelas, fábricas o ambientes similares en los que hay continua presencia de personas, por lo que se deberá tener especial cuidado con el manejo de la información y los ejemplares potencialmente peligrosos.

Es muy conveniente que los investigadores o personas del ámbito académico que se encuentren interesados en realizar trabajos de investigación en ambientes altamente antropizados, establezcan relaciones y, en el mejor de los casos, trabajen de manera coordinada con las empresas de control de plagas, ya que este tipo de actividad económica representa una gran oportunidad para obtener ejemplares que se encontraron en el interior de las construcciones, áreas modificadas o casas habitación, evitando así duplicar el trabajo, con el plus de la generación de conocimiento en el proceso del control.

Si algunas personas quisieran apoyar con ejemplares que capturaron en sus casas, es muy recomendable que se recojan los organismos, incluso muertos después de aplicar insecticidas o ser aplastados, y que se depositen en frascos de vidrio o plástico con alcohol del que comúnmente se vende en las farmacias, en una concentración del 70%. Una vez que se tengan en el frasco, en un papel bond común se escribirá con lápiz la fecha, la ubicación del sitio de captura: domicilio o colonia, fraccionamiento, nombre de la construcción, huerta o rancho, y el nombre de la persona que los recolectó. Con esta información, los frascos pueden llevarse a una institución educativa como un instituto tecnoló-

gico, instituto de investigación, universidad, donde es más probable que haya personas capacitadas para identificar y procesar la información o bien tengan la forma de hacerlo llegar a quienes nos dedicamos al conocimiento de la biodiversidad asociada con ambientes modificados y tratamos de comprender el proceso que ocurre para que las poblaciones de arácnidos puedan establecerse en estas nuevas condiciones.

Referencias

Bonte, D., L. Baert y J. Maelfait. 2002. Spider Assemblage Structure and Stability in a Heterogeneous Coastal Dune System (Belgium). *Journal of Arachnology*, volumen 30, 331-343 pp.

Brown, M.W., J. Schmitt y B. Abraham. 2003. Seasonal and Diurnal Dynamics of Spiders (*Araneae*) in West Virginia Orchards and the Effect of Orchard Management on Spider Communities. *Environmental Entomology*, volumen 32, 830-839 pp.

Cupul-Magaña, F.G. y J.L. Navarrete-Heredia. 2008. Artropodofauna de las viviendas de Puerto Vallarta, Jalisco, México. *Ecología Aplicada*, volumen 7, 187-190 pp.

Coddington, J.A. y H.W. Levi. 1991. Systematics and Evolution of Spiders (*Araneae*). *Annual Review of Ecology and Systematics*, volumen 22, 565-592 pp.

Coddington, J., L. Young y F. Coyle. 1996. Estimating Spider Species Richness in a Southern Appalachian Cove Hardwood Forest. *Journal of Arachnology*, volumen 24, 111-128 pp.

Desales-Lara, M.A., O.F. Francke y P. Sánchez-Nava. 2013. Diversidad de arañas (*Arachnida: Araneae*) en hábitats antropogénicos. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 84, 291-305 pp.

Durán-Barrón, C.G., O.F. Francke y T.M. Pérez-Ortiz. 2009. Diversidad de arañas (*Arachnida: Araneae*) asociadas con viviendas de la ciudad de México (Zona Metropolitana). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 80, 55-69 pp.

Foelix, R.F. 2011. *Biology of Spiders.* Oxford University Press. Nueva York, 416 pp.

Jiménez, M.L. 1998. Aracnofauna asociada a las viviendas de la ciudad de La Paz, bcs, México. *Folia Entomológica Mexicana*, volumen 102, 1-10 pp.

Maldonado-Carrizales, J. y J. Ponce-Saavedra. 2017. Arañas saltarinas (*Araneae: Salticidae*) en dos sitios contrastantes en grado de antropización en Morelia, Michoacán, México. *Entomología Mexicana*, volumen 4, 598-604 pp.

Maldonado-Carrizales, J., A.F. Quijano-Ravell, C.E. Guzmán-García y J. Ponce-Saavedra. 2018. Arañas (*Araneae: Araneomorphae*) antrópicas de Morelia, Michoacán, México. *Entomología Mexicana*, volumen 5, 22-28 pp.

Pekár, S. 2005. Predatory Characteristics of Ant-eating Zodarion Spiders (*Araneae: Zodariidae*): Potential Biological Control Agents. *Biological Control*, volumen 34, 196-203 pp.

Quijano-Ravell, A.F. 2008. Diversidad aracnofaunística en dos tipos de vegetación de la Sierra de los Agustinos, municipio de Acámbaro, Guanajuato, México. *Entomología Mexicana*, volumen 7, 369-374 pp.

Quijano-Ravell, A.F. y J. Ponce-Saavedra. 2017. Géneros de saltícidos urbanos (*Arachnida: Araneae: Salticidae*) de "Ciudad Caucel", Comisaría Mérida, Yucatán, México. *Entomología Mexicana*, volumen 4, 605-610 pp.

Rodríguez-Rodríguez, S.A., K.P. Solís-Catalán y A. Valdez-Mondragón. 2015. Diversity and Seasonal Abundance of Anthropogenic Spiders (*Arachnida: Araneae*) in Different Urban Zones of the City of Chilpancingo, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 86, 962-971 pp.

Salazar-Olivo, C.A. y C. Solís-Rojas. 2015. Araneofauna Urbana (*Arachnida: Araneae*) de Ciudad Victoria, Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, volumen 31, 55-66 pp.

Uetz, G.W., J. Halaj y A. Cady. 1999. Guild Structure of Spiders in Major Crops. *Journal of Arachnology*, volumen 27, 270-280 pp.

Wettstein, W. y B. Schmid. 1999. Conservation of Arthropod Diversity in Montane Wetlands: Effects of Altitude, Habitat Quality and Habitat Fragmentation on Butterflies and Grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*, volumen 36, 363-373 pp.

Wheater, C., W. Cullen y J. Bell. 2000. Spider Communities as Tools in Monitoring Reclaimed Limestone Quarry landforms. *Landscape Ecology*, volumen 15, 401-406 pp.

World Spider Catalog. 2018. World Spider Catalog. Versión 19.0. *Bernisches Historisches Museum*. Recuperado el 19 de junio del 2018 desde: http://wsc.nmbe.ch

TÉCNICAS PARA MONITOREAR ANFIBIOS Y REPTILES EN AMBIENTES URBANOS

Hublester Domínguez-Vega
Yuriana Gómez-Ortiz
División de Desarrollo Sustentable
Universidad Intercultural del Estado de México

Leonardo Fernández-Badillo
Predio Intensivo de Manejo de Vida Silvestre
X-Plora Reptilia

Resumen

La diversidad de anfibios y reptiles de México destaca debido a la riqueza de especies y endemismos. Sin embargo, el conocimiento sobre estos grupos en las zonas urbanas es incipiente. Este capítulo presenta un análisis de la literatura científica sobre anfibios y reptiles en zonas urbanas y áreas adyacentes para: 1) evidenciar la importancia y el potencial de la investigación sobre especies nativas y exóticas, y 2) presentar técnicas estandarizadas para el muestreo y monitoreo de anfibios y reptiles. Se revisaron 44 publicaciones de doce zonas urbanas de México. La mayoría de los estudios se ubican en el centro del país. Los registros de ocurrencia y los inventarios de especies son las publicaciones más abundantes. Se detectaron seis líneas de investigación que deberán fortalecerse en estudios futuros: conservación, salud humana, especies exóticas, planeación urbana, educación ambiental y ecología básica. Conocer sobre la presencia y el estado de las especies con distribución restringida dentro o alrededor de las zonas urbanas debe ser una prioridad. La literatura

sobre anfibios y reptiles en ambientes urbanos del país incluye técnicas de muestreo directas e indirectas. Aquí presentamos varias técnicas y ofrecemos recomendaciones para su aplicación con base en los objetivos de estudio y las características de los espacios urbanos. Se recomienda que antes de realizar los muestreos, se delimite y zonifique el área de estudio. Las características del microhábitat pueden ser cruciales para la persistencia de las especies en los ambientes urbanos, por lo que se recomienda caracterizar los paisajes urbanos en diferentes escalas, desde microhábitat hasta paisaje.

Introducción

La diversidad de anfibios (*Lissamphibia*) y reptiles (*Sauropsida*: *Crocodylia*, *Squamata* y *Testudines*) de México destaca a nivel global debido a la riqueza de especies y porcentaje de endemismos (376, 67% y 864, 57% respectivamente; Flores-Villela y García-Vázquez, 2014; Parra-Olea *et al.*, 2014). Aunque hay que aclarar que estos números varían dependiendo de la fuente consultada (*e.g.*, *AmphibiaWeb*, 2017 y Frost, 2017, para anfibios; Uetz *et al.*, 2017 para reptiles). Es claro que el inventario de especies para nuestro país aún está incompleto, por lo que se espera la descripción de varias especies más; pero también es claro que se ha logrado un avance importante en la cuantificación de su riqueza y distribución.

En particular, el conocimiento sobre el estado de las poblaciones y comunidades de anfibios y reptiles en las zonas urbanas de nuestro país es incipiente. Desafortunadamente, esta carencia de conocimiento es común en todo el mundo. McDonnell y Hahs (2015) muestran, en una revisión global, que los estudios sobre anfibios y reptiles en zonas urbanas representan sólo el uno por ciento de la literatura al respecto. Además, Mitchell y Brown (2008) evidencian que Latinoamérica está entre las regiones menos estudiadas a nivel mundial.

La recopilación completa de la riqueza y diversidad de anfibios y reptiles en las zonas urbanas de México está más allá del alcance de este trabajo, pero consideramos que debe ser una de las primeras metas de los estudios de ecología urbana mexicana. Podemos decir que en México aún no existe una tradición de estudio de anfibios y reptiles en zonas urbanas. Esta situación, además de evidenciar las necesidades de investigación, nos ofrece la oportunidad de generar metodologías comparables para el estudio de poblaciones y comuni-

dades en diversas localidades. Este capítulo presenta un análisis de la literatura científica sobre anfibios y reptiles en zonas urbanas y áreas adyacentes para: 1) evidenciar la importancia y el potencial de la investigación sobre especies nativas y exóticas, y 2) presentar técnicas estandarizadas para el muestreo y monitoreo de anfibios y reptiles aplicables en zonas urbanas y que permitan comparaciones espaciales y temporales.

Estudios en zonas urbanas y conservación

Estudios en varias regiones muestran que la urbanización afecta severamente a reptiles y anfibios. Entre los impactos más notables están la disminución de la riqueza de especies, la homogenización biótica y el reemplazo de especies nativas por no nativas (Böhm *et al.*, 2013). Se ha sugerido que la capacidad limitada de movimiento y la sensibilidad a cambios en el microclima hacen que los anfibios y reptiles sean particularmente sensibles al proceso de urbanización. Una de las evidencias más fuertes es que las extinciones locales son relativamente comunes para ambos grupos en zonas urbanas. El primer registro al respecto data de 1950, pero a partir de entonces se han documentado casos en todo el mundo (Mitchell *et al.*, 2008).

En México se desconoce la frecuencia de los eventos de extinción local, sin embargo, se reconoce que varias especies están en alto riesgo debido a la combinación de distribuciones restringidas, aproximadamente el 70% de anfibios y el 40% de los reptiles, y perturbaciones del hábitat (Santos-Barrera *et al.*, 2004; Baena *et al.*, 2008). Por ejemplo, se sabe que en la Ciudad de México se encuentran dos anfibios de particular importancia para la conservación: *Eleutherodactylus grandis* y *Ambystoma mexicanum*. De manera similar, varias especies están amenazadas por áreas urbanas adyacentes, como *Ambystoma andersoni*, restringida a la laguna de Zacapu; *A. dumerilii*, al Lago de Pátzcuaro, Michoacán; *Anolis taylori*, en los remanentes de la vegetación nativa de Acapulco, Guerrero, y la recientemente descrita *Kinosternon vogti*, en Puerto Vallarta, Jalisco. Un listado de anfibios probablemente extintos de México, donde se incluyen algunas especies cercanas a zonas urbanas, se encuentra en el trabajo de Baena *et al.* (2008). En la revisión realizada para este trabajo, no se encontró información similar para los reptiles, lo que evidencia la necesidad de estudios al respecto.

Bioindicadores

Los anfibios y reptiles se han sugerido como modelos útiles para la evaluación de los efectos del cambio ambiental y la contaminación sobre vertebrados (Hopkins, 2000; Mitchell y Brown, 2008). El descenso global de las poblaciones de anfibios y el reconocimiento de su vulnerabilidad ante los contaminantes dispararon los estudios de este grupo en la década de los noventa (Lannoo, 2005; Wells, 2007). Pero en los últimos años, se ha evidenciado que los reptiles pueden ser incluso más sensibles, debido a varias características relacionadas con su historia de vida y atributos biológicos (Hopkins, 2000; Wells, 2007). Por ejemplo, Tracy *et al.* (2006) utilizaron a la tortuga del desierto (*Gopherus agassizi*) para mostrar que los cambios antropogénicos y la presencia de algunas sustancias químicas en el ambiente pueden impactar los procesos fisiológicos de los vertebrados, causando inanición, cambios hormonales, reducción de la capacidad inmune y otras formas de estrés fisiológico.

Planeación urbana

Uno de los efectos de la urbanización, observado en diferentes ciudades y grupos biológicos, es la homogeneización biótica. Es decir, la sobrevivencia selectiva de ciertas especies en respuesta a su tolerancia a las actividades humanas, lo que se evidencia con el hecho de que en muchas zonas urbanas se observan especies similares. Entre los mecanismos responsables de la homogeneización biótica destacan la fragmentación del hábitat y las limitaciones de dispersión impuestas por estructuras como los caminos y carreteras. Los anfibios y reptiles pueden ser buenos indicadores de la permeabilidad de los ambientes urbanos debido a su baja capacidad de dispersión y al hecho de que se ven seriamente afectados por las vías de comunicación terrestre (Mitchell *et al.*, 2008). Por lo tanto, estos vertebrados podrían utilizarse como subrogados en la planeación urbana para favorecer el desplazamiento, no sólo de los individuos, sino también de los procesos de flujo génico. Por ejemplo, se ha observado que los campos de golf y cursos de ríos y arroyos pueden cumplir con el papel de rutas de dispersión, tanto para anfibios como para reptiles (Gaston, 2010).

Educación ambiental

Un estudio global encontró que la explotación y uso de los reptiles es el segundo factor de mayor importancia que afecta su conservación (Böhm *et al.*, 2013). En México, se ha documentado que la cacería aversiva puede ser una de las principales causas de mortalidad de reptiles (Domínguez-Vega *et al.*, 2017). Por lo tanto, la educación ambiental representa una de las áreas de mayor importancia en la conservación de estos vertebrados. En las zonas urbanas, la fauna silvestre está presente principalmente en propiedad privada y por lo tanto la disponibilidad de las personas para compartir el espacio puede ser determinante para su conservación. A pesar de que los anfibios y reptiles están entre los grupos con mayor rechazo social, la educación ambiental ha demostrado ser una herramienta útil para mejorar la aceptación de fauna silvestre en espacios urbanos y periurbanos. Por ejemplo, Arias *et al.* (2014) y Sousa *et al.* (2016) mostraron que la educación ambiental puede modificar las actitudes públicas, incluso cuando el grupo de estudio es el menos apreciado.

Salud pública

Algunas especies de reptiles de México, en particular serpientes venenosas y cocodrilos, pueden causar lesiones graves e incluso la muerte. Los casos de accidente ofídico y ataques de cocodrilos normalmente ocurren en zonas rurales o en ambientes con baja perturbación. Sin embargo, la presencia de estas especies en las zonas urbanas y áreas adyacentes implica un riesgo para la salud humana y las mordeduras de serpientes deben considerarse como una emergencia médica (Gil-Alarcón *et al.*, 2010). De acuerdo con la literatura, las serpientes venenosas están presentes en al menos cinco de las doce zonas urbanas revisadas en este trabajo (ver abajo). No se encontraron publicaciones que registren mordeduras de serpientes venenosas en estas zonas, aunque de manera informal se sabe de varios casos ocurridos en zonas urbanizadas. Por otro lado, se han reportado cinco ataques de cocodrilos en la zona urbana y en las inmediaciones de Puerto Vallarta, Jalisco, lo que pone en evidencia la importancia del manejo apropiado de esta especie (Cupul-Magaña *et al.*, 2010).

Especies nativas y exóticas

La introducción de especies destaca entre las principales causas de pérdida de la biodiversidad. Las especies exóticas afectan a las nativas a través de mecanismos como la depredación, competencia y transmisión de enfermedades y parásitos (Álvarez-Romero *et al.*, 2008; Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Las zonas urbanas son los centros principales de introducción de fauna silvestre, tanto de manera intencional como accidental. La mayoría de las especies exóticas permanecen restringidas a las zonas urbanas, pero algunas pueden extender su distribución. En ambos casos pueden observarse efectos negativos a diferentes escalas espaciales o temporales (Rodda y Tyrrell, 2008). Por ejemplo, la introducción de la serpiente marrón (*Boiga irregularis*) en Guam tomó casi cuatro décadas para mostrar sus efectos catastróficos (Rodda *et al.*, 1999), mientras que la introducción del sapo gigante (*Rhinella horribilis*) ha mostrado efectos mucho más rápidos y extensos en diferentes regiones del mundo (Phillips *et al.*, 2006).

Para México, se han reportado doce reptiles exóticos (*Anolis allisoni*, *A. carolinensis*, *A. sagrei*, *Chrysemys picta bellii*, *Gehyra mutilata*, *Hemidactylus frenatus*, *H. mabouia*, *H. turcicus*, *Idontyphlops braminus*, *Sphaerodactylus argus*, *Trachemys scripta*) y dos anfibios (*Lithobates catesbeianus* y *Xenopus laevis*), varios con presencia en zonas urbanas. Sólo hay estudios detallados del patrón de distribución para *H. frenatus* (Farr, 2011). También se ha registrado la presencia de *Varanus exanthematicus*, *Apalone spinifera* y *Gopherus berlandieri* como especies exóticas en el área urbana de Puerto Vallarta, Jalisco (Cupul-Magaña, 2012; Lavin *et al.*, 2014; CONABIO, 2016). Dentro de estas especies, *L. catesbeianus*, *Trachemys scripta* y *H. frenatus* son posiblemente las de mayor importancia debido a la extensión de su distribución y a su abundancia. La revisión de literatura sólo arrojó estudios sobre el impacto que está causando *H. frenatus* (Muñiz-Corona *et al.*, 2018), pero es clara la necesidad de realizar más estudios para demostrar el impacto de las especies introducidas en las zonas urbanas.

Categorías de riesgo

En la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010) se encuentran 194 especies de anfibios pertenecientes a 29 géneros y 11 familias. En cuanto a los reptiles, la Norma Oficial incluye 466 especies de 115 géneros y 36 familias (SEMARNAT, 2010). La literatura revisada para México muestra que nueve estudios reportan el estado de amenaza respecto a la NOM-059-SEMARNAT-2010. Las especies con distribución restringida e incluidas en las zonas urbanas, o en sus inmediaciones, destacan en esta categoría. Existen algunas propuestas que han estimado el grado de amenaza para anfibios y reptiles de México; por ejemplo, Santos-Barrera *et al.* (2004), con base en el riesgo de extinción, la vulnerabilidad intrínseca y la distribución (endemismo y amplitud), proponen que aproximadamente el 53% de los anfibios y el 52% de los reptiles son prioritarios para la conservación. También se han generado propuestas de la vulnerabilidad para anfibios y reptiles de México con base en la amplitud de la distribución geográfica, la distribución ecológica y el modo reproductivo, concluyendo que para ambos grupos más de la mitad de las especies presentan una vulnerabilidad alta (Wilson *et al.*, 2013a-2013b).

Avances en el estudio de anfibios y reptiles en zonas urbanas de México

Aquí presentamos un panorama general sobre el estado del conocimiento en esta área. Se encontraron 44 publicaciones sobre anfibios y reptiles de doce zonas urbanas y áreas adyacentes de México (Figura 1). Sabemos que también puede haber mucha información valiosa en tesis profesionales o en artículos publicados en revistas con poca distribución, por lo que el acceso a esta literatura resultó complicado. No tuvimos acceso a dos de las 44 publicaciones, (Dugès, 1888; Hernández-Gómez y Flores-Villela, 1985). De ellas sólo se presenta la referencia bibliográfica. Existe un sesgo espacial hacia el centro del país, donde se registran seis ciudades con al menos un estudio. Aproximadamente el cincuenta por ciento de los trabajos han sido realizados en el Valle de México, donde se incluye el trabajo de Dugès (1888), que es probablemente el primer estudio del país en que se recopila información sobre anfibios y reptiles en las inmediaciones de una zona urbana. Del resto de estudios, seis se han realizado en Puerto Vallarta, Jalisco, tres en Pachuca, Hidalgo, y los demás cu-

bren las zonas urbanas de Acapulco, Guerrero; Ciudad Valles, San Luis Potosí; Cholula, Puebla; Córdoba, Veracruz; Manzanillo, Colima; Monterrey, Nuevo León; Morelia, Michoacán; Querétaro, Querétaro, y Villahermosa, Tabasco. Además, se encontraron tres estudios que incluyen información de varias zonas urbanas y un estudio que analiza la importancia de la herpetofauna urbana sin estar asociado a ninguna zona en particular (Tabla 1).

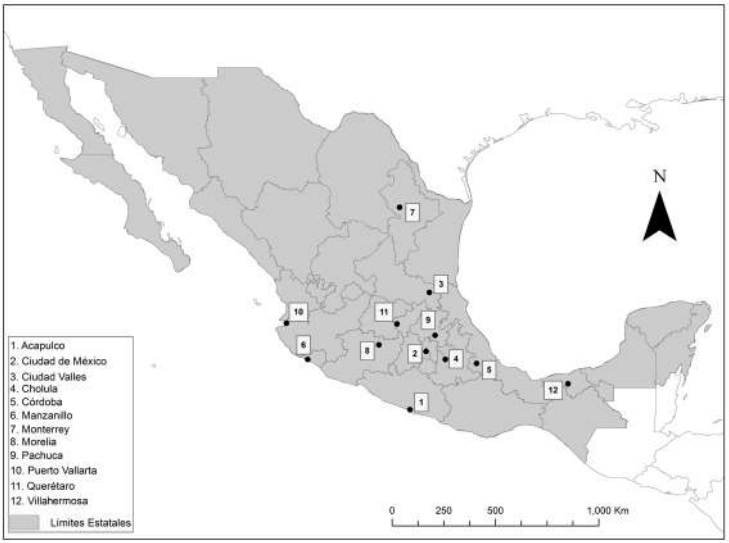


Figura 1
Ubicación de las ciudades donde se han realizado
trabajos sobre anfibios y reptiles de México

En los estudios revisados, destaca la descripción de una nueva especie: *Kinosternon vogti*, en el área urbana de Puerto Vallarta, Jalisco. Los registros de ocurrencia son probablemente las publicaciones más abundantes. En los estudios revisados para este trabajo se incluyen siete de este tipo; sin embargo, existen varios reportes más, los cuales son complicados de cuantificar debido a que no incluyen palabras clave que los relacionen con zonas urbanas. Por ejemplo, Farr (2011) presenta una revisión de las localidades de ocurrencia, donde se incluyen varias zonas urbanas, de *Hemidactylus frenatus*. Los inventarios de

especies también son frecuentes: diecisiete estudios. El resto de los trabajos constituye esfuerzos que abordan aspectos como salud pública, por ataques de cocodrilo, educación ambiental, dieta, conducta, el efecto de la contaminación, reportes de redescubrimiento de especies, demografía, ecoturismo, historia natural, análisis del hábitat, termorregulación, análisis del canto de anfibios y presencia de contaminantes en la fauna (Tabla 1).

A pesar de la escasa información sobre la diversidad de anfibios y reptiles en las zonas urbanas de nuestro país, es claro que albergan un número importante de especies. Se registraron diecisiete inventarios de especies, distribuidos en cinco zonas urbanas: Ciudad de México, Cholula, Córdoba, Pachuca y Villahermosa, aunque estos números deben ser tomados con precaución, debido a que el esfuerzo de muestreo es bajo en la mayoría de las zonas estudiadas. Después de los registros de ocurrencia y los inventarios de especies, los artículos de divulgación son las publicaciones más comunes, con cuatro artículos. *Ambystoma mexicanum* es la especie nativa que ha recibido mayor atención, con cuatro artículos exclusivos, mientras *Hemidactylus frenatus* es la especie exótica con más publicaciones; el resto de las especies se abordan en uno o dos artículos. El género *Crotalus* destaca con cuatro publicaciones.

Los métodos usados para el muestreo de anfibios y reptiles en ambientes urbanos del país incluyen técnicas directas, como la búsqueda activa; e indirectas, como las vocalizaciones para el caso de los anfibios (Barragán *et al.*, 2010). Es destacable la ausencia de estudios donde se dé seguimiento al estado de las poblaciones y comunidades. Los estudios encontrados incluyen tanto registros ocasionales como muestreos sistemáticos. Las zonas estudiadas incluyen paisajes altamente urbanizados y áreas protegidas inmersas en las zonas urbanas.

Técnicas recomendadas para el registro, captura y monitoreo de anfibios y reptiles en zonas urbanas

Antes de realizar los muestreos, debe procederse a la delimitación de las zonas urbanas (ver Capítulo 1). Algunos trabajos publicados a la fecha en las zonas urbanas de México consideran metodologías para zonificar y delimitar el área urbana. Por ejemplo, el uso de ortofotos digitales o imágenes de satélite para ubicar la zona más urbanizada y la zona periurbana. Pero la mayoría no cuenta con una metodología de zonificación para estudios en ambientes urbanos. Asimismo, la caracterización de las zonas o sitios de muestreo se ha basado en

la agrupación de los sitios o cuadrantes con base en características generales del paisaje, como el tipo de vegetación dominante o el uso de suelo (Barragán *et al.*, 2010). Para mayor detalle sobre el diseño de muestreo en zonas urbanas consulte el Capítulo 1. Por otro lado, las características del microhábitat pueden ser cruciales para determinar la persistencia de las especies en los ambientes urbanos y pueden contribuir a la generación de estrategias de conservación, por lo que resulta importante caracterizar los paisajes urbanos con mayor detalle a diversas escalas espaciales.

La selección de la técnica de muestreo depende de la biología y hábitat de las especies, pero sobre todo de los objetivos del investigador. A continuación, se describen varias técnicas de uso frecuente para el registro de anfibios y reptiles, con la intención de proporcionar un catálogo que pueda adaptarse a distintos ambientes urbanos. Para mayor detalle de las técnicas aquí descritas, así como para la consulta de los formatos de la toma de datos, se recomienda consultar los trabajos de Heyer *et al.* (2001) y McDiarmid *et al.* (2012). De acuerdo con los artículos 97 y 98 de la Ley General de Vida Silvestre (SEMARNAT, 2015) y los artículos 123, 124, 125, 126 y 127 de la Ley General de Vida Silvestre y su Reglamento (SEMARNAT, 2014) para llevar a cabo la captura, remoción o extracción temporal o definitiva de material biológico: ejemplares, partes o derivados, de especies silvestres con fines científicos o de investigación; es necesario tramitar los permisos de recolecta ante la SEMARNAT. Los permisos pueden ser por proyecto, por línea de investigación o con propósitos de enseñanza, y amparan la recolecta, incluso dentro de Áreas Naturales Protegidas. Estos permisos deben tramitarse aun cuando únicamente se vaya a llevar a cabo toma de datos que implique la captura y manipulación de los ejemplares, sin importar que no exista recolecta definitiva (SEMARNAT, 2014-2015).

Inventario de especies

Varias técnicas permiten cuantificar la riqueza de especies y generar listados. Se basan en la búsqueda o colecta directa de ejemplares en los microhábitats de interés. Las colectas se realizan de día o de noche y generan un impacto relativamente bajo en el hábitat. Estas técnicas pueden emplearse para anfibios y reptiles terrestres en general, excepto en aquellas especies con características particulares que requieren de técnicas especializadas (*e.g.*, tortugas, cocodrilos, ranas arborícolas, etc.).

Para obtener inventarios completos, generalmente se requiere una inversión de tiempo alta, pero puede reducirse si se aplican muestreos intensivos. Cuando los muestreos son limitados por el tiempo, es primordial identificar y definir los principales tipos de hábitat en el área de estudio, que aseguren identificar hábitats similares para otros estudios, así como estandarizar el esfuerzo de colecta entre los sitios de interés. Es recomendable registrar y caracterizar con precisión y resolución las condiciones del inventario, como la localidad exacta, fecha, hora de inicio, integrantes, así como la caracterización del sitio, incluyendo tipos de vegetación, hábitat, tipos de alteraciones, pendiente, aspecto, temperatura ambiental y humedad. Para la caracterización del hábitat, es recomendable el uso de fotografías aéreas o imágenes satelitales en combinación con sistemas de información geográfica. Estas herramientas permiten la caracterización general de la estructura y composición de los paisajes urbanos.

Conteos visuales

Esta técnica es conocida en inglés como VES (Visual Encounter Surveys) y en español como búsqueda directa no restringida, que a partir de ahora se mencionará como búsqueda directa. Es una técnica apta tanto en inventarios como en monitoreos y permite cuantificar la riqueza y abundancia de especies de los sitios de interés. Se realiza a partir de recorridos, que pueden hacerse en transectos o al azar, a través de ríos, caminos o vegetación, donde se registran todos los individuos visibles en un tiempo determinado. Esta técnica es efectiva para especies raras o difíciles de capturar y poco apropiada para especies de dosel o fosoriales, pero el éxito del muestreo depende en gran medida de la experiencia del investigador. En este sentido, investigadores experimentados pueden obtener listados relativamente confiables de las especies en poco tiempo. En las zonas urbanas es una técnica muy práctica, ya que puede utilizarse en parches de vegetación, como áreas verdes y terrenos baldíos, así como a lo largo de transectos como camellones, cursos de canales y ríos.

Se debe muestrear en todos los microhábitats disponibles, como escombros, agua y troncos, o bien especificar los microhábitats a los que se dirigirá la búsqueda, así como estandarizar el tiempo que se invertirá en cada uno. Algunos de los microhábitats o sitios que deben revisarse en ambientes urbanos son los cuerpos de agua naturales o artificiales, como presas, canales de riego y cisternas, para la búsqueda de anfibios y culebras acuáticas. Las bardas de roca

o tabique son un buen refugio para escamados. En los terrenos baldíos o zonas de cultivo aledañas a las áreas urbanas, los escombros de construcción o ciertos materiales que se desechan, como basura, láminas de metal o asbesto, cartón o tela, sirven de microhábitat a diversas especies de anfibios y reptiles. Otras áreas de interés son las zonas con vegetación y escombros o basura al lado de las carreteras, sobre todo cuando se encuentran adyacentes a parches grandes de vegetación.

Muestreo por cuadrantes

Consiste en la ubicación aleatoria de cuadrados en el hábitat de interés para buscar exhaustivamente a los individuos. Esta técnica permite determinar la riqueza, la abundancia relativa y la densidad de las especies. Es comúnmente utilizada para estudiar anfibios y reptiles de manera simultánea. Esta técnica no es tan efectiva en áreas escarpadas o con vegetación densa; tampoco se recomienda para algunas especies como las de talla grande, arborícolas y con alta movilidad (Foster, 2012). Por su parte, es de gran utilidad con anfibios que habitan en hojarasca y en cuerpos de agua. Esta técnica puede ser adaptada para comparar espacios con diferentes características entre sí, pero que hacia al interior mantienen condiciones relativamente homogéneas, por ejemplo, zonas industriales contra áreas habitacionales.

Muestreo por transectos

Esta técnica es útil para muestrear gradientes ambientales: altitud, vegetación, humedad, perturbación y urbanización, o dentro de tipos de hábitat. Consiste en el establecimiento de transectos estrechos, por ejemplo, de dos metros de ancho; aunque la amplitud del transecto dependerá de las condiciones del sitio por muestrear y de los objetivos del investigador, de manera aleatoria, aunque también se puede emplear para el muestreo de un área completa. Es una técnica efectiva para muestreos con diferentes requerimientos temporales o espaciales. Puede utilizarse a partir de un solo muestreo o de la repetición de muestreos.

El muestreo por transectos permite conocer la riqueza, la abundancia relativa y la densidad de las especies, y además analizar cambios en las poblaciones a lo largo de un gradiente ambiental. Es importante considerar la estandarización de las dimensiones del transecto y la independencia entre ellos. También puede aplicarse para evaluar la herpetofauna en un gradiente de urbanización desde el exterior de las zonas urbanas hasta su núcleo (ver Capítulo 1).

Un caso particular de esta técnica se conoce como "transectos por bandas auditivas", que se aplica con anuros que emiten vocalizaciones, y consiste en contabilizar los individuos que emiten un canto a lo largo de un transecto. El ancho del transecto varía con la distancia al punto donde se ubica el individuo que emite el sonido. Permite estimar la abundancia relativa, los hábitats de reproducción, uso del microhábitat y la fenología reproductiva. Es importante considerar una longitud aproximada de un kilómetro para cada transecto y una separación adecuada que asegure que las vocalizaciones registradas son independientes. Esta técnica ha demostrado ser efectiva en ambientes urbanos; puede aplicarse en espacios relativamente conservados como los remanentes de vegetación nativa y en espacios degradados, como a lo largo de canales o en la periferia de las ciudades, aunque en algunos lugares es importante considerar el ruido urbano para la identificación correcta de la especie.

Muestreo por parches

Esta técnica puede ser usada para determinar el número, abundancia relativa y densidad de anfibios y reptiles en microhábitats específicos, o parches, identificados y muestreados aleatoriamente; es útil en el monitoreo de especies restringidas a microhábitats específicos. A diferencia del muestreo por cuadrantes, esta técnica se enfoca en la búsqueda de especies que moran en microhábitats especializados, sin considerar a las especies que habitan entre los parches. Se requiere de una tabla de números aleatorios y del material acorde con el método de campo y la especie de interés (*i.e.*, salamandras en bromelias, anfibios en troncos o cortezas de árboles, grietas, rocas). Esta técnica es fácilmente adaptable a espacios urbanos cuando se tiene interés en evaluar un paisaje particular, por ejemplo, los parques urbanos o los remanentes de vegetación nativa.

Cercos de desvío y trampas de caída

Esta técnica es útil tanto para especies crípticas como nocturnas o de difícil detección, y consiste en la ubicación de barreras o cercos, de 5 a 15 m, que dirigen a los animales hacia las trampas *(i.e.*, de pozo, de embudo, de caída) ubicadas en los extremos o lados de dicha barrera o bien de complejos de trampeo en los que se ubican varias trampas, normalmente en un arreglo en forma de Y en la que en cada punta se colocan una o más trampas, y la Y está formada por el cerco de desvío. Permite analizar la riqueza, la presencia de especies raras, la abundancia relativa y el uso de hábitat. La utilización de trampas de caída puede estar limitada por el acceso a ciertos espacios, por lo que requiere de permiso de los propietarios de los terrenos baldíos, o de las autoridades, en el caso de parques públicos. Para información más detallada respecto a la longitud de los cercos, cantidad y tipo de trampas o arreglo de los complejos de trampeo, consultar Foster (2012).

Muestreo en puntos de concentración o sitios de reproducción

Consiste en visitar áreas donde los organismos se encuentran agregados de forma natural, con previa estandarización, ya sea en sitios donde se refugian (*e.g.*, bardas de roca o acumulaciones de escombro, como ocurre con poblaciones de *Sceloporus* o algunas iguanas, como *Ctenosaura*), o zonas en las que se reproducen como, por ejemplo, cuerpos de agua en el caso de anfibios: *Rana*, *Incilius*, *Spea*. Para ello se puede muestrear directamente o bien colocar una cerca con trampas rodeando el cuerpo de agua para monitorear a los anfibios que entran o salen del sitio de reproducción. El costo del material para esta técnica es alto, así como el personal para su instalación; se usa bajo el supuesto de que el comportamiento de los individuos no se altera por el encuentro con la cerca, por lo que, en caso de suspender el estudio, la cerca y trampas deben ser inhabilitadas y retirarse totalmente al concluir el estudio.

Muestreo cuantitativo de larvas de anfibios

Es una técnica que no afecta a las poblaciones y consiste en la captura y liberación de individuos para el análisis de la riqueza de larvas en un cuerpo de

agua, así como la estimación del tamaño de la población larval. Existen varios materiales y métodos de campo que hay que considerar, según las características de las larvas y el microhábitat, como redes de arrastre, de fondo, la captura con trampas y la captura de larvas en recipientes donde se conoce el volumen de agua (*i.e.*, cajas, tubos, redes). Esta técnica puede ser útil para el monitoreo de las poblaciones de anfibios y para detectar cambios asociados al desarrollo urbano o alguna perturbación ambiental.

Muestreo con coberturas artificiales

Las coberturas artificiales son elementos que se colocan en la zona de estudio con el propósito de proporcionarles a los anfibios y reptiles un sitio de refugio, para después monitorear estos sitios y registrar las especies presentes. Esta técnica puede ser altamente apropiada en zonas con baja disponibilidad de refugios. Las coberturas artificiales son fácilmente desplazables y se pueden elaborar con diferentes materiales, como láminas para construcción de techos, maderas, rocas, escombros y cartones. Para consultar un listado de diferentes materiales reportados en la literatura, ver Foster (2012).

Las coberturas artificiales son ubicadas de forma estandarizada para determinar la distribución y abundancia de una especie o grupo de especies, así como para identificar los factores que pueden afectar estos atributos poblacionales. Se puede usar en combinación con otras técnicas, como trampas de caída, cuadrantes o búsqueda directa. Esta técnica puede ser muy útil en las zonas urbanas, ya que las coberturas pueden ser construidas a partir de desechos urbanos, como restos de materiales de construcción. Además, puede contribuir a disminuir el tiempo de muestreo por sitio, permitiendo incrementar el número de sitios muestreados.

Rastros y fototrampeo

Algunos métodos indirectos usados para mamíferos, como el fototrampeo y el rastreo, también son empleados en reptiles, por ejemplo, las tortugas de desierto (*Gopherus agassizii*) que han sido localizadas a través de la ubicación de sus refugios. Por otro lado, la identificación de excrementos a lo largo de transectos ha permitido monitorear la presencia de varias especies de lagartijas cornudas (*Phrynosomas* spp.; McDiarmid *et al.*, 2012). Sin embargo, han sido

poco usados en ambientes urbanos, por lo que podrían ser métodos útiles para estudiar diferentes aspectos como la distribución y conducta: uso de refugio, restos de alimentos y excrementos, de aquellas especies evasivas a la presencia humana.

Conclusiones

El conocimiento de las poblaciones y comunidades de anfibios y reptiles en las zonas urbanas de México es incipiente; sin embargo, muestra un gran potencial en varios aspectos de interés humano. La literatura evidencia, cuando menos, seis líneas de investigación que deberán fortalecerse en estudios futuros: 1) Conservación, ya que es necesario evaluar el grado de amenaza de las especies con base en las normas nacionales e internacionales. Conocer la presencia y el estado de las especies con distribución restringida dentro o alrededor de las zonas urbanas, debe ser una prioridad. 2) Especies de importancia para la salud humana, incluyendo estudios dirigidos al manejo de especies peligrosas, como las serpientes venenosas y los cocodrilos, y estudios dirigidos al uso de especies indicadoras de la calidad ambiental. 3) Impacto de las especies exóticas, ya que a la fecha existe poca información sobre los efectos por competencia, depredación y desplazamiento de estas especies hacia la fauna nativa, pero la literatura disponible evidencia que los efectos pueden ser significativos. 4) Planeación urbana, porque a nivel mundial existe poca información sobre cómo utilizar el conocimiento de la biodiversidad nativa en el diseño de los espacios urbanos, pero esta línea puede favorecer significativamente la calidad ambiental en las ciudades y contribuir a la conservación de las especies. 5) Educación ambiental, debido a que los espacios ocupados por la biodiversidad frecuentemente son propiedad privada, por lo que la participación social es indispensable para lograr la coexistencia; además, debido a su número de habitantes, las zonas urbanas constituyen un gran potencial para cambiar la perspectiva social sobre la relación entre el humano y la fauna silvestre. 6) Ecología básica, con estudios que contribuyan a determinar efectos en la población (por ejemplo, abundancia y densidad) y comunidad (por ejemplo, diversidad taxonómica y funcional), así como la capacidad de respuesta (por ejemplo, cambios morfológicos o conductuales).

Aunado a lo anterior, es necesario contar con estudios detallados e información actualizada que permita a las instituciones, organizaciones sociales

y centros de investigación tomar mejores decisiones en los casos en que es necesario rescatar y translocar ejemplares de anfibios y reptiles que se encuentran cerca de asentamientos humanos y cuya presencia representa un riesgo para el ejemplar o para las personas. Es importante tomar conciencia de que no siempre la translocación es la mejor opción para asegurar la supervivencia del ejemplar rescatado, y que es necesario considerar diversas cuestiones antes de mover a un ejemplar para liberarlo en otra zona: diseminación de enfermedades, incremento en los patrones de movimiento y la mortalidad de los ejemplares translocados, o la selección de hábitats inadecuados para los ejemplares translocados. Por ello que se recomienda revisar literatura al respecto (*i.e.*, Massei *et al.,* 2010; Sullivan *et al.,* 2014) a fin de realizar estas prácticas de forma responsable y con objetivos bien justificados.

Refrerencias

Aguilera, C., P. González, D. Mendoza, R. Lazcano y J. Cruz. 2012. Pollution Biomarkers in the Spiny Lizard (*Sceloporus* spp) from two Suburban Populations of Monterrey, Mexico. *Ecotoxicology*, volumen 21, 2103-2112 pp. DOI: 10.1007/s10646-012-0978-0

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/UNAM/Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, 366 pp.

AmphibiaWeb. 2017. *AmphibiaWeb.* Recuperado el 1 de diciembre del 2017 desde: https://amphibiaweb.org

Arias, D.M., C. Barona y O. Dorado. 2014. *Una mirada a la biodiversidad y conservación de Morelos desde un enfoque educativo*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos y Trópico Seco. México, 142 pp.

Baena, M., G. Halffter, A. Lira-Noriega y J. Soberón. 2008. Extinción de especies. *Capital Natural de México*, volumen 1, 263-282 pp.

Balderas-Valdivia, C.J. 2008. ¿Qué hacer si nos encontramos con una serpiente de cascabel?. 82-90 pp. En SEREPSA, *Manual de procedimientos del programa de adopción de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel* (PROREPSA). Secretaría Ejecutiva REPSA, Coordinación de la Investigación Científica, UNAM. México.

Balderas-Valdivia, C.J., D. Barreto-Oble y C.A. Madrid-Sotelo. 2009. Contribución a la historia natural de *Crotalus molossus*. 363-369 pp. En Lot, A. y Z. Cano-Santana (editores), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Unam. México, d.f.

Balderas-Valdivia, C.J., J.F. Mendoza-Santos y A. Alvarado-Zink. 2014. *Guía de anfibios y reptiles*. Divulgación de la Ciencia y Educación Ambiental Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Dirección General de Divulgación de la Ciencia, Universidad Nacional Autónoma de México. 80 pp.

Barragán, M.R., C.E. Zenteno, C. Solis, M.A. López, E. Hernández, M. Martínez, L. Ríos, J.A. Hernández, G. Rodríguez y M.C. González. 2010. Herpetofauna asociada a ambientes urbanos y suburbanos de Villahermosa, Tabasco, México. *Kuxulkab'*, volumen 16, 19-26 pp.

Bride, I.G., R.A. Griffiths, A. Meléndez-Herrada y J.E. McKay. 2008. Flying an Amphibian Flagship: Conservation of the *Axolotl Ambystoma Mexicanum* through Nature Tourism at Lake Xochimilco, Mexico. *International Zoo Yearbook*, volumen 42, 116-124 pp.

Böhm, M., B. Collen, J.E.M. Baillie *et al.* 2013. The Conservation Status of the World's Reptiles. *Biological Conservation*, volumen 12, 372-285 pp.

Casas-Andreu, G. 1989. Los anfibios y su estado de conservación en el Valle de México. 117-123 pp. En Gío-Argáez, R., I. Hernández-Ruiz y E. Sáenz-Hernández (editores), *Ecología Urbana*. Sociedad Mexicana de Historia Natural. Cdmx.

Casas-Andreu, G., F.G. Cupul-Magaña y S.M. Chávez-Ávila. 2015. Primer registro preciso de *Trachemys ornata* (Gray, 1831) (*Testudines: Emydidae*) para el estado de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana*, volumen 31, 477-479 pp.

Ceballos, G., J. Cruzado y C. Colón. 2005. Conservación de la fauna en peligro de extinción en el bosque de Chapultepec. *Biodiversitas*, volumen 61, 12-15 pp.

Conabio. 2016. *Sistema de información sobre especies invasoras en México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, 112 pp.

Cruz-Pérez, M.S., N. Hernández-Camacho y U. Padilla-García. 2014. Presencia de *Crotalus polystictus* (Cope, 1865) (*Reptilia: Viperidae*)

en un área natural protegida suburbana de Querétaro, México. *Acta Zoológica Mexicana*, volumen 30, 422-425 pp.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia Nacional sobre especies invasoras en México, prevención control y erradicación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Área Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, 201 pp.

Cupul-Magaña, F.G. 2012. *Varanus exanthematicus* (Bosc, 1792), *Aplone spinifera emoryi* (Le Sueur, 1827) y *Gopherus berlandieri* (Agassiz, 1857): reptiles exóticos en el área urbana de Puerto Vallarta, Jalisco, México. *Cuadernos Herpetológicos*, volumen 26, 59-60 pp.

Cupul-Magaña, F.G. y A. Rubio-Delgado. 2003. Distribución de dos especies de tortugas dulceacuícolas, *Kinosternon chimalhuaca* y *Chelydra serpentina* (*Testudines*). Puerto Vallarta, Jalisco, México. *Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana*, volumen 11, 49-50 pp.

Cupul-Magaña, F.G., A. Rubio-Delgado, C. Reyes-Nuñez, E. Torres-Campos y L. Solís-Pecero. 2010. Ataques de cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*) en Puerto Vallarta, Jalisco, México: presentación de cinco casos. *Cuadernos de Medicina Forense*, volumen 16, 153-160 pp.

Díaz de la Vega-Pérez, A., V.H. Jiménez-Arcos y F.R. Méndez de la Cruz. 2016. Herpetofauna en el derrame del Xitle. 398-403 pp. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (conabio) y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (sedema), *La biodiversidad en la Ciudad de México*. Conabio-sedema. México.

Domínguez-Vega, H., O. Monroy-Vilchis, J. Manjarrez y C.J. Balderas-Valdívia. 2017. Aversive Hunting and Sight Frecuency Ecology of Beaded Lizards (*Squamata: Helodermatidae*). *Perspectives in Ecology and Conservation*, volumen 115, 47-51 pp.

Domínguez-Vega, H. e I. Zuria. 2016. Ecología urbana y herpetofauna en México: potencial de un nicho poco explorado. *Herreriana*, volumen 12, 31-34 pp.

Domínguez-Vega, H., I. Zuria y L. Fernández-Badillo. 2018. An Uncommon Habitat for a Common Salamander: *Isthmura bellii* in Arid Tropical Scrub. *Amphibia-Reptilia*, volumen 39, 239-244 pp.

Dugès, A.A.D. 1888. Herpetología del Valle de México. *La Naturaleza, Periódico Científico de la sociedad Mexicana de Historia Natural*, volumen 2, 97-146 pp.

Farr, W.L. 2011. Distribution of *Hemidactylus Frenatus* in Mexico. *The Southwestern Naturalist,* volumen 56, 265-273 pp.

Fernández-Badillo, L., N. Morales-Capellán, R. Contreras-Patiño y A. Carreño-Cervantes. 2016. Confirmación de la presencia de la serpiente de cascabel *Crotalus scutulatus* en el Estado de México, México. *Acta Zoológica Mexicana*, volumen 32, 202-205 pp.

Flores-Villela, O. y U.O. García-Vázquez. 2014. Biodiversidad de reptiles en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 85, 467-475 pp.

Foster, M.S. 2012. Standard Techniques for Inventory and Monitoring. 205-272 pp. En McDiarmid, R.W., M.S. Foster, C. Guyer, J.W. Gibbons y N. Chernoff (editores), *Reptile Biodiversity: Standard Methods for Inventory and Monitoring*. University of California Press. eua.

Frost, D.R. 2017. *Amphibian Species of the Word: an Online Reference*. Versión 6.0. Recuperado el 1 de diciembre del 2017 desde: http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html

Fuentes-Castrejón, J.N. y A. Maldonado-Gasca. 2015. Diversidad de reptiles de la laguna El Quelele en Nayarit, México. *Biología, Ciencia y Tecnología*, volumen 8, 545-556 pp.

García-Vázquez, U.O. y F.R. Méndez de la Cruz. 2016. Reptiles. 390-397 pp. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (conabio) y Secretaría del medio Ambiente del Distrito Federal (sedema), *La biodiversidad en la Ciudad de México*. Conabio-sedema. México.

García-Vázquez, U.O., M. Trujano-Ortega y G. Casas-Andreu. 2016. Anfibios. 383-389 pp. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (conabio) y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (sedema). *La biodiversidad en la Ciudad de México*. Conabio-sedema. México.

Gaston, K.J. 2010. *Urban Ecology.* Cambridge University Press. Cambridge, 317 pp.

Grant, C. 1957. The Gecko *Hemidactylus frenatus* in Acapulco, Mexico. *Herpetologica*, volumen 13, 153-153 pp.

Hantke, G., J.A. Hernández y F.C. Martínez. 2014. *Los anfibios y reptiles de Cholula, Puebla, México*. Fundación Universidad de las Américas. Puebla, 40 pp.

Hernández-Gallegos, O., F.J. Rodríguez-Romero, P. Sánchez-Nava y F.R. Méndez. 2009. Rediscovered Population of Mexican Plateau Spotted Whiptail Lizard, *Aspidoscelis septemvittata* (*Teiidae*), from México, D.F. *Western North American Naturalist*, volumen 69, 49-55 pp.

Hernández-Gómez, J.A. y Flores-Villela O. 1985. Los anfibios y reptiles. *Enciclopedia de México, imagen de la gran capital.* México, D.F., 33-36 pp.

Heyer, R.W., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A. Hayeky O. Lavilla. 2001. *Medición y monitoreo de la diversidad biológica, métodos estandarizados para anfibios*. Smithsonian Institution Press. Washington y Londres, 323 pp.

Hopkins, W.A. 2000. Reptile Toxicology: Challenges and Opportunities on the Last Frontier in Vertebrate Ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, volumen 19, 2391-2393 pp.

Lannoo, M. 2005. *Amphibian Declines.* University of California Press. Berkeley, 1094 pp.

Lara-Reséndiz, R., B.C. Larraín-Barrios, A. Díaz de la Vega-Pérez y F.R. Méndez de la Cruz. 2014. Calidad térmica a través de un gradiente altitudinal para una comunidad de lagartijas en la sierra del Ajusco y el Pedregal de San Angel, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 85, 885-897 pp.

Lavin, P.A., D. Lazcano y H. Gadsden. 2014. Anfibios y reptiles exóticos y traslocados invasores. 435- 441 pp. En Mendoza, R. y P. Koleff (editores), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

Marcellini, D.L. 1974. Acoustic Behavior of the Gekkonid Lizard, *Hemidactylus frenatus*. *Herpetologica*, volumen 30, 44-52 pp.

López-Luna, M.A., F.G. Cupul-Magaña, A.H. Escobedo-Galván, A.J. González-Hernández, E. Centenero-Alcalá y J.A. Rangel-Mendoza. 2018. A New Distinctive Species of Mud Turtle from Western Mexico. *Chelonian Conservation and Biology*, volumen 17, 2-13 pp.

Macgregor-Fors I., O.H. Ordoñez y R. Ortega-Álvarez. 2013. Urban Croaking: Diversity and Distribution of Anurans in a Neotropical City. *Urban Ecosystems*, volumen 16, 389-396 pp.

Magno-Benítez, I., A. Ramírez-Bautista y R. Cruz-Elizalde. 2016. Diversidad de especies de anfibios y reptiles en dos ambientes, natural y antropizado en el estado de Hidalgo, México. 97-105 pp. En Ramírez-Bautista A. y R. Pineda-López (editores), *Fauna nativa en ambientes antropizados*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (conacyt), Universidad Autónoma de Querétaro. México.

Massei, G., R.J. Quy, J. Gurney y D.P. Cowan. 2010. Can Translocations Be Used to Mitigate Human-wildlife Conflicts? *Wildlife Research*, volumen 37, 428-439 pp.

McDiarmid, R.W., M.S. Foster, C. Guyer, J.W. Gibbons y N. Chernoff. 2012. *Reptile Biodiversity: Standard Methods for Inventory And Monitoring*. University of California Press. 412 pp.

McDonnell, M.J. y A.K. Hahs. 2015. Adaptation and Adaptedness of Organisms to Urban Environments. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, volumen 46, 261-280 pp.

Méndez de la Cruz, F.R., J.L. Caramillo, M. Villagrán-Santa Cruz y R. Aguilar-Cortez. 1992. Observaciones sobre el status de los anfibios y reptiles de la Sierra de Guadalupe (Distrito Federal-Estado de México). *Anales Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoológica*, volumen 63, 249-256 pp.

Méndez de la Cruz, F.R., A. Díaz de la Vega-Pérez y V.H. Jiménez-Arcos. 2009. Herpetofauna. 243-260 pp. En Lot, A. y Z. Cano-Santana (editores), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Unam. México, d.f.

Méndez de la Cruz, F.R., J. Zúñiga, A. Díaz de la Vega-Pérez, R. Lara y N. Martínez-Méndez. 2007. Anfibios y reptiles. 203-219 pp. En Lot A. (editor), *Guía ilustrada de la cantera oriente: caracterización ambiental e inventario biológico*. Unam. México, d.f.

Mitchell, J.C. y R.E. Brown. 2008. Urban Herpetology: Global Overview, Synthesis and Future Directions. 1-32 pp. En Mitchell, J.C, R.E. Brown y B. Bartholomew (editores), *Urban Herpetology*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. eua.

Mitchell, J.C., R.E. Brown y B. Bartholomew. 2008. *Urban Herpetology.* Society for the Study of Amphibians and Reptiles. eua, 586 pp.

Molina-Vázquez, A. 2010. El ajolote de Xochimilco. *Ciencias*, volumen 98, 54-59 pp.

Muñiz-Corona, Y., M.G. Bustos-Zagal, R. Castro-Franco y P. Trujillo-Jiménez. 2018. The Asian House Gecko *Hemidactylus frenatus*

(*Sauria: Gekkonidae*), Contributes to the Control of Hematophagus Mosquitoes in Urban Areas of the Mexican State of Morelos. *Journal of Zoological Sciences*, volumen 6, 17-21 pp.

Parra-Olea, G., O. Flores-Villela y C. Mendoza-Almeralla. 2014. Biodiversidad de anfibios en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 85, 460-466 pp.

Phillips B., G. Brown, J. Webb y R. Shine. 2006. Runaway Toads: an Invasive Species Evolves Speed and thus Spreads more Rapidly Through Australia. *Nature*, volumen 439, p. 803.

Ramírez-Bautista, A., R. Cruz-Elizalde, J. Alvarado y I. Magno-Benítez. 2015. La riqueza y diversidad herpetofaunística en ambientes antropizados: El caso de especies dentro de la ciudad de Pachuca y sus alrededores. *Herreriana*, volumen 11, 25-32 pp.

Recuero, E., J. Cruzado-Cortes, G. Parra-Olea y K.R. Zamudio. 2010. Urban Aquatic Habitats and Conservation of Highly Endangered Species: the Case of *Ambystoma mexicanum* (*Caudata: Ambystomatidae*). *Annales Zoologici Fennici: BioOne*, volumen 47, 223-238 pp.

Rodda, G.H. y C.L. Tyrrell. 2008. Introduced Species that Invade and Species that Thrive in Town: Are these Two Groups Cut from the Same Cloth. *Urban Herpetology*, volumen 3, 327-341 pp.

Rodda, G.H., T.H. Fritts, M.J. McCoid y E.W. Campbell iii. 1999. *An Overview of the Biology of the Brown Treesnake (*Boiga irregularis*), a Costly Introduced Pest on Pacific Islands*. eua, 659 pp.

Santos-Barrera, G., J. Pacheco y G. Ceballos. 2004. La conservación de los reptiles y anfibios de México. *Biodiversitas*, volumen 57, 1-6 pp.

Semarnat. 2010. Norma Oficial Mexicana nom-059-semarnat-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. En *Diario oficial de la Federación*.

Serrano, J.M. 2016. El canto de anuncio de la rana endémica del Pedregal de la Ciudad de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 87, 535-539 pp.

Sousa, E., V. Quintino, J. Palhas, A.M. Rodrigues y J. Teixeira. 2016. Can Environmental Education Actions Change Public Attitudes? An Example Using the Pond Habitat and Associated Biodiversity. *plos one*, volumen 11, p. e0154440.

Sullivan, B.K., E.M. Nowak y M.A. Kwiatowski. 2014. Problems with Mitigation Translocation of Herpetofauna. *Conservation Biology*, volumen 29, 12-18 pp.

Tracy, C.R., K. Nussear, T. Esque, K. Dean-Bradley, C. Tracy y L. DeFalco. 2006. The Importance of Physiological Ecology in Conservation Biology. *Integrative and Comparative Biology*, volumen 46, 1191-1205 pp.

Uetz, P., P. Freed y J. Hosek. 2017. *The Reptile Database*. Recuperado el 1 de diciembre del 2017 desde: http:// reptile-database.org

Uribe-Peña, Z., A. Ramírez-Bautista y G. Casas. 1999. *Anfibios y reptiles de las serranías del Distrito Federal, México*. Cuadernos 32, Universidad Nacional Autónoma de México. 119 pp.

Valdez-Villavicencio J.H. y A. Peralta-García. 2008. Hemidactylus frenatus (*Sauria: Gekkonidae*) en el noroeste de México. *Acta Zoológica Mexicana*, volumen 24, 229-230 pp.

Vázquez-Cisneros, N. 2006. Herpetofauna de dos áreas perturbadas del municipio de Córdoba, Veracruz. 251-265 pp. En Ramírez-Bautista, A., L. Canseco-Márquez y F. Mendoza-Quijano (editores), *Inventarios herpetofaunísticos de México: avances en el conocimiento de su biodiversidad*. Benemerita Universidad Autónoma de Puebla/Sociedad Herpetológica Mexicana a.c. México.

Webb, R. 1971. The Asiatic Gecko *Hemidactylus frenatus* in Manzanillo, Mexico. *British Journal of Herpetology*, volumen 4, 267-268 pp.

Wells, K.D. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians.* University of Chicago Press. eua, 1148 pp.

Wilson, L.D, J.D. Johnson y V. Mata-Silva. 2013a. A Conservation Reassessment of the Amphibians of Mexico Based on the evs Measure. *Amphibian & Reptile Conservation*, volumen 7, 97-127 pp.

Wilson, L.D, V. Mata-Silva y J.D. Johnson. 2013b. A Conservation Reassessment of the Reptiles of Mexico Based on the evs Measure. *Amphibian & Reptile Conservation*, volumen 7, 1-47 pp.

Zambrano-González, L. y V.H. Reynoso. 2003. *Abundancia y estructura poblacional de axolotl (*Ambystoma mexicanum*) en los sistemas dulceacuícolas de Xochimilco y Chalco, México, d.f.* Conabio. México, 35 pp.

Tabla 1

Lista de publicaciones sobre anfibios y reptiles en zonas urbanas de México y áreas adyacentes. Se muestra el número de especies de anfibios y reptiles registradas en cada estudio; NA=No evaluado en el trabajo. NOM=Información de las especies en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-ECOL, disponible en el estudio

Ciudad	Anfibios	Reptiles	Nom
Acapulco			
1. Grant, 1957	NA	1	No
Ciudad de México			
1. Casas-Andreu, 1989	21	34	No
2. Méndez de la Cruz *et al.*, 1992	6	17	No
3. Uribe-Peña *et al.*, 1999	14	30	No
4. Zambrano-González y Reynoso, 2003	1	NA	No
5. Ceballos *et al.*, 2005	2	NA	No
6. Méndez de la Cruz *et al.*, 2007	1	5	Sí
7. Balderas-Valdivia, 2008	NA	1	No
8. Bride *et al.*, 2008	1	NA	No
9. Balderas-Valdivia *et al.*, 2009	NA	1	No
10. Hernández-Gallegos *et al.*, 2009	NA	1	No
11. Méndez de la Cruz *et al.*, 2009	7	23	Sí
12. Molina-Vázquez, 2010	1	NA	No
13. Recuero *et al.*, 2010	1	NA	No
14. Balderas-Valdivia *et al.*, 2014	8	26	Sí
15. Lara-Reséndiz *et al.*, 2014	NA	9	No
16. Díaz de la Vega *et al.*, 2016	7	25	Sí
17. Fernández-Badillo *et al.*, 2016	NA	1	No
18. García-Vázquez *et al.*, 2016	18	NA	Sí
19. García-Vázquez y Méndez de la Cruz, 2016	NA	39	Sí
20. Serrano, 2016	1	NA	No
Ciudad Valles			
1. Marcellini, 1974	NA	1	No
Cholula			
1. Hantke *et al.*, 2014	7	28	No
Córdoba			
1. Vázquez-Cisneros, 2006	16	20	Sí

Manzanillo			
1. Webb, 1971	NA	1	No
Monterrey			
1. Aguilera *et al.*, 2012	NA	2	No
Morelia			
1. MacGregor-Fors *et al.*, 2013	4	NA	No
Pachuca			
1. Ramírez-Bautista *et al.*, 2015	4	11	No
2. Magno-Benitez *et al.*, 2016	3	12	No
3. Domínguez-Vega *et al.*, 2018	NA	1	No
Puerto Vallarta			
1. Cupul-Magaña y Rubio-Delgado, 2003	NA	2	No
2. Cupul-Magaña *et al.*, 2010	NA	1	No
3. Cupul-Magaña, 2012	NA	3	No
4. Casas-Andreu *et al.*, 2015	NA	1	No
5. Fuentes-Castrejón y Maldonado-Gasca, 2015	NA	19	Sí
6. López-Luna *et al.*, 2018	NA	1	No
Querétaro			
1. Cruz-Pérez *et al.*, 2014	NA	1	No
Villa Hermosa			
1. Barragán *et al.*, 2010	12	15	Sí
Varias zonas urbanas			
1. Valdez-Villavicencio y Peralta-García, 2008	0	1	No
2. Farr, 2011	0	1	No
3. Muñiz-Corona *et al.*, 2018	NA	1	No
Ninguna zona en particular			
1. Domínguez-Vega y Zuria, 2016	NA	NA	No

MÉTODOS PARA EL ESTUDIO DE AVES EN AMBIENTES URBANOS

Remedios Nava-Díaz
Rubén Pineda López
Facultad de Ciencias Naturales
Universidad Autónoma de Querétaro

Iriana Zuria
Centro de Investigaciones Biológicas
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Resumen

El número de estudios sobre aves en ambientes urbanizados ha aumentado en México como resultado del interés y preocupación por los efectos de la urbanización sobre la biodiversidad. La mayoría de estos estudios se basa en conteos, con lo que se obtiene información sobre la riqueza y abundancia de aves. Dada la relevancia de los conteos para el conocimiento ecológico de las aves urbanas, consideramos oportuno contar con un texto de referencia, en un intento de avanzar hacia la estandarización de los conteos de aves en zonas urbanas de México. Las primeras dos secciones del capítulo abordan cuestiones fundamentales, como las principales consideraciones cuando se realizan conteos y algunas recomendaciones para ubicar las estaciones de muestreo. En la tercera sección se presentan alternativas analíticas para corregir las estimaciones obtenidas en situaciones de detección imperfecta de las

aves. La cuarta sección incluye la descripción de cinco métodos de conteo y su aplicación en áreas verdes de tamaño reducido. En la última sección se revisan algunos métodos y recomendaciones para estudios de biología reproductiva de aves en en zonas urbanas.

Introducción

La ecología urbana se ha desarrollado de manera importante durante las últimas dos décadas, en respuesta a las tendencias de urbanización actuales y como resultado del interés de la comunidad científica y de la sociedad por el funcionamiento de las zonas urbanas y sus múltiples impactos (Pataki, 2015). Uno de los temas predominantes en la ecología urbana ha sido el estudio de los efectos de la urbanización sobre la biodiversidad (McPhearson *et al.*, 2016), por lo que en la actualidad existe información al respecto para varios taxones (Bonthoux *et al.*, 2014; Nielsen *et al.*, 2014), entre los que sobresalen las aves, al ser el grupo con la mayor cantidad de información publicada (Beninde *et al.*, 2015).

En México, al igual que en otros países de América Latina y Asia, la frecuencia anual de publicaciones sobre el estudio de aves en zonas urbanas se incrementó notoriamente durante el periodo 2006-2015, en una tasa incluso mayor que la correspondiente a Estados Unidos, Canadá y Europa durante el mismo periodo (Marzluff, 2017). Sobresale el hecho de que las publicaciones que documentan patrones, por ejemplo, de riqueza y abundancia, son más frecuentes que aquellas que analizan procesos, y sólo recientemente esta tendencia se ha revertido (Marzluff, 2017). En el caso de México, los estudios que describen la diversidad de aves en los hábitats urbanos aún superan en número a aquéllos que investigan las causas de tales patrones (Nava, 2016).

Los dos tipos de trabajos mencionados utilizan mediciones de riqueza y abundancia como parte fundamental de su aproximación a la pregunta de interés (*e.g.*, MacGregor-Fors *et al.*, 2011; Ayala-Pérez *et al.*, 2013; Mejía-Valenzuela, 2014). Existen diferentes enfoques para estimar la riqueza y abundancia de las aves, cuya conveniencia depende de los objetivos planteados y de las condiciones del muestreo (Gregory *et al.*, 2004). Cabe mencionar que las estimaciones derivadas de los distintos métodos pueden diferir (Arizaga *et al.*, 2011; Taulman, 2013), aunque esto ha sido poco explorado en hábitats urbanos (pero véase Mortimer y Clark, 2013).

El conteo de aves en las ciudades es un desafío: los métodos tradicionales, que son adecuados en otros hábitats, a menudo están limitados por las restricciones impuestas por las construcciones y otras estructuras urbanas, los factores sociales y la propiedad de la tierra (Van Heezik y Seddon, 2017), por lo que los enfoques para la estimación de la riqueza y abundancia de aves en áreas no urbanas podrían no ser aplicables fácilmente en las regiones urbanas. En este capítulo se describen brevemente algunos métodos que pueden utilizarse para el conteo de aves terrestres diurnas en contextos urbanos.

Cuando lo consideramos oportuno, se señalan las particularidades de la aplicación de los métodos en áreas verdes de tamaño reducido, ya que estos sitios son comúnmente incluidos en los trabajos realizados en México (*e.g.*, Cupul-Magaña, 1996; Carbó-Ramírez y Zuria, 2011; Cárdenas-Carmona, 2014; Gómez-Moreno *et al.*, 2015; Gallegos-Cuevas, 2016). Finalmente se consideran los métodos apropiados para la ubicación, el conteo y el monitoreo de nidos en zonas urbanas, información que es muy útil para conocer cuáles especies anidan en las ciudades, así como datos generales sobre su biología reproductiva.

Consideraciones generales de los conteos de aves

Los conteos de aves, definidos como la cuantificación o estimación del número de especies y número de individuos por especie, en un espacio y tiempo determinados, constituyen la base de las investigaciones sobre su ecología, pues proporcionan información para estudiar fenómenos diversos, tales como la ocurrencia y distribución de las especies, las relaciones especie-hábitat, la dinámica poblacional y la respuesta de las poblaciones y comunidades a las perturbaciones (Bibby *et al.*, 2000; Rosenstock *et al.*, 2002).

En contextos urbanos de México, los conteos de aves han sido utilizados para generar inventarios (Acuña-Muñoz, 2014), comparar las comunidades de aves entre distintos usos de suelo o ecotonos urbanos (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009; Puga-Caballero *et al.*, 2014), y explorar la asociación entre la avifauna y las características del hábitat (Charre *et al.*, 2013), del paisaje (Carbó-Ramírez y Zuria, 2011) y las actividades humanas (Cruz-Nava, 2016).

El trabajo de campo de los métodos incluidos en este capítulo se desarrolla generalmente durante las primeras tres horas de la mañana o hasta cinco horas después del amanecer, por ser el horario en que las aves se encuentran

más activas. Se debe evitar realizar conteos con lluvia o viento fuertes ya que esto dificulta la detección de las aves (Ralph *et al.*, 1996; Bibby *et al.*, 2000). Es recomendable aplicar el mismo esfuerzo de muestreo en todos los sitios por comparar, pero cuando esto no es posible, se debe reportar el esfuerzo empleado en cada uno (Bibby *et al.*, 2000) y comparar la riqueza una vez se haya estandarizado el tamaño de muestra o esfuerzo de muestreo por medio de algunos de los métodos disponibles (Moreno, 2001; Magurran, 2004; Colwell, 2013; Chao *et al.*, 2016). También se recomienda repetir las unidades de muestreo: parcelas, puntos o transectos, con algunos días de separación entre dichas repeticiones.

Ubicación de las estaciones de muestreo

Es fundamental delimitar el área que cubrirá el muestreo con base en los objetivos del estudio. Posteriormente, se debe diseñar la estrategia de muestreo, esto es, se debe decidir dónde se realizarán los conteos (Gregory *et al.*, 2004). En general, los estudios para conocer la riqueza y abundancia de aves en zonas urbanas se enfocan en comparar sitios con distintos grados de urbanización, para lo cual se eligen zonas dentro de la ciudad a manera de gradiente. Los muestreos suelen realizarse dentro de áreas verdes, (*e.g.*, parques, jardines, camellones arbolados, campos de golf, cementerios, campus de universidades, jardines botánicos) o sobre la zona construida (*e.g.*, calles, plazas, fraccionamientos). Información más detallada sobre la delimitación de la zona urbana, el diseño de muestreo y las variables independientes se encuentra en el Capítulo 1, pero aquí presentamos algunas consideraciones generales para los estudios con aves.

Para los conteos que abarcan una zona urbana completa se puede utilizar alguno de los diseños mostrados en la Figura 1. Una manera de trabajar desde el enfoque de gradientes de urbanización consiste en ubicar las estaciones de muestreo en anillos concéntricos o transectos que partan del centro de la ciudad. En todos estos casos se espera que las estaciones de muestreo presentarán diferentes niveles de urbanización, e incluso se pueden buscar sitios con niveles similares que podrían funcionar como réplicas (ver Capítulo 1). Es posible ubicar anillos concéntricos que partan del centroide del polígono o del centro administrativo-histórico de la zona urbana (Figura 1B). Los transectos pueden ser paralelos a los ejes principales del crecimiento urbano o estar colocados de manera ortogonal (Figura 1C).

Otra manera de determinar la ubicación de las estaciones consiste en colocar una cuadrícula sobre un mapa del área de estudio (Figura 1D). En este caso, las celdas, su intersección o su centroide representarían las potenciales estaciones de muestreo. Si el estudio incluye zonas urbanas de diferente tamaño se puede modificar la traza de la cuadrícula. Por ejemplo, MacGregor-Fors *et al.* (2011) ubicaron puntos de conteo en las intersecciones de una cuadrícula que cubría la extensión de cada zona urbana estudiada. Para las zonas urbanas con un área menor a 10 km² usaron una cuadrícula de 250 m, mientras para aquellas mayores a 10 km² usaron una cuadrícula de 500 m (ver Capítulo 1).

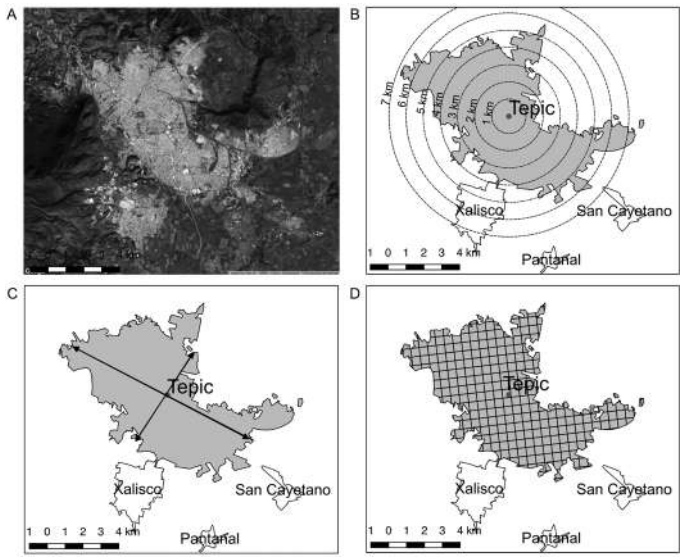


Figura 1

Cuando el conteo debe cubrir la zona urbana se pueden emplear diversos diseños para ubicar las estaciones de muestreo.

A) El caso hipotético incluye únicamente la localidad de Tepic. B) Estaciones ubicadas dentro de anillos concéntricos a distinta distancia del centroide del polígono urbano. C) Estaciones ubicadas a lo largo de transectos ortogonales. D) Estaciones ubicadas en las intersecciones de una cuadrícula

Una vez elegida la disposición general de las estaciones de muestreo, sean puntos, transectos, redes de niebla o grabadoras, se debe seleccionar el diseño del muestreo, el cual puede ser aleatorio, estratificado, sistemático, también llamado regular, por conglomerados o por conveniencia (Greenwood y Robinson, 2006). Por lo general se prefieren los diseños aleatorios, pero a veces es necesario seleccionar la ubicación de las estaciones de muestreo a conveniencia para aumentar la eficiencia del muestreo, en especial si se realiza captura con redes (Vogel *et al.*, 2012).

Cuando exista evidencia de que la densidad de aves varía a lo largo del área de estudio, se sugiere ocupar un muestreo estratificado. En éste, el área de estudio es dividida en subáreas, estratos, y se asigna un número conveniente de unidades de muestreo a cada estrato (Gregory *et al.*, 2004). Por ejemplo, en ocasiones puede estar dirigido a ciertas coberturas de suelo de una ciudad, como áreas verdes, de distintos usos como parques, jardines, camellones arbolados, cementerios, campos de golf, campi de universidades y, dentro de este universo, se podrían estratificar por tamaño, tipo de vegetación, distancia al borde de la ciudad, entre otras características.

Dependiendo de los objetivos, puede ser necesario realizar los conteos una sola vez en un único sitio, ejecutar conteos en múltiples estaciones o repetirlos en una misma estación en distintas ocasiones (Gregory *et al.*, 2004). Si el estudio pretende evaluar la variación temporal de la avifauna es importante mantener la ubicación de las estaciones de muestreo. En cambio, si se requiere realizar los conteos en múltiples ocasiones, sin que la variación temporal sea relevante, las estaciones pueden ser reubicadas para aumentar la cobertura del muestreo (Rosenstock *et al.*, 2002) manteniendo siempre la distancia mínima entre ellas (ver más adelante).

Para los conteos de aves en zonas urbanas de México que se realicen en espacios públicos, sean áreas verdes o espacios construidos, deberá verificarse previamente al trabajo de campo que el acceso a los sitios sea libre durante el proceso. En caso de realizar muestreos en propiedad privada se debe conseguir la autorización correspondiente. Cuando las condiciones de seguridad de los sitios seleccionados signifiquen un riesgo para el observador, pueden ser sustituidos o descartados. En caso de así hacerlo, es importante especificarlo en el apartado de métodos cuando se trate de un reporte o una publicación.

Corrección de la detección imperfecta

Cuando no se tiene la certeza de haber detectado y registrado a todos los individuos de todas las especies que conforman el ensamble sujeto a muestreo, los conteos producen índices de riqueza y abundancia (Johnson, 2008). Ya sea que se considere la abundancia o no, es recomendable utilizar estimadores de la riqueza de especies para calcular la completitud del inventario (Magurran, 2004) y, si se considera necesario, para emplear el estimador en los análisis estadísticos en lugar del valor crudo de la riqueza (*e.g.*, Charre *et al.*, 2013).

En el caso de la abundancia, se debe reconocer que, al emplear cualquier índice, se asume que éste se relaciona positiva y monotónicamente con la abundancia real, lo cual es verdadero sólo si la probabilidad de detección es constante (Rosenstock *et al.*, 2002). En la práctica, esto es poco frecuente, ya que el proceso de detección es afectado por características de la especie, el individuo, el sitio estudiado y factores relacionados con el muestreo (Iknayan *et al.*, 2014). Por lo anterior, los resultados de los índices deberían ser validados mediante alguna estimación específica de la abundancia de especies, tal vez calculada para un subconjunto de la región muestreada (Rosenstock *et al.*, 2002; Van Heezik y Seddon, 2017). A pesar de las limitaciones, los índices de abundancia pueden ser útiles si son razonablemente precisos y presentan una variación menor en comparación con la magnitud de los cambios poblacionales (Thompson, 2002).

Cuando se trata de inventarios dentro de áreas pequeñas, como la mayoría de los parques y otras áreas verdes de las ciudades mexicanas, su tamaño reducido limita el número de unidades de muestreo que se pueden colocar. En ese caso, con el fin de mejorar la eficiencia del inventario, es posible realizar una repetición temporal de las unidades de muestreo dentro de un lapso breve, tomando en cuenta que la probabilidad de contar en repetidas ocasiones a los mismos individuos aumenta y, en consecuencia, la probabilidad de sobreestimar la abundancia. Por ejemplo, si un punto se repite tres veces durante semanas consecutivas del invierno, y en cada repetición se observaron respectivamente 3, 6 y 4 individuos del pinzón mexicano, la opción no es sumar dichas abundancias debido a que podríamos estar contando repetidas veces a un mismo individuo. Ante esto, una alternativa es considerar el número máximo observado, estimador máximo, en alguna de las repeticiones, que en este caso es 6. Este número máximo representa la cantidad mínima de individuos que hay en el punto (Johnson, 2008), dado que parte de los 3 o de los 4 individuos

observados en las otras repeticiones pueden ser diferentes a los 6 considerados, y por lo tanto la abundancia sería mayor a 6.

Por lo anterior, una segunda opción es utilizar el Estimador de Conteo Limitado (Bounded-count Estimator; ver antecedentes y análisis en Johnson *et al.* 2007): $N=2X_{(m)}–X_{(m-1)}$, donde $X_{(m)}$ es el conteo máximo en las repeticiones, y $X_{(m-1)}$ es el segundo conteo mayor obtenido. En el ejemplo anterior la abundancia calculada por este estimador sería de 8 (2*6-4). Este estimador asume que la probabilidad de detección es cercana a 1, por lo que es posible enumerar todos los individuos; las repeticiones son independientes, la probabilidad de detección es constante entre las repeticiones, los individuos no se cuentan más de una vez en cada repetición, y la población es cerrada en el periodo en que se dan las repeticiones (Camp *et al.*, 2014). Aunque este estimador está lejos de ser perfecto, tiende a reducir el sesgo asociado con el estimador máximo (Johnson *et al.*, 2007).

Expresar la información de la abundancia en forma de densidad podría parecer una simple operación matemática, donde la abundancia registrada se puede dividir entre el área muestreada, cuando existe un área determinada, por ejemplo en puntos de radio fijo o en un transecto con ancho definido; sin embargo, es necesario considerar que los individuos observados podrían estar asociados a un área mayor que la considerada, debido a que las áreas en que realizan sus actividades pueden solaparse sólo parcialmente con el área muestreada, de modo que el área en la que es posible encontrar a los individuos registrados es en realidad mayor que la muestreada, por lo que la medida de densidad debe tomarse con reservas (Schmidt *et al.*, 2013).

Existen aproximaciones analíticas que corrigen las estimaciones de abundancia (Thompson, 2002) y que han sido empleadas en trabajos de diversidad de aves (*e.g.*, MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011). Algunas de estas aproximaciones, como los modelos de ocupación, el muestreo doble o el muestreo con más de un observador, requieren un esfuerzo de muestreo adicional para aumentar la exactitud, ya sea de la riqueza o de la abundancia (Thompson, 2002; MacKenzie *et al.*, 2006), lo que las vuelve imprácticas cuando los ajustes al esfuerzo de muestreo son inviables.

Los conteos basados en distancia han sido el enfoque más común en los conteos urbanos que consideran la detectabilidad para ajustar los valores de

abundancia (Van Heezik y Seddon, 2007). El muestreo por distancia es un método analítico que puede aplicarse a los conteos por puntos y transectos. En campo, implica únicamente colectar información adicional: la distancia perpendicular a la posición en la que el ave fue detectada por primera vez, para estimar la probabilidad de detección y la densidad de aves en el sitio (Buckland *et al.*, 2008), aunque también presenta algunos inconvenientes, como el depender de la medición exacta de la distancia y requerir múltiples mediciones para cada especie, con el objetivo de estimar la función de detectabilidad, lo que limita su aplicación para aquellas especies con un tamaño poblacional pequeño (Johnson, 2008).

Métodos de conteo aplicables a zonas urbanas

Para elegir un método de muestreo, es importante considerar los objetivos del estudio. En ocasiones sólo se requiere generar el inventario de las especies, sin considerar su abundancia; mientras que en otros casos sí es necesario obtener el mejor conteo posible de los individuos de cada especie, o inclusive sólo de una especie focal. Los métodos de conteo de aves más comunes son los puntos de conteo y los transectos lineales: puntos y transectos de aquí en adelante (Rosenstock *et al.*, 2002). Existen otros métodos que permiten estimar la riqueza y abundancia de aves, como la captura con redes de niebla, la búsqueda intensiva, el mapeo de parcelas y la grabación de vocalizaciones, pero su uso es limitado dentro de las zonas urbanas (véase Savard y Falls, 2001).

Los métodos anteriores difieren en su capacidad de detectar las especies que conforman el ensamble estudiado (Estades *et al.*, 2006). Para reducir el sesgo asociado al método, los conteos pueden realizarse con una combinación de métodos, pero si esto no es posible, se debe elegir el más adecuado para las especies de interés, considerando su uso del hábitat y los patrones de comportamiento, como la frecuencia de vocalización y de movimiento (Bonar *et al.*, 2011). También es importante tomar en cuenta que algunas condiciones de las ciudades, como el tránsito continuo de peatones, el mantenimiento constante de la vegetación y la presencia de depredadores pueden implicar un riesgo para las aves o para el equipo (Figura 2).



A)



B)

Figura 2

A) La presencia de depredadores como gatos y perros podría implicar un riesgo adicional para las aves durante la captura con redes de niebla. B) La proximidad de humanos en los nidos puede alertar a los depredadores sobre su presencia en la zona. Fotografía: Remedios Nava-Díaz

Transectos lineales y puntos de conteo

En los transectos, el observador recorre una ruta trazada previamente y registra simultáneamente las aves detectadas, tanto visual como auditivamente, a ambos costados del transecto. En los puntos, el observador permanece fijo en un sitio determinado, desde donde detecta y registra las aves (Gregory *et al.*, 2004). Ambos métodos presentan variantes, ya que algunas de sus características pueden ser ajustadas. Para los transectos, se pueden adecuar la longitud y el ancho, así como la velocidad de desplazamiento del observador; mientras que, para los puntos, es posible modificar su radio y la duración del conteo.

El ancho de los transectos, así como el radio de los puntos, está sujeto a características de los sitios, como el ancho de las vialidades o el tamaño de las áreas verdes. En cualquier caso, es importante definir claramente la unidad de muestreo, que en el caso de transectos debe involucrar una medida de distancia y tiempo, por ejemplo: trayectos de 300 m de largo y 50 de ancho, donde se utilicen 10 min en recorrerlos. En el caso de los puntos hay que definir radio y un tiempo de observación, por ejemplo: veinticinco metros de radio y cinco minutos de observación. En ambos casos es necesario que el observador mida las distancias adecuadamente (50 o 25 m), ya sea con un entrenamiento previo o con distanciómetro.

Es importante tener en cuenta que la probabilidad de detectar a las aves decrece con los incrementos en la distancia (Johnson, 2008). Los dos métodos

permiten establecer una distancia límite para incluir a las aves detectadas dentro de los conteos (Ralph *et al.*, 1996; Bibby *et al.*, 2000). Puede prescindirse de este límite cuando el objetivo del trabajo sea generar el inventario de las especies de un sitio o cuando se realizan conteos basados en distancia.

En los conteos con puntos o transectos es necesario mantener una separación mínima entre las unidades de muestreo para evitar contar dos veces al mismo individuo y asegurar la independencia de las muestras (Bibby *et al.*, 2000). Lo anterior aplica a conteos dentro de la zona urbana o dentro de parques. En los puntos de conteo es común utilizar una separación de 250 m para asumir la independencia de los datos. Es recomendable maximizar el número de estaciones de muestreo. Esto debe hacerse manteniendo la separación recomendada entre las estaciones, siempre y cuando sea posible (*e.g.*, MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011). En sitios de tamaño reducido, como muchas de las áreas verdes urbanas, la separación entre puntos puede reducirse a 150 o incluso 75 m. En este caso, se recomienda que la duración del conteo no supere los cinco minutros. Además, los datos de las aves deberán ser promediados antes de realizar el análisis estadístico (Ralph *et al.*, 1996). En el caso de las áreas verdes, también es necesario mantener una distancia mínima al borde.

Los dos métodos pueden emplearse en conteos de aves en las zonas urbanas y dentro de áreas verdes. Ambos presentan ventajas y desventajas que pueden funcionar como criterio de elección. Si los objetivos del estudio incluyen relacionar la diversidad encontrada con las condiciones ambientales: vegetación, ruido y cobertura, entre otras, es preferible utilizar puntos de radio fijo, ya que pueden asociarse de manera más objetiva con las condiciones ambientales. En cambio, si el objetivo es obtener el inventario de la zona de estudio, los transectos permiten cubrir un área mayor en el mismo tiempo (Gregory *et al.*, 2004).

Sin embargo, algunas características de los sitios pueden limitar el uso de los transectos. Por ejemplo, los transectos son recomendados en zonas extensas, abiertas y con cierta homogeneidad del hábitat (Gregory *et al.*, 2004), o en zonas lineales por naturaleza, como las calles o los camellones arbolados. El tamaño reducido de algunos parques impide usar transectos, por lo que se deben usar los puntos. Cuando el acceso a toda el área de estudio es limitado, puede resultar imposible ubicar todos los transectos de manera aleatoria mientras que, en algunos casos, sí podría hacerse con los puntos de conteo.

Conteos por área

Si sólo se necesita obtener el mejor listado de especies, sin importar su abundancia, es posible utilizar también los conteos por área que permiten explorar todos los ambientes de un área verde, por lo que es requisito acceder a todos los espacios, lo que en algunas áreas verdes puede no ser posible. En este tipo de muestreo se buscan las especies en una parcela delimitada durante un tiempo también determinado, con libertad de moverse dentro del área para buscar a las aves. El área estándar es de una hectárea, pero puede ser mayor en hábitats abiertos. Es importante que las parcelas se encuentren al menos a 100 m una de la otra (Bibby *et al.*, 2000).

Considerando que la riqueza de especies está ligada al área muestreada (relación especies-área) y al tiempo muestreado (relación especies-tiempo), Adler *et al.*, 2005), se recomienda incrementar el tiempo de muestreo si no importa la estimación de la abundancia, y si el área por muestrear no puede ser modificada. Dado que la estimación de la abundancia no es relevante en este caso, los incrementos en el tiempo de muestreo son recomendables, aun cuando esto pueda implicar contar a los mismos individuos más de una vez. Si se incrementa el tiempo en las parcelas de búsqueda intensiva se sugiere anotar las especies nuevas al listado en intervalos de tiempo reducidos (*e.g.*, 10 min). Esto permite construir una curva de acumulación de especies.

Captura con redes

La captura de aves con redes es un método adecuado para el seguimiento de las poblaciones y para la estimación de la riqueza y abundancia de aves, que ofrece la ventaja de registrar a aquellas especies que visual o auditivamente pasan desapercibidas con otros métodos. La técnica consiste en colocar un número determinado de redes durante periodos de tiempo estandarizados en sitios donde se desee capturar aves (Gibbons y Gregory, 2006). Se recomienda ubicar las redes en el límite de dos tipos de hábitat, sitios donde el hábitat muestreado forme un cuello de botella, o en las porciones más húmedas de un hábitat. Es importante mencionar que la captura de aves con redes debe ser suspendida en días de viento, lluvia, calor y frío intensos (Ralph *et al.*, 1996).

Las redes disponibles para capturar aves difieren en su longitud y luz de la malla, por lo que se deben elegir redes adecuadas, ya que sus dimensiones afec-

tan el tipo de aves que son capturadas (Ralph *et al.*, 1996). La tasa de captura también es afectada por la altura a la que son colocadas (Ralph *et al.*, 2004). Puesto que las especies difieren en la probabilidad de ser capturadas en función de la altura de la red, se pueden colocar en un mismo poste redes adyacentes que cubran diferentes alturas para mejorar la efectividad del muestreo (Bonter *et al.*, 2008).

La captura es una técnica empleada frecuentemente en los estudios de ecología urbana de aves cuando se requiere marcar a los individuos, colocar dispositivos de posicionamiento u obtener muestras o información sobre el estado de los individuos, pero su uso en conteos está poco extendido. Este método presenta el inconveniente de que algunas especies, como aquellas de tamaño relativamente grande, baja movilidad o que ocupan el dosel no suelen ser capturadas en las redes, por lo que este tipo de muestreo debería complementarse con algún otro método. Además, si se considera el esfuerzo, este método es poco eficiente si el objetivo principal es obtener un inventario de especies (Gibbons y Gregory, 2006). Es importante mencionar que en México se requiere el permiso correspondiente, emitido por la SEMARNAT para realizar las capturas, aun cuando los individuos sean liberados inmediatamente.

Monitoreo acústico

La grabación de vocalizaciones ofrece otra opción para monitorear a las aves en ambientes urbanos. El monitoreo acústico puede incluir la reproducción de vocalizaciones para inducir una respuesta o puede realizarse de manera pasiva, simplemente registrándolas. Su reproducción debe hacerse con precaución para no alterar la conducta natural de las aves y evitar la sobreestimación de la abundancia (Fuller *et al.*, 2012), por lo que se aconseja seguir criterios de uso de esta técnica (*i.e.* Sibley, 2011). El registro puede hacerse con unidades automatizadas o no automatizadas (Shonfield y Bayne, 2017). Una de las ventajas de usar unidades automatizadas es que se puede obtener un registro de veinticuatro horas por día, se reduce el esfuerzo en campo y el observador no afecta el comportamiento de las aves, con lo que se elimina este sesgo (Acevedo y Villanueva-Rivera, 2006).

Si bien el monitoreo acústico permite aumentar el área y la frecuencia de los registros de campo, el volumen de la información colectada puede hacer del análisis una tarea compleja (Wimmer *et al.*, 2013a). El análisis de los regis-

tros puede realizarse de manera manual o automatizada. La primera consiste en escuchar las grabaciones para identificar a las especies con el apoyo opcional de espectrogramas (Wimmer *et al.*, 2013b). El análisis automatizado se basa en el reconocimiento de patrones y emplea algoritmos diseñados para clasificar algún atributo de la vocalización o algún patrón de la imagen del espectrograma (Bardeli *et al.*, 2010).

La grabación de vocalizaciones representa una alternativa para muestrear las especies cuyas señales auditivas o visuales no son detectadas fácilmente (Gibbons y Gregory, 2006). El monitoreo acústico puede funcionar como técnica de muestreo efectiva para especies que son poco conspicuas, como la polluela amarilla, que habita entre la vegetación densa de los humedales, y cuya abundancia podría ser subestimada con otros métodos de conteo (Sidie-Slettedahl *et al.*, 2015).

Estudios de biología reproductiva en zonas urbanas

La urbanización frecuentemente afecta la abundancia y el tipo de recursos disponibles para las aves, incluyendo los sitios de anidamiento y los materiales para construir el nido (Beissinger y Osborne, 1982; Lim y Sodhi, 2004). Sin embargo, en los ambientes urbanos anidan muchas aves que hacen uso de la relativamente escasa vegetación y del gran número de construcciones y estructuras humanas. La información sobre la biología reproductiva y el éxito de anidación es una parte importante para la mayoría de los estudios poblacionales y es esencial para proponer medidas de manejo y conservación (Green, 2004). Los estudios sobre biología reproductiva nos pueden ayudar a entender por qué ciertas especies son abundantes en las ciudades o por qué algunas especies están desapareciendo.

Para diseñar un método de muestreo apropiado, es necesario definir claramente la pregunta de investigación. Por ejemplo, nos puede interesar comparar el número de nidos o el éxito reproductivo entre diferentes tipos de hábitat en una ciudad, o estudiar la fenología reproductiva en zonas urbanas y rurales, o describir el material con el que están construidos los nidos a lo largo de un gradiente de urbanización. Para contestar estas y otras preguntas, debe considerarse lo discutido anteriormente con respecto a la ubicación de las estaciones de muestreo.

La búsqueda y el seguimiento de nidos requieren de un trabajo intensivo, paciencia y entrenamiento, además de que es necesario conocer lo más posible sobre el hábitat, la biología y el comportamiento de la especie en cuestión. Existen distintos trabajos que describen los métodos para la búsqueda de nidos (Martin y Geupel, 1993; Ralph *et al.*, 1996; Green, 2004) y en esta sección nos enfocaremos en los que consideramos más apropiados para zonas urbanas.

Para buscar nidos es necesario observar las señales y conductas reproductivas en los adultos; por ejemplo, durante la construcción del nido es frecuente observar a las hembras que acarrean materiales en el pico. Esta es la etapa más activa y en la que más frecuentemente podemos ubicar los nidos (Ralph *et al.*, 1996). También es posible encontrarlos durante la etapa de crianza de pollos, ya que los adultos acarrean alimento al nido y extraen los sacos fecales, y los pollos emiten llamados que pueden escucharse cuando el observador se encuentra suficientemente cerca. Otras señales que ayudan a ubicar nidos incluyen el canto de los machos dentro del territorio, o los llamados que emiten las hembras justo antes y después de abandonar el nido durante la incubación (Ralph *et al.*, 1996). En ocasiones, si el suelo es de concreto o cemento, las marcas de excretas en el suelo podrían indicar la presencia de nidos.

En zonas urbanas los nidos se encontrarán principalmente en los estratos arbustivos y arbóreos de la vegetación y sobre construcciones y estructuras humanas, por lo que no hay que olvidar revisar techados, postes, letreros espectaculares, tinacos, cornisas, chimeneas, tanques, monumentos y adornos, entre otras estructuras urbanas (Wang *et al.*, 2008). Debido a la cobertura de superficies impermeables y al manejo constante de la vegetación arbustiva y el suelo, es más raro encontrar especies que aniden a este nivel. Es posible también establecer parcelas o transectos para buscar nidos de manera sistemática, sobre todo para nidos más vistosos y fáciles de ubicar (Ralph *et al.*, 1996).

Una vez ubicado, cada nido se debe clasificar como activo o inactivo, dependiendo de si se encuentra ocupado en ese momento, en construcción, con adultos incubando, o con huevos o pollos en su interior; o si es un nido abandonado o de una temporada anterior. Adicionalmente deberán tomarse los siguientes datos: si el sustrato es natural o artificial, la especie de árbol o arbusto, el tipo de estructura humana y la altura del nido y del sustrato. Para revisar el contenido del nido puede utilizarse un espejo o una cámara digital sujeta al extremo de un tubo telescópico y debe registrarse el número de huevos y pollos, y su edad aproximada. Los nidos deben visitarse cada tres o cuatro días, siguiendo las recomendaciones de Ralph *et al.* (1996) para evitar estresar

a los adultos o que los nidos sean descubiertos por depredadores. De acuerdo con el seguimiento que se haga de los nidos, puede calcularse el éxito reproductivo, así como tasas de sobrevivencia y mortalidad (Mayfield, 1975). Todas las observaciones deberán incluir la fecha para después construir el calendario reproductivo de la especie.

Se ha visto que la urbanización también influye en los materiales que utilizan las aves al construir su nido, ya que los individuos suelen usar componentes de origen antropogénico que encuentran en la ciudad, como hilos, plásticos, pedazos de papel, tela, nylon, celofán e incluso colillas de cigarro (*e.g.*, Wang *et al.*, 2009; Suárez-Rodríguez *et al.*, 2012; Carbó-Ramírez *et al.*, 2015). Además, se ha documentado el uso de estructuras artificiales como sitios de anidación (Escobar-Ibáñez y MacGregor-Fors, 2015). El tipo de material y las proporciones utilizadas en el nido pueden tener consecuencias en su resistencia y en la sobrevivencia de las crías. Por ejemplo, se ha visto que los nidos pueden ser más resistentes cuando se utilizan fibras sintéticas, pero también pueden ser más vistosos para los depredadores, por los colores de los materiales de origen antropogénico (Ramírez-Cruz, 2016). Por otro lado, se ha registrado mortalidad en crías jóvenes, debido a que los pollos o volantones pueden enredarse con las fibras sintéticas (Carbó-Ramírez *et al.*, 2015). Para analizar la composición de los nidos es necesario colectarlos y llevarlos al laboratorio para su análisis, por lo que se tendrá que esperar a que termine la temporada reproductiva. Una vez en el laboratorio, se pueden tomar las siguientes medidas: diámetro exterior e interior, altura y peso. Posteriormente se desmenuza el material y se clasifica en natural: pasto, barro, semillas, ramas, hojas, plumas y cabello, y artificial: papel, textiles y plásticos. El material puede pesarse posteriromente para calcular el porcentaje de cada categoría con respecto al peso total del nido.

Consideraciones finales

El esfuerzo por estudiar la avifauna de las ciudades mexicanas se ha incrementado en los últimos años. Cabe destacar que gran parte del conocimiento generado proviene de conteos de aves en áreas verdes. Este capítulo busca servir de apoyo a quienes deban realizar estudios de aves en contextos urbanos del país. Como se mencionó, la elección del método de conteo no es sencilla: cada uno ofrece ventajas sobre los demás, así como también presenta debilidades. La

información proporcionada ofrece al lector las bases para que decida sobre la aplicabilidad de los diferentes métodos, en función de las preguntas de investigación, las características del área de estudio y los recursos disponibles. Si bien los conteos por puntos y en transectos siguen siendo la opción más recurrida, creemos que las alternativas presentadas son igualmente útiles en los estudios de avifauna urbana por lo que deben ser tomadas en cuenta. Consideramos que, de ser posible, los distintos métodos deben ser utilizados en combinación para obtener más y mejores datos.

Referencias

Acevedo, M.A. y L.J. Villanueva-Rivera. 2006. From the Field: Using Automated Digital Recording Systems as Effective Tools for the Monitoring of Birds and Amphibians. *Wildlife Society Bulletin*, volumen 34, 211-214 pp.

Acuña-Muñoz, J.D. 2014. *Avifauna de la FES Iztacala, UNAM. Estudio comparativo.* Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Tlalnepantla, 90 pp.

Adler, P.B., E.P. White, W.K. Lauenroth, D.M. Kaufman, A. Rass-Weiler y J.A. Rusak. 2005. Evidence for a General Species-Time-Area Relationship. *Ecology*, volumen 86, 2032-2039 pp.

Arizaga, J., J.I. Dean, A. Vilches, D. Alonso y A. Mendiburu. 2011. Monitoring Communities of Small Birds: a Comparison Between Mist-Netting and Counting. *Bird Study*, volumen 58, 291-301 pp.

Ayala-Pérez, V., N. Arce y R. Carmona. 2013. Distribución espacio-temporal de aves acuáticas invernantes en la ciénega de Tláhuac, planicie lacustre de Chalco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 84, 327-337 pp.

Bardeli, R., D. Wolff, F. Kurth, M. Koch, K.H. Tauchert y K.H. Frommolt. 2010. Detecting bird sounds in a complex acoustic environment and application to bioacustic monitoring. *Pattern Recognition Letters*, volumen 31, 1524-1534 pp.

Beissinger, S.R. y D.R. Osborne. 1982. Effects of Urbanization on Avian Community Organization. *The Condor*, volumen 84, 75-83 pp.

Beninde, J., M. Veith y A. Hochkirch. 2015. Biodiversity in Cities Needs Space: A Meta-Analysis of Factors Determining Intra-Urban Biodiversity Variation. *Ecology Letters*, volumen 18, 581-592 pp.

Bibby, C.J., N.D. Burgess, D.A. Hill y S. Mustoe. 2000. *Bird Census Techniques*. Academic Press. Gran Bretaña, 302 pp.

Bonar, S.A., J.S. Fehmi y N. Mercado-Silva. 2011. An Overview of Sampling Issues in Species Diversity and Abundance Surveys. 11-24 pp. En Magurran, A.E. y B.J. McGill (editores), *Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford, Gran Bretaña.

Bonter, D.N., E.W. Brooks y T.M. Donovan. 2008. What Are We Missing with Only Ground-Level Mist Nets? Using Elevated Nets at a Migration Stopover Site. *Journal of Field Ornithology*, volumen 79, 314-320 pp.

Bonthoux, S., M. Brun, F. Di Pietro, S. Greulich y S. Bouché-Pillon. 2014. How Can Wastelands Promote Biodiversity in Cities? A Review. *Landscape and Urban Planning*, volumen 132, 79-88 pp.

Buckland, S.T., S.J. Marsden y R.E. Green. 2008. Estimating Bird Abundance: Making Methods Work. *Bird Conservation International*, volumen 18, S91-S108 pp.

Camp, J.R., K.W. Brinck, E.H. Paxton y Ch. Leopold. 2014. *Monitoring Hawaiian Waterbirds: Evaluation of Sampling Methods to Produce Reliable Estimates*. U.S. Geological Survey-University of Hawaii, Technical Report HCSU-049. 29 pp.

Carbó-Ramírez, P. e I. Zuria. 2011. The Value of Small Urban Greenspaces for Birds in a Mexican City. *Landscape and Urban Planning*, volumen 100, 213-222 pp.

Carbó-Ramírez, P., R.A. González-Arrieta e I. Zuria. 2015. Breeding Biology of the Rufous-Backed Robin (*Turdus Rufopalliatus*) in an Urban Area outside Its Original Distribution Range. *Wilson Journal of Ornithology*, volumen 127, 515-521 pp.

Cárdenas-Carmona, D.U. 2014. *Los parques funerarios un refugio importante para las aves en la ciudad de Guadalajara y su zona conurbada*. Tesis de licenciatura. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, 57 pp.

Charre, G.M., J.A. Zavala-Hurtado, G. Néve, A. Ponce-Mendoza y P. Corcuera. 2013. Relationship Between Habitat Traits and Bird Diversity and Composition in Selected Urban Green Areas of Mexico City. *Ornitología Neotropical*, volumen 24, 275-293 pp.

Chao, A., K.H. Ma y T.C. Hsieh. 2016. *iNext (iNterpolation and extrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Programa y guía de usuario.* Recuperado el 20 de julio del 2017 desde: http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/inext-online/

Colwell, R.K. 2013. *Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples*. *Versión 9.1.* Recuperado el 20 de julio del 2017 desde: http://viceroy.colorado.edu/estimates/

Cruz-Nava, A.R. 2016. *Composición y comportamiento de la avifauna acuática del parque Tezozomoc, Distrito Federal, México*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, 73 pp.

Cupul-Magaña, F.G. 1996. Incidencia de avifauna en un parque urbano de Los Mochis, Sinaloa, México. *Ciencia ergo sum*, volumen 3, 193-200 pp.

Escobar-Ibáñez, J.F. e I. MacGregor-Fors. 2015. On a Tightrope: Use of Open Sky Urban Telephone Wires by Azure-crowned Hummingbirds (*Amazilia cyanocephala*) for Nesting. *Wilson Journal of Ornithology*, volumen 127, 297-302 pp.

Estades, C.F., M.A.H. Escobar, J.A. Tomasevic, M.A. Vukasovic y M. Paez. 2006. Mist-nets versus Point Counts in the Estimation of Forest Bird Abundances in South-Central Chile. *Ornitología Neotropical*, volumen 17, 203-212 pp.

Fuller, R.A., P. Akite, J.B. Amuno, C.L. Ofwono, G. Protactor y R. Ssmmanda. 2012. Using Playback of Vocalisations to Survey the Nahan Francolin, a Threatened African Forest Galliform. *Ostrich*, volumen 83, 1-6 pp.

Gallegos-Cuevas, A.J. 2016. *Diversidad y abundancia de la comunidad de aves en la cantera oriente, el Jardín Botánico y la zona arqueológica de Cuicuilco del Pedregal de San Ángel*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Tlalnepantla, 165 pp.

Gibbons, D.W. y R.D. Gregory. 2006. Birds. 308-350 pp. En Sutherland, W.J. (editor), *Ecological Census Techniques*. Cambridge University Press. Nueva York, eua.

Gómez-Moreno, V.C., S. Niño-Maldonado y U.J. Sánchez-Reyes. 2015. Lista ornitológica del Centro Universitario de Ciudad Victoria, Tamaulipas, México. *Huitzil*, volumen 17, 33-43 pp.

Green, R.E. 2004. Breeding Biology. 57-83 pp. En Sutherland, W.J., I. Newton y R.E. Green (editores), *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press. Nueva York, eua.

Greenwood, J. y R. Robinson. 2006. Principles of Sampling. 11-86 pp. En Sutherland, W.J. (editor), *Ecological Census Techniques*. Cambridge University Press. Nueva York, eua.

Gregory, R.D., D.W. Gibbons y P.F. Donald. 2004. Bird Census and Survey Techniques. 17-55 pp. En Sutherland, W.J., I. Newton y R.E. Green (edi-

tores), *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press. Nueva York, EUA.

Iknayan, K.J., M.W. Tingley, B.J. Furnas y S.R. Beissinger. 2014. Detecting Diversity: Emerging Methods to Estimate Species Diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, volumen 29, 97-106 pp.

Johnson, D.H., C.E. Braun y M.A. Schroeder. 2007. The Bounded-count Method for Analysis of Lek Counts. 25-30 pp. En Reese, K.P. y R.T. Bowyer (editores), *Monitoring Populations of Sage-grouse*. College of Natural Resources Experiment Station Bulletin 88, University of Idaho. Moscow, Idaho.

Johnson, D.H. 2008. In Defense of Indices: The Case of Bird Surveys. *Journal of Wildlife Management*, volumen 72, 857-868 pp.

Lim, H.C. y N.S. Sodhi. 2004. Responses of Avian Guilds to Urbanization in a Tropical City. *Landscape and Urban Planning*, volumen 66, 199-215 pp.

MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez y J.E. Schondube. 2011. Does Size Really Matter? Species-area Relationships in Human Settlements. *Diversity and Distributions*, volumen 17, 112-121 pp.

MacGregor-Fors, I. y R. Ortega-Álvarez. 2011. Fading from the Forest: Bird Community Shifts Related to Urban Park Site-specific and Landscape Traits. *Urban Forestry & Urban Greening*, volumen 10, 239-246 pp.

MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, J.W. Bailey y J.E. Hines. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling*. Elsevier. EUA, 324 pp.

Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, 256 pp.

Martin, T.E. y G.R. Geupel. 1993. Nest-monitoring Plots: Methods for Locating Nests and Monitoring Success. *Journal of Field Ornithology*, volumen 64, 507-519 pp.

Mayfield, H.F. 1975. Suggestions for Calculating Nest Success. *The Wilson Bulletin*, volumen 87, 456-466 pp.

Marzluff, J.M. 2017. A Decadal Review of Urban Ornithology and a Prospectus for the Future. *Ibis*, volumen 159, 1-13 pp.

McPhearson, T., S.T.A. Pickett, N.B. Grimm, J. Niemela, M. Alberti, T. Elmqvist, C. Weber, D. Haase, J. Breuste y S. Qureshi. 2016. Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. *Bioscience*, volumen 66, 198-212 pp.

Mejía-Valenzuela, M. 2014. *Densidad poblacional de* Columba livia*, y costos asociados a su manejo en el campus central de la Universidad Nacional Au-*

tónoma de México y la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, 61 pp.

Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Cyted, ORCYT-UNESCO, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza. España, 83 pp.

Mortimer, J.A. y D. Clark. 2013. A Comparison of Bird Counting Techniques in an Urban Environment. *Notornis*, volumen 60, 173-177 pp.

Nava, R. 2016. Diversidad de aves en áreas verdes de zonas urbanas: una revisión para México. 51-63 pp. En Ramírez-Bautista, A. y R. Pineda-López (editores), *Fauna nativa en ambientes antropizados*. Conacyt-uaq. Querétaro, México.

Nielsen, A.B., M. van den Bosch, S. Maruthaveeran y C.K. van den Bosch. 2014. Species Richness in Urban Parks and its Drivers: a Review of Empirical Evidence. *Urban Ecosystems*, volumen 17, 305-327 pp.

Ortega-Álvarez, R. y I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the Big City: Effects of Urban Land-use on Bird Community Structure, Diversity and Composition. *Landscape and Urban Planning*, volumen 90, 189-195 pp.

Pataki, D.E. 2015. Grand Challenges in Urban Ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, volumen 3, 1-6 pp.

Puga-Caballero, A., I. MacGregor-Fors y R. Ortega-Álvarez. 2014. Birds at the Urban Fringe: Avian Community Shifts in Different Peri-urban Ecotones of a Megacity. *Ecological Research*, volumen 29, 619-628 pp.

Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante y B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. U.s. Department of Agriculture. Albania, 46 pp.

Ralph, C.J., E.H. Dunn, W. Peach y C.M. Handel. 2004. Recommendations for the Use of Mist Nets for Inventory and Monitoring of Bird Populations. *Studies in Avian Biology*, volumen 29, 187-196 pp.

Ramírez-Cruz, M.B. 2016. *Ecología reproductiva de la matraca del desierto (*Campylorhynchus brunneicapillus*) en zonas con diferente urbanización en el área metropolitana de Pachuca, Hidalgo*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, 53 pp.

Rosenstock, S.S., D.R. Anderson, K.M. Giesen, T. Leukering y M.F. Carter. 2002. Landbird Counting Techniques: Current Practices and an Alternative. *The Auk*, volumen 119, 46-53 pp.

Savard, J-P.L. y J.B. Falls. 2001. Survey Techniques and Habitat Relationships of Breeding Birds in Residential Areas of Toronto, Canada. 543-568 pp. En Marzluff, J.M., R. Bowman y R. Donnelly (editores), *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer us. Boston, Massachusetts.

Schmidt, J.H., C.L. McIntyre y M.C. MacCluskie. 2013. Accounting for Incomplete Detection: What are we Estimating and how Might it Affect Long-term Passerine Monitoring Programs? *Biological Conservation*, volumen 160, 130-139 pp.

Shonfield, J. y E.M. Bayne. 2017. Autonomous Recording Units in Avian Ecological Research: Current Use and Future Applications. *Avian Conservation and Ecology*, volumen 12.

Sibley, D. 2011. *The Proper Use of Playback in Birding*. Recuperado el 11 de mayo del 2018 desde: http://www.sibleyguides.com/2011/04/the-proper-use-of-playback-in-birding/

Sidie-Slettedahl, A.M., K.C. Jensen, R.R. Johnson, T.W. Arnold, J.E. Austin y J.D. Stafford. 2015. Evaluation of Autonomous Recording Units for Detecting 3 Species of Secretive Marsh Birds. *Wildlife Society Bulletin*, volumen 39, 626-634 pp.

Suárez-Rodríguez, M., I. López-Rull y C. Macías-García. 2012. Incorporation of Cigarette Butts into Nests Reduces Nest Ectoparasite Load in Urban Birds: New Ingredients for an Old Recipe? *Biology Letters*, volumen 9, 1-3 pp.

Taulman, J.F. 2013. A Comparison of Fixed-Width Transects and Fixed-Radius Point Counts for Breeding-bird Surveys in a Mixed Hardwood Forest. *Southeastern Naturalist*, volumen 12, 457-477 pp.

Thompson, W.L. 2002. Towards Reliable Bird Surveys: Accounting for Individuals Present but not Detected. *The Auk*, volumen 119, 18-25 pp.

Van Heezik, Y. y P.J. Seddon. 2017. Counting Birds in Urban Areas: A Review of Methods for the Estimation of Abundance. 185-207 pp. En Murgui, E. y M. Hedblom (editores), *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments.* Springer International Publishing. Cham.

Vogel, H.F., C.H. Zawadzki y R. Metri. 2012. Occurrence of Thrushes in an Urban Fragment of Araucaria Forest in Southern Brazil. *Biota Neotropica*, volumen 12, 242-247 pp.

Wang, Y., S. Chen, P. Jiang y P. Ding. 2008. Black-billed Magpies (*Pica pica*) Adjust Nest Characteristics to Adapt to Urbanization in Hangzhou, China. *Canadian Journal of Zoology*, volumen 86, 676-684 pp.

Wang, Y.P., S.H. Chen, R.B. Blair, P.P. Jiang y P. Ding. 2009. Nest Composition Adjustments by Chinese Bulbuls *Pycnonotus Sinensis* in an Urbanized Landscape of Hangzhou (E China). *Acta Ornithologica*, volumen 44, 185-192 pp.

Wimmer, J., M. Towsey, B. Planitz, I. Williamson y P. Roe. 2013a. Analyzing Environmental Acoustic Data Through Collaboration and Automation. *Future Generation Computer Systems*, volumen 29, 560-568 pp.

Wimmer, J., M. Towsey, P. Roe e I. Williamson. 2013b. Sampling Environmental Acoustic Recordings to Determine Bird Species Richness. *Ecological Applications*, volumen 23, 1419-1428 pp.

TÉCNICAS DE CAPTURA Y MONITOREO DE MAMÍFEROS TERRESTRES Y ARBORÍCOLAS EN ÁREAS URBANAS

Nicolás Ramos-Lara
Arkansas State University
Campus Querétaro

Yuriana Gómez-Ortiz
División de Desarrollo Sustentable
Universidad Intercultural del Estado de México

Resumen

El crecimiento de las zonas urbanas en el mundo ha dado como resultado la reducción de las áreas naturales que utilizan los mamíferos silvestres. La respuesta de los mamíferos a las condiciones urbanas varía según el grupo taxonómico y son necesarios estudios para comprender cómo responden las distintas especies. En este capítulo presentamos algunas de las técnicas más comunes para la captura y monitoreo de mamíferos silvestres en zonas urbanas. Esperamos que este trabajo contribuya al estudio y conservación de los mamíferos en estos ambientes altamente antropizados.

Introducción

Las zonas urbanas ofrecen hábitats artificiales y remanentes de vegetación nativa que albergan a varias especies (McKinney, 2008; García-Méndez *et al.*,

2014). El efecto de la urbanización sobre la composición y estructura de las comunidades bióticas depende de factores como el grupo taxonómico, la escala de análisis y la intensidad o grado de urbanización (McKinney, 2008). En la actualidad, gran parte de los mamíferos silvestres de México cohabita con millones de personas en zonas urbanas (Vázquez y Gastón, 2006). Sin embargo, los estudios que abordan el estado del conocimiento de este grupo son escasos, al igual que para el resto de los vertebrados. En este capítulo se presenta una revisión del estado actual del conocimiento sobre los mamíferos silvestres en ambientes urbanos, y se describen las técnicas más comunes empleadas, así como aquellas con potencial para la captura y monitoreo de este grupo de organismos. Esta información puede ayudar a sistematizar y comparar los resultados de estudios futuros en México.

La diversidad de los mamíferos en México y su presencia en ambientes urbanos

México cuenta con 544 especies de mamíferos reconocidas, representadas por 202 géneros, 46 familias y 13 órdenes. Él órden más diverso es *Rodentia*, con 243 especies (44.7%), seguido por *Chiroptera*, con 139 especies (25.6%), *Carnivora*, con 42 especies (7.7%), y *Cetacea*, con 40 especies (7.4%). Gran parte de los mamíferos del país (77%) son especies de talla pequeña, menores a 5 kg (Merritt, 2010), y están representados por los órdenes *Rodentia*, *Chiroptera*, *Soricomorpha*, *Lagomorpha* y *Didelphimorphia* (Ceballos *et al.*, 2014; Ramírez-Pulido *et al.*, 2014; Sánchez-Cordero *et al.*, 2014).

La ocurrencia de las especies en zonas urbanizadas ha sido determinada por factores como la talla, el nivel trófico y la sensibilidad a la composición del hábitat. En el caso particular de los mamíferos, algunos estudios revelan que las principales limitantes de su distribución en estos ambientes se relacionan con la capacidad de movimiento, la continuidad entre parches de vegetación y el conflicto entre la fauna silvestre y el humano (Dickman, 1986; Dickman y Doncaster, 1987; Angold *et al.*, 2006).

Se han documentado modificaciones en los rasgos de historia de vida de los mamíferos, en respuesta a cambios en la estructura y tamaño de los parches de vegetación disponibles en las zonas urbanas (*e.g.,* movimientos, dieta, reproducción, densidad, actividad. Dickman y Doncaster, 1987; Ditchkoff *et al.*, 2006). Los mamíferos de talla pequeña y mediana han logrado ser más exitosos

en zonas urbanas y suburbanas; sin embargo, algunos mamíferos grandes (*e.g., Canis latrans*; *Odocoileus virginianus*) también han mostrado tolerancia a estos ambientes (Ditchkoff *et al.*, 2006).

El conocimiento de los patrones de la diversidad de este grupo en ambientes urbanos es escaso. Por un lado, se sabe que la riqueza de mamíferos nativos de talla pequeña tiende a disminuir con el incremento de la urbanización (Racey y Euler, 1982; Mahan y O'Connell, 2005); mientras que las especies exóticas tienden a incrementarse (Castillo *et al.*, 2003). Por otro lado, se ha observado que las zonas con urbanización intermedia pueden favorecer la biodiversidad, debido a la disminución de algunas especies dominantes, o bien al incremento de la heterogeneidad ambiental (Racey y Eueler, 1982).

La ocurrencia de las especies nativas en ambientes urbanos depende de la disponibilidad de hábitats naturales y de su composición y estructura. Actividades como la remoción, el pisoteo de la vegetación, el uso de químicos, los incendios y la depredación por especies domésticas son algunos factores que tienden a disminuir su presencia (Sauvajot *et al.*, 1998; Baker *et al.*, 2003). En contraste, la pérdida de vegetación nativa tiende a favorecer la presencia de especies generalistas e invasoras (Garden *et al.*, 2007; Chávez y Ceballos, 2009).

En los ambientes urbanos, los mamíferos, al igual que otros grupos, se pueden clasificar con base en la dinámica poblacional y con relación a los sitios que usan para su reproducción: *evasores urbanos*, aquellas especies sensibles a las actividades humanas que raramente ocurren en las zonas urbanas; *utilizadores urbanos*, aquellas especies que frecuentemente forrajean en las zonas urbanas, pero su persistencia depende de las poblaciones que habitan en zonas naturales adyacentes, y los *habitantes urbanos*, aquellas especies que, a diferencia de los anteriores, persisten en las zonas urbanas, independientemente de las zonas naturales adyacentes (Fischer *et al.*, 2015).

Las especies de mamíferos que se han reportado en zonas urbanas son muy variadas, desde ratas (*Rattus norvegicus*) y mapaches (*Procyon lotor*), hasta jabalíes (*Pecari tajacu*) y alces (*Cervus canadensis*). Sin embargo, en México son pocos los estudios que hasta la fecha se han realizado sobre los mamíferos silvestres en áreas urbanas. En general, las áreas urbanas son culturalmente diversas, con su población variada aportando diferentes conocimientos, actitudes, valores y creencias desde la consideración de la dimensión humana sobre la vida silvestre. Claramente, los entornos físicos y sociales para la vida silvestre urbana son dinámicos, complejos y heterogéneos.

Especies nativas contra especies exóticas

En México, existen alrededor de diecinueve especies de mamíferos, exóticas e invasoras, con poblaciones ferales bien establecidas (*e.g., Canis lupus familiaris*, *Felis catus*, *Felis silvestris*, *Capra hircus*, *Equus asinus*, *Sus scrofa* y *Oryctolagus cuniculus*), las cuales han sido asociadas con extinciones de especies nativas, como el caso de ciertos roedores endémicos insulares (Nogales *et al.,* 2004; Ceballos *et al.*, 2014). Algunas especies exóticas tienden a incrementarse poblacionalmente con el grado de urbanización e inciden en otras problemáticas, como el aumento de enfermedades zoonóticas de importancia para la salud pública y el desplazamiento de especies nativas (Dubinský *et al.*, 1995; Peavey *et al.*, 1997; Castillo *et al.*, 2003; Hernández-Camacho *et al.*, 2012). En las zonas urbanas, *Rattus norvegicus*, *Mus musculus*, *Felis catus*, *Canis lupus*, *Rattus rattus* y *Oryctolagus cuniculus* son especies invasoras consideradas de alto impacto sobre los ecosistemas y la biodiversidad (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

En América del Norte se han llevado a cabo varias estrategias y planes para el control de especies exóticas invasoras, tanto a nivel bilateral como trilateral (Plan Estratégico Norteamericano de Cooperación en la Conservación de la Biodiversidad, de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA), Interamericana de Información sobre biodiversidad; Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). En México, la problemática referente a la presencia e incremento poblacional de especies exóticas de mamíferos que ocurren como *habitantes urbanos* y su efecto sobre las poblaciones nativas debe ser analizada a corto plazo.

Categorías de riesgo

Aproximadamente 31% (170) de las especies de mamíferos y 4% de los géneros (*Soricomorpha*: *Megasorex*; *Didelphimorpha*: *Tlacuatzin*; *Chiroptera*: *Musonycteris*; *Rodentia*: *Hodomys*, *Pappogeomys*, *Zygogeomys*, *Osgoodomys*, *Megadontomys*, *Nelsonia*, *Neotomodon*, *Xenomys*; *Lagomorpha*: *Romerolagus*) son endémicos de México. El 36% (198) de las especies de mamíferos del país se encuentran amenazadas, siendo los roedores los más afectados (Ceballos *et al.*, 2014). En general, las causas principales del estatus de estas especies se relacionan con actividades de origen antropogénico (Sánchez-Cordero *et al.*, 2014).

El estatus de conservación de las especies nativas en las zonas urbanas y las causas que afectan su sobrevivencia han sido poco evaluadas; su conocimiento actual es importante para la toma de decisiones y la aplicación de estrategias para su conservación. Las especies comunes que han tolerado los ambientes urbanos y coexistido en ellos se han visto amenazadas, disminuidas o extirpadas (*e.g.,* gorrión común [*Passer domesticus*], en Europa; De Laet y Summers-Smith, 2007) por lo que las ciudades son espacios prioritarios para la gestión de la conservación de las especies nativas y para la reducción del impacto en la mancha urbana.

Técnicas de captura y monitoreo

En ocasiones, el diseño de una investigación no requiere que se capture el número máximo de animales posible. Cuando este es el caso, los investigadores pueden a menudo estimar *a priori* el número de animales necesario para probar sus hipótesis. El tamaño de muestra a un nivel correcto: individuo, grupo o población, puede ser minimizado en una de las siguientes formas: al diseñar una investigación que genere datos apropiados para pruebas estadísticas que requieran muestras pequeñas, las cuales pueden ser paramétricas, no paramétricas o bayesianas; al usar un diseño factorial que explore los efectos de algunas variables en un experimento; al usar métodos estadísticos secuenciales y multivariados, o al usar un diseño con *repeated measures* (Powell y Proulx, 2003).

La manipulación de especímenes capturados debe minimizar el impacto en ellos. El manejo rápido a menudo minimiza dicho impacto, pero no siempre. En general, aunque no universalmente, el uso de anestesia reduce el estrés del animal al ser manipulado. Manejar mamíferos sin anestesia algunas veces les permite regresar a sus grupos sociales más rápidamente y posibilita una liberación pronta, sin peligro de depredación. Sin embargo, aun para estos individuos, el manejo con anestesia puede causar un comportamiento anormal mucho después de la liberación y reducir el éxito de recaptura. Cuando se utiliza anestesia, y la recuperación no es rápida, los animales pueden requerir alimento, agua y otros recursos, así como protección contra la depredación y el clima (Powell y Proulx, 2003).

Métodos directos de captura

Los métodos directos se agrupan en dos tipos: los que consisten en la captura de animales vivos y los letales. Los primeros se han utilizado para estudios de marcaje, liberación y recaptura, para entre otros fines estimar la dinámica poblacional (*i.e.,* la tasa de incremento corporal, el movimiento de los individuos, la edad de madurez sexual, edad de mortalidad, emigraciones, inmigraciones y tasas de crecimiento poblacional). En el caso de los segundos, el estudio de la dinámica poblacional permite evaluar la respuesta de las poblaciones con el fin de conocer su estatus de conservación o de invasión, y establecer estrategias de manejo o control. La erradicación de especies, como en el caso de los mamíferos introducidos en islas (*e.g.,* gatos, ratas y cabras) o en zonas urbanas ha sido una estrategia con buenos resultados para la recuperación de las especies endémicas; sin embargo, la situación de cada caso debe ser evaluada y realizarse con apego a las normas (Lemos *et al.,* 2005; Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). A continuación, se describen algunas de las técnicas usadas para la captura de mamíferos en las zonas urbanas.

Cuando el objetivo de la investigación requiere la muerte del animal, ya sea para su aprovechamiento en colecciones científicas, o control o erradicación de plagas, las trampas de resorte *Museum Special* o *Victor* (Figura 1) son adecuadas. Existen trampas de uso doméstico para ratones, pero resultan demasiado pequeñas para capturar a la mayoría de los mamíferos terrestres pequeños y son útiles solamente para inventarios cuando son usadas en conjunto con trampas más grandes. Las trampas de resorte deben ser del tamaño y fuerza suficiente para matar al animal al momento del impacto (Jones *et al.*, 1996). Las trampas de resorte con base de madera tienden a deformarse con la lluvia o el calor extremo y son difíciles de limpiar (Barnett y Dutton, 1995).

Si se requiere la evaluación de algún parámetro poblacional, los mamíferos pequeños se pueden capturar vivos para marcarlos y monitorearlos durante ciertos periodos de tiempo, con el uso de trampas de caja tipo *Sherman* y *Tomahawk* (Figura 2). Ambas se fabrican en diferentes tamaños y algunos modelos se pueden doblar para un mejor manejo y transporte. En ambientes urbanos, se pueden distribuir a lo largo de transectos, gradillas o estaciones radiales. Los transectos deben separarse al menos 30 m uno del otro. Las estaciones radiales se pueden conformar por ocho transectos unidos por el mismo centro. En los tres casos, las trampas tipo *Sherman*, que forman los transectos, se separan de 5 a 10 m entre sí. Si la arquitectura del sitio impide la distribu-

ción propuesta, como en el caso de zonas urbanas, el investigador deberá sistematizar el número y ubicación de las trampas por sitio monitoreado, siempre y cuando se asegure la independencia de los datos. Las trampas pueden ser cebadas con hojuelas de avena, extracto de vainilla, plátano, semillas de girasol, crema de maní o croquetas para mascotas y preferentemente georreferenciadas con un dispositivo satelital o GPS. En zonas altamente urbanizadas, el uso de cebos no es recomendable, debido a la presencia de mascotas y personas, por lo que su efectividad deberá ser evaluada (*e.g.,* el uso de malvaviscos evita la captura de animales no deseados; Dickman, 1986; Clark, 1994; Sauvajot *et al.*, 1998; González-Romero, 2014).

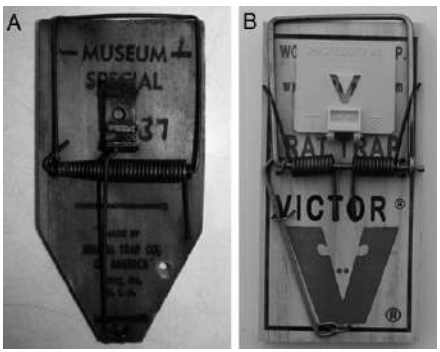


Figura 1
Trampas de resorte marca Museum Special (A)
y Victor (B) para captura de mamíferos pequeños, como roedores

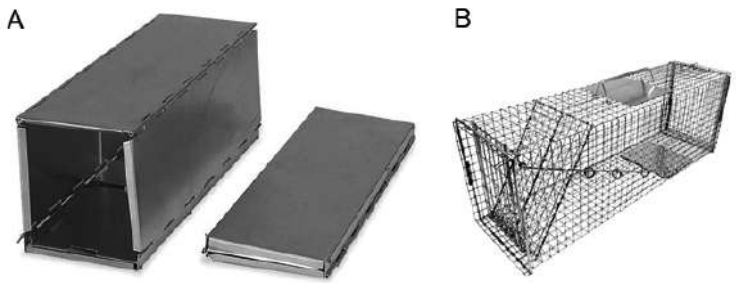


Figura 2
Trampas de caja estilo Sherman (A) y Tomahawk (B)
para captura de mamíferos pequeños y medianos vivos

En el caso particular de los zorrillos, cuando se usan métodos directos, se deben tomar ciertas precauciones para evitar la liberación de su olor (*e.g.,* no hacer mucho ruido, evitar movimientos bruscos); se recomienda el uso de trampas de caja cubiertas con lonas obscuras para reducir el estrés del animal (Clark, 1994). Asimismo, para las ardillas terrestres y arborícolas capturadas con trampas de caja en lugares como parques urbanos, es recomendable utilizar conos de tela para manejarlas (Figura 3), de acuerdo con lo especificado por Koprowski (2002). El cono de tela debe ser del tamaño adecuado de cada trampa, de tal modo que, al abrir la puerta, la presa corra y quede atorada en la punta del cono, el cual debe tener una abertura para que el animal pueda respirar adecuadamente. Esta técnica es bastante efectiva para el manejo sin anestesia, ya que los animales quedan inmóviles y, al tener los ojos cubiertos por la tela, no se alteran ni se estresan.



Figura 3
Cono de tela utilizado para el manejo adecuado de ardillas terrestres y arbóreas con el fin de evitar el uso de anestesia.
Fotografía: © Minnesota DNR

Para los mamíferos terrestres más pequeños (<10 g), como musarañas, las trampas de caída (*pitfall traps*) también han resultado un método efectivo para su captura en ambientes urbanos (Vergnes *et al.*, 2013). Una trampa de caída

consiste en un contenedor colocado en la tierra de tal modo que la abertura está al ras del suelo (Figura 4). Los animales son capturados cuando caen a través de la abertura de la trampa. Por lo general, deben ser contenedores con 40 o 50 cm de profundidad y de 20 a 40 cm de diámetro. Se aconseja cubrir la parte superior de la trampa para evitar que se llene de agua y basura, o incluso para evitar el ataque de posibles depredadores. La cubierta puede ser de madera, metal o plástico (Jones *et al.*, 1996). Cuando se colocan cebos, las trampas de caída pueden mantener a los mamíferos capturados por varias horas; aunque como se mencionó anteriormente, la efectividad de los cebos en zonas urbanas puede ser limitada. Las trampas deben ser revisadas varias veces al día para maximizar la sobrevivencia de los individuos. Por el contrario, las trampas de caída con agua en el fondo son usadas a menudo para capturar y ahogar a musarañas y otros mamíferos pequeños que se requieren capturar muertos (Powell y Proulx, 2003).



Figura 4
Trampa de caída (*pitfall trap*).
Fotografía: © Jaunrein

Para la captura de mamíferos de talla mediana se pueden utilizar trampas de lazo, que sujetan la cabeza o alguna de las patas del animal (Figura 5). Este tipo de trampas se utiliza comúnmente para capturar al animal vivo y, por tanto,

deben ser revisadas constantemente, al menos una vez por día. Por lo general, estas trampas se emplean para capturar carnívoros, aunque otras especies de mamíferos igualmente pueden ser capturados (Powell y Proulx, 2003). Asimismo, deben ser acojinadas, para evitar heridas en los animales capturados y no son recomendables para la captura de zorrillos, debido a la posibilidad de liberación del olor.



Figura 5

Trampas de lazo para captura mamíferos medianos: sujetando las patas.
(a Fotografía: © Getty) o cabeza (b Fotografía: © Tim Nistler)

Las trampas de caja igualmente pueden ser empleadas para la captura de mamíferos medianos, pero deben ser de mayor tamaño, dependiendo del mamífero de interés (Jones *et al.*, 1996). Al parecer los animales capturados con trampas de caja experimentan menos trauma que los capturados con trampas que sujetan alguna extremidad, como las trampas de lazo (Powell y Proulx, 2003). Los mamíferos grandes son generalmente capturados vivos (Figura 6), aunque igualmente se pueden colectar muertos con arma de fuego. Los lazos de cable y cuerda, conocidos comúnmente como lazos matreros, se han utilizado con éxito para capturar animales grandes (*e.g.,* osos, jaguares, pumas o coyotes), pero deben ser utilizados por expertos y revisados continuamente para evitar lesiones (Jones *et al.*, 1996; González-Romero, 2014). Las trampas de caja de mayor tamaño o las trampas de tipo *Culvert* (Figura 7) igualmente pueden emplearse para mamíferos grandes. No obstante, es importante tener cuidado al manejar mamíferos grandes, en particular los carnívoros, debido a su tamaño y fuerza. A menudo es necesario drogarlos antes de removerlos de las trampas; también se pueden utilizar bozales, palos con lazos que sujetan al animal por el cuello y otros aparatos que logren controlarlos. Es recomendable que al menos dos personas estén involucradas en el manejo (Jones *et al.*, 1996).



Figura 6
Las trampas de metal que sujetan la pata del animal
son empleadas para capturar grandes carnívoros.
Fotografía: © Real World Survivor



Figura 7
Las trampas tipo Culvert son empleadas para capturar mamíferos grandes, como osos y felinos.
Fotografía: © usgs

Los animales capturados pueden ser marcados en las orejas con pequeñas etiquetas de metal numeradas para su posterior identificación, con marcadores indelebles o, en su caso, con ectomización de falanges (Romero-Almaraz *et al.*, 2000; García-Méndez *et al.*, 2014). Además, generalmente son sexados e inspeccionados por su condición reproductiva, pesados y medidos (*e.g.,* longitud total, de la cola, de la pata y de la oreja. Tabla 1). Sin embargo, es importante mencionar que la ectomización de falanges ya no es una práctica aceptada por algunas organizaciones internacionales para el estudio y manejo de vertebrados terrestres.

Tabla 1

Formato para la toma de datos y monitoreo de pequeños mamíferos

Formato para trampeo de ratones	
Fecha:	
Número de cuadrante/transecto:	Número de trampa:
Especie:	ID: Sexo:
Hábitat:	Coloración:
No. captura:	Recaptura:
Longitud total:	Oreja derecha:
Cola:	Pata derecha:
Peso:	Muestra de pelo/sangre (otras):
Testículos: E / A Vagina: A / C	Observaciones:
Integrantes (nombre/número de personas):	

Cada ejemplar capturado puede ser identificado con ayuda de referencias bibliográficas especializadas (*e.g.,* Hall, 1981; Álvarez-Castañeda *et al.*, 2015) y con ejemplares de colecciones. Los roedores deberán ser liberados *in situ* cerca de la trampa donde fueron capturados. Por su parte, los ejemplares que mueran en las trampas podrán ser preparados para las colecciones científicas o para uso en prácticas escolares de universidades. En otros casos, los individuos pueden ser traslocados a otro sitio, lejos del lugar donde estén ocasionando problemas, como el caso de ardillas terrestres en zonas habitacionales, o de mamíferos más grandes como carnívoros que representen una amenaza.

Cebos con drogas, tanto letales como sedantes, pueden ser empleados en casos en los cuales otras técnicas son imprácticas. Sin embargo, en zonas urbanas se debe tener cuidado, especialmente con drogas letales, para no poner en riesgo a los humanos y animales domésticos, así como a otras especies que no sean objetivo del estudio. Las drogas no letales deben ser de acción rápida, y usadas solamente en áreas donde el retiro inmediato de los animales sea posible (Jones *et al.*, 1996). El uso de drogas para capturar animales libres en grandes territorios o para tranquilizar animales ha evolucionado con el uso de jeringas-proyectiles aplicadas con rifle, pistola de aire comprimido o cerbatana (Figura 8). También son utilizadas jeringas en palos de inyección para animales enjaulados o trampeados, ya que permiten mayor seguridad al manejador (González-Romero, 2014). Los lugares del cuerpo más seguros para la inserción de los dardos son el muslo o el hombro (Figura 8).



Figura 8
Uso de dardos tranquilizantes para capturar y
manejar mamíferos silvestres medianos y grandes.
Fotografía: © DanInject Dart Guns

El ámbito hogareño de mamíferos un poco más grandes en las zonas urbanas se puede ver reducido en función de la facilidad de adquisición de alimento (Clark, 1994). Los sitios de refugio y crianza de algunos mamíferos se asocian

con las construcciones (*e.g.,* áticos, chimeneas, construcciones abandonadas, bodegas). Por tanto, técnicas como la telemetría, a través del uso de radiocollares, etiquetas con localizador GPS y herramientas como los Sistemas de Información Geográfica son técnicas complementarias que han permitido evaluar el desplazamiento de especies, el ámbito hogareño, el riesgo de zoonosis, el conflicto entre el humano y la fauna silvestre, entre otros. Estas técnicas se han usado tanto en mamíferos pequeños (*e.g.,* ratas [*Rattus norvegicus*] y ardillas), como en mamíferos grandes (*e.g.,* venados y osos negros). Sin embargo, es importante considerar que la presencia de grandes edificios puede interferir con la señal, dificultando la eficacia de esta técnica (Hollis *et al.*, 2000; Lyons, 2005; Tri *et al.*, 2016; Byers *et al.,* 2017).

Métodos indirectos

Tubos para colecta de pelo

Los tubos para la colecta de pelo de mamíferos pequeños terrestres y arborícolas (Figura 9) han sido recomendados para zonas urbanas como una técnica alterna o complementaria de captura directa (Dickman, 1986). Estas trampas se pueden manufacturar con tubos de PVC de 35 mm de diámetro y 200 mm de largo, con una cinta adhesiva en su interior. El pelo colectado puede ser empleado posteriormente en el laboratorio para la identificación de los animales sin requerir su captura (De Marinis y Agnelli, 1993). La identificación puede realizarse al observar la muestra de pelo bajo el microscopio o mediante análisis de ADN.

Huellas, excretas, cámaras trampa y restos de alimento

La oportunidad de observar mamíferos es a menudo limitada, debido a que la mayoría son pequeños, nocturnos y evasivos. Asimismo, muchos mamíferos grandes diurnos son evasivos y no pueden ser observados directamente. Sus huellas pueden proporcionar pistas acerca de su presencia, comportamiento, edad, estatus social, modo de locomoción y comportamiento de forrajeo, al igual que su identidad (Figura 10). La fotografía es una de las formas más simples y efectivas de obtener un registro permanente de las huellas de los animales (Figura 10A). Sin embargo, el yeso de París es el medio más común-

mente utilizado para obtener una réplica de la huella (Wemmer *et al.*, 1996; Figura 10B). Las huellas se pueden identificar con guías especializadas como la de Aranda-Sánchez (2012). El uso de estaciones olfativas para determinar la presencia de carnívoros dentro de las áreas de muestreo igualmente se ha convertido en una opción cada vez más popular. Cada estación consiste de un círculo de tierra suave, de alrededor de un metro de diámetro, con el atrayente colocado en el centro (Wemmer *et al.*, 1996; Figura 10C). El atrayente puede ser comercial (USDA *Scent disks*, Pocatello ID) o casero, como una mezcla de huevo o pescado; recientemente, en particular para la familia *Felidae*, se han utilizado perfumes o lociones de baja calidad (López-González *et al.*, 2014). Los animales que visiten la estación pueden ser identificados por la presencia de sus huellas o bien por cámaras trampa (Wemmer *et al.*, 1996).

Las cámaras trampa, en las cuales el animal mismo dispara el mecanismo mediante un sensor de movimiento, han sido utilizadas por fotógrafos de vida silvestre desde inicios del siglo XX (Figura 10E). Son ideales para identificar a las especies, e incluso individuos particulares, monitorear la abundancia relativa y absoluta de las especies en un lugar en particular, por ejemplo, en una letrina, la cual puede ser utilizada por uno o por varios individuos (Wemmer *et al.*, 1996). Las cámaras trampa pueden ser activas o pasivas; constan de un sensor de movimiento o calor; sin embargo, su costo varía, dependiendo de la cantidad de modificaciones que presentan. De particular importancia para la selección de las cámaras trampa es el sitio donde se van a utilizar, siendo la cantidad de precipitación, así como la humedad relativa los factores determinantes (López-González *et al.*, 2014).



Figura 9
Los tubos para la colecta de pelo son una técnica efectiva
no invasiva para mamíferos pequeños tanto terrestres como arborícolas.
Fotografía: © Mise Magazine



Figura 10

Métodos de monitoreo indirecto de mamíferos, como huellas: (A Fotografía: © Aquilino Duque), moldes hechos con yeso de París (B: www.sptes.org), estaciones olfativas (C: www.unpa.edu.ar), heces (D: www.sierradebaza.org), cámaras trampa (E: www.mashpilodge.com), y restos distintivos de comida (F: www.nps.gov)

Las heces o excretas de mamíferos también ayudan a identificar a las distintas especies y pueden encontrarse en casi todos lados, pero muchos de ellos, particularmente los carnívoros, dejan sus heces en sitios predecibles, en senderos u objetos elevados, o al lado de lugares prominentes (Figura 10D). Los restos de alimentos también son una herramienta útil en la identificación. Los mamíferos pequeños, como las ardillas arborícolas, dejan comúnmente restos de sus alimentos, como las partes centrales de los conos de los pinos, de los cuales extraen las semillas para alimentarse (Figura 10F). La forma en que

dejan el núcleo limpio y desprovisto de semillas es particular de estos mamíferos, hace fácil detectar su presencia y abundancia relativa en un área (Steele y Koprowski, 2001).

Conteos visuales

Los conteos visuales mediante transectos han resultado una buena opción para el monitoreo de mamíferos diurnos en zonas urbanas. Los transectos se deben ubicar de forma sistemática y durante el periodo de máxima actividad. Para una evaluación del patrón de actividad se debe asegurar que el monitoreo de los transectos se realice en bloques de dos horas. En el caso de las ardillas arborícolas, se recomienda entre las 0700-1000 h y 1600-1800 h (Babińska-Werka y Żółw, 2008; Ramos-Lara y Cervantes, 2011). La longitud y la amplitud de los transectos pueden variar dependiendo del tamaño del área (*e.g.,* longitud: 600 m-2500 m, amplitud: 20 m). Al caminar se busca visualmente a los individuos, tanto en el suelo como en los árboles, y se puede registrar el tipo de microhábitat en el que se ubican y el horario de actividad (Babińska-Werka y Żółw, 2008).

Selección de sitios y el esfuerzo de muestreo

Antes de iniciar cualquier estudio, es recomendable planear un muestreo piloto para determinar sitios potenciales para capturar, registrar y monitorear las especies de interés (Baker *et al.*, 2003), así como contar con los permisos correspondientes, en especial si la especie se encuentra listada en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Es necesaria la aplicación de técnicas de captura, marcado y monitoreo de acuerdo con el objetivo de la investigación. Asimismo, la captura viva o muerta depende de la investigación y deberá ser debidamente justificada y acorde a los permisos vigentes relacionados. Entre los sitios más comunes se encuentran parches de vegetación nativa, jardines de las casas, parques o áreas verdes, cementerios, áreas de césped, árboles y zonas de superficie impermeable. Ver Capítulo 1 para más información sobre el diseño de muestreo en zonas urbanas.

En zonas urbanas, es importante ubicar los posibles sitios de refugio y alimentación para así colocar las trampas cerca (*e.g.,* conductos de ventilación,

respiraderos, espacios de construcción; Clark, 1994). Es recomendable evitar la colocación de trampas en áreas abiertas y expuestas, ya que los mamíferos pequeños prefieren moverse a lo largo de los bordes de objetos y generalmente corren alrededor de claros, en vez de cruzarlos (Barnett y Dutton, 1995). En lugares fríos, es recomendable cubrir con hojarasca cada trampa y colocar en su interior un poco de algodón para que los animales puedan resguardarse en caso de tener que pasar la noche atrapados. Todos los sitios son muestreados durante tres o cinco noches consecutivas por cada periodo de muestreo y revisados al menos cada doce horas (González-Romero, 2014).

El esfuerzo de trampeo es el producto del número de trampas utilizadas y el tiempo sobre el cual dichas trampas son monitoreadas. El número de ellas, multiplicado por el número de periodos de trampeo por día (*e.g.,* del amanecer al atardecer), determina el número de "días o noches-trampa" para un estudio en particular. En general, se recomienda un mínimo de quinientas noches-trampa para el inventario preliminar de un hábitat. El esfuerzo de trampeo requerido para completar el inventario se puede determinar con una curva de acumulación de especies, la cual es una gráfica del número acumulativo de especies capturadas contra el esfuerzo de captura acumulativo. Cuando la curva alcanza la meseta, o cuando la captura de especies o individuos no incrementa más con esfuerzo adicional, el esfuerzo de captura puede ser adecuado (Jones *et al.*, 1996).

Recomendaciones y conclusión

Los jardines residenciales y otras áreas verdes urbanas ofrecen hábitat y recursos alimentarios que pueden contrarrestar los efectos de la urbanización (Baker *et al.*, 2003). Se ha observado que los espacios verdes con mayor área de vegetación nativa y con poco disturbio humano albergan una mayor riqueza de especies (Sauvajot *et al.*, 1998; Odell y Knight, 2001; Mason *et al.*, 2007). La disponibilidad de áreas verdes de buena calidad, así como el manejo adecuado de depredadores domésticos, puede disminuir el efecto negativo de la urbanización (Baker *et al.*, 2003).

Preferentemente, los muestreos deberán ser sistemáticos, es decir, siguiendo un orden en cuanto a tiempo y esfuerzo horas/hombre, representados proporcionalmente en el gradiente de urbanización (ver Capítulo 1) o bien en los diferentes tipos de hábitat dentro de la zona urbana y, en su caso, proporcio-

nales a la estacionalidad del lugar: temporada de sequía y lluvias. Los sitios se pueden elegir aleatoriamente y de acuerdo con los permisos y disponibilidad de los dueños de los terrenos y zonas habitacionales. Es recomendable caracterizar cada sitio tomando en cuenta el área total (m^2), la disponibilidad de recursos alimentarios, la presencia de depredadores domésticos, la frecuencia de mantenimiento de áreas verdes, la distancia a parches de vegetación remanente, caminos, carreteras y calles.

El mantenimiento y mejoramiento de la biodiversidad en los ecosistemas urbanos puede tener un impacto positivo en la calidad de vida de los habitantes urbanos y las posibilidades para la educación ambiental, además de representar un valor estético inmedible y así facilitar la preservación de la biodiversidad en los ecosistemas naturales. Sin embargo, es importante considerar el impacto negativo que puede tener su presencia en las zonas urbanas, ya que los mamíferos pequeños juegan un papel importante como reservorios y vectores de algunas enfermedades infecciosas de importancia en la salud pública (Peavey *et al.*, 1997).

Referencias

Álvarez-Castañeda, S.T., T. Álvarez y N. González-Ruiz. 2015. *Guía para identificar los mamíferos de México*. Ammac. 522 pp.

Angold, P.G., J.P. Sadler, M.O. Hill, A. Pullin, S. Rushton, K. Austin, E. Small, B. Wood, R. Wadsworth, R. Sanderson y K. Thompson. 2006. Biodiversity in Urban Habitat Patches. *Science of the Total Environment*, volumen 360, 196-204 pp.

Aranda-Sánchez, J.M. 2012. *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (conabio). México, 260 pp.

Babińska-Werka, J. y M. Żółw. 2008. Urban populations of the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Warsaw. *Annales Zoologici Fennici*, volumen 45, 270-276 pp.

Baker, P.J., R.J. Ansell, P.A.A. Dodds, C.E. Webber y S. Harris. 2003 Factors Affecting the Distribution of Small Mammals in an Urban Area. *Mammal Review*, volumen 33, 95-100 pp.

Barnett, A. y J. Dutton. 1995. *Expedition Field Techniques: Small Mammals*. Royal Geographical Society with ibg. 131 pp.

Byers, K.A., M.J. Lee, C.M. Donovan, D.M. Patrick y C.G. Himsworth. 2017. A Novel Method for Affixing Global Positioning System (gps) Tags to Urban Norway Rats (*Rattus Norvegicus*): Feasibility, Health Impacts and Potential for Tracking Movement. *Journal of Urban Ecology*, volumen 3, 1-7 pp.

Castillo, E., J. Priotto, A.M. Ambrosio, M.C. Provensal, N. Pini, M.A. Morales, A. Steinmann y J.J. Polop. 2003. Commensal and Wild Rodents in an Urban Area of Argentina. *International Biodeterioration & Biodegradation*, volumen 52, 135-141 pp.

Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales, R.A. Medellín, L.M. González y G. Oliva. 2014. Diversity and Conservation. 1-44 pp. En Ceballos, G. (editor), *Mammals of Mexico*. Johns Hopkins University Press. Baltimore, eua.

Chávez, C. y G. Ceballos. 2009. Implications for Conservation of the Species Diversity and Population Dynamics of Small Mammals in an Isolated Reserve in Mexico City. *Natural Areas Journal*, volumen 29, 27-41 pp.

Clark, K.D. 1994. Managing Raccoons, Skunks and Opossums in Urban Settings. *Proceedings of the Sixteenth Vertebrate Pest Conference*, volumen 10, 317-319 pp.

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

De Laet, J. y J.D. Summers-Smith. 2007. The Status of the Urban House Sparrow *Passer Domesticus* in North-Western Europe: A Review. *Journal of Ornithology*, volumen 148, 275-278 pp.

De Marinis, A.M. y P. Agnelli. 1993. Guide to the Microscope Analysis of Italian Mammals Hairs: Insectivora, Rodentia and Lagomorpha. *Italian Journal of Zoology*, volumen 60, 225-232 pp.

Dickman, C.R. 1986. A Method for Censusing Small Mammals in Urban Habitats. *Journal of Zoology, London*, volumen 210a, 631-636 pp.

Dickman, C.R. y C.P. Doncaster. 1987. The Ecology of Small Mammals in Urban Habitats. 1. Populations in a Patchy Environment. *Journal of Animal Ecology*, volumen 56, 629-640 pp.

Ditchkoff, S.S., S.T. Saalfeld y C.J. Gibson. 2006. Animal Behavior in Urban Ecosystems: Modifications Due to Human-Induced Stress. *Urban Ecosystems*, volumen 9, 5-12 pp.

Dubinský, P., K. Havasiová-Reiterová, B. Peťko, I. Hovorka y O. Tomašovičová. 1995. Role of Small Mammals in the Epidemiology of Toxocariasis. *Parasitology*, volumen 110, 187-193 pp.

Fischer, J.D., S.C. Shneider, A.A. Ahlers y J.R. Miller. 2015. Categorizing Wildlife Responses to Urbanization and Conservation Implications of Terminology. *Conservation Biology*, volumen 29, 1246-1248 pp.

Garden, J.G., C.A. McAlpine, H.P. Possingham y D.N. Jones. 2007. Habitat Structure is More Important than Vegetation Composition for Local-level Management of Native Terrestrial Reptile and Small Mammal Species Living in Urban Remnants: A Case Study from Brisbane, Australia. *Austral Ecology*, volumen 32, 669-685 pp.

García-Méndez, A., C. Lorenzo, L.B. Vázquez y R. Reyna-Hurtado. 2014. Roedores y murciélagos en espacios verdes en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Therya*, volumen 5, 615-632 pp.

González-Romero, A. 2014. Métodos de captura y contención de mamíferos. 117-126 pp. En Gallina-Tessaro, S. y C. López-González (editores), *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (semarnat). México.

Hall, E.R. 1981. *The mammals of North America*. John Willey and Sons. Nueva York.

Hernández-Camacho, N., R.W. Jones, R.F. Pineda-López y C.A. López-González. 2012. Mexican Wild and Domestic Canids: A Potential Risk of Zoonosis? A Review. 229-238 pp. En Boeri, F. y J.A. Chung (editores), *Nematodes: Morphology, Functions and Management Strategies*. Nova Science Publishers, Inc.

Hollis, K.M., C.L. Anchor, J.E. Chelsvig, D.R. Etter, J.P. Dubey, R.E. Warner y L.L. Hungerford. 2000. Radio-telemetry and Geographical Information Systems to Assess Urban Deer Zoonoses. *Wildlife Damage Management Conferences Proceedings*, volumen 39, 273-282 pp.

Jones, C., W.J. McShea, M.J. Conroy y T.H. Kunz. 1996. Capturing mammals. 115-155 pp. En Wilson, D.E, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran y M.S. Foster (editores), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press. Washington, eua.

Koprowski, J.L. 2002. Handling Tree Squirrels with a Safe and Efficient Restraint. *Wildlife Society Bulletin*, volumen 30, 101-103 pp.

Lemos, J.A., R.I. Rojas y J.J. Zúñiga. 2005. *Técnicas para el estudio de poblaciones de fauna silvestre*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, 157 pp.

López-González, C.A., C.E. Gutiérrez-González y N.E. Lara-Díaz. 2014. Carnívoros: inventarios y monitoreo. 127-148 pp. En Gallina-Teddaro, S. y C. López-González (editores), *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (semarnat). México.

Lyons, A.J. 2005. Activity Patterns of Urban American Black Bears in the San Gabriel Mountains of Southern California. *Ursus*, volumen 16, 255-262 pp.

Mahan, C.G. y T.J. O'Connell. 2005. Small Mammal Use of Suburban and Urban Parks in Central Pennsylvania. *Northeastern Naturalist*, volumen 12, 307-314 pp.

Mason, J., C. Moorman, G. Hess y K. Sinclair. 2007. Designing Suburban Greenways to Provide Habitat for Forest-Breeding Birds. *Landscape and Urban Planning*, volumen 80, 153-164 pp.

McKinney, M.L. 2008. Effects of Urbanization on Species Richness: A Review of Plants and Animals. *Urban Ecosystems*, volumen 11, 161-176 pp.

Merritt, J.F. 2010. *The Biology of Small Mammals*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, 313 pp.

Nogales, M., A. Martín, B.R. Tershy, C.J. Donland, D. Veitch, N. Puerta, B. Word y J. Alonso. 2004. A Review of Feral Cat Eradications on Islands. *Conservation Biology*, volumen 18, 310-319 pp.

Odell, E.A. y R.L. Knight. 2001. Songbird and Medium-sized Mammal Communities Associated with Exurban Development in Pitkin County, Colorado. *Conservation Biology*, volumen 15, 1143-1150 pp.

Peavey, C.A., R.S. Lane y J.E. Kleinjan. 1997. Role of Small Mammals in the Ecology of *Borrelia Burgdorferi* in a Peri-urban Park in North Coastal California. *Experimental & Applied Acarology*, volumen 21, 569-584 pp.

Powell, R.A. y G. Proulx. 2003. Trapping and Marking Terrestrial Mammals for Research: Integrating Ethics, Performance Criteria, Techniques and Common Sense. *Ilar Journal*, volumen 44, 259-276 pp.

Racey, G.D. y D.L. Euler. 1982. Small Mammal and Habitat Response to Shoreline Cottage Development in Central Ontario. *Canadian Journal of Zoology*, volumen 60, 865-880 pp.

Ramírez-Pulido, J., N. González-Ruiz, A.L. Gardner y J. Arroyo-Cabrales. 2014. *List of Recent Land Mammals from Mexico*. Museum of Texas Tech University. eua, 69 pp.

Ramos-Lara, N. y F.A. Cervantes. 2011. Ecology of the Mexican Red-bellied Squirrel (*Sciurus aureogaster*) in Michoacán, México. *The Southwestern Naturalist*, volumen 56, 400-403 pp.

Romero-Almaraz, M.L., C. Sánchez-Hernández, C. García-Estrada y R.D. Owen. 2007. *Mamíferos pequeños. Manual de técnicas de captura, preparación, preservación y estudio*. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

Sánchez-Cordero, V., F. Botello, J.J. Flores-Martínez, R.A. Gómez-Rodríguez, L. Guevara, G. Gutiérrez-Granados, y Á. Rodríguez-Moreno. 2014. Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, volumen 85, 496-504 pp.

Sauvajot, R.M., M. Buechner, D.A. Kamradt y C.M. Schonewald. 1998. Patterns of Human Disturbance and Response by Small Mammals and Birds in Chaparral Near Urban Development. *Urban Ecosystems*, volumen 2, 279-297 pp.

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 inclusión, exclusión o cambio-Lista de Especies en Riesgo. 1-78 pp. En *Diario Oficial de la Federación*. 30 de diciembre del 2010.

Steele, M.A. y J.L. Koprowski. 2001. *North American Tree Squirrels*. Smithsonian Books. Washington, 201 pp.

Tri, A.N., J.W. Edwards, M.P. Strager, J.T. Petty, C.W. Ryan, C.P. Carpenter, M.A. Ternent y P.C. Carr. 2016. Habitat Use by American Black Bears in the Urban-wildland Interface of the Mid-Atlantic, usa. *Ursus*, volumen 27, 45-56 pp.

Vázquez, L.B. y K.J. Gaston. 2006. People and Mammals in Mexico: Conservation Conflicts at a National Scale. *Biodiversity and Conservation*, volumen 15, 2397-2414 pp.

Vergnes, A., C. Kerbiriou y P. Clergeau. 2013. Ecological Corridors also Operate in an Urban Matrix: A Test Case with Garden Shrews. *Urban Ecosystems*, 16, 511-525 pp.

Wemmer, C., T.H. Kunz, G. Lundie-Jenkins y W.J. McShea. 1996. Mammalian Signs. 157-176 pp. En Wilson, D.E., F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran y M.S. Foster (editores), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press. Washington, eua.

EL ESTUDIO DE LOS MURCIÉLAGOS EN AMBIENTES URBANOS DE MÉXICO: RETOS Y OPORTUNIDADES

Rafael Ávila-Flores
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
División Académica de Ciencias Biológicas

Natalia Cuéllar-Torres
Falco Manuel García-González
Universidad Autónoma Metropolitana / Unidad Xochimilco
Maestría en Ecología Aplicada

Claudia Irais Muñoz-García
Universidad Autónoma Metropolitana / Unidad Xochimilco
Departamento de Producción Agrícola y Animal

Resumen

Las funciones ecológicas de los murciélagos se traducen en servicios ambientales. Debido a que la mayoría de las especies residentes en zonas urbanas son insectívoras, pueden funcionar como controladores biológicos de insectos, algunos de los cuales son potenciales transmisores de enfermedades o generadores de plagas agrícolas. Las zonas urbanas representan una gran oportunidad para generar información biológica y ecológica sobre los murciélagos. Sin embargo, el trabajo en las ciudades implica retos y dificultades que deben considerarse antes de emprender un estudio. En México existen escasos estudios sobre murciélagos en ambientes urbanos, y los existentes se

concentran en cinco entidades federativas de las zonas sur y centro del país, en las ciudades de Mérida, San Cristóbal de las Casas, Tuxtla Gutiérrez, Cuernavaca, Villahermosa y Ciudad de México. A la fecha se han registrado cincuenta especies de quirópteros en zonas urbanas y sólo cinco de ellas se encuentran en categoría de riesgo. Consideramos necesario que se generen más estudios en zonas urbanas, con la finalidad de incrementar el conocimiento sobre las especies residentes y sus funciones ecosistémicas. La difusión del conocimiento generado en las ciudades puede tener un impacto significativo para la conservación, debido a la gran cantidad de personas que pueden ser sensibilizadas a través del conocimiento de las especies con las que conviven.

Introducción

Los murciélagos juegan un papel muy importante en los ecosistemas urbanos, y generan gran impacto en la redistribución de energía y nutrientes, contribuyendo a la distribución de la diversidad y estructura genética de las poblaciones vegetales de importancia para las ciudades (Kunz *et al.*, 2011), así como a la regulación de poblaciones de artrópodos. Sus funciones ecológicas se traducen en servicios ambientales que tienen relación con sus redes tróficas.

Los murciélagos son los principales consumidores de insectos nocturnos, y en algunas regiones pueden consumir diariamente decenas de toneladas de ellos. Setenta por ciento de las especies presentes en México consumen cada noche una cantidad de insectos equivalente a un 25% a 70% de su peso corporal (Hutson *et al.*, 2001). Sin embargo, existen casos en los que se han identificado consumos por encima del cien por ciento, por ejemplo, bajo condiciones fisiológicas de alto costo energético, como la lactación. Tal es el caso de la especie *Myotis lucifugus* (Kurta *et al.*, 1989). Gracias a este consumo, los quirópteros regulan las poblaciones de artrópodos en los ecosistemas urbanos, sobre todo de grupos como los lepidópteros (mariposas), coleópteros (escarabajos), homópteros (cigarras, pulgones o cochinillas), hemípteros (chinches y cigarras) y tricópteros (frigáneas). Algunas especies de insectos atacan al arbolado urbano, convirtiéndose en plagas importantes que afectan la calidad de vida de los habitantes de la ciudad, considerando que las áreas verdes urbanas son el único punto de contacto con la naturaleza para la mayor parte de ellos (Hutson *et al.*, 2001). Las áreas verdes brindan numerosos beneficios sociales: reducción del ruido, belleza escénica, bienestar emocional, y diversos servicios

ambientales, como son: producción de oxígeno, absorción de carbono e infiltración de agua, que, en conjunto con su estética paisajística, la diversidad de especies que albergan y su extensión, mejoran el ambiente urbano y su imagen (Martínez-González, 2010).

Los murciélagos entomófagos actúan también como controladores biológicos de especies abundantes de insectos que pueden participar como transmisores de enfermedades en ambientes urbanos (Alberico *et al.*, 2005; Kunz *et al.*, 2011). Por ejemplo, en la Ciudad de México se ha reportado un alto consumo de dípteros por *Myotis velifer* y *Tadarida brasiliensis* (Mendieta-Vázquez, 2017), entre los que podrían encontrarse especies de mosquitos de los géneros *Aedes*, *Anopheles* y *Culex*, causantes de enfermedades emergentes como el Chikungunya y el Zika, las cuales han producido numerosos brotes en años recientes en diversos países del continente americano (Fauci y Morens, 2016; Kuri-Morales *et al.*, 2017).

En regiones tropicales y subtropicales, algunas especies de murciélagos son capaces de explotar los recursos vegetales que ofrecen los ambientes urbanos. Por ejemplo, se ha documentado que las grandes especies del género *Artibeus* son los frugívoros dominantes en las ciudades tropicales del continente americano (Saldaña y Schondube, 2016). Por su amplia tolerancia a las condiciones que prevalecen en el ambiente urbano, y por su relativamente alta vagilidad, estos murciélagos podrían dispersar semillas de algunas especies arbóreas tolerantes a la urbanización de las áreas verdes urbanas y suburbanas. Por su parte, los murciélagos nectarívoros de los géneros *Anoura*, *Choeronycteris* y *Leptonycteris* (*e.g.*, Hortelano-Moncada *et al.,* 2009) podrían jugar un papel fundamental para el mantenimiento de la diversidad genética de algunas plantas, especialmente agaves, que persisten en las partes bajas de la Sierra del Ajusco y en el Pedregal de San Ángel, en la Ciudad de México.

En suma, los murciélagos brindan beneficios económicos, sociales y de salud para el humano y su entorno. Por tal motivo, es importante incrementar el esfuerzo de investigación para generar nuevos conocimientos relacionados con la presencia de quirópteros en zonas urbanas y los servicios ambientales que brindan, lo que permitirá elaborar estrategias en beneficio de los murciélagos y los humanos que conviven con ellos. En este capítulo presentamos algunas consideraciones que deben tomarse en cuenta al estudiar murciélagos urbanos, así como las técnicas de muestreo que pueden emplearse.

Técnicas de muestreo

Consideraciones generales

El ambiente urbano representa una gran oportunidad para generar información biológica y ecológica sobre los murciélagos, especialmente debido a los bajos costos económicos, las grandes ventajas logísticas y la relativa accesibilidad de los sitios. Sin embargo, también el trabajo en las ciudades implica retos e inconvenientes que deben considerarse antes de emprender un estudio. La mayor parte de los métodos utilizados para estudiar murciélagos en las ciudades requiere realizar actividades nocturnas, lo que implica riesgos adicionales para el personal y el equipo de campo. El compromiso ético de anteponer la integridad de las personas a cualquier necesidad del proyecto impone límites que deben considerarse al momento de definir el enfoque, el diseño y las técnicas de estudio. Para reducir riesgos y evitar contratiempos, los responsables del proyecto deberán solicitar, con la debida anticipación, a las personas y autoridades competentes (federales, estatales o municipales), el permiso de colecta de especímenes y muestras biológicas, los permisos de acceso a propiedades privadas, así como la autorización para realizar actividades en la vía pública.

Planificación del estudio

La definición del enfoque, el diseño y las técnicas de estudio dependen en gran medida de las metas y objetivos (Hayes *et al.*, 2009). Por ello, resulta de vital importancia que, antes de emprender un estudio sobre murciélagos en la ciudad, destinemos el tiempo necesario para identificar la pregunta de investigación principal y los objetivos del estudio. Una vez que los objetivos han sido definidos con precisión, se deben considerar tres aspectos fundamentales durante la etapa de planificación: la escala temporal, la escala espacial y el nivel de organización biológica (ver Capítulo 1 para una discusión más amplia sobre el diseño de muestreo en zonas urbanas).

La cantidad de murciélagos en un sitio determinado varía diariamente, como resultado del estado del tiempo o, en algunos casos, la fase lunar, así como de los patrones individuales o grupales de uso de hábitats de forrajeo y refugios. En las ciudades, sin embargo, la fase lunar podría tener un efecto insignificante en la actividad, cuando se trata de especies tolerantes a altos

niveles de urbanización. En el largo plazo, las poblaciones presentan fluctuaciones naturales que resultan de la natalidad, la mortalidad, la dispersión y las migraciones estacionales. Es importante tener una noción de las variaciones temporales que se espera observar en las poblaciones de estudio para definir la escala de tiempo y la calendarización más adecuada de los muestreos (Hayes *et al.*, 2009). Cuando se trata de estudios diagnósticos, equivalentes a los *surveys* reportados en la literatura en idioma inglés, la colecta de datos suele realizarse durante un lapso de tiempo muy breve, que puede variar desde pocos días a semanas. En contraste, los estudios de seguimiento, o monitoreos, requieren la colecta de datos a lo largo de varios meses, varias estaciones climáticas o varios años, en ocasiones antes y después de que se presenten intervenciones de origen antrópico.

La escala espacial depende de la pregunta de investigación (*e.g.*, relacionada con uso de hábitat de forrajeo, uso de refugios, interacciones con humanos), del alcance deseado para realizar inferencias (*e.g.*, parque urbano, área natural, municipalidad, ciudad, zona metropolitana) y del nivel de organización biológica estudiado: individuos, poblaciones o comunidades. Debido a que los límites espaciales de las poblaciones y comunidades naturales son difusos, los investigadores suelen definir la extensión del área de estudio con base en criterios logísticos. Sin embargo, para que los resultados del estudio tengan un mayor significado biológico, los límites espaciales de la población o de la comunidad de interés deberían comprender las áreas de actividad o ámbitos hogareños de cuando menos algunos individuos que, en el caso de los murciélagos, pueden alcanzar varias decenas de kilómetros cuadrados. La definición de una escala espacial adecuada cobra particular relevancia cuando el estudio involucra la comparación de dos o más poblaciones o comunidades. En estos casos, las unidades de estudio deberán estar lo suficientemente separadas para evitar que los individuos de una se entremezclen con los de la otra durante sus movimientos diarios. Para las especies especialistas de bosque, que tienden a volar a baja altura y evitan zonas altamente urbanizadas (*e.g.*, *Myotis* spp. y *Corynorhinus* spp.; Ávila-Flores y Fenton, 2005; Jung y Kalko, 2011), cada fragmento arbolado de gran tamaño rodeado por áreas dominadas por pavimento, concreto o cemento (*e.g.*, grandes parques urbanos) podría representar los límites de una población independiente. Para especies que se desplazan grandes distancias a gran altura, como *Tadarida brasiliensis* (Wilkins, 1989), ciudades enteras (separadas al menos por 50 km para *T. brasiliensis*) podrían representar las unidades de estudio.

Una parte crucial de la etapa de planificación es la definición precisa de las unidades de muestreo y los datos por colectar. Cuando el estudio tiene como finalidad la descripción de uno o varios atributos individuales (*e.g.*, morfometría, indicadores de salud, presencia de patógenos, datos genéticos, dieta y movimientos), las unidades de muestreo suelen ser los individuos, por lo que deberá definirse un esquema de muestreo que maximice la representatividad de la población o subpoblación de interés. En estudios poblacionales y comunitarios, las unidades de muestreo pueden ser sitios puntuales dentro del área de estudio, cuando el objetivo es describir una sola población o comunidad, o áreas de estudio enteras, cuando se quieren comparar varias poblaciones o comunidades. Para estos niveles de organización biológica, debe definirse con claridad si lo que se busca documentar es sólo la presencia de las especies o se requiere estimar variables cuantitativas, como probabilidad de uso del recurso (unidad de hábitat), probabilidad de ocupación del espacio, nivel de actividad, índices poblacionales, densidad, tamaño poblacional, tasas demográficas vitales o, en el caso de estudios comunitarios, riqueza y abundancia relativa. Existen diversos enfoques metodológicos y analíticos para estimar estos parámetros, y se han propuesto protocolos de muestreo específicos para algunos de ellos (*e.g.*, Manly *et al.*, 2002; Amstrup *et al.*, 2005; Skalski *et al.*, 2005; MacKenzie *et al.*, 2006).

Técnicas de muestreo más comunes en estudios urbanos

Existe una gran cantidad de literatura que describe las diversas técnicas disponibles para el estudio de los murciélagos (para una revisión completa, ver Kunz y Parson, 2009). La técnica seleccionada deberá considerar el tipo de datos requerido, los objetivos del estudio, las limitaciones técnico-logísticas y las características biológicas de las especies. Como punto de partida, el investigador debe tener claro que ninguna técnica por sí sola es igualmente efectiva para detectar o capturar a todas las especies de un área determinada. Los diferentes patrones de movilidad, de uso del hábitat de forrajeo, de uso de refugios y de ecolocalización que exhiben las especies determinan diferentes probabilidades de detección y captura. Esta consideración es particularmente relevante cuando los objetivos del estudio incluyen la comparación de la presencia, la abundancia o los niveles de actividad entre especies distintas en una misma localidad, como ocurre en los estudios comunitarios. Cuando los

objetivos involucran la comparación de la quiropterofauna en áreas distintas o el seguimiento de subpoblaciones, poblaciones o comunidades a lo largo del tiempo, puede utilizarse cualquier técnica o una combinación de ellas, siempre y cuando se mantenga constante el esfuerzo de muestreo. A continuación, se describen las técnicas de muestreo más comunes en estudios urbanos, agrupándolas en función de las condiciones de trabajo y el tipo de datos obtenidos.

Captura de individuos forrajeando

Esta técnica, ampliamente utilizada para capturar individuos durante sus vuelos de forrajeo y traslado entre sitios de alimentación, ha sido poco utilizada en ambientes urbanos. La captura de individuos generalmente se lleva a cabo con redes de nylon rectangulares de tamaño variable (2.5 o 2.6 m de alto; 2.6, 3.0, 6.0, 9.0, 12.0 o 18.0 m de largo) que se levantan y extienden a pocos centímetros del suelo (ver detalles en Kunz *et al.*, 2009). En términos generales, esta técnica es adecuada para capturar especies que forrajean a baja altura, en los bordes o interiores de bosques y matorrales, como los nectarívoros, los frugívoros, los hematófagos, los carnívoros, los insectívoros de sustrato y algunos insectívoros aéreos. La captura suele ser más eficiente cuando las redes son colocadas perpendicularmente a los elementos lineales del paisaje, tales como bordes de bosque, ríos, arroyos, cañadas, caminos, senderos y líneas de árboles, que son usados como rutas de vuelo. Las redes de nylon pueden ser adaptadas sobre cuerdas o postes largos para capturar individuos y especies que vuelan en estratos superiores. El uso de trampas de arpa, una serie de hilos de nylon tensados y fijados verticalmente sobre un marco de plástico o metal, encima de una bolsa recolectora, facilita la captura de murciélagos a varios metros sobre el nivel del suelo. Sin embargo, la colocación de redes o trampas de arpa elevadas no resuelve el problema de capturar especies que vuelan encima del dosel, como los molósidos (MacSwiney *et al.*, 2008). Cuando la captura está focalizada en obtener muestras de especímenes y no en documentar abundancia, la colocación de redes de nylon en estanques, espejos de agua, albercas y otros cuerpos de agua pequeños puede facilitar la captura de especies de vuelo alto.

En paisajes urbanos, el uso de estas técnicas es impráctico y logísticamente complicado, debido al tránsito de personas, animales domésticos y vehículos. El mayor inconveniente de esta técnica, sin embargo, es su poca efectividad para capturar a las especies más tolerantes a la urbanización, que suelen volar

en espacios abiertos y a grandes alturas (Ávila-Flores y Fenton, 2005; Jung y Kalko, 2011; Threlfall *et al.*, 2012). Por ello, el uso de redes ha sido poco exitoso para capturar murciélagos en las ciudades (*e.g.*, Sánchez *et al.*, 1989; Gehrt and Chelsvig, 2004), y la mayor parte de los estudios que han usado esta técnica de manera exitosa han sido realizados en parques urbanos y suburbanos (*e.g.*, Kurta y Teramino, 1992; Everette *et al.*, 2001). En algunos casos, se han logrado capturas exitosas de algunas especies (*e.g.*, *Artibeus* spp.) en zonas altamente urbanizadas, particularmente en regiones tropicales (*e.g.*, Oprea *et al.*, 2009; Ballesteros y Racero-Casarrubia, 2012).

Conteo de individuos en refugios diurnos

Algunas especies de las familias *Molossidae* y *Vespertilionidae* suelen abandonar sus refugios al atardecer, poco antes de que el cielo se obscurezca por completo. Cuando los individuos que conforman la colonia emergen del refugio a través de un espacio estrecho, es posible realizar conteos visuales para determinar el tamaño de la colonia con relativa precisión, sin ayuda de iluminación artificial o de algún otro artefacto (*e.g.*, Bihari, 2004). Cuando la colonia es numerosa, o cuando se presentan condiciones de baja iluminación, se pueden utilizar cámaras de video que proporcionan el modo nocturno (*nightshot*), cuyas grabaciones pueden ser posteriormente reproducidas a baja velocidad para contar a todos los individuos que abandonan el refugio (*e.g.*, Mendieta-Vázquez, 2017). En algunos casos, es posible realizar conteos diurnos en refugios que están expuestos a bajos niveles de iluminación, especialmente en el caso de especies tolerantes a cierta cercanía con los humanos (*e.g.*, *emabalonúridos*; Francisco Sánchez, comunicación personal; Figura 1). Los conteos visuales permiten identificar fluctuaciones temporales o variaciones espaciales en el tamaño de las colonias; sin embargo, este tipo de técnicas no permite conocer detalles sobre la composición de los grupos.

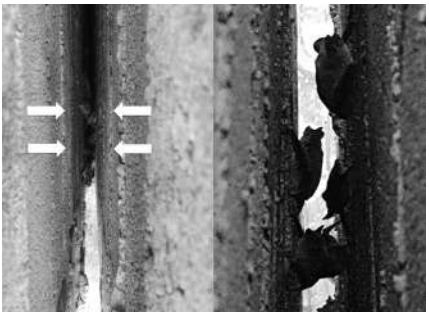


Figura 1
Ejemplares de la especie *Tadarida brasiliensis* localizados
en el espacio entre dos edificios en la Ciudad de México.
Fotografías: Claudia Irais Muñoz-García y Nora Rojas-Serranía

Captura de individuos en refugios diurnos

Los conteos visuales pueden ser complementados con capturas realizadas con redes de nylon, redes de mano o trampas de arpa, para obtener información sobre la estructura demográfica y social de las colonias (Hourigan *et al.*, 2009). La captura de individuos en el refugio constituye la mejor estrategia para obtener información o muestras biológicas de especies que son difíciles de capturar durante sus vuelos de forrajeo (*e.g.*, molósidos; López-Berrizbeitia y Díaz, 2013). En algunos casos, las redes pueden ser sujetadas con postes y colgadas verticalmente desde la parte alta de los edificios para hacer más eficiente la captura (Figura 2).



Figura 2
Colocación de redes de niebla entre dos edificios en la Ciudad de México.
Fotografía: Claudia Irais Muñoz-García

Detección acústica

Ésta es la técnica más utilizada para realizar diagnósticos, monitoreos y estudios ecológicos diversos de poblaciones y comunidades de murciélagos en ambientes urbanos (Jung y Threlfall, 2016). La detección acústica permite identificar la presencia, el nivel de actividad y la tasa de captura de presas de murciélagos insectívoros aéreos. Esta técnica es la más adecuada para obtener información sobre las especies que vuelan a grandes alturas y en espacios abiertos (*e.g.*, molósidos), por lo que tiende a ser utilizada como complemento de las capturas en red para elaborar inventarios de especies (MacSwiney *et al.*, 2008). En algunos casos, la detección acústica permite obtener información sobre la conducta vocal y social de las especies (*e.g.*, Ratcliffe *et al.*, 2004). Además, es recomendable realizar de manera paralela capturas de especímenes para elaborar fonotecas de referencia que permitan identificar las vocalizaciones, grabadas en campo, de individuos forrajeando. Existe una gran cantidad de literatura que describe los detalles, ventajas y desventajas de los diferentes sistemas, tipos de micrófono, marcas y modelos de los equipos de detección acústica, conocidos como detectores ultrasónicos o detectores de murciélagos (Fenton, 2000; Adams *et al.*, 2012; Frick, 2013). Asimismo, se han propuesto

diferentes esquemas y protocolos de muestreo que maximizan la información obtenida, dependiendo de las características de los sitios y de las especies de murciélagos presentes (*e.g.*, Gorresen *et al.*, 2008; Skalak *et al.*, 2012; Whitby *et al.*, 2014). Por ejemplo, los transectos móviles (*i.e.*, registro continuo durante recorridos a pie o en vehículo) son más eficientes para detectar la actividad de los murciélagos que los puntos fijos (*i.e.*, grabaciones continuas en coordenadas preestablecidas) en regiones extensas con escasa actividad de murciélagos (Fisher-Phelps *et al.*, 2017). Sin embargo, debe enfatizarse que esta técnica no permite estimar la abundancia absoluta de las poblaciones, y que la información obtenida para una especie difícilmente será comparable a la de otra especie en la misma localidad (*e.g.*, Ávila-Flores y Fenton, 2005).

Especies de murciélagos presentes en ciudades de la República Mexicana

En México existen escasos estudios dirigidos a la evaluación de la actividad, riqueza o abundancia de murciélagos en ambientes urbanos. De acuerdo con nuestra revisión de literatura, la mayor parte de los estudios se han llevado a cabo en el sur y centro del país, en las zonas urbanizadas, arboladas y parques de la Ciudad de México; Cuernavaca, Morelos; Mérida, Yucatán; San Cristóbal de las Casas y Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, y Villahermosa, Tabasco. Los estudios realizados en áreas urbanas de México han registrado, cuando menos, cincuenta especies de murciélagos, lo que representa un 36.5% de las especies (137) de quirópteros en México, pertenecientes a las familias *Molossidae*, *Vespertilionidae*, *Phyllostomidae*, *Mormoopidae* y *Natalidae* (Sánchez *et al.*, 1989; Bowles *et al.*, 1990; Rydell *et al.*, 2002; Ávila-Flores y Fenton, 2005; Bello-Gutiérrez *et al.*, 2010; Hortelano-Moncada y Cervantes, 2011; Anthony *et al.*, 2013; García-Méndez *et al.*, 2014; Ocampo-Ramírez, 2015; Jara-Servín *et al.*, 2017). Existen algunos trabajos que describen aspectos biológicos particulares de especies individuales en ambientes urbanos (Ratcliffe *et al.*, 2004; Pérez-Rivero *et al.*, 2013; Gurrusquieta-Navarro, 2015), y algunas tesis que aportan información adicional para las zonas metropolitanas de Campeche, Ciudad de México, Durango y Villahermosa (*e.g.*, Ticó-Valadez, 2012; Cú-Vizcarra, 2013; Osorio-Chablé, 2014; Ramírez-Pineda, 2014; Mendieta-Vázquez, 2017). En el Cuadro 1 se presentan las especies reportadas para algunas ciudades de México, de acuerdo con la nomenclatura propuesta por Ramírez-Pulido *et al.*, (2014).

Cuadro 1

Especies de quirópteros reportadas en zonas urbanas en México

Ciudad	Estado	Familia	Género y especie	Referencia
Ciudad de México	Ciudad de México	Molossidae	*Eumops perotis*	Ávila-Flores y Fenton, 2005
		Molossidae	*Nyctinomops macrotis*	
		Molossidae	*Tadarida brasiliensis*	
		Vespertilionidae	*Eptesicus fuscus*	
		Vespertilionidae	*Myotis* spp.	
Ciudad de México	Ciudad de México	Phyllostomidae	*Leptonycteris nivalis*	Anthony *et al.*, 2013
		Phyllostomidae	*Leptonycteris yerbabuenae*	
		Molossidae	*Nyctinomops macrotis*	
		Molossidae	*Tadarida brasiliensis*	
		Vespertilionidae	*Myotis velifer*	
		Vespertilionidae	*Myotis occultus*	
		Vespertilionidae	*Eptesicus fuscus*	
		Vespertilionidae	*Corynorhinus mexicanus*	
Ciudad de México	Ciudad de México	Phyllostomidae	*Anoura geoffroyi*	Hortelano-Moncada y Cervantes, 2011
		Phyllostomidae	*Choeronycteris mexicana*	
		Phyllostomidae	*Glossophaga soricina*	
		Phyllostomidae	*Macrotus waterhousii*	
		Phyllostomidae	*Artibeus lituratus*	
		Mormoopidae	*Mormoops megalophylla*	
		Mormoopidae	*Pteronotus parnellii*	
		Natalidae	*Natalus mexicanus*	
		Molossidae	*Molossus rufus*	
		Molossidae	*Nyctinomops laticaudatus*	
		Vespertilionidae	*Lasiurus blossevillii*	
		Vespertilionidae	*Lasiurus cinereus*	
		Vespertilionidae	*Lasiurus ega*	
		Vespertilionidae	*Lasiurus intermedius*	
		Vespertilionidae	*Corynorhinus townsendii*	
		Vespertilionidae	*Idionycteris phyllotis*	
		Vespertilionidae	*Myotis californicus*	
		Vespertilionidae	*Myotis thysanodes*	
		Vespertilionidae	*Myotis volans*	

Cuernavaca	Morelos	Emballonuridae	*Balantiopteryx plicata*	Ocampo-Ramírez, 2015
		Molossidae	*Eumops glaucinus*	
			Eumops underwoodi	
			Molossus rufus	
			Molossus sinaloae	
		Mormoopidae	*Nyctinomops macrotis*	
			Promops centralis	
		Vespertilionidae	*Pteronotus davyi*	
			Pteronotus parnellii	
			Eptesicus furinalis	
			Lasiurus blossevillii	
			Lasiurus cinereus	
			Lasiurus ega	
			Lasiurus intermedius	
			Myotis velifer	
Mérida	Yucatán	Molossidae	*Eumops bonariensis*	Bowles *et al.*, 1990
		Molossidae	*Eumops glaucinus*	
		Molossidae	*Molossus ater*	
		Molossidae	*Molossus sinaloae*	
		Molossidae	*Promops centralis*	
		Molossidae	*Nyctinomops laticaudatus*	
		Phyllostomidae	*Artibeus jamaicensis*	
		Phyllostomidae	*Desmodus rotundus*	
		Phyllostomidae	*Diphylla ecaudata*	
		Phyllostomidae	*Eptesicus furinalis*	
		Phyllostomidae	*Glossophaga soricina*	
		Phyllostomidae	*Sturnira parvidens*	
		Vespertilionidae	*Lasiurus ega*	
		Vespertilionidae	*Lasiurus intermedius*	
		Vespertilionidae	*Myotis keaysi*	
		Vespertilionidae	*Rhogeesa tumida*	
		Natalidae	*Natalus mexicanus*	
		Mormoopidae	*Pteronotus davyi*	
Mérida	Yucatán	Emballonuridae	*Peropteryx macrotis*	Rydell *et al.*, 2002
		Mormoopidae	*Mormoops megalophylla*	
		Mormoopidae	*Pteronotus davyi*	
		Vespertilionidae	*Eptesicus furinalis*	
		Vespertilionidae	*Lasiurus ega*	
		Vespertilionidae	*Myotis keaysi*	

San Cristóbal de las Casas	Chiapas	Phyllostomidae Phyllostomidae Vespertilionidae Vespertilionidae Vespertilionidae Vespertilionidae	*Artibeus lituratus* *Dermanura azteca* *Lasiurus intermedius* *Lasiurus cinereus* *Eptesicus fuscus* *Eptesicus brasiliensis*	García-Méndez *et al.*, 2014
Tuxtla Gutiérrez	Chiapas	Phyllostomidae Phyllostomidae Phyllostomidae Phyllostomidae Phyllostomidae Phyllostomidae Vespertilionidae	*Artibeus jamaicensis* *Artibeus lituratus* *Chiroderma salvini* *Glossophaga commissarisi* *Leptonycteris yerbabuenae* *Sturnira parvidens* *Rhogeessa tumida*	Jara-Servín *et al.*, 2017
Villahermosa	Tabasco	Phyllostomidae Phyllostomidae Phyllostomidae Phyllostomidae	*Artibeus jamaicensis* *Artibeus lituratus* *Sturnira parvidens* *Sturnira hondurensis*	Bello-Gutiérrez *et al.*, 2010

La mayoría de los estudios se han llevado a cabo en la Ciudad de México, una de las ciudades más grandes y pobladas del mundo (Su *et al.*, 2015), donde algunas especies de quirópteros han encontrado sitios de alimentación dentro del paisaje urbano, así como lugares de refugio en puentes, edificios y las grietas de algunas otras construcciones (Ávila-Flores y Fenton 2005). En la Figura 3 se muestran algunos ejemplares capturados utilizando una red de niebla en la Ciudad de México.



Figura 3
Murciélagos capturados durante su emergencia en el espacio
entre dos edificios, en la Ciudad de México.
Fotografía: Claudia Irais Muñoz-García

Categorías de riesgo

Cuatro de las cincuenta especies se encuentran en alguna categoría de riesgo por la legislación mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010) o por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). En el Cuadro 2 se detallan dichas especies y las categorías asignadas por ambas dependencias.

Cuadro 2
Especies de quirópteros registradas en ciudades de la República Mexicana que se encuentran bajo alguna categoría de riesgo

Especie	Categorizada por la NOM-059	Categorizada por la UICN
Leptonycteris nivalis	Amenazada	Amenazada
Choeronycteris mexicana	Amenazada	Casi Amenazada
Corynorhinus mexicanus	NC	Casi amenazada
Eumops bonariensis nanus	Protección especial	NC

NC: no categorizada por la dependencia

Conclusiones

En comparación con otros países, en México se han realizado pocos estudios sobre los murciélagos que habitan en áreas urbanizadas. Sin embargo, las ciudades ofrecen grandes oportunidades para el estudio de los quirópteros porque numerosas especies, al menos cincuenta de las 137 existentes en el país, son capaces de tolerar las condiciones que prevalecen en las áreas urbanas. Estos ambientes permiten además analizar las respuestas que exhiben los quirópteros a niveles extremos de pérdida, fragmentación y perturbación de los hábitats naturales. Adicionalmente, la elaboración de estudios en estas áreas ofrece numerosas ventajas logísticas, bajos costos y habitualmente fácil accesibilidad a los sitios o refugios, cuando se cuenta con las autorizaciones pertinentes. Cabe destacar, también, que las actividades de divulgación, extensión y aplicación del conocimiento realizadas en ambientes urbanos pueden contribuir de manera significativa a los esfuerzos de conservación de los murciélagos de México, al impactar positivamente a un gran número de ciudadanos.

Agradecimientos

Los autores agradecemos al proyecto CONACYT 271845 Red Temática Biología Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados, por el apoyo brindado para la realización del presente capítulo.

Referencias

Adams, A.M., M.K. Jantzen, R.M. Hamilton y M.B. Fenton. 2012. Do You Hear What I Hear? Implications of Detector Selection for Acoustic Monitoring of Bats. *Methods in Ecology and Evolution*, volumen 3, 992-998 pp.

Alberico, M., C.A. Saavedra y H. García-Paredes. 2005. Murciélagos caseros de Cali (Valle del Cauca, Colombia). *Caldasia*, volumen 27, 117-126 pp.

Amstrup, S.C, T.L. McDonald y B.F.J. Manly. 2005. *Handbook of Capture-recapture Analysis*. Princeton University Press. Princeton, 313 pp.

Anthony, S.J., R. Ojeda-Flores, O. Rico-Chávez, I. Navarrete-Macias, C.M. Zambrana-Torrelio, M.K. Rostal, J.H. Epstein, T. Tipps, E. Liang, M. Sanchez-Leon, J. Sotomayor-Bonilla, A.A. Aguirre, R. Ávila-Flores, R.A.

Medellín, T. Goldstein, G. Suzán, P. Daszak y W.I. Lipkin. 2013. Coronaviruses in Bats from Mexico. *Journal of General Virology*, volumen 94, 1028-1038 pp.

Ávila-Flores, R. y M.F. Fenton. 2005. Use of Spatial Features by Foraging Insectivorous Bats in Large Urban Landscape. *Journal of Mammalogy*, volumen 86, 1193-1204 pp.

Ballesteros, J. y J. Racero-Casarrubia. 2012. Murciélagos del área urbana en la ciudad de Montería, Córdoba, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, volumen 17, 3193-3199 pp.

Bello-Gutiérrez, J., G. Suzán, M.G. Hidalgo-Mihart y G. Salas. 2010. Alopecia in Bats from Tabasco, Mexico. *Journal of Wildlife Diseases*, volumen 46, 1000-1004 pp.

Bihari, Z. 2004. The Roost Preference of *Nyctalus Noctula* (Chiroptera, Vespertilionidae) in Summer and the Ecological Background of their Urbanization. *Mammalia mamm*, volumen 68, 329-336 pp.

Bowles, J.B., P.D. Heideman y K.R. Erickson. 1990. Observations on Six Species of Free-tailed Bats (*Molossidae*) from Yucatan, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, volumen 35, 151-157 pp.

Cú-Vizcarra, J.D. 2013. *Uso de hábitat de los murciélagos insectívoros en Campeche, México*. Tesis de Maestría. Ecosur. México.

Everette, A.L., T.J. O'Shea, L.E. Ellison, L.A. Stone y J.L. McCance. 2001. Bats Use of a High-plains Urban Wildlife Refuge. *Wildlife Society Bulletin*, volumen 29, 967-973 pp.

Fauci, A.S. y D.M. Morens. 2016. Zika Virus in the Americas-Yet Another Arbovirus Threat. *New England Journal of Medicine*, volumen 374, 601-604 pp.

Fenton, M.B. 2000. Choosing the "correct" Bat Detector. *Acta Chiropterologica*, volumen 2, 215-224 pp.

Fisher-Phelps, M., Schwilk, D. y T. Kingston. 2017. Mobile Acoustic Transects Detect More Bat Activitythan Stationary Acoustic Point Counts in a Semi-arid and Agricultural Landscape. *Journal of Arid Environments*, volumen 136, 38-44 pp.

Frick, W.F. 2013. Acoustic Monitoring of Bats, Considerations of Options for Long-term Monitoring. *Therya*, volumen 4, 69-78 pp.

García-Méndez, A., C. Lorenzo, L.B. Vazquez y R. Reyna-Hurtado. 2014. Roedores y murciélagos en espacios verdes en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Therya*, volumen 5, 615-632 pp.

Gehrt, S.D. y J.E. Chelsvig. 2004. Species-specific Patterns of Bat Activity in an Urban Landscape. *Ecological Applications*, volumen 14, 625-635 pp.

Gorresen, P.M., A.C. Miles, C.M. Todd, F.J. Bonaccorso y T.J. Weller. 2008. Assessing Bat Detectability and Occupancy with Multiple Automated Echolocation Detectors. *Journal of Mammalogy*, volumen 89, 11-17 pp.

Gurrusquieta-Navarro, M.C. 2015. *Dieta de murciélagos frugívoros en la zona urbana de Cuernavaca, Morelos*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca.

Hayes, J.P., H.K. Ober y R.E. Sherwin. 2009. Survey and Monitoring of Bats. 112-129 pp. En Kunz, T.H. y S. Parsons (editores), *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. The Johns Hopkins University Press. eua.

Hortelano-Moncada, Y., F.A. Cervantes y A. Trejo. 2009. Mamíferos silvestres. 277-293 pp. En Lot, A. y Z. Cano-Santana (editores), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Hortelano-Moncada, Y. y F.A. Cervantes. 2011. Diversity of Wild Mammals in a Megalopolis: Mexico City, Mexico. En Grillo, O. y G. Venora (editores), *Changing Diversity in Changing Environment*. InTech. Rijeka, Croacia.

Hourigan, C.L., C.P. Catterall, D. Jones y M. Rhodes. 2009. A Comparison of the Effectiveness of Bat Detectors and Harp Traps for Surveying Bats in an Urban Landscape. *Wildlife Research*, volumen 35, 768-774 pp.

Hutson, A.M., S.P. Mickleburghy y P.A. Racey. 2001. *Microchiropteran Bats: Global Status Survey and Conservation Action Plan*. Iucn/ssc Chiroptera Specialist Group. Iucn, Gland, Suiza, y Cambridge, Reino Unido, 258 pp.

Jara-Servín, A.M., R.A. Saldaña-Vázquez y J.E. Schondube. 2017. Nutrient Availability Predicts Frugivorous Bat Abundance in an Urban Environment. *Mammalia*, volumen 81, 367-374 pp.

Jung, K. y E.K.V. Kalko. 2011. Adaptability and Vulnerability of High Flying Neotropical Aerial Insectivorous Bats to Urbanization. *Diversity and Distributions*, volumen 17, 262-273 pp.

Jung, K. y C.G. Threlfall. 2016. Urbanisation and its Effects on Bats -a Global Meta-analysis. 13-33 pp. En Voigt, C.C. y T. Kingston (editores), *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer International Publishing.

Kunz, T.H., E. Braun de Torrez, D. Bauer, T. Lobova y T.H. Fleming. 2011. Ecosystem Services Provided by Bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*, volumen 1223, 1-38 pp.

Kunz, T.H., R. Hodgkison y C.D. Weise. 2009. Methods of Capturing and Handling Bats. 3-35 pp. En Kunz, T.H. y S. Parsons (editores), *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. The Johns Hopkins University Press. EUA.

Kunz, T.H. y S. Parsons. 2009. *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats.* 2da edición. The Johns Hopkins University Press. EUA, 901 pp.

Kuri-Morales, P., F. Correa-Morales, C. González-Acosta, G. Sánchez-Tejeda, E. Dávalos-Becerril, M.F. Juárez-Franco, A. Díaz-Quiñones, H. Huerta-Jiménez, M.D. Mejía-Guevara, M. Moreno-García y J.F. González-Roldán. 2017. First Report of *Stegomyia aegypti* (=*Aedes aegypti*) in Mexico City, Mexico. *Medical and Veterinary Entomology*, volumen 31, 240-242 pp.

Kurta, A., G.P. Bell, K.A. Nagy y T.H. Kunz. 1989. Energetics of Pregnancy and Lactation in Free Ranging Little Brown Bats (*Myotis lucifugus*). *Physiological Zoology*, volumen 62, 804-818 pp.

Kurta, A. y J.A. Teramino. 1992. Bat Community Structure in an Urban Park. *Ecography*, volumen 15, 257-261 pp.

López-Berrizbeitia, M.F. y M.M. Díaz. 2013. Diversidad de murciélagos en la Ciudad de Lules, Tucumán. *Acta Zoológica Mexicana*, volumen 29, 234-239 pp.

MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L.L. Bailey y J.E. Hines. 2006. *Occupancy Estimation and Modelling. Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier Academic Press. Burlington, 324 pp.

MacSwiney, M.C., F.M. Clarke y P.A. Racey. 2008. What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of Applied Ecology*, volumen 45, 1364-1371 pp.

Manly, B.F.J., L.L. McDonald, D.L. Thomas, T.L. McDonald y W.P. Erickson. 2002. *Resource Selection by Animals. Statistical Design and Analysis for Field Studies*. 2da edición. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, 221 pp.

Martínez-González, L. 2010. Árboles y áreas verdes urbanas de la Ciudad de México y su zona metropolitana. *Kew Bulletin*, volumen 65, 128-130 pp.

Mendieta-Vázquez, M.F. 2017. *Valoración económica del servicio de control de plagas provisto por* Tadarida barasiliensis *y* Myotis velifer *en el Distrito Federal.* Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México-Facultad de Ciencias. Ciudad de México, México, 108 pp.

Ocampo-Ramírez, C.M. 2015. *Efecto de la cobertura urbana sobre la actividad de murciélagos insectívoros aéreos en las barrancas de Cuernavaca*. Tesis de maestría. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, 68 pp.

Orprea, M., P. Mendes, T.B. Vieira y A.D. Ditchfield. 2009. Do Wooded Streets Provide Connectivity for Bats in an Urban Landscape? *Biodiversity and Conservation*, volumen 18, 2361-2371 pp.

Osorio-Chablé, N. 2014. *Inventario acústico de murciélagos insectívoros en un paisaje urbanizado del municipio de Centro, Tabasco*. Tesina de licenciatura. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, México.

Pérez-Rivero, J.J., E. Rendón-Franco, M. Pérez-Martínez, A. Ávalos-Rodríguez y R. Ávila-Flores. 2013. Morphometric Differences in Testicular Tissue of *Tadarida Brasiliensis* Bats from the Urban Area of Mexico City During Summer, Autumn and Winter. *International Journal of Morphology*, volumen 31, 932-936 pp.

Ramírez-Pineda, N.A. 2014. *Patrones de uso de hábitat en murcielagos del género* Glossophaga *en un paisaje urbanizado de la ciudad de Villahermosa, Tabasco*. Tesina de licenciatura en Biología. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco-División Académica de Ciencias Biológicas. 27 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*, volumen 63, 1-69 pp.

Ratcliffe, J.M., H.M.T. Hofstede, R. Avila-Flores, M.B. Fenton, G.F. McCracken, S. Biscardi, J. Blasko, E. Gillam, J. Orprecio y G. Spanjer. 2004. Conspecifics Influence Call Design in the Brazilian Free-tailed Bat, *Tadarida Brasiliensis*. *Canadian Journal of Zoology*, volumen 82, 966-971 pp.

Rydell, J., H.T. Arita, M. Santos y J. Granados. 2002. Acoustic Identification of Insectivorous Bats (*Order Chiroptera*) of Yucatan, Mexico. *Journal of Zoology*, volumen 257, 27-36 pp.

Saldaña-Vázquez, R.A. y J.E. Schondube. 2016. La masa corporal explica la dominancia de *Artibeus* (Phyllostomidae) en ambientes urbanos. 23-33 pp. En Ramírez-Bautista, A. y R. Pineda-López (Editores), *Fauna nativa en ambientes antropizados*. Refama-Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro.

Sánchez, O., G. López-Ortega y R. López Wilchis. 1989. Murciélagos de la ciudad de México y sus alrededores. 141-165 pp. En Gío-Argaéz, R., R.I. Hernández y E. Sainz-Hernández (editores), *Ecología urbana*. Sociedad Mexicana de Historia Natural. México, d.f.

Skalak, S.L., R.E. Sherwin y R.M. Brigham. 2012. Sampling Period, Size and Duration Influence Measures of Bat Species Richness from Acoustic Surveys. *Methods in Ecology and Evolution*, volumen 3, 490-502 pp.

Skalski, J.R., K.E. Ryding y J.J. Millspaugh. 2005. *Wildlife Demography. Analysis of Sex, Age and Count Data*. Elsevier Academic Press. Burlington, 324 pp.

Su, J.G., J.S. Apte, J. Lipsitt, D.A. García-Gonzales, B.S. Beckerman, A. De Nazelle, J.L. Texcalac-Sangrador y M. Jerrett. 2015. Populations Potentially Exposed to Traffic-related Air Pollution in Seven World Cities. *Environment International*, volumen 78, 82-89 pp.

Threlfall, C.G., B. Law y P.B. Banks. 2012. Sensitivity of Insectivorous Bats to Urbanization: Implications for Suburban Conservation Planning. *Biological Conservation*, volumen 146, 41-52 pp.

Ticó-Valadéz, L. 2012. *Uso de hábitat por murciélagos urbanos en la ciudad de Durango, Durango*. Tesis de Doctorado. Instituto Politécnico Nacional-cidir Durango. Victoria de Durango, México, 87 pp.

Whitby, M.D., T.C. Carter, E.R. Britzke y S.M. Bergeson. 2014. Evaluation of Mobile Acoustic Techniques for Bat Population Monitoring. *Acta Chiropterológica*, volumen 16, 223-230 pp.

Wilkins, K.T. 1989. Tadarida brasiliensis. *Mammalian Species*, volumen 331, 1-10 pp.

TÉCNICAS DE MANEJO DE HOSPEDEROS Y COLECTA DE PARÁSITOS DE VERTEBRADOS URBANOS

Norma Hernández-Camacho
Facultad de Ciencias Naturales
Universidad Autónoma de Querétaro

Claudia Irais Muñoz-García
Departamento de Producción Agrícola y Animal
Universidad Autónoma Metropolitana - Unidad Xochimilco

Hugo A. Ruiz-Piña
Enrique A. Reyes-Novelo
Centro de Investigaciones Regionales "Dr. Hideyo Noguchi"
Universidad Autónoma de Yucatán

Andrea M. Olvera-Ramírez
Facultad de Ciencias Naturales
Universidad Autónoma de Querétaro

Resumen

El estudio de los parásitos y de las enfermedades infecciosas debe considerarse parte de cualquier proyecto de monitoreo en ambientes urbanos, sobre todo en un país megadiverso como el nuestro, donde el estudio de la parasitofauna de vertebrados terrestres tiene una historia de casi un siglo. No obstante, existe una serie de dificultades logísticas y de equipo humano que, en ocasiones, no permite la colecta y toma de muestras adecuada para obtener información sobre los miembros de estas formas de vida. En este capítulo se presentan ejemplos y técnicas de obtención de muestras de parási-

tos y vectores que pueden ser aplicadas por personal científico en campo, de manera complementaria al objetivo principal del proyecto que estén llevando a cabo con vertebrados.

Introducción

El estudio de la parasitofauna de vertebrados terrestres en México tiene una historia de casi un siglo, no obstante, se estima que hasta ahora sólo se ha estudiado el 21% de las especies de vertebrados del país (1,145 especies de 5,488 registradas). El grupo de los mamíferos es uno de los menos estudiados, con 121 especies de hospederos, de las 535 registradas (Pérez-Ponce de León *et al.*, 2011). Desafortunadamente, estos datos son un reflejo de la tendencia en la información sobre la parasitofauna de los vertebrados terrestres a nivel mundial, como consecuencia del sesgo que resulta de la falta de interés que despierta este tipo de estudios, de las propiedades biológicas de cada taxa de hospedero, del tipo de hábitat y su accesibilidad, del estado de conservación y acceso legal de la especie por estudiar (Poulin, 2014), por mencionar algunos ejemplos. Este vacío de información no sólo tiene efecto en datos de carácter netamente biológico, como en la riqueza y diversidad de los representantes de la forma de vida simbiótico más antigua para un país megadiverso como México (Bush *et al.*, 2000; Poulin y Morand, 2000; Sarukhán *et al.*, 2009), sino también por su importancia aplicada en lo referente a la salud animal y en la toma de decisiones estratégicas, considerando el riesgo de transmisión zoonótica: de parásitos de animales a humanos (Hernández-Camacho *et al.*, 2012; García-Prieto *et al.*, 2012). Por lo tanto, es indispensable el monitoreo de las comunidades parasitarias de la fauna silvestre para entender el papel que desempeñan estos organismos en los ecosistemas, para conocer su dinámica a mediano y largo plazo, y para desarrollar y aplicar una serie de estrategias preventivas en las zonas de riesgo zoonótico identificadas, si así fuera el caso, siendo la parte más importante del proceso la toma correcta de las muestras.

Antes de empezar cualquier intento de colecta de parásitos de vertebrados, es importante considerar lo siguiente: 1) es indispensable contar con las licencias de colecta para vertebrados expedidas por SEMARNAT; 2) tener asesoría veterinaria previo al manejo del animal; 3) un control estricto de la bioseguridad del equipo humano durante la manipulación de los hospederos, ya que muchos de los parásitos en vertebrados urbanos pueden ser transferidos al ser

humano, y 4) es necesario conocer las técnicas de colecta adecuadas para cada uno de los grupos taxonómicos de los parásitos, las estrategias de colecta para evitar daños a los organismos, las técnicas adecuadas de fijación y transporte de los parásitos, o de las muestras, para su posterior análisis en laboratorio, lo cual será tratado en este capítulo.

Bioseguridad y bienestar animal

El tema de bienestar animal es tratado ampliamente en el Capítulo 2 de este manual, sin embargo, se considera importante su recordatorio. Es indispensable tener en cuenta la bioseguridad del hospedero y la del equipo humano que estará realizando la colecta de parásitos, así como el trato humanitario a los animales. Para la manipulación de los especímenes se sugiere que no sean sometidos a mayor estrés del requerido para el manejo. Es indispensable minimizar ruidos y movimientos bruscos, disminuir estímulos visuales, cubriendo los ojos, y evitar manipulaciones dolorosas o que pongan en riesgo la vida del animal. En caso de inmovilización química, el animal debe de ser vigilado y su estado físico monitoreado. Además, debe cuidarse que el animal esté cómodo y evitar cambios bruscos de temperatura, hipotermia e hipertermia (Figura 1). En el caso de realizar eutanasia humanitaria, se sugiere que el animal sea anestesiado previamente al uso de alguna sustancia letal (Gannon y Sikes, 2011).

Para la manipulación e inmovilidad física de los hospederos, se recomienda el uso de guantes de carnaza para evitar el contacto directo con el animal, así como protección contra posibles mordidas. Una vez que esté inmovilizado, se sugiere el uso constante de guantes de látex para la toma de muestras y la colecta de parásitos (Figura 2). Todos los objetos utilizados: los punzocortantes, las torundas de algodón, los guantes de látex y restos biológicos deben de ser almacenados en contenedores especiales para su traslado hasta su desecho reglamentario correspondiente, de acuerdo con la NOM 087-ECOL-SSA1-2002.



Figura 1

Coyote (*Canis latrans*) anestesiado, en posición recumbente, con mantas para control de estímulo visual y de temperatura durante la toma de muestras y revisión de ectoparásitos. Fotografía: Hernández-Camacho, 2013



Figura 2

Manipulación de coyote anestesiado, usando guantes de látex y de carnaza. Fotografía: Hernández-Camacho, 2013

Colecta de excretas

El análisis de excretas de fauna urbana permitirá conocer la diversidad de parásitos intestinales de estos animales. Es importante que estas excretas, lo más frescas posible, sean fijadas para su análisis coproparasitoscópico, así como para un eventual análisis molecular, en caso de ser requerido. Las excretas se pueden identificar por medio de su forma cilíndrica, su diámetro, su composición y la presencia de huellas asociadas (Harrison, 1997; Aranda, 2000). Las excretas colectadas deben dividirse en dos porciones. La primera, de aproximadamente un gramo será fijada con formol salino al cuatro por ciento, para el análisis coproparasitoscópico. Se almacenará en bolsas de polietileno con cierre, con los datos del sitio de la colecta, fecha y colector, y se almacenará hasta su análisis en el laboratorio. El resto de la excreta se mantendrá en un ambiente seco para que pierda la humedad y será fijada en alcohol al cien por ciento, para confirmar la identidad del organismo parásito mediante análisis moleculares, en caso de ser posible.

Colecta de ectoparásitos

Anfibios

Es necesario hacer la búsqueda, en la región ventral, de ácaros incluidos en la epidermis, colectarlos con agujas de disección o pinzas de relojero y fijarlos en un vial con alcohol al 70% (Lamothe, 1997).

Reptiles

Se sugiere la búsqueda de ácaros y garrapatas debajo de escamas. Al igual que en el caso de anfibios, se sugiere colectarlos con agujas de disección o pinzas de relojero, y fijarlos en un vial con alcohol al 70% (Lamothe, 1997). Es importante prestar atención a las zonas con pliegues o cavidades cutáneas del animal, por ejemplo, bordes de la cloaca, orificio auditivo, párpados y axilas.

Aves

Es necesario hacer la revisión en dos partes: la primera en el cuerpo del ave y la segunda en el nido o percha. Si el ejemplar será sacrificado, se coloca al organismo dentro de una bolsa de tela para evitar la fuga de los ectoparásitos y, a su vez, se coloca dentro de un frasco grande con cloroformo, por 15 o 20 min. Posteriormente, se hace una búsqueda intensa sobre una charola de disección, se recogen los ectoparásitos con un pincel húmedo en alcohol al 70%, agujas de disección o pinzas de relojero y se fijan en un vial con alcohol al 70% (Lamothe, 1997). En el caso de individuos vivos, es necesario hacer una inspección del área de la cabeza y las axilas, ya que ahí se alojan muchos ectoparásitos, así como una revisión general moviendo las plumas en sentido contrario a su crecimiento. También es recomendable revisar cuidadosamente las escamas de las patas, de forma similar a la forma a la revisión en los reptiles. Para el nido, se pueden buscar larvas de ectoparásitos, como pulgas, o el nido se puede dejar en observación para posteriormente colectar a los adultos, que cuando salen pueden ser recogidos con un pincel húmedo o pinzas entomológicas (Lamothe, 1997).

Mamíferos

Para el trabajo con parásitos de mamíferos se recomienda la contención química, ya que nos permite trabajar con mayor seguridad y eficiencia. Durante la recumbencia, los hospederos capturados serán colocados sobre una manta de color claro, para la búsqueda de ectoparásitos: pulgas, ácaros y garrapatas. Se hará una inspección a contrapelo de todo el cuerpo del animal durante 20 min, usando talco antipulgas para minimizar el desplazamiento de los artrópodos, los cuales se colectarán manualmente o con ayuda de pinzas para ser almacenados en recipientes con alcohol al 70%, con su correspondiente etiqueta de datos (Figuras 3 y 4) (Lamothe, 1997). Es muy importante que, al momento de colectar las garrapatas, se utilicen pinzas finas y de manera firme, sin romper el aparato bucal de los ejemplares, ya que esto puede obstaculizar su identificación taxonómica y causarle una infección al animal portador.



Figura 3
Colecta de ectoparásitos en coyote.
Fotografía: Hernández-Camacho, 2013



Figura 4
Presencia de una garrapata (*Ixodes* sp.) en zorra gris
(*Urocyon cinereoargenteus*).
Fotografía: Hernández-Camacho, 2014

Colecta de vectores

Entre los métodos más usados para la captura de artrópodos están las trampas de luz, en las que es frecuente el arribo de artrópodos con fototaxis positiva (Delfín-González *et al.*, 2011). En este ámbito podemos encontrar chinches de la subfamilia *Triatominae* vectores de *Trypanosoma cruzi*, moscas del género *Lutzomyia* vectores de *Leishmania mexicana*, así como mosquitos, tábanos y otros dípteros como chaquistes y jejenes.

El procedimiento para colectar y conservar dichas muestras consiste en colocarlas en un frasco con alcohol al 70% o al 96%, etiquetar apropiadamente cada frasco con los datos de colecta, incluyendo sitio, fecha, método de colecta y cualquier otro detalle que se crea pertinente (Morón y Terrón, 1988). Para el caso de los mosquitos, deben colectarse preferentemente con una aspiradora portátil y guardarse cuidadosamente en sobres de papel de cera, dentro de una caja de plástico, para evitar que se rompan y pierdan estructuras, como las escamas, ya que son primordiales para lograr su identificación taxonómica.

Cuando se revisen madrigueras o nidos de vertebrados, es recomendable prestar atención a los artrópodos que ahí se puedan encontrar, ya que muchos de ellos pueden ser vectores de patógenos. Es muy importante también que, en el caso de los *Triatominae*, se empleen guantes de látex o pinzas para su manipulación, ya que la transmisión de *T. cruzi* es por contaminación y no por picadura (Morón y Terrón, 1988).

Finalmente es importante resaltar que, en caso de que se tenga interés en hacer algún estudio sobre el agente patógeno que estos artrópodos pudieran transmitir, el transporte de los ejemplares al momento de ser colectados debe ser en nevera con hielo y posteriormente su conservación en congelación hasta su procesamiento en el laboratorio (Morón y Terrón, 1988).

Colecta de muestras sanguíneas

La sangre se colecta de venas periféricas y la elección estará basada en la especie silvestre (Figura 5). En el Cuadro 1 se mencionan algunas de las venas sugeridas para colecta de sangre en algunos grupos de vertebrados silvestres.



Figura 5

Toma de muestra sanguínea en especies de vertebrados silvestres mexicanos: a) Carnívoro mediano, *Nasua narica*, toma de sangre de yugular, b) Carnívoro mediano, *Galictis vittata*, toma de sangre de yugular, c) Marsupial mediano, *Didelphis marsupialis*, toma de sangre de coccígea, d) Quiróptero, *Myotis velifer*, toma de sangre en vena marginal del ala, e) Roedor, *Oryzomys couesi*, toma de sangre de coccígea, f) Reptil, *Ctenosaura pectinata*, toma de sangre coccígea, y g) Anfibio, *Rhinella marina*, toma de sangre del seno caudal de la articulación de la rodilla

Cuadro 1
Vasos sanguíneos sugeridos para la toma de sangre
en diferentes grupos de vertebrados silvestres

Grupo de vertebrado silvestre	Venas periféricas
Mamíferos grandes	Yugular, cefálica, safena, coccígea y femoral, intracardiaca
Mamíferos medianos	Yugular, cefálica, safena, femoral, coccígea y marginal de la oreja, intracardiaca
Mamíferos pequeños (roedores)	Coccígea y seno retro-orbital, intracardiaca
Mamíferos pequeños (quirópteros)	Marginal del ala y braquial
Aves	Yugular, tarsal y radial
Reptiles	Coccígea y yugular, central abdominal, seno occipital, seno subvertebral, vasos interdigitales
Anfibios (anuros)	Coccígea, seno caudal a la articulación de la rodilla
Anfibios (caudata y cecílidos)	Coccígea

Algunas vías de obtención de sangre, como la punción cardíaca y la punción del seno retro-orbital, resultan sumamente invasivas y probablemente disminuyen la expectativa de vida del animal, debido al daño parcial o permanente. Se recomienda severamente que, en el caso de que se deba hacer la extracción de sangre del corazón, el procedimiento sea ejecutado por una persona experimentada, ya que se corre el riesgo de producirle daños irreversibles al corazón o incluso provocar la muerte del ejemplar. Dado que este último procedimiento no es recomendable para muestras de sangre estándar, no se abordará en este manual.

El material para la colecta de sangre se divide en a) material para antisepsia: torundas de algodón, antiséptico (se recomienda alcohol 70%), ligadura y rasuradora, y b) punción y colecta de sangre: agujas de diferentes calibres (31G a 18G), jeringas de diferentes volúmenes (0.5 a 10 ml), tubos contenedores de sangre (tubos capilares con anticoagulante, microtainers para volúmenes menores a 2 ml a Vacutainer BD® de tapón rojo o tubos cónicos de 500 a 1500µl) o papel absorbente (Advantec Nobuto blood filter strip®). Para seleccionar el calibre de la aguja es necesario considerar que a mayor calibre menor probabilidad de hemolisis, pero que dicho calibre nunca debe superar el del vaso sanguíneo y, en el caso del volumen de jeringa y tubo contenedor, debe estar seleccionado basándose en la cantidad de sangre que sea posible extraer del

animal sin comprometer su bienestar. Por lo general, se considera que es posible obtener hasta el 1% de su peso vivo en volumen sanguíneo, sin embargo, al ser animales silvestres se recomienda ser mesurado en dicho valor, el cual fue calculado inicialmente para animales domésticos (Muñoz-García *et al.*, 2016).

Procesamiento de sangre para obtención de suero

Los animales vertebrados poseen mecanismos de respuesta inmune específica para defenderse de los agentes patógenos: virus, bacterias y parásitos. Consiste en el reconocimiento del agente y posterior formación de anticuerpos específicos contra él, entre otras respuestas. Es así que, además de los métodos de diagnóstico basados en el aislamiento e identificación de los agentes patógenos, también existe el diagnóstico indirecto, el cual se basa en la determinación o cuantificación de la respuesta humoral adaptativa (Tizard, 2009).

Existen distintas técnicas para el diagnóstico indirecto de patógenos; se dividen en: 1) Pruebas de unión primaria: ELISA y Radioinmunoanálisis competitivo; 2) Pruebas de unión secundaria: precipitación en gel, precipitación en anillo, aglutinación bacteriana, hemaglutinación pasiva, inhibición de la hemaglutinación, fijación de complemento, neutralización vírica, actividad bactericida y neutralización de antitoxina, y 3) Pruebas *in vivo*: anafilaxia cutánea pasiva (Tizard, 2009).

La muestra biológica que se requiere para la realización de las pruebas mencionadas es el suero sanguíneo. El suero sanguíneo se define como la parte líquida de la sangre que queda después de la coagulación, y se diferencia del plasma por no contener proteínas de coagulación. Para su obtención es necesario obtener la sangre en un tubo estéril y posteriormente dejarla reposar durante al menos 30 min, a temperatura ambiente, hasta que ocurra la coagulación. Finalmente es recomendable centrifugar el tubo para lograr una mejor separación del coágulo de la fase líquida. La centrifugación debe realizarse entre las 2 y las 24 h posteriores a la toma de la muestra, y se recomienda centrifugar a 1600 g durante 10 min a una temperatura de 20 a 22ºC (Guerin *et al.*, 2010).

El suero es finalmente obtenido y colocado en un nuevo tubo estéril. Su conservación dependerá de la técnica a la que se desea someterlo, aunque como generalidad se recomienda almacenarlo congelado, a una temperatura de -20ºC a -80ºC (Guerin *et al.*, 2010). Las pruebas inmunológicas que emplean cultivos celulares requieren suprimir la actividad del complemento (pro-

teínas con actividad lítica sobre membranas) mediante el calentamiento del suero a 56 ºC durante los treinta minutos previos a su congelación. Ejemplos de estas pruebas son la seroneutralización, comúnmente empleada en animales silvestres, debido a que no requiere el empleo de conjugado específico (Tizard, 2009).

Recolecta de cadáveres

Los cuerpos de los vertebrados atropellados son una fuente invaluable de conocimiento parasitológico, sobre todo si son animales recién muertos y se encuentran en relativamente buen estado. En caso de encontrar cadáveres en estas condiciones, se sugiere contar siempre con un par de bolsas grandes de basura y guantes de látex, para recoger el cadáver y que pueda ser entregado al personal capacitado para la necropsia, de lo contrario, no se recomienda su recolección por cuestiones de bioseguridad. En caso de que no se pudiera contactar inmediatamente al personal responsable de la necropsia, se sugiere el congelamiento del cadáver, sin embargo, esto puede dañar severamente a los helmintos que se encuentren dentro del cuerpo del vertebrado y dificultar su posterior identificación. Aunque se pudiera contar con la posibilidad de un análisis molecular para dicha identificación, se debe considerar la posibilidad de que no se cuente con información molecular completa sobre la parasitofauna de dicha especie de vertebrado, por lo que es necesario trabajar con las técnicas tradicionales para lograr una identificación taxonómica adecuada, incluso manejar la posibilidad de que se trate de un nuevo registro o incluso una nueva especie (Roffe *et al.*, 1996).

Conclusiones

La colaboración conjunta de parasitólogos e investigadores que se dediquen a trabajar con vertebrados terrestres permitirá incrementar la información sobre la parasitofauna de estos organismos. Vivimos en un mundo cambiante y, como consecuencia de la amenaza del Cambio Climático Global, que afecta directamente al ciclo de vida de los parásitos, es urgente contar con información actualizada para detectar posibles eventos zoonóticos o epizoóticos que pongan en riesgo a la población humana y a las comunidades faunísticas de México.

Referencias

Aranda, M. 2000. *Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Instituto de Ecología A.C. México, 212 pp.

Bush, A.O., J.C. Fernández, G.W. Esch y J.R. Seed. 2001. *Parasitism. The Diversity and Ecology of Animal Parasites.* Cambridge University Press. Nueva York, 442 pp.

Delfín-González, H., P. Manrique-Saide, V. Melendez-Ramírez y E. Reyes-Novelo. 2011. Insectos terrestres. 415-448 pp. En Bautista-Zúñiga, F. (editor), Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Harrison, R.L. 1997. A Comparison of Gray Fox Ecology Between Residential and Undeveloped Rural Landscapes. *Journal of Wildlife Management*, volumen 61, 112-122 pp.

Hernández-Camacho, N., R.W. Jones, R.F. Pineda-López y C.A. López-González. 2012. Mexican Wild and Domestic Canids: A Potential Risk of Zoonosis? A Review. 229-237 pp. En F. Boari y J.A. Chung (editores), *Nematodes: Morphology, Functions and Management Strategies*. Nova Science Publishers, Inc. Nueva York, EUA.

Gannon, W.L., R.S. Sikes, The Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the Use of Wild Mammals in Research. *Journal of Mammalogy*, volumen 92, 235-253 pp.

García-Prieto, L., J. Falcón-Díaz y C. Guzmán-Cornejo. 2012. Helminth Parasites of Wild Mexican Mammals. List of Species, Hosts and Geographical Distribution. *Zootaxa*, volumen 3290, 1-92 pp.

Guerin, J.S., D.W. Murray, M.M. McGrath, M.A. Yuille, J.M. McPartlin y P.P. Doran. 2010. Molecular Medicine Ireland Guidelines for Standarized Biobanking. *Biopreservation & Biobanking*, volumen 8, 3-63 pp.

Lamothe. A.R. 1997. *Manual de técnicas para preparar y estudiar los parásitos de animales silvestres.* AGT Editor. México D.F., 43 pp.

Morón, M.A. y Terrón R.A. 1988. *Entomología práctica.* Instituto de Ecología, A.C. México, 65 pp.

Pérez-Ponce de León, G. 2001. The Diversity of Digeneans (*Platyhelminthes: Cercomeria: Trematoda*) in Vertebrates in Mexico. *Comparative Parasitology*, volumen 68, 1-8 pp.

Muñoz-García, C.I., E. Rendón-Franco, O. López-Díaz, R.A. Ruiz-Romero, N. Aréchiga-Ceballos, C. Villanueva-García, A.Z. Rodas-Martínez, C. Valle-Lira, C. Trillanes y O. Arellano-Aguilar. 2016. *Colecta y conservación de muestras de fauna silvestre en condiciones de campo.* Universidad Autónoma Metropolitana. Ciudad de México, 78 pp.

Pérez-Ponce de León, G., L. García Prieto. 2001. Diversidad de helmintos parásitos de vertebrados silvestre de México. *Biodiversitas*, volumen 37, 7-11 pp.

Pérez-Ponce de León, G., L. García-Prieto y B. Mendoza-Garfias. 2011. Describing Parasite Biodiversity: the Case of the Helminth Fauna of Wildlife Vertebrates in Mexico. 33-54 pp. En O. Grillo y G. Venora (editores), *Changing Diversity in Changing Environment.* InTechOpen. Reino Unido.

Poulin, R., S. Morand. 2000. The Diversity of Parasites. *The Quaterly Review of Biology*, volumen 75, 277-293 pp.

Poulin, R. 2014. Parasite Biodiversity Revisited: Frontiers and Constraints. *International Journal for Parasitology*, volumen 44, 581-589 pp.

Sarukhán, J., P. Koleff, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente, G. Halffter, R. González, I. March, A. Mohar, S. Anta y J. de la Maza. 2009. *Capital Natural de México. Síntesis: Conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, 104 pp.

Roffe, T.J., M. Friend, L.N. Locke. 1996. Evaluation of Causes of Wildlife Mortality. 324-348 pp. En T.A. Bookout (editor), *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats.* 5a edición. The Wildlife Society. Maryland. EUA.

Tizard, I.R. 2009. *Inmunología veterinaria.* Elsevier Health Sciences. Barcelona, 560 pp.

EL ESTUDIO DE LA CONDUCTA EN TIEMPOS DE CAMBIO GLOBAL: ONCEPTOS, MÉTODOS Y APLICACIONES PARA LA ECOLOGÍA URBANA

Elisa Maya-Elizarrarás
Estación de Biología Chamela
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México

Jorge E. Schondube
Laboratorio de Ecología Funcional
Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad
Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

En este trabajo se presenta una síntesis sobre la importancia del estudio de la conducta animal; sus inicios, conceptos y enfoques, detallando algunas de las técnicas de muestreo utilizadas en el ámbito científico de la etología y la ecología del comportamiento. Adicionalmente se incluye una propuesta para utilizar datos de comportamiento como indicadores de cambio ambiental a nivel de comunidad biótica. Esta aproximación puede permitir el desarrollo de estrategias de conservación que tomen en cuenta los requerimientos de hábitat de las especies en ambientes modificados por actividades humanas, como las ciudades.

Introducción

La conducta puede ser definida como el conjunto de respuestas que un organismo presenta ante los estímulos existentes en su ambiente (Campbell *et al.*, 2001; Raven y Johnson, 2002; Cruz y Corona, 2014; Martínez-Gómez *et al.*, 2014). No obstante, la definición de este término ha llegado a ser controversial en el ámbito científico, dada la multiplicidad de enfoques con los que se le ha estudiado (Cruz y Corona, 2014; Martínez-Gómez *et al.*, 2014). Aunque la conducta podría considerarse sólo como actos externos observables, también incluye respuestas internas de los individuos, las cuales pueden ser adaptativas (Fried, 1990). En este sentido, los etólogos, desde mediados del siglo xx, han propuesto la conducta como un rasgo fenotípico (Beamonte-Barrientos, 2014) que, como menciona López (2014), puede estar sujeto a la selección, dada su variación individual, su heredabilidad y sus efectos en el éxito reproductivo o en la supervivencia diferencial de los individuos de una población. Adicionalmente, este fenotipo debe poder medirse objetivamente (Echegoyen, 2017), y puede ser utilizado como una herramienta para entender la ecología de diferentes especies y su capacidad de responder a cambios en su ambiente, o a enfrentar condiciones novedosas.

¿Para qué nos sirve estudiar la conducta?

Estudiar la conducta de diferentes especies animales ha sido fundamental para la supervivencia de nuestra especie a lo largo del tiempo. Múltiples situaciones hacen de la observación de la conducta una actividad prioritaria, que bien de manera innata o aprendida, nos proporciona información sobre nuestro entorno. Observar la conducta animal incluso ha llegado a convertirse en una actividad de entretenimiento y deleite, tal como es la observación de aves. Adicionalmente a estas razones antropocéntricas, el estudio de la conducta es relevante para múltiples disciplinas, sirviendo a la ecología para abordar las relaciones entre individuos de una misma especie, o las interacciones entre especies en el medio ambiente en que habitan (Campbell *et al.*, 2001). De este modo el estudio de la conducta se ha vuelto esencial para entender las interacciones ecológicas a nivel de individuos, especies y comunidades (Campbell *et al.*, 2001). Es una herramienta crucial para entender la capacidad de las especies para enfrentar cambios en su ambiente, como los que ocurren en ambien-

tes modificados por actividades humanas, como las ciudades. Es importante considerar que la conducta, al ser estudiada desde diferentes disciplinas, en muchos casos debe ser analizada con una visión inter e incluso transdisciplinaria (Martin y Bateson, 1991).

El estudio de la conducta desde diferentes perspectivas

Disciplinas como la etología, la evolución, la ecología, la fisiología, la genética, la psicología y la biología de la conservación han estado implicadas en el estudio de la conducta, agregando cada una de ellas una perspectiva diferente y una serie de preguntas de investigación de igual modo diversas (Raven y Johnson, 2002). Dentro de estas disciplinas destaca la etología, ciencia que se encarga del estudio del comportamiento y que fue creada a partir de 1920 (Fried, 1990; Raven y Johnson, 2002). Los primeros etólogos partieron del descubrimiento de los componentes innatos subyacentes en la conducta, lo que les permitió comparar las respuestas conductuales de distintos grupos de organismos. Estos científicos principalmente desarrollaron etogramas de diferentes especies, los que han sido definidos como un catálogo o descripción detallada y completa del comportamiento de un organismo en su estado natural (Fantino y Logan, 1979; Fried, 1990; Beamonte-Barrientos, 2014). Karl von Frisher, Konrad Lorenz y Niko Tinbergen llevaron a cabo un escrupuloso estudio de la conducta centrándose en estudios experimentales sobre el comportamiento innato y formas simples de aprendizaje, dilucidando el papel relativo que juegan tanto el instinto como el aprendizaje para producir un comportamiento final (Raven y Johnson, 2002).

Pasada su etapa inicial como ciencia, la etología empezó a plantear preguntas sobre la función y evolución de las conductas (Martin y Bateson, 1991; Campbell *et al.*, 2001). Preguntas sobre el significado adaptativo del comportamiento, o cómo diferentes conductas podían incrementar la supervivencia y la reproducción de los individuos (Raven y Johnson, 2002). Situar la conducta en el escenario de los fenómenos evolutivos, estudiados como parte de un esquema global de la adaptación de las especies, puso al estudio de la conducta en el curso del nacimiento de una nueva disciplina: la ecología del comportamiento (Fried, 1990; Raven y Johnson, 2002). Originada a partir de la confluencia de diversas disciplinas, como la evolución, la ecología y la etología, la ecología del comportamiento estudia cómo la selección natural da forma al

comportamiento (Raven y Johnson, 2002; Beamonte-Barrientos, 2014). Esta disciplina se centra en la contribución que el comportamiento hace al éxito reproductivo de un animal, y está basada en un robusto marco teórico que permite generar hipótesis y predicciones sobre la evolución del comportamiento animal (Raven y Johnson, 2002; Beamonte-Barrientos, 2014).

Adicionalmente a la aproximación clásica de la etología, y su posterior evolución a la ecología del comportamiento, la conducta también ha sido estudiada desde otros ángulos y perspectivas, incluyendo enfoques en los ámbitos molecular, fisiológico, neuronal y hasta en el de sistemas orgánicos (Martínez-Gómez *et al.*, 2014). Esta multiplicidad de enfoques ha añadido un grado de complejidad que dificulta la congruencia en el uso de términos, definiciones y métodos de estudio sobre la conducta. Fue a partir de esta multiplicidad de enfoques que Niko Tinbergen visualizó un estudio integral de la conducta, y combinando conocimientos de múltiples disciplinas, postuló cuatro preguntas base para el estudio del comportamiento.

Preguntas para el estudio de la conducta

En 1963, Niko Tinbergen postuló las cuatro preguntas base para abordar el estudio de la conducta. Estas preguntas se pueden separar en las relacionadas con las *causas próximas* y las asociadas a las *causas últimas* del comportamiento (Tinbergen, 1963; Martin y Bateson, 2001; Martínez-Gómez *et al.*, 2014). Estudiar las causas próximas de la conducta nos explica el comportamiento en términos de interacciones inmediatas con el ambiente (Campbell *et al.*, 2001). Las dos preguntas básicas de causas próximas que hizo Tinbergen son las siguientes: 1) ¿Cómo se desarrolla un comportamiento? Cuya respuesta involucra una compleja interacción entre los genes y el ambiente, incluyendo factores epigenéticos (Tinbergen, 1963; Martínez-Gómez *et al.*, 2014), y 2) ¿Cuál es la fisiología detrás de un comportamiento? Cuya respuesta involucra a la fisiología de la conducta y sus áreas de estudio (Tinbergen, 1963; Cruz y Corona, 2014).

En contrapartida, el estudio de las *causas últimas* o *fundamentales* nos permite responder preguntas como: ¿por qué evolucionó el comportamiento?, o bien, ¿cuál es su valor adaptativo? (Raven y Johnson, 2002; Martínez-Gómez *et al.*, 2014) y, por lo tanto, se busca explicar el comportamiento desde una perspectiva evolutiva (Campbell *et al.*, 2001). Las dos preguntas alusivas a

las *causas últimas* que Tinbergen generó son: 1) ¿Cuál es la función de un comportamiento, y confiere éste alguna ventaja al individuo? Cuyas respuestas involucrarían o no un valor adaptativo de la conducta (Tinbergen, 1963; Martínez-Gómez *et al.*, 2014), y 2) ¿Cómo evolucionó un comportamiento? Cuya respuesta involucra la historia o trayectoria evolutiva de un comportamiento en el linaje del organismo (Tinbergen, 1963; Martínez-Gómez *et al.*, 2014). El estudio de la conducta dentro de ambientes urbanos abre nuevas puertas para continuar respondiendo las cuatro preguntas de Tinbergen, y entender el papel que las áreas urbanas juegan en la conducta animal y su evolución (ver Johnson y Munshi-South, 2017, y artículos citados ahí).

¿Cómo estudiar la conducta?

Existe una variedad de condiciones, e incluso enfoques, bajo las cuales podemos estudiar la conducta de un individuo, por ejemplo: ¿llevaremos a cabo observaciones de conducta en un ambiente modificado por actividades humanas, o sólo en ambientes naturales?, ¿la observación será bajo condiciones naturales o bajo condiciones experimentales?, ¿registraremos conductas generales o sólo algunas de interés particular?, ¿usaremos sólo datos descriptivos o también cuantitativos? Dada la cantidad de aproximaciones y la complejidad del tema, iniciar la observación de la conducta de un individuo puede parecer una empresa confusa, abrumadora e incuantificable. Sin embargo, la observación continua, la adquisición de conocimiento y la familiarización con nuestra especie de estudio permite desentrañar patrones conductuales que podemos categorizar y cuantificar (Martin y Bateson, 1991; Lehner, 1996).

Una cuestión primordial, y previa a cualquier observación, es preguntarnos si nuestra investigación está orientada a una especie o a un problema teórico. En sí, esto define la elección de nuestro sujeto de estudio y los enfoques de trabajo que conllevan trayectorias distintas. Mientras la investigación orientada a una especie permite profundizar en el conocimiento de su ecología, historia natural e historia de vida, la investigación orientada a un problema teórico suele enfocarse en un tipo particular de comportamiento, e intenta estudiar a las especies que lo representen mejor (Lehner, 1996). No obstante, es posible que, al elegir una especie, ésta nos permita responder preguntas de ambos enfoques, tanto orientadas a la especie como a un comportamiento particular (Lehner, 1996; Martin y Bateson, 2001). En este último caso, la elección de la

especie de estudio ha de considerar la facilidad de llevar a cabo observaciones sobre ella: su tolerancia a la presencia humana, el acervo de conocimiento sobre ella o las características de su ciclo vital (Martin y Bateson, 2001). En este sentido, cabe mencionar que las aves han sido consideradas buenos modelos para el estudio de la conducta animal. Esto se debe a su amplia distribución geográfica, la alta riqueza de especies, su organización social, la presencia de comportamientos complejos, y por ser más conspicuas que otros grupos taxonómicos, tanto en ambientes naturales como en sitios modificados por actividades humanas (Temple y Wiens, 1989; Pulido y Díaz, 1997; Blumstein *et al.*, 2005; Sol *et al.*, 2014; Rousseau *et al.*, 2015). Dentro de las zonas urbanas, las aves tienden a ser el grupo de vertebrados con mayor riqueza de especies, presentando alta abundancia y una buena detectabilidad (López-Coronado y Guerrero-Nuño, 2004; MacGregor-Fors *et al.*, 2015). Estos atributos nos permiten utilizarlas para explorar, entre otras cosas, los efectos de las condiciones ambientales sobre su comportamiento y fisiología (Konishi *et al.*, 1989; Lehner, 1996, Chávez-Zichinelli *et al.*, 2013; Sol *et al.*, 2014). Esto las convierte en un grupo ideal para entender los efectos de la urbanización sobre especies animales (Marzluff *et al.*, 2001; Chace y Walsh, 2006; Shochat *et al.*, 2010; Sol *et al.*, 2014).

Observar

Observar a nuestros individuos de estudio debe ser una actividad obligada antes de iniciar cualquier trabajo de comportamiento. Es importante mencionar que la observación debe definirse como un proceso riguroso y detallado para documentar cómo un animal reacciona a los estímulos de su entorno (López, 2014). Las observaciones preliminares nos permiten familiarizarnos con nuestra especie de estudio, adquirir habilidades para la descripción de sus patrones conductuales, bosquejar hipótesis y plantear preguntas de investigación más atinadas y pertinentes (Martin y Bateson, 2001).

Describir el comportamiento de nuestro sujeto de estudio permite describir sus pautas conductuales, creando a través de la observación continua una colección de datos que funciona como un catálogo de sus comportamientos, que desde la etología se conoce como etograma (Fantino y Logan, 1979; Fried, 1990; Martin y Bateson, 1991; Beamonte-Barrientos, 2014). Estas descripciones de la conducta deben ser claras, concisas y lo más completas posible,

incluyendo datos espaciales, temporales y ambientales (Martin y Bateson, 1991; Lehner 1996). Estos catálogos pueden complementarse con fotografías, grabaciones de audio o video, y dibujos o diagramas. En algunas ocasiones los etogramas también pueden estar restringidos sólo a un tipo específico de comportamiento, sexo o grupo de edad, y entonces es necesario entender que se representa únicamente una porción del repertorio de comportamientos que el animal es capaz manifestar (Fraser y Nelson, 1984; Enquist *et al.*, 1985; Lehner, 1996; Beamonte-Barrientos, 2014).

Aunado a esto, las descripciones del comportamiento pueden ser empíricas o funcionales. Mientras las empíricas se refieren a la descripción del comportamiento en términos de las partes corporales, movimientos y posturas; las funcionales se refieren a la función del comportamiento. Por ejemplo, la observación de la respuesta de un ave a la presencia de un perro en un parque urbano puede tener una descripción empírica en la que se menciona un "aleteo rápido", lo cual equivale a la descripción funcional de "vuelo de escape". No obstante, la importancia de cuantificar el comportamiento a través de observaciones, lo que nos permitiría confrontar hipótesis, requiere otra perspectiva de estudio y un trabajo preliminar diferente al de la mera observación.

Cuantificar

Con el fin de registrar datos de comportamiento de la forma más precisa y completa posible se ha propuesto una serie de pasos para sistematizar y formalizar la medición del comportamiento. Lehner (1996), Martin y Bateson (2001) y López (2014) coinciden, con ligeras variaciones, en la metodología. El primer paso es formular una *pregunta de investigación*, seguida de la *elección de la especie sujeta a estudio* sobre la que se realizarán *observaciones preliminares*. Estas observaciones en conjunto con *el conocimiento teórico* que obtengamos de la literatura nos permitirán *plantear objetivos*, *establecer el diseño* que utilizaremos y enunciar nuestras *hipótesis* y *predicciones*. Este punto es crucial en el proceso, pues esta base teórica debe ser robusta para *identificar las variables* de comportamiento que se van a medir. Estas *variables* por ser medidas deben permitir comprobar las predicciones postuladas. Esto hace que la elección de unidades de comportamiento constituya una de las decisiones más difíciles e importantes que se deben realizar. Su elección está basada en la pregunta de estudio, la experiencia individual, la tradición de las diferentes escuelas o disciplinas involucradas, y la logística del proyecto (Lehner, 1996).

Una vez determinadas las *variables* de comportamiento por medir, se escogerá el *método de registro* de comportamiento que más se ajuste a nuestro objetivo, pregunta y predicciones, y se procederá al registro de los datos. En este punto ya hemos establecido el diseño o aproximación que utilizaremos. Conviene recordar que en un *diseño observacional* o descriptivo no hay intervención por parte del investigador; sólo mide las variables de interés para el estudio. Mientras, en un *diseño experimental*, el investigador manipula la variable de interés, y se comparan los resultados con la conducta de individuos o estados de control del individuo antes de aplicar el tratamiento. Finalmente, en un *diseño comparativo* se coteja el comportamiento de especies o poblaciones diferentes, y se intenta establecer asociaciones ecológicas o evolutivas entre dichos caracteres y el ambiente. Esta clasificación puede ayudarnos a evaluar qué método de registro de datos se requiere, y tener más confianza en el *registro* y su calidad.

El último paso, pero no por eso el menos relevante, es el *análisis de los datos*. Esta es una actividad que no debe tomarse a la ligera. Es pertinente y benéfico para nuestro trabajo de investigación saber qué análisis estadísticos utilizaremos para comprobar nuestras predicciones. De preferencia, esto se debe tener claro antes de iniciar la colecta de datos, lo que también podría ayudarnos a elegir la totalidad de variables de comportamiento que debemos medir. Al respecto, es primordial asegurar la independencia de los datos que se piensa recabar, por lo que es crucial determinar, desde el principio, la unidad de muestreo, y asegurarnos de que cada una constituya una réplica independiente del factor cuyos efectos queremos investigar (López, 2014).

¿Qué medir?

Como mencionamos anteriormente, la observación del comportamiento de un individuo es una actividad compleja que puede parecer incuantificable. Sin embargo, con práctica y observación preliminar se pueden identificar patrones conductuales repetibles que debemos categorizar, cuantificar y describir con criterios claros. Estos patrones o pautas conductuales suelen ser unidades de comportamiento similares entre los individuos de la misma especie, e incluso entre especies filogenéticamente cercanas, aunque a su vez deben ser independientes entre sí (López, 2014). Las pautas conductuales pueden ser clasificadas como eventos o estados, y sobre éstos iniciar la cuantificación de sus compo-

nentes, utilizando para ello diferentes tipos de medidas básicas que describiremos a continuación (Altmann, 1974; Lehner, 1996; Martin y Bateson, 2001).

Sin embargo, también debemos ser conscientes de la presencia de errores y sesgos que podrían estar involucrados en nuestras mediciones de comportamiento. Por ejemplo, se ha confirmado que la mera presencia del observador puede generar sesgos, ya sea en individuos que parecen estar habituados a que se les observe, o en individuos que no lo están. Es decir, individuos que son conscientes de ser observados pueden cambiar su comportamiento a raíz de esto. Esta fuente de error se conoce como efecto de Hawthorne (Martin y Bateson, 2001). Por esto, es necesario hacer pruebas de confiabilidad de nuestros muestreos, lo que nos dará una medida del grado de precisión de las mediciones efectuadas, y a su vez podría ayudarnos a disminuir el error (López, 2014).

A continuación, se exponen términos y definiciones comunes que se utilizan en estudios de comportamiento animal.

Eventos, estados y periodos (*bouts*)

El comportamiento puede ser medido tanto a través de eventos como de estados. Los eventos son instantáneos, por lo que sólo pueden ser contados, mientras los estados tienen una duración apreciable y se puede medir su duración con un cronómetro (Altman, 1974; Lehner, 1996). En esencia, Martin y Bateson (2001) consideran a estos dos tipos de pautas conductuales como extremos opuestos de un continuo, donde el punto de inicio de un *estado* de comportamiento podría considerarse también como un *evento*. Por lo tanto, es crucial saber que considerar un comportamiento como *estado* o como *evento* dependerá de la pregunta de investigación (Altmann, 1974). Por otra parte, tanto el *evento* como el *estado* pueden presentarse con una ocurrencia repetitiva y relativamente estereotipada, y en estas ocasiones se determina que ha ocurrido un periodo o una racha (llamada *bout* en inglés) de intensa actividad de un comportamiento específico. Existen criterios cualitativos y cuantitativos para definir los *bouts* de un comportamiento, los cuales incluyen: 1) determinar cambios de comportamiento, y 2) medir intervalos entre las ocurrencias de diferentes conductas.

Tipos de medidas

No todos los tipos de medidas pueden ser empleados efectivamente al estudiar eventos o estados. Mientras el uso de frecuencias de ocurrencia aplica en ambos, la duración es un tipo de medida que comúnmente aplica a los estados, y la tasa está asociada con los eventos (Martin y Bateson, 1991; Lehner, 1996). Adicionalmente, algunas medidas, como la frecuencia y la duración, que son las medidas más utilizadas para describir el comportamiento, pueden proporcionarnos información para crear imágenes diferentes pero complementarias de la conducta. Por esta y otras razones, debemos conocer bien la definición de cada uno de los tipos de medidas, tanto para su elección, como para su medición durante la colecta de datos. De acuerdo con Lehner (1996) y Martin y Bateson (2001), las conductas observadas normalmente pueden ser cuantificadas utilizando cuatro tipos básicos de medidas:

1) La *latencia* se refiere al tiempo que transcurre entre la aparición de un determinado suceso y el momento en que se produce un comportamiento determinado de respuesta.
2) La *frecuencia* es el número de veces que aparece la pauta de comportamiento por unidad de tiempo, pues determinar sólo el número total de veces que ocurre un suceso es poco informativo, a menos que se especifique el tiempo total durante el cual se han observado los comportamientos.
3) La *duración* es la longitud de tiempo durante la que se presenta la aparición de la pauta de comportamiento. Ésta bien puede expresarse como duración total, como una proporción o como una duración promedio.
4) La *intensidad* representa qué tan fuerte fue la reacción conductual y, aunque no tiene una definición universal, lo que afecta su forma de medirse; puede resultar útil registrarla como un aspecto de evaluación del comportamiento. Cabe la posibilidad de inferirla a partir de la latencia, la frecuencia o la duración de un comportamiento. Por ejemplo, un índice sencillo de intensidad podría ser la tasa, es decir, la relación en el cambio de una conducta por unidad de cambio en otra variable. Por regla general, esta última es el tiempo, aunque también pueden ser las características de ocurrencia de un cambio ambiental (*e.g.*, la latencia de una conducta de huida en relación al tamaño corporal, o la distancia a la que se encuentra un depredador). De este modo la frecuencia de ocurrencia puede servirnos para determinar la intensidad de un comportamiento en forma de una tasa.

Formas de medición

Al trabajar con datos de comportamiento se debe considerar que pueden ser de diferentes clases, dependiendo del tipo de medida que hemos utilizado: latencia, frecuencia, duración o intensidad. Ello determinará qué pruebas estadísticas podrán utilizarse para analizar los datos. De este modo, los nominales representan atributos y se consideran de menor resolución, aunque nos permiten generar clasificaciones simples del comportamiento. Por otro lado, los datos ordinales miden variables que tienen un orden de rango, mientras los datos de intervalo de ocurrencia o de proporciones miden variables continuas y se consideran los de mayor resolución. En este sentido, conviene recordar que sólo podemos utilizar pruebas estadísticas no paramétricas con datos nominales y ordinales, mientras que con los datos de intervalos y de proporción podemos utilizar tanto pruebas paramétricas como no paramétricas.

Uso de datos de comportamiento

¿Podemos usar el comportamiento para responder preguntas relacionadas con el uso de recursos, respuestas poblacionales y respuestas en el corto y mediano plazo ante cambios en el hábitat? La respuesta a estas preguntas es un rotundo sí. Como lo estableció Aldo Leopold en su trabajo seminal sobre manejo de fauna publicado en 1933, las primeras reacciones de los animales ante cambios en su ambiente son de tipo fisiológico y conductual; por lo tanto, el estudio de la conducta es crucial para determinar cómo los animales responden a cambios en el hábitat generados por actividades humanas, para diseñar planes de manejo y conservación. De hecho, pese a la clara conexión entre cambio ambiental, comportamiento, dinámicas poblacionales y procesos evolutivos, falta llevar a cabo mayores esfuerzos de investigación en áreas de estudio que enlacen estos temas (Tuomainen y Candolin, 2011).

La fisiología de la conducta nos dice que, aunque los circuitos nerviosos de la conducta se forman durante el desarrollo del individuo, pueden ser modulados en el animal adulto (Cruz y Corona, 2014). Esto hace posible que los animales respondan diferencialmente ante una situación, dependiendo de su estado fisiológico y su contexto social o ecológico (Cruz y Corona, 2014). Además, les permite responder, dependiendo del contexto ambiental y de las perturbaciones que enfrentan en sus hábitats. En este sentido, Tuomainen y

Candolin (2011) presentan una serie de causas que podrían fomentar respuestas de comportamiento ante cambios ambientales de origen antrópico. No obstante, las respuestas de comportamiento inducidas por cambios ambientales obedecen a diferentes factores, desde el cambio de estructura del hábitat, los niveles de ruido, las concentraciones de diferentes químicos, hasta la influencia directa o indirecta de otras especies con las que interactúan, por lo que predecir modificaciones de comportamiento ocasionadas por cambio ambiental suele ser difícil y complejo (Tuomainen y Candolin, 2011; Wong y Candolin, 2015).

Técnicas de muestro del comportamiento

Elegir un método de muestreo previo a la toma de datos y su posterior análisis se debe hacer basándose en la pregunta de estudio y en las hipótesis que desean probarse (Altmann, 1974; Lehner, 1996; Martin y Bateson, 2001). Además, aunque en principio más de un método para la toma de datos puede adaptarse, los resultados e interpretaciones que cada método permite pueden ser sumamente diferentes (Altmann, 1974). Por lo tanto, el investigador debe ser capaz de maximizar la exactitud, confiabilidad y eficiencia de la colecta, y asegurar la validez de los datos colectados para probar sus hipótesis de investigación (Crockett y Ha, 1996; Lehner, 1992).

Los métodos postulados para el muestreo del comportamiento son presentados de diferentes formas, dependiendo del autor consultado. En esta sección presentamos los métodos bajo la organización propuesta por Lehner (1996), integrando la información incluida en Altmann (1974) y en Martin y Bateson (2001). Para consultar detalles más específicos de cada método, sugerimos consultar las fuentes originales, citadas aquí.

1. Método focal

Es un método que involucra la medición del comportamiento de un sólo individuo durante un periodo de tiempo determinado, y es útil para estudiar tanto eventos como estados. Tiene el problema de que no es bueno para generar datos secuenciales, debido a que el tiempo de muestreo es limitado. Los

datos obtenidos pueden ser utilizados para conocer el número de eventos, porcentajes de tiempo por comportamiento, duración o relación con un sujeto/objeto, por lo cual este método funciona bien como técnica de registro, tanto continuo como discreto. Si la pregunta de investigación involucra varios comportamientos o pocos individuos, entonces se recomienda utilizar el muestreo focal. Si por el contrario la pregunta de investigación involucra pocos comportamientos o varios individuos, entonces se recomienda el muestreo de todos los animales. Además, sobre todo con fauna en libertad, sucede que con este método existe un sesgo, debido al tiempo en el que los individuos salen de nuestro foco de observación: tiempo fuera de vista (*out of sight time*). La actuación y corrección de este sesgo depende de la duración de esos periodos de tiempo fuera de vista, sean de corta o larga duración. Hay varias formas de llevar a cabo el método focal:

a) Muestreo de animal focal

Con este tipo de muestreo se prioriza a un solo individuo, con la ventaja de que, cuando hay comportamiento social, permite el registro de todos los actos en los cuales el individuo focal es actor o receptor. Cuando es necesaria la observación simultánea de dos individuos en el mismo tiempo, como en el apareamiento o durante actos de sumisión-agresión, lo recomendable es la participación de dos observadores, cada uno observando a uno de los individuos.

b) Muestreo de todos los animales

Permite colectar datos de un comportamiento específico esporádicamente mostrado por individuos en una población, principalmente cuando éstos se encuentran en grupo. No obstante, en un grupo grande el observador no tiene la misma visibilidad para observar a todos los individuos. Vigilar que el muestreo cumpla, en la medida posible, con una buena visibilidad de los diferentes individuos es primordial para este método.

Adicionalmente hay que considerar la variación interindividual, ya que la presencia de varios animales puede modificar su conducta, y el número de animales en el grupo puede afectar la visibilidad de uno o más individuos.

II. Método *Ad libitum*

Se trata de observaciones no sistemáticas, sin restricción de tiempo, que permiten la observación de uno o varios individuos, y el registro tanto de conductas comunes como de eventos de comportamiento raros pero significativos. Funciona bien tanto para hacer observaciones de eventos como de estados. Puede ser utilizado para observaciones preliminares, presentando la desventaja de que se tiende a registrar preferentemente los comportamientos más conspicuos y fáciles de detectar, subestimando otros más difíciles de detectar o menos conspicuos. Este método de muestreo es comúnmente utilizado en investigaciones descriptivas, durante etapas de reconocimiento temprano de la conducta de una especie, o cuando se está desarrollando un etograma. No obstante, tiene fuertes limitantes cuando se quieren poner a prueba hipótesis o cuando se quieren realizar comparaciones a través del tiempo, ya que no siempre hay detalles de cuándo ocurren las conductas. Dado que el número de muestras es generalmente pequeño, usualmente no son tomadas aleatoriamente, y los tiempos de observación suelen variar entre individuos o poblaciones.

III. Métodos de muestreo de registro continuo

Es parecido al método *Ad libitum*, pero llevado a cabo de forma sistemática. Funciona bien tanto con eventos como con estados. Comprende tres tipos de muestreo: de todas las ocurrencias, de secuencias y de matriz sociométrica, que se definen más adelante. A través de estos métodos de muestreo se pueden obtener datos de ocurrencia, duración y secuencias, y proveen los datos más exactos y completos.

a) Muestreo de todas las ocurrencias

   Usualmente, este método se aplica en conjunción con el de animal focal, pues es complicado registrar de forma exacta todas las ocurrencias de un comportamiento en varios individuos de forma simultánea. Puede proveer datos exactos de la latencia, frecuencia, duración y tasa de ocurrencia de los comportamientos seleccionados, lo que permite obtener secuencias de las pautas de conducta observadas.

b) Muestreo de secuencia

En este método de registro el enfoque es una cadena de comportamientos, desarrollada por uno o más individuos de forma alternante. El inicio del periodo de muestreo está determinado por el de una secuencia y finaliza cuando la secuencia de comportamiento termina. No se recomienda para registrar comportamientos sociales aleatorios.

c) Matriz sociométrica

Constituye una forma de tabular datos; usualmente contiene registros de interacciones entre pares de individuos, o bien registros de interacciones sociales de un individuo focal con otros individuos durante un periodo de muestreo especifico. Permite conocer tipos de interacciones sociales y determinar patrones de conducta en animales sociales, o núcleos familiares.

iv. Muestreo por tiempo

Funciona bien trabajando con estados. Usualmente se registra el estado de comportamiento que un animal tiene en puntos del tiempo, o si el estado o evento de un comportamiento ocurrió durante un intervalo de muestreo delimitado por puntos en el tiempo. A menudo este método es utilizado para reunir datos de pocos comportamientos, mientras simultáneamente se muestrea un grupo relativamente grande de individuos, como sucede en estudios de comportamiento sincrónico, de patrones diarios de actividad o de porcentaje de tiempo dedicado a comportamientos de interés. Además, tiene un alto nivel de comparabilidad entre observadores, incluso cuando presentan diferentes niveles de habilidad y experiencia. No obstante, es importante notar que debe procederse con cautela cuando se estimen tasas y frecuencias relativas, dado que este método no nos aporta información sobre las frecuencias del comportamiento, o el momento en el que cada estado inició o terminó. Los muestreos por tiempo pueden ser subdivididos en:

a) Muestreos uno-cero

En este tipo de muestreo el observador registra si un comportamiento ocurre (uno) o no (cero) durante un intervalo de tiempo regularmente corto, unos segundos. Es un método en el que puede registrarse el com-

portamiento de uno o más individuos y el registro de datos es fácil, lo que lo hace un método popular con un nivel de exactitud alto. Los datos obtenidos por este método no deben ser tratados ni considerados como la frecuencia del comportamiento, sino como la frecuencia de los intervalos que incluyen x cantidad de tiempo usado en ese comportamiento.

b) Muestreo instantáneo y de escaneo

-Muestreo instantáneo: se registra el comportamiento del animal en puntos en el tiempo, durante un periodo determinado. Es más sencillo que el método de todas las ocurrencias, aunque no es recomendado para registrar eventos. Este método es utilizado para obtener datos sobre la distribución temporal de los estados del comportamiento de un individuo, es decir, para determinar presupuestos de tiempo (*time budgets*).

-Muestreo de escaneo: la conducta de varios individuos es escaneada en puntos temporales determinados, y los estados del comportamiento son anotados, es decir, se llevan a cabo muestreos instantáneos tomados a varios individuos al mismo tiempo. Esto permite al observador registrar datos relativamente exactos de pocos comportamientos para un número relativamente grande de animales.

Conclusión

El comportamiento de las aves frente a la urbanización

El estudio de la conducta en áreas urbanas ha sido utilizado principalmente para comprender cómo los animales se adaptan a las nuevas condiciones ambientales en las ciudades (*e.g.*, respuestas de las aves a los niveles de actividad humana, como ruido y luz, por citar algunas). Adicionalmente se han utilizado modelos animales en ciudades para comprender la evolución de nuevas conductas, la plasticidad de las existentes y el uso de recursos novedosos. Estos estudios tienen un alto potencial para entender: 1) cómo los animales se adaptan y utilizan el hábitat urbano y sus elementos estructurales, y 2) cómo responden a cambios en condiciones ambientales como la presencia de alta densidad de humanos, diferentes niveles de ruido o de recursos y condiciones novedosas para ellos.

En el último par de décadas se ha observado un incremento de trabajos enfocados a escudriñar los efectos del disturbio humano, principalmente la urbanización, sobre la conducta de las aves (Blumstein *et al.*, 2003; Fernández-Juricic *et al.*, 2003; Slabbekoorn y Peet, 2003; Sol *et al.*, 2013). En un principio, se utilizaron para probar la hipótesis del riesgo-perturbación con relación al encuentro entre las aves y el humano, lo que dio origen a diversos estudios enfocados a determinar las distancias de detección, las distancias de vuelo tras esta detección y el comportamiento de forrajeo de algunas especies de aves en las áreas urbanas (Fernández-Juricic *et al.*, 2003, 2004; Blumstein *et al.*, 2005; Beale, 2007; Belguermi *et al.*, 2011; Atwell *et al.*, 2012; Clucas y Marzluff, 2012). Estos estudios nos han permitido saber que no todas las especies tienen los mismos niveles de tolerancia al acercamiento humano, que esta tolerancia puede incrementarse en ambientes con disturbio, y que debemos tener cuidado si queremos utilizar esta información para proponer zonas de amortiguamiento para no afectar a la vida silvestre (Blumstein *et al.*, 2003; Blumstein, 2014; Samia *et al.*, 2015; Guay *et al.*, 2016).

Casi a la par, Slabbekoorn y Peet (2003) y Slabbekoorn y Boer-Visser (2006) mostraron que las aves pueden cambian su comportamiento de canto dentro de las ciudades. Las modificaciones en la conducta de canto incluyen cambios en la cantidad del tiempo, los momentos en que lo hacen, la intensidad del canto y la frecuencia a la cual cantan, con el fin de que su trino no sea enmascarado por el ruido de las ciudades. Los resultados sobre los cambios de comportamiento en el canto de las aves suelen ser consistentes entre los estudios (Slabbekoorn y Peet, 2003; Francis *et al.*, 2009; Francis *et al.*, 2011; Lowry *et al.*, 2012; Ortega, 2012). Adicionalmente, se ha propuesto que la interferencia acústica que genera el ruido urbano sobre el canto de las aves repercute en la riqueza de especies presentes en las ciudades, así como en las interacciones entre comunidades de aves (Francis *et al.*, 2009) y en consecuencia puede afectar la integridad ecológica de ecosistemas completos (Slabbekoorn y Halfwerk, 2009).

También se ha estudiado cómo la urbanización influye sobre cambios en el comportamiento de las aves y otros vertebrados con relación, tanto a la obtención de recursos alimenticios (Sol *et al.*, 2012), como a la eficiencia en su uso (ver Tsurim *et al.*, 2010; Valcarcel y Fernández-Juricic, 2009; Sol *et al.*, 2012; entre otros). En el caso de las aves, destacan los cambios reportados en el proceso de anidación, tanto en el uso de nuevos substratos para anidar, como en el uso de nuevos materiales en la construcción de los nidos (ver Tratalos

et al., 2007; Francis *et al.*, 2009; Tuomainen y Candolin, 2011; Rousseau *et al.*, 2015; Suárez-Rodríguez *et al.*, 2013-2017; entre otros). En principio, el drástico cambio de uso de suelo que promueve la urbanización suele remover sitios utilizados para la anidación y el descanso de un gran número de especies, forzándolas a utilizar sitios nuevos o a buscar hábitats con condiciones más favorables (Tratalos *et al.*, 2007; Tuomainen y Candolin, 2011). Adicionalmente, los elementos disponibles para la construcción de los nidos suelen ser otros, que cambian la configuración tradicional de construcción, repercutiendo en las características de éstos, con consecuencias tanto benéficas como perjudiciales (Votier *et al.*, 2011; Suárez-Rodríguez *et al.*, 2013-2017; Wang *et al.*, 2009; Valdés, 2016). Finalmente, para las especies que logran sobrevivir dentro de las ciudades, son cruciales tanto la presencia, abundancia y agrupación de árboles y arbustos, como una cantidad limitada de ruido, pues se ha encontrado que ambos factores suelen afectar el proceso de anidación (Francis *et al.*, 2009; Rousseau *et al.*, 2015).

Si bien encontramos algunos ejemplos de plasticidad en el comportamiento de las especies, cuando enfrentan un disturbio en sus hábitats naturales (Tuomainen y Candolin, 2011; Sol *et al.*, 2013), es importante no perder de vista que un cambio en el comportamiento de los individuos puede conllevar cambios a nivel de poblaciones y, finalmente, afectar las funciones del ecosistema y su estabilidad (Samia *et al.*, 2015; Wong y Candolin, 2015). Es también necesario evaluar si los cambios y ajustes de comportamiento que realizan los individuos están relacionados con su adecuación. Además, es necesario comparar diferentes áreas de las ciudades, estudiar metapoblaciones y considerar la influencia de los cambios de comportamiento en los procesos evolutivos en las áreas urbanas (González-Lagos y Quesada, 2017). Continuar con el estudio de los cambios de comportamiento en áreas urbanas nos permitirá bosquejar con mayor detalle los mecanismos de respuesta frente a tan importante agente de cambio global.

Estudio de caso: una propuesta de enfoque

El estudio del comportamiento es complejo, y tanto el elaborado marco teórico como la sistematización de los métodos empleados dan robustez a la ciencia de la ecología del comportamiento (Drickamer *et al.*, 1996; Manning y Dawkins, 1998; Beamonte-Barrientos, 2014). Generalmente el enfoque de

esta disciplina está acotado al nivel de individuos, y en algunos casos quizá a un nivel de población. Estos enfoques permiten entender aspectos ecológicos y evolutivos muy útiles para el estudio de la fauna en ambientes modificados por actividades humanas, como las zonas urbanas (ver sección anterior). Sin embargo, ampliar el enfoque a un nivel de organización más amplio puede ofrecer oportunidades únicas para relacionar el estudio de la conducta con el manejo del hábitat y la toma de decisiones. Hacer esto supone un cambio en la concepción teórica de cómo utilizar el comportamiento como una herramienta en la logística metodológica. De este modo, utilizar el comportamiento como un indicador de cambio ambiental más que como un operador de adaptación o adecuación en individuos o poblaciones de una especie, implica perder profundidad de detalle para ganar amplitud, y así avocarnos a la observación del comportamiento en el ámbito de la comunidad (Buchholz, 2007; Francis *et al.*, 2009; Berger-Tal *et al.*, 2011; Maya, 2017).

Observar y cuantificar comportamientos, no en los individuos, sino en toda una comunidad de fauna, puede ser relevante para obtener indicadores de los efectos de la perturbación ambiental sobre interacciones y procesos ecológicos complejos (Campbell *et al.*, 2001; Raven y Johnson, 2002; Tuomainen y Candolin, 2011). De este modo, aunque no profundicemos en el papel del comportamiento sobre la adecuación de una o varias especies de la comunidad, se puede generar una base científica sobre la relevancia de algunos tipos de comportamiento por sí mismos, como indicadores del cambio ambiental y la adaptabilidad de las especies ante él. En este sentido, los comportamientos alusivos a la territorialidad, el forrajeo y la reproducción constituyen tres ejes para cubrir un amplio espectro de la historia de vida de las especies, y entender cómo responden a la perturbación humana de sus hábitats (Krebs y Davies, 1978; Kotler *et al.*, 2007; Berger-Tal *et al.*, 2011).

Nuestra propuesta reside en utilizar pautas de comportamiento alusivas a la territorialidad, el forrajeo y la reproducción, anidación en el caso de las aves, de todas las especies que conforman una comunidad de aves dentro de un área modificada por actividades humanas. Esto se puede lograr por medio de observaciones sistemáticas para determinar cómo varían la latencia, frecuencia, duración o intensidad de las pautas de comportamiento seleccionadas. Aunque no hemos llevado a cabo este tipo de proyectos de investigación en un área urbana, presentamos aquí un ejemplo en el que comparamos la conducta a nivel de comunidades de aves dentro de bosques de encino con diferentes niveles de perturbación y manejo, bosques maduros con baja perturbación

humana y bosques de encino modificados por producción de carbón vegetal y pastoreo. Ver Maya-Elizarrarás y Schondube (2015) y Maya (2017) para más detalles; consideramos que este tipo de estudios puede aplicarse a escenarios donde la urbanización es el agente de disturbio.

Con este enfoque a nivel de comunidad pretendemos determinar:

a) cómo cambian los comportamientos de las aves en diferentes condiciones de hábitats,
b) si podemos identificar a las especies de aves que generan estos cambios de comportamiento en la comunidad,
c) cuál es la relación entre las características del hábitat y el comportamiento de las especies de aves en diferentes comunidades, y
d) las diferencias estacionales en el comportamiento de las comunidades de aves.

Utilizamos como indicadores de la conducta la latencia y la frecuencia de ocurrencia de seis pautas de comportamiento: para determinar territorialidad, cuantificamos las conductas "vocalizando sobre un encino" y "perchado sobre un encino"; para las conductas de alimentación, "forrajeando sobre un encino" y "forrajeando bellotas", finalmente, para cuantificar anidación, consideramos "anidando sobre un encino" y "anidando en cavidad dentro del encino", comparamos entre las comunidades de aves de cuatro hábitats donde previamente evaluamos las diferencias de complejidad estructural, midiendo y comparando variables de vegetación (Maya-Elizarrarás y Schondube, 2015; Maya, 2017). Los cuatro hábitats fueron: 1) Una etapa sucesional temprana: ~12 años de regeneración tras la extracción de madera para carbón vegetal, en la que encontramos encinos en rebrote, con una estructura semejante a pequeños arbustos y un denso sotobosque compuesto de pastos, donde se permite el libre pastoreo del ganado vacuno. 2) Una etapa sucesional intermedia: ~25 años de regeneración, en la cual los encinos tienen una estructura arbórea y una altura de entre 8 y 10 m, presentando un sotobosque similar al de la etapa sucesional temprana. 3) Una etapa sucesional tardía: ~35 años de regeneración, durante la cual encontramos dos condiciones, a) bosque maduro con sotobosque abierto y libre pastoreo de ganado, y b) bosque maduro, con un sotobosque arbustivo diverso (Maya-Elizarrarás y Schondube, 2015). Encontramos que el disturbio humano de los bosques de encino generado por la producción de carbón vegetal y el pastoreo generó cambios importantes en el comportamien-

to de las comunidades de aves. Por ejemplo, los comportamientos de forrajeo se mostraron principalmente en los bosques maduros y estuvieron asociados con la complejidad estructural de la vegetación dentro de este hábitat, sobre todo con la complejidad del sotobosque. La anidación sobre encinos ocurrió más frecuentemente en unidades de manejo sucesional temprana e intermedia, y fue más limitada en los bosques maduros. Sin embargo, en este tipo de bosques, hubo anidación en cavidades dentro de los encinos, lo cual no ocurrió en los otros hábitats. Las frecuencias de ocurrencia de los comportamientos territoriales no fueron diferentes entre los cuatro hábitats. Las pautas de comportamiento vocalizando, perchando y forrajeando sobre encino fueron las que incluyeron el mayor número de especies y mostraron importantes diferencias estacionales. También esas tres conductas fueron desempeñadas más temprano por la mañana en los bosques maduros (Maya, 2017). Nuestros resultados indican que las estrategias de manejo del bosque que lograrían mantener una comunidad de aves diversa en nuestro sitio deberían incluir: 1) la conservación de áreas de bosque sin disturbio, 2) la conservación de árboles grandes, de más o menos 40 cm de diámetro a la altura del pecho, 3) el incremento de especies de arbustos y cobertura de este estrato, y 4) limitar el pastoreo de ganado en algunas unidades de manejo. Estas acciones podrían generar condiciones de hábitat que favorezcan las actividades reproductivas y de forrajeo para la comunidad de aves.

Consideramos que el estudio de la conducta en ambientes urbanos es crucial para entender la capacidad de la fauna para utilizar este tipo de hábitats, y mejorar las condiciones de la fauna nativa en las ciudades. Coincidimos con la idea de que las observaciones del comportamiento pueden mejorar nuestro entendimiento de los requerimientos de hábitat de las especies y la importancia relativa de los diferentes hábitats que hay en las ciudades y otros hábitats modificados por actividades humanas (Maya-Elizarrarás y Schondube, 2015). Diversos autores como Sutherland (1998), Beale (2007) o Caro (2007) han mencionado la necesidad de fomentar el uso de datos de comportamiento para generar planes de manejo y desarrollar estrategias de conservación. De nuestro estudio concluimos que considerar el uso del comportamiento de una comunidad podría ser una herramienta útil para detectar cómo los animales responden a la perturbación y ligar sus respuestas a los hábitats a escala del paisaje. Esto permite generar recomendaciones de manejo y estrategias de conservación más conscientes de los requerimientos de las comunidades de fauna en paisajes dominados por actividades humanas (Maya, 2017).

Referencias

Altmann, J. 1974. Observational Study of Behavior: Sampling Methods. *Behavior*, volumen 3, 227-267 pp.

Atwell, J.W., G.C. Cardoso, D.J. Whittaker, S. Campbell-Nelson, K.W. Robertson y E.D. Ketterson. 2012. Boldness Behavior and Stress Physiology in a Novel Urban Environment Suggest Rapid Correlated Evolutionary Adaptation. *Behavioral Ecology*, volumen 23, 960-969 pp.

Beale, C.M. 2007. The Behavioral Ecology of Disturbance Responses. *International Journal of Comparative Psychology*, volumen 20, 111-120 pp.

Beamonte-Barrientos, R. 2014. Ecología de la conducta. 31-43 pp. En Martínez-Gómez, M., R.A. Lucio y J. Rodríguez-Antolín (editores), *Biología del comportamiento: aportaciones desde la fisiología*. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala, México.

Belguermi, A., D. Bovet, A. Pascal, A.C. Prévot-Julliard, M. Saint-Jalme, L. Rat-Fisher y G. Leboucher. 2011. Pigeons Discriminate Between Human Feeders. *Animal Cognition*, volumen 14, 909-914 pp.

Berger-Tal, O., T. Polak, Y. Lubin, B.P. Kotler y D. Saltz. 2011. Integrating Animal Behavior and Conservation Biology: a Conceptual Framework. *Behavioral Ecology*, volumen 22, 236-239 pp.

Blumstein, D.T., L.L. Anthony, R. Harcourt y G. Ross. 2003. Testing a Key Assumption of Wildlife Buffer Zones: Is Flight Initiation Distance a Species-Specific Trait? *Biological Conservation*, volumen 110, 97-100 pp.

Blumstein, D.T., E. Fernández-Juricic, P.A. Zollner y S.C. Garity. 2005. Inter-Specific Variation in Avian Responses to Human Disturbance. *Journal of Applied Ecology*, volumen 42, 943-953 pp.

Blumstein, D. T. 2014. Attention, Habituation and Antipredator Behavior: Implications for Urban Birds. 41-53 pp. En Gil, D. y H. Brumm (editores), *Avian Urban Ecology*. Oxford University Press.

Buchholz, R. 2007. Behavioral Biology: An Effective and Relevant Conservation Tool. *Trends in Ecology and Evolution*, volumen 22, 401-406 pp.

Campbell, N.A., L.G. Mitchell y J.B. Reece. 2001. *Biología. Conceptos y relaciones*. 3ª edición. Pearson Educación. México, 809 pp.

Caro, T. 2007. Behaviour and Conservation: a Bridge too far? *Trends in Ecology and Evolution*, volumen 22, 394-400 pp.

Chace, J.F. y J.J. Walsh. 2006. Urban Effects on Native Avifauna: A Review. *Landscape and Urban Planning*, volumen 74, 46-69 pp.

Chávez-Zichinelli, C.A., I. MacGregor-Fors, J. Quesada, P. Talamás-Rohana, M.C. Romano, R. Valdéz y J.E. Schondube. 2013. How Stressed Are Birds in an Urbanizing Landscape? Relationships Between the Physiology of Birds and Three Levels of Habitat Alteration. *Condor*, volumen 115, 84-92 pp.

Clucas, B. y J. Marzluff. 2012. Attitudes and Actions Toward Birds in Urban Areas: Human Cultural Differences Influence Bird Behavior. *The Auk*, volumen 129, 8-16 pp.

Crockett, C.M. y R.R. Ha. 1996. Data Collection in the Zoo Setting, Emphasizing Behavior. 386-406 pp. En Kleiman, D.G., M.E. Allen y K.V. Thompson (editores), *Wild Mammals in Captivity: Principles and Techniques*. 2da edición. University of Chicago Press. eua.

Cruz Gómez, Y. y D.L. Corona-Quintanilla. 2014. Fisiología de la conducta. 21-30 pp. En Martínez-Gómez, M., R.A. Lucio y J. Rodríguez-Antolín (editores), *Biología del comportamiento: Aportaciones desde la fisiología*. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala, México.

Drickamer, L., S. Vessey y E. Jakob. 1996. *Animal Behavior: Mechanisms, Ecology, Evolution*. McGraw-Hill. eua, 447 pp.

Echegoyen, J. 2017. *Diccionario de Psicología Científica y Filosófica*. Definición de Conducta. Recuperado el 26 de agosto del 2017 desde: http://e-torredebabel.com/Psicologia/Vocabulario/Conducta.htm

Enquist, M., E. Plane y J. Röed. 1985. Aggressive Communication in Fulmars (*Fulmarus glacialis*) Competing for Food. *Animal Behavior*, volumen 33, 1007-1020 pp.

Fantino, E. y C.A. Logan. 1979. *The Experimental Analysis of Behavior: A Biological Perspective*. W. H. Freeman. San Francisco, 559 pp.

Fernández-Juricic, E., A. Sallent, R. Sanz y I. Rodríguez-Prieto. 2003. Testing the Risk-disturbance Hypothesis in a Fragmented Landscape: Nonlinear Responses of House Sparrow to Humans. *The Condor*, volumen 105, 316-326 pp.

Fernández-Juricic, E., R. Vaca y N. Schroeder. 2004. Spatial and Temporal Responses of Forest Birds to Human Approaches in a Protected Area and Implications for Two Management Strategies. *Biological Conservation*, volumen 117, 407-416 pp.

Francis, C.D., C.P. Ortega y A. Cruz. 2009. Noise Pollution Changes Avian Communities and Species Interactions. *Current Biology*, volumen 19, 1415-1419 pp.

Francis, C.D., C.P. Ortega y A. Cruz. 2011. Vocal Frequency Change Reflects Different Responses to Anthropogenic Noise in Two Suboscine Tyrant Flycatchers. *Proceedings of the Royal Society B*, volumen 278, 2025-2031 pp.

Fraser, J. y M.C. Nelson. 1984. Communication in the Courtship of a Madagascan Hissing Cockroach. 1. Normal Courtship. *Animal Behavior*, volumen 32, 194-203 pp.

Fried, G.H. 1990. *Biología*. McGraw Hill. EUA, 427 pp.

González-Lagos, C. y J. Quesada. 2017. Chapter 6. Stay or Leave? Avian Behavioral Responses to Urbanization in Latin America. 99-123 pp. En MacGregor-Fors, I. y J. Escobar-Ibáñez (editores), *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. Springer. Cham. DOI: 10.1007/978-3-319-63475-3_6

Guay, P-J., W.F.D. van Dongen, R.W. Robinson, D.T. Blumstein y M.A. Weston. 2016. AvianBuffer: An Interactive Tool for Characterizing and Managing Wildlife Fear Responses. *Ambio*, volumen 45, 841-851 pp. DOI: 10.1007/s13280-016-0779-4

Johnson, M.T. J. y J. Munshi-South. 2017. Evolution of Life in Urban Environments. *Science*, volumen 358, p. eaam8327.

Konishi, M., S.T. Emlen, R.E. Ricklefs y J.C. Wingfield. 1989. Contributions of Bird Studies to Biology. *Science*, volumen 246, 465-472 pp.

Kotler, B.P., D.W. Morris y J.S. Brown. 2007. Behavioral Indicators and Conservation: Wielding "the Biologist´s Tricorder". *Israel Journal of Ecology and Evolution*, volumen 53, 237-244 pp.

Krebs, J.R. y N.B. Davies. 1978. *An Introduction to Behavioural Ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, 292 pp.

Lehner, P.N. 1992. Sampling Methods in Behavior Research. *Poultry Science*, volumen 71, 643-649 pp.

Lehner, P.N. 1996. *Handbook of Ethological Methods*. 2da edición. Cambridge University Press. Gran Bretaña, 672 pp.

Leopold, A. 1933. *Game Management*. Charles Scribner's Sons. Nueva York y Londres, 481 pp.

López-Coronado, G.A. y J.J. Guerrero-Nuño. 2004. *Ecología urbana en la Zona Metropolitana de Guadalajara*. Editorial Ágata. Universidad de Guadalajara.

López Rull, I. 2014. Métodos de medición del comportamiento. 45-57 pp. En Martínez-Gómez, M., R.A. Lucio y J. Rodríguez-Antolín (editores), *Biología del comportamiento: aportaciones desde la fisiología*. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala, México.

Lowry, H., A. Lill y B.B.M. Wong. 2012. How Noisy Does a Noisy Miner Have To Be? Amplitude Adjustments of Alarm Calls in Avian Urban "Adapter". *PLOS ONE*, volumen 7, p. e29960.

MacGregor-Fors, I., S. Avendaño-Reyes, V.M. Bandala, S. Chacón-Zapata, M.H. Díaz-Toribio, F. González-García, F. Lorea-Hernández, J. Martínez-Gómez, E. Montes de Oca, L. Montoya, E. Pineda, L. Ramírez-Restrepo, E. Rivera-García, E. Utrera-Barrillas y F. Escobar. 2015. Multi-taxonomic Diversity Patterns in a Neotropical Green City: A Rapid Biological Assessment. *Urban Ecosystems*, volumen 18, 633-647 pp.

Manning, A. y M.S. Dawkins. 1998. *An Introduction to Animal Behaviour*. Cambridge University Press. Reino Unido, 450 pp.

Martin, P. y P. Bateson. 1991. *La medición del comportamiento*. Edición en castellano. Alianza Universidad. Madrid, 237 pp.

Martínez-Gómez, M., H.G. Rödel y R. Hudson. 2014. El estudio de la conducta animal: a 50 años de las preguntas de Tinbergen. 13-19 pp. En Martínez-Gómez, M., R.A. Lucio y J. Rodríguez-Antolín (editores), *Biología del comportamiento: aportaciones desde la fisiología*. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala, México.

Marzluff, J.M., R. Bowman y R. Donnelly. 2001. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World.* Kluwer Academic Publishers. Boston, 585 pp.

Maya-Elizarrarás, E. 2017. *Interacciones entre vertebrados y encinos bajo diferentes niveles de perturbación humana*. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, 124 pp.

Maya-Elizarrarás, E. y J.E. Schondube. 2015. Birds, Charcoal and Cattle: Bird Community Responses to Human Activities in a Landscape Shaped by Charcoal Extraction. *Forest Ecology and Management*, volumen 335, 118-128 pp.

Ortega, C.P. 2012. Effects of Noise Pollution on Birds: A Brief Review of Our Knowledge. *Ornithological Monographs*, volumen 74, 6-22 pp.

Pulido, F.J. y M. Díaz. 1997. Linking Individual Foraging Behavior and Population Spatial Distribution in Patchy Environments: A Field Example with Mediterranean Blue Tits. *Oecologia*, volumen 111, 434-442 pp.

Raven, P.H. y G.B. Johnson. 2002. *Biology*. 6ª edición. McGraw Hill. Boston, 1238 pp.

Rousseau, J.S., J.P.L. Savard y R. Titman. 2015. Shrub-Nesting Birds in Urban Habitats: Their Abundance and Association with Vegetation. *Urban Ecosystem*, volumen 18, 881-884 pp. doi: 10.1007/s11252-014-0434-4

Samia, D.S.M., S. Nakagawa, F. Nomura, T.F. Rangel y D.T. Blumstein. 2015. Increased Tolerance to Humans Among Disturbed Wildlife. *Nature Communications*. doi: 10.1038/ncomms9877

Slabbekoorn, H. y M. Peet. 2003. Ecology: Birds Sing at a Higher Pitch in Urban Noise. *Nature*, volumen 424, 267 pp.

Slabbekoorn, H. y A. Boer-Visser. 2006. Cities Change the Songs of Birds. *Current Biology*, volumen 16, 2326-2331 pp.

Slabbekoorn, H. y W. Halfwerk. 2009. Behavioural Ecology: Noise Annoys at Community Level. *Current Biology*, volumen 19, R693-R695 pp. doi: 10.1016/j.cub.2009.07.002

Shochat, E., S. Lerman y E. Fernández-Juricic. 2010. Birds in Urban Ecosystems: Population Dynamics, Community Structure, Biodiversity and Conservation. 75-86 pp. En Aitkenhead-Peterson, J. y A. Volder (editores), *Urban Ecosystem Ecology*. asa-cssa-sssa, Madison. eua.

Sol, D., J. Maspons, M. Vall-Llosera, I. Bartomeus, G.E. García-Peña, J. Pinol y R.P. Freckleton. 2012. Unraveling the Life History of Successful Invaders. *Science*, volumen 337, 580-583 pp.

Sol, D., O. Lapiedra y C. González-Lagos. 2013. Behavioural Adjustments for a Life in the City. *Animal Behaviour*, volumen 85, 1101-1112 pp.

Sol, D., C. González-Lagos, D. Moreira, J. Maspons y O. Lapiedra. 2014. Urbanization Tolerance and the Loss of Avian Diversity. *Ecology Letters*, volumen 17, 942-950 pp.

Suárez-Rodríguez, M., I. López-Rull y C. Macías. 2013. Incorporation of Cigarette Butts in Nests Reduces Nest Ectoparasite Load in Urban Birds: New Ingredients for an Old Recipe? *Biology Letters*, volumen 1, p. 20120931.

Suárez-Rodríguez, M., R.D. Montero-Montoya y C. Macías-García. 2017. Anthropogenic Nest Materials May Increase Breeding Costs for Urban Birds. *Frontiers in Ecology and Evolution.* doi: 10.3389/fevo.2017.00004

Sutherland, W.J. 1998. The Importance of Behavioural Studies in Conservation Biology. *Animal Behaviour*, volumen 56, 801-809 pp.

Temple, S.A. y J.A. Wiens. 1989. Bird Populations and Environmental Changes: Can Birds Be Bio-Indicators? *American Birds*, volumen 43, 260-270 pp.

Tinbergen, N. 1963. On Aims and Methods of Ethology. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, volumen 20, 410-433 pp.

Tratalos, J., R.A. Fuller, K.L. Evans, R.G. Davies, S.E. Newson, J.J.D. Greenwood y K.J. Gaston. 2007. Bird Densities Are Associated with Household Densities. *Global Change Biology*, volumen 13, 1685-1695 pp.

Tsurim, I., B.P. Kotler, A. Gilad, S. Elazary y Z. Abramsky. 2010. Foraging Behavior of an Urban Bird Species: Molt Gaps, Distance to Shelter and Predation Risk. *Ecology*, volumen 91, 233-241 pp.

Tuomainen, U. y U. Candolin. 2011. Behavioural Responses to Human-induced Environmental Change. *Biological Reviews*, volumen 86, 640-657 pp.

Valcarcel, A. y E. Fernández-Juricic. 2009. Antipredator Strategies of House Finches: Are Urban Habitats Safe Spots from Predators Even When Humans Are Around? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, volumen 63, 673-685 pp.

Valdés, R. 2016. *Efecto de la incorporación de materiales artificiales en la construcción de nidos de aves sobre sus propiedades físicas: temperatura, humedad y resistencia*. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 75 pp.

Votier, S.C., K. Archibald, G. Morgan y L. Morgan. 2011. The Use of Plastic Debris as Nesting Material by a Colonial Seabird and Associated Entanglement Mortality. *Marine Pollution Bulletin*, volumen 62, 168-172 pp.

Wang, Y., S. Chen, R.B. Blair, P. Jiang y P. Ding. 2009. Nest Composition Adjustments by Chinese Bulbuls *Pycnonotus Sinensis* in an Urbanized Landscape of Hangzhou (E China). *Acta Ornithologica*, volumen 44, 185-192 pp.

Wong, B.B.M. y U. Candolin. 2015. Behavioral Responses to Changing Environments. *Behavioral Ecology*, volumen 26, 665-673 pp.

La presente edición de
Manual de técnicas para el estudio de fauna nativa en ambientes urbanos
fue maquetada por Citlali Medal
en el Taller del Fondo Editorial
de la Universidad Autónoma de Querétaro.
El cuidado estuvo a cargo de
Roberto Cuevas y Gisella Cordero.
El tiro de 500 ejemplares
se imprimió en septiembre del 2019,
Santiago de Querétaro, México.

ISBN: 978-607-513-469-7

En la actualidad, más del cincuenta por ciento de la población humana vive en zonas urbanas y se espera que para el 2050 este porcentaje aumente a casi un setenta. Por esta razón, una mayor cantidad de personas demandará acceso a vivienda y servicios, por lo que se prevé que diversos ecosistemas naturales serán transformados en pueblos y ciudades a una tasa sin precedentes. A pesar de los enormes retos que impone el ambiente urbano a las especies nativas, existe una considerable cantidad de fauna que vive y prospera dentro de las ciudades. Conocer la fauna con la que convivimos, aprender a manejarla y conservarla es y será una prioridad para promover ciudades más biodiversas. Nuestra salud y bienestar dependen de ello.

Este manual de técnicas incluye trabajos elaborados por un grupo de expertos en México que estudian diversos grupos de fauna nativa en ambientes urbanizados. Está dividido en dos secciones: en la primera se abordan temas generales que ayudarán al diseño de estudios ecológicos en zonas urbanas y se discuten los aspectos éticos que deben considerarse cuando se trabaja con animales; la segunda sección incluye siete capítulos enfocados al estudio de grupos particulares de fauna, incluyendo arañas, anfibios y reptiles, aves, mamíferos e, incluso, parásitos, así como el estudio de su conducta. Este manual está dirigido a estudiantes, docentes, asesores técnicos, propietarios de áreas con vegetación dentro de zonas urbanas, gestores de recursos naturales, tomadores de decisiones y a todo aquel interesado en la conservación de la biodiversidad y el manejo de la fauna nativa en ambientes urbanos.

CONACYT

REFAMA
Estudiar
Conocer
Proponer
COEXISTIR