

**GUÍA SINTÉTICA PARA ESTUDIAR LOS SERVICIOS  
ECOSISTÉMICOS QUE PROVEE LA FAUNA  
SILVESTRE EN AMBIENTES AGROPECUARIOS**

Romeo A. Saldaña-Vázquez<sup>1\*</sup>  
Tuyeni Heita Mwampamba<sup>2</sup>  
Christian Rodríguez-Enríquez<sup>3</sup>  
Blanca Roldán-Clarà<sup>4</sup>  
Karem del Castillo<sup>5</sup>  
Leonel Herrera-Alsina<sup>6</sup>  
Jesús R. Hernández-Montero<sup>7</sup>  
Eduardo Mendoza<sup>8</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Antropodología y Salud, Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Blvd., Valsequillo y Av. San Claudio, Edificio BIO 1, Ciudad Universitaria, Col. Jardines de San Manuel, C. P. 72570, Puebla.

<sup>2</sup> Laboratorio de Ecología y Aspectos Sociales de Bosques Comunitarios, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, Morelia CP 58190, Michoacán, México

<sup>3</sup> Red de Manejo Biorracional de Plagas y Vectores, Instituto de Ecología A. C., Xalapa, C. P. 91070, Veracruz, México.

<sup>4</sup> Universidad Autónoma de Occidente, Mazatlán, Sinaloa, C. P. 82149, México.

<sup>5</sup> Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba CP 30501, Costa Rica.

<sup>6</sup> Groningen Institute for Evolutionary Life Sciences, University of Groningen, Groningen, Países Bajos.

<sup>7</sup> Zoological Institute and Museum, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Greifswald, Alemania

<sup>8</sup> Laboratorio de Análisis para la Conservación de la Biodiversidad, Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia CP 58330, Michoacán, México

\*Autor para correspondencia: romeo.saldana@gmail.com

## Resumen

La fauna silvestre provee de una gran diversidad de servicios ecosistémicos (SE) en ambientes agropecuarios. Dentro de los más conocidos se encuentran la polinización, el control de plagas y la introducción de nutrientes al suelo. Sin embargo, existen otros menos conocidos, como la provisión de carne silvestre y aves ornamentales. En este capítulo presentamos los servicios ecosistémicos de la fauna silvestre en ambientes agropecuarios, así como los principales criterios que se deben considerar para su medición y estudio.

## Introducción

Los servicios ecosistémicos (SE) son los componentes de los ecosistemas que se consumen directamente, que se disfrutan, o que contribuyen a generar condiciones adecuadas y de bienestar para el ser humano (Quijas *et al.*, 2010; Costanza *et al.*, 2017). Éstos pueden clasificarse de acuerdo con las funciones ecológicas y procesos evolutivos que realizan en el ecosistema y de acuerdo a su relación con los beneficiarios (De Groot *et al.*, 2002; MEA, 2005; Fisher *et al.*, 2009; Foley *et al.*, 2005; Díaz *et al.*, 2018). Díaz *et al.* (2018) proponen una fusión de la clasificación de los SE propuesta por el MEA (2005; Millennium Ecosystem Assessment, por sus siglas en inglés) y por el IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, por sus siglas en inglés). En esta nueva clasificación, los SE se categorizan como: materiales, no materiales y de regulación. En este capítulo, revisaremos los principales SE que provee la fauna silvestre en sistemas agropecuarios y sus métodos de estudio, usando la clasificación de SE propuesta por Díaz *et al.* (2018). Éstos son la introducción de nutrientes al suelo, dispersión de semillas, polinización, control de plagas, el consumo de carne de fauna silvestre, la cetrería y el aprovechamiento de aves de ornato (figura 1).

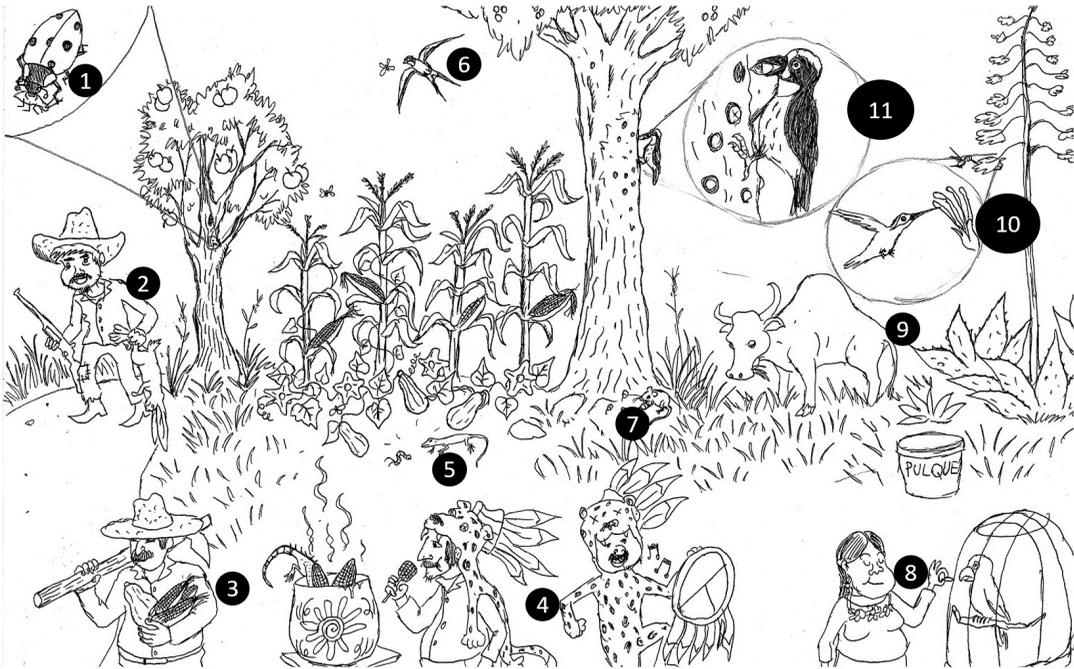


Figura 1. Ilustración que muestra los servicios ecosistémicos que provee la fauna silvestre en sistemas agropecuarios, clasificados de acuerdo con Diaz *et al.*, (2018). Los números del 1, 5, 6, 7, 10 y 11 refieren a los servicios SE de regulación (control de plagas, polinización y dispersión de semillas). Los números 2, 3 y 9 refieren a SE materiales (consumo de carne, plantas). Finalmente, los números 4 y 8 a los SE materiales y no materiales (uso de plumas y piel de animales, mascotas). Dibujo: Daniel Ferreyra-García.

## Metodologías

### *Servicios materiales*

#### Carne silvestre

Aunque se pudiera considerar que los sistemas agropecuarios están demasiados degradados para contener fauna silvestre con potencial alimentario, la evidencia demuestra lo contrario. Los distintos hábitats generados por estos sistemas ofrecen hábitat para la fauna silvestre, y pueden funcionar como corredores de vida silvestre (Harvey *et al.*, 2006; Harvey y Villalobos, 2007; Clarke *et al.*, 2007; Jose, 2009). Ejemplos de fauna con beneficios alimentarios son mamíferos de tamaño pequeño y mediano como conejos y venados, respectivamente; aves como los guajolotes y codornices, y reptiles como serpientes e iguanas. La fauna antes descrita es considerada tolerante a ciertos niveles de perturbación (Jose, 2009). A nivel mundial, la carne silvestre contribuye a una parte importante del consumo total de la proteína de muchas familias rurales y al ingreso de los cazadores (Vandermeer y Perfecto, 2007; Bharucha y Pretty, 2010). En Madagascar, por ejemplo, Golden *et al.* (2011) mostraron que la pérdida del acceso a la carne silvestre puede causar un incremento de 29% en la anemia en niños. Mientras que, para la península de Yucatán, se reporta un consumo *per cápita* de carne silvestre de 4.65 kg/año (Santos-Fita *et al.*, 2012). El cual podría contribuir hasta 21% de la carne necesaria para reducir los efectos desnutrición en niños (Neumann *et al.*, 2007; Rowland *et al.*, 2015).

Para conocer la oferta y demanda de estos SE en un sitio específico, es necesario, primero, determinar si hay fauna silvestre en el área de estudio y, segundo, si existe gente que la aproveche. Para medir el primer componente se cuenta con métodos para detectar la presencia, abundancia y diversidad de fauna presente. Éstos son de detección directa con cámaras trampa (Rowcliffe *et al.*, 2008; O'Connell *et al.*, 2010), puntos de conteo (Ralph *et al.*, 1995; Buckland, 2006) y redes de niebla (Kunz y Brock, 1975; Ralph *et al.*, 1993; Spotswood *et al.*, 2012), o indirecta como el conteo y monitoreo de rastros (Engeman *et al.*, 2000; Wilson y Delahay, 2001; Lyra-Jorge *et al.*, 2008) y sonidos (Haselmeyer y Quinn, 2000), entre muchos otros métodos (ver Pollock *et al.*, 2002). Por otro lado, los métodos para determinar la magnitud, frecuencia e importancia del aprovechamiento de la fauna silvestre son menos conocidos y más complicados de aplicar. Debido a que la caza y el consumo de esta carne puede

implicar actividades ilegales y/o conlleva un estigma por su consumo (Gavin *et al.*, 2010; Knapp *et al.*, 2010). Consecuentemente, para asegurar la credibilidad de la información generada, son necesarios acercamientos y herramientas especializadas, de cuales muchos provienen de las ciencias sociales (Gavin *et al.*, 2010; St. John *et al.*, 2010; St. John *et al.*, 2012; Nuno *et al.*, 2013).

En situaciones donde la caza y el consumo de la carne silvestre es legal o se practica abiertamente en la población, los métodos para determinar si hay consumo y la magnitud de éste pueden ser directos. Se pueden visitar los puntos de venta de la carne (mercado o restaurantes) y entrevistar a los vendedores para conocer: qué fauna venden, cuánto venden (*e.g.* por día, por semana, si hay por temporadas), dónde la consiguen (vegetación natural o sistemas agropecuarios), su precio, y una caracterización, desde el punto de vista del comerciante y consumidores (East *et al.*, 2005; Fa *et al.*, 2009; Poulsen *et al.*, 2009; Foster *et al.*, 2016). Estos métodos son ampliamente aplicados en los trabajos de consumo de carne silvestre (Gavin *et al.*, 2010). También se puede entrevistar a los compradores para saber cuánta carne consumen, con qué frecuencia y bajo qué circunstancias (diario, una vez a la semana, o en ocasiones especiales; León y Montiel, 2008; Foster *et al.*, 2016). En el caso de mercado, se puede medir, entre otras variables, los kilos vendidos, las partes del animal que venden (cabeza, hígado, piernas) y los distintos precios (Cowlshaw *et al.*, 2005; East *et al.*, 2005). Ejemplos de preguntas que se incluyen en estos tipos de entrevistas y encuestas pueden consultarse en el material suplementario de King (2014).

Con esto, es posible evaluar el valor económico de cada individuo cazado, y entender las preferencias de los consumidores por fauna específica y/o partes del animal. Se recomienda visitar los puntos de venta varias veces en el transcurso de un año para capturar la variabilidad en la disponibilidad de la carne y la respuesta económica de las altas y bajas de su demanda y suministro (East *et al.*, 2005). Este método de entrevistar vendedores y consumidores combinado con el pesaje directo de la venta o compra de la carne genera datos cuantitativos de alta credibilidad (Cowlshaw *et al.*, 2005; East *et al.*, 2005; León y Montiel, 2008; Foster *et al.*, 2016). Sin embargo, la mayoría de las veces el reto es poder determinar el origen de la carne con el fin de demostrar que esta proviene del área de estudio (Noss, 1998; Poulsen *et al.*, 2009; Jenkins *et al.*, 2011).

Cuando el consumo de la fauna silvestre conlleva un estigma o cuando la caza está prohibida, su venta y distribución tiende a ser clandestina. En estos casos, detectar

su consumo, estimar la proporción de la población involucrada, caracterizar a los usuarios, y examinar las variantes espacio-temporales de su consumo, se vuelve un reto fundamental (De Boer y Baquette, 1998; Solomon *et al.*, 2007). Para esto, se requiere métodos que, por un lado, protejan la confidencialidad del entrevistado y, por otro, favorezcan la voluntad para contestar y garantizar con sinceridad a los encuestadores. Los métodos que mejor funcionan en estas situaciones son aquellos basados en técnicas indirectas, siendo la más utilizada en el ámbito de conservación la “técnica de respuesta aleatorizada” (TRA) la cual permite desvincular a los individuos entrevistados de sus respuestas. La TRA está basada en la lógica probabilística que permite calcular la distribución de las respuestas dentro de la población entrevistada. Consecuentemente, el método tiene el mejor funcionamiento cuando se aplica con una muestra grande.

La TRA consiste en el uso de un dispositivo (*e.g.*, un dado o una caja transparente con pelotas de diferentes colores), que aleatoriamente asigna al entrevistado un número (o color) fuera de la vista del entrevistador. El número (o color) dicta si el entrevistado tiene que contestar una pregunta delicada de interés o una pregunta que *no* sea delicada (*e.g.* si en el dado sale en 1, 2, 4 o 6 se pregunta “¿Consumiste carne derivada de fauna silvestre en los últimos seis meses?” y si sale 3 o 5 la pregunta será “¿Consumiste tortillas en los últimos cinco días?”, figura 2). Tanto para las preguntas delicadas como no delicadas, las respuestas tienen que ser simples (*e.g.*, “sí/no”, “consumo/no consumo”, “participo/no participo”). Durante toda la entrevista, el entrevistador nunca sabe si la respuesta es de una pregunta delicada o no. Esta dinámica, en la cual el entrevistado observa que el entrevistador no puede vincular su respuesta a una pregunta específica, genera en el entrevistado el sentido de anonimidad y control, con lo cual aumenta la probabilidad de respuestas honestas (Chaudhuri, 2016). Después de las entrevistas, se sujeta los datos a una serie de cálculos de probabilidades, incluso métodos de remuestreo, para determinar qué proporción de los entrevistados están involucrados en el consumo o suministro de la carne silvestre, las características sociales de los consumidores y del mismo consumo (para los cálculos exactos de probabilidades ver Chaudhuri, 2016)

Una limitación de la TRA es que no permite cuantificar la cantidad de fauna extraída. Para esto, se ha elaborado variaciones de la técnica como es la TRA cuantitativa (Tracy y Fox, 1981) la cual se usa recientemente en trabajos de caza furtiva (Conteh *et al.*, 2015). Para comparar los resultados de la TRA con lo que se sucede en el cam-

po, se recomienda administrar paralelamente un muestreo en campo de observaciones indirectas como el conteo de trampas (Yom-Tov, 2003), campamentos de caza (Blake *et al.*, 2007) y cadáveres (Koch *et al.*, 2006) aunque estos métodos generan datos con errores estándar grandes o desconocidos (Gavin *et al.*, 2010).

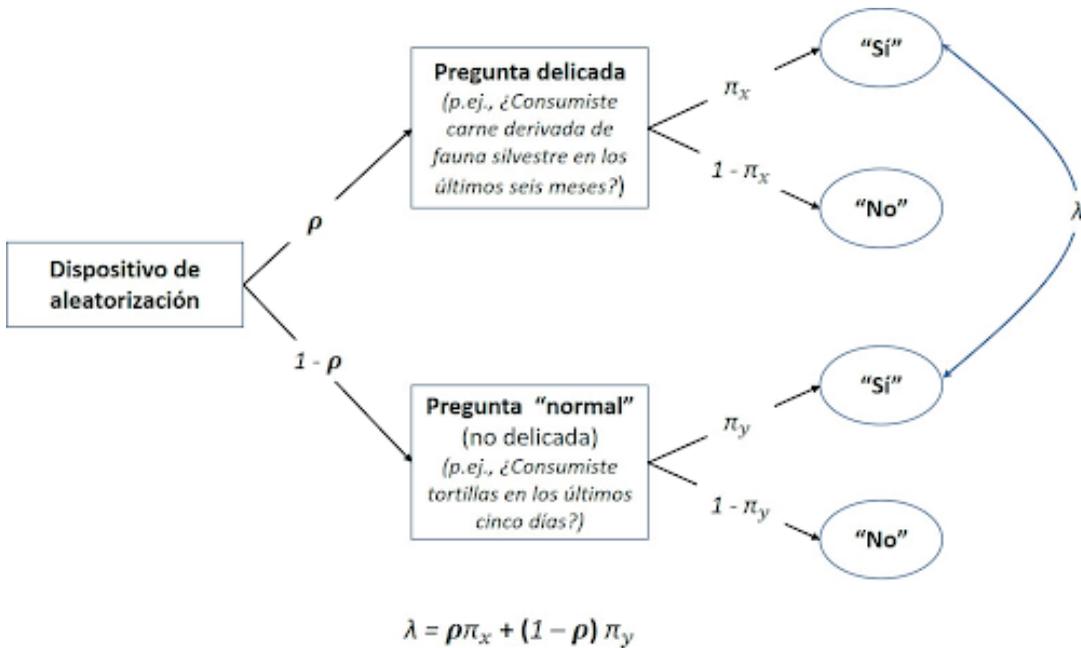


Figura 2. Un árbol de decisión de la técnica de respuesta aleatorizada (TRA) con preguntas delicadas y no delicadas (pregunta ‘normal’). La probabilidad que la respuesta sea un “sí” ( $\lambda$ ) es una suma de la probabilidad de que le toque al entrevistado una pregunta delicada (y su respuesta sea un “sí”) y la probabilidad que le toque una pregunta normal (y contesta “sí”). Imagen modificada de Chaudhuri (2016).

### *Servicios materiales y no materiales*

#### *Aves silvestres para caza*

La cacería es la actividad en la que el cazador adiestra aves rapaces para la captura de presas silvestres sustituyendo así el uso de armas de fuego. La caza de cetrería se ha realizado desde tiempos que se remontan al periodo neolítico (Rodríguez de la Fuente, 1986) y ha sido recientemente declarada como Patrimonio Cultural Inmaterial de la Humanidad por UNESCO, debido a que: 1) representa un vínculo entre el medio ambiente y la cultura, 2) su transmisión se lleva a cabo de generación en generación de manera tradicional, y 3) promueve el intercambio de conocimiento entre culturas (Rodríguez de la Fuente, 1986).

Los conflictos entre actividades humanas y la conservación del ambiente no son poco frecuentes, por lo que se podría pensar que la cetrería actúa en detrimento de los recursos naturales. Sin embargo, al igual que otros deportes de campo, la caza por cetrería requiere una concientización sobre el uso racional de recursos. Por ejemplo, la preservación de cotos de caza en óptimas condiciones, lo cual convierte al cetrero en un miembro activo de conservación biológica. La correcta práctica de la cetrería y la conservación son compatibles, involucra el respeto a las vedas cinegéticas y los espacios naturales en general. Por otro lado, es posible desempeñar este deporte en áreas que se encuentran en algún estado de antropización. Dentro de ellas los sistemas agropastoriles figuran como cotos de caza ideales. Debido a que éstas tienen extensiones abiertas de terreno y una presencia suficiente de presas (Coates *et al.*, 2017; Riojas-López *et al.*, 2018). Adicionalmente, la cetrería es capaz de aportar beneficios directos hacia actividades humanas. Por ejemplo, el uso de rapaces entrenadas como control natural ha demostrado eficacia en la disminución de la presencia de fauna no deseada en aeropuertos (Erickson *et al.*, 1990) o en tiraderos de basura a cielo abierto (Cook *et al.*, 2008; Soldatini *et al.*, 2008).

Los entusiastas de la cetrería requieren poblaciones sanas de aves de presa de las cuales se puedan abastecer de aves para entrenar. Esto provoca que surja una preocupación por los potenciales impactos negativos de esta actividad sobre poblaciones silvestres, preocupación que no es infundada (Braun *et al.*, 1977). En México no existe legislación que permita el aprovechamiento extractivo de aves de presa con fines de caza por cetrería. Para que la autoridad pueda en algún momento realizar una regulación al respecto son necesarios estudios poblacionales para conocer las

tasas de aprovechamiento. La estimación de tamaños poblacionales así como las tasas de supervivencia de acuerdo a la edad y el sexo pueden llevarse a cabo a través de distintas técnicas como son el anillado-reavistamiento de individuos o el monitoreo por vía satelital (Newton *et al.*, 2016). Por ejemplo, en Estados Unidos, las tasas modeladas teóricas de aprovechamiento para algunas especies pueden ser de hasta un 5% (Millsap y Allen, 2006). La edad en que inician su entrenamiento las aves es una de las sutilezas del deporte, eso significa que la estructura etaria, en las investigaciones, debe ser siempre tomada en cuenta.

En general, los polluelos son las aves de elección y en este sentido Conway *et al.* (2017) en su estudio a largo plazo sobre poblaciones de halcón mexicano (*Falco mexicanus*), reportan que la captura de individuos en nidos es absolutamente sostenible. Entre las recomendaciones mencionadas en su artículo, sugieren: 1) la alternancia de nidos para aprovechamiento y 2) jamás tomar todos los críos, sino que se debe permitir que al menos dos polluelos permanezcan en el nido. A partir de su modelo teórico, Millsap y Allen (2006) concluyen que la captura de polluelos impacta de manera menor a las poblaciones de rapaces, de esta manera coinciden los requerimientos para la práctica de cetrería y el manejo sostenible de fauna silvestre.

### Aves ornamentales

Una práctica tradicional que data de tiempos prehispánicos en México (*e.g.* Sahagún, 1969) es la captura de aves vivas para mantenerlas como mascotas y ésta es denominada por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) como aprovechamiento de aves canoras y de ornato (Roldán-Clarà *et al.*, 2017a). Las aves que mayormente se capturan son las paserinas como los ceniztos (*Mimus sp.*), cardenales (*Cardinalis cardinalis*), clarines (*Myadestes unicolor*) y jilgueros (*M. occidentalis*), pero también otras familias como los psitácidos (loros y cotorras). En la historia popular de México existen manifestaciones artísticas que muestran esta tradición: la pintura “La pajarera” (1958) de Jesús Helguera, la canción “La pajarera” de Manuel M. Ponce y representaciones cinematográficas como *La pajarera* (1945), *La loca* (1951) y *El niño y la estrella* (1976).

El oficio de pajarero es familiar, la mayor parte de las personas que se dedican a esto tienen origen indígena, un promedio de 22 años de experiencia y, por lo general, todos los miembros de la familia colaboran. Los hombres suelen ser los que capturan en diversos ecosistemas y sistemas agropecuarios (milpas, cultivos tradicionales y

cafetal de sombra), mientras que las mujeres adaptan las aves silvestres al cautiverio. El proceso de aclimatación dura hasta un mes, y es en el hogar donde se establece una relación de respeto y cariño con estas aves (Roldán-Clarà *et al.*, 2017b).

También se destacan las peregrinaciones que se llevan a cabo en distintas regiones de México, se tienen registros desde el año de 1634 (Vences-Vidal, 2009); celebraciones religiosas de cientos de pajareros que decoran sus jaulas con flores y sus mejores aves, las cuales se bendicen, asimismo cantan a la Guadalupana y a Dios, lo que demuestra cómo las aves son parte central en la ceremonia. En esos momentos estas aves adquieren un poderoso simbolismo cultural y espiritual, ya que se da gracias y se pide que el oficio de pajarero continúe, de igual manera se recuerda la leyenda de indio Juan Diego en el Tepeyac (Roldán-Clarà *et al.*, 2018). Por todo ello, el aprovechamiento de aves es una cultura, un modo de vida que crea identidad en estas personas.

Para ejercer el oficio de pajarero en México se otorgan permisos de subsistencia (Artículo 92 del capítulo II, Ley General de Vida Silvestre, DOF, 1988); amparando el derecho de las comunidades a sus costumbres y al uso de sus recursos naturales en su localidad (Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo sobre pueblos indígenas y tribales). En la actualidad se establecen unos 700 permisos de captura anuales a personas que demuestran bajos ingresos económicos y que han heredado este oficio (Roldán-Clarà *et al.*, 2017a). Desafortunadamente, este oficio está desapareciendo debido a varios factores. Por ejemplo, en la NOM 059 (DOF, 2010), donde se establecen las categorías de riesgo de especies nativas de México de flora y fauna silvestre, están incluidas dos especies culturalmente importantes para el oficio de los pajareros, el clarín y el jilguero (Roldán-Clarà *et al.*, 2018) y esto ocasiona dificultad para obtener sus permisos de aprovechamiento. Otros factores que dificulta el ejercicio del oficio son varias leyes que impulsa el Partido Verde, como la Ley General de Biodiversidad que sustituirá la LGVS y la Ley de Bienestar Animal, y también por la falta de comprensión que tienen otros sectores de la sociedad sobre el oficio. Pues cuestionan duramente y criminalizan el hecho de que las aves estén enjauladas, sin considerar el apego de estas familias a dichas aves. Sin embargo, las diferentes uniones de capturadores y vendedores de aves en México reivindican su derecho a continuar con este oficio, a través de manifiestos en distintos foros.

Lo expuesto con anterioridad demuestra la importancia de las aves como servicio cultural, por ello, para que los servicios ecosistémicos culturales se puedan detectar, estudiar y considerar se deben emplear metodologías de las ciencias sociales, etno-

biológicas (Albuquerque *et al.*, 2014), cualitativas (Taylor y Bogdan, 1984) o participativas (Bradbury, 2015). La inmersión etnográfica es una técnica antropológica donde la persona investigadora se sumerge temporalmente en la comunidad o colectivo (Taylor y Bogdan, 1984). Esta inmersión va acompañada de la observación participante y la utilización de un diario de campo donde se anota lo acontecido en el transcurso del día, registrando específicamente lo relevante a la vida silvestre y los usos y costumbres del grupo donde está inmerso.

Cabe señalar que el investigador forma parte de la comunidad y observa las dinámicas sociales que se llevan a cabo, sin influir o modificar sus prácticas. Otra técnica muy utilizada son las entrevistas que, a través de una guía de preguntas estructuradas, semiestructuradas o abiertas se obtiene información de personas seleccionadas de la comunidad (Sierra, 1998). Una técnica similar son los grupos focales donde las entrevistas son grupales. De cualquier forma y en cualquier técnica es recomendable utilizar una grabadora de voz o incluso una videocámara para la posterior transcripción textual de la información hablada o visual. Otras técnicas importantes son el listado libre y el paseo guiado; o incluso otras con mayor nivel de intervención como los talleres participativos donde pueden emplearse mapeos participativos, mapeos de actores, entre otras herramientas (Bradbury, 2015; Spradley, 1980). Con todo ello se logran comprender y analizar los valores culturales que las personas dan a la vida silvestre, en definitiva, los motivos y creencias que están detrás de las prácticas, conocimientos, valores y cosmovisión de las personas y de los grupos sociales (Toledo, 2002). Cabe señalar que cualquier técnica utilizada siempre tiene que estar acompañada del consentimiento informado de los participantes, siguiendo el código de ética de la *International Society of Ethnobiology* (2006).

### *Servicios de regulación*

#### Control biológico de plagas

El control biológico de plagas se divide en tres tipos: clásico, por aumento y por conservación (Barbosa, 1998). Éste es uno de los ambientes agropecuarios del cual existen pocos estudios que midan su valor real, pero que es de gran importancia (Kogan, 1998; Naranjo *et al.*, 2015). El control biológico por conservación se basa en el manejo del cultivo a través del aumento de refugio y alimentación de controladores potenciales de plagas y del uso de insecticidas de manera tradicional para favorecer

la presencia de enemigos naturales de las potenciales plagas (Van den Bosch y Telford, 1964; Barbosa, 1998; Griffiths, 2008).

Es fundamental entender la dinámica del cultivo, para identificar los momentos en los que puede ser más susceptible a una plaga. Se recomienda iniciar con un monitoreo preliminar que permita contar con un panorama sobre los artrópodos presentes en la zona (Barrera *et al.*, 2006). En este tipo de monitoreos se usan diferentes técnicas de colecta, tanto directas como indirectas, seleccionando las más adecuadas para las características del cultivo. Uno de los métodos más usados es el trampeo, el cual puede ser de diferentes tipos: con feromonas, cebos alimenticios, luz, trampas adhesivas y de caída (Ripa y Larral, 2008).

En un contexto de control biológico por conservación, los depredadores que habitan en las zonas aledañas al cultivo de interés serán los que potencialmente ingresen a éste. Por lo anterior, es importante conocer quiénes son los depredadores (y/o parasitoides) y en dónde se encuentran respecto al cultivo. La presencia de éstos y su abundancia puede potencialmente tener la capacidad de regular plagas (Barbosa, 1998). Por lo cual, un monitoreo continuo nos ayudará a entender las dinámicas de las poblaciones de depredadores y parasitoides. Regularmente trampas adhesivas son adecuadas para el monitoreo de dichas poblaciones (Barrera *et al.*, 2006). Con los datos del número de organismos por trampa/por unidad de área/en un periodo de tiempo permite hacer un estimado confiable de la abundancia de dichos organismos.

La base del control biológico es que las poblaciones de la plaga siempre se mantengan por debajo del umbral de daño económico (Landis *et al.*, 2000). La manera de medir el daño dependerá del cultivo de interés y el daño que la plaga cause. Los tipos de daño pueden ser sobre el producto de interés o de manera indirecta, al dañar la salud de la planta y mermar una producción eficiente (De Bach, 1964). El valor de este servicio ecosistémico pocas veces se ha estimado por la complejidad de factores directos y adyacentes que están involucrados, por lo cual es importante que las técnicas de manejo agrícola cada vez sean más adecuadas para la integración del control biológico de plagas (Naranjo *et al.*, 2015).

#### Introducción de nutrientes al suelo

Muchas de las funciones del ecosistema son reguladas por el suelo, como la producción primaria, la descomposición y la infiltración de agua. Las cuales son el resultado de la actividad metabólica de la biota del suelo; siendo el ciclaje de nutrientes el servicio

ecosistémico más reconocido (Dominati *et al.*, 2010). Este servicio, de manera simplificada, implica la entrada de nutrientes al suelo, sus transformaciones y transferencias, y la salida de éstos del ecosistema. La fauna edáfica participa en las primeras dos fases de este ciclo. En esta ocasión nos centraremos únicamente en el rol de la fauna edáfica en la introducción de nutrientes al suelo.

Durante este proceso, las comunidades del suelo se agrupan según la función que cumplen (Yeates *et al.*, 1993). Herbívoros sobre y dentro del suelo se alimentan de tallos y raíces, depositando residuos y desechos. La fauna detritívora comienza con la fragmentación de la materia incorporada, hasta convertirla en detrito disponible para detritívoros más pequeños. Finalmente, especies depredadoras los consumen y desechan nutrientes en formas disponibles para las plantas.

En muchos casos, una sola especie puede aparecer en más de un grupo funcional, haciendo difícil el análisis de su impacto en la introducción de nutrientes al suelo (Heemsbergen *et al.*, 2004). Aunado a esto, el análisis de la diversidad y composición de las comunidades de suelo está limitado por falta de estudios taxonómicos y la inaccesibilidad física de los organismos. Por ello, es común que se les agrupe de acuerdo con su tamaño (Wurst *et al.*, 2012). Con tamaños menores a 100  $\mu\text{m}$ , la microfauna (*e.g.* protozoarios, nemátodos) es responsable de convertir nutrientes en formas no disponibles para las plantas en compuestos más simples (Bonkowski *et al.*, 2009). La mesofauna, con tamaños entre 100  $\mu\text{m}$  y 2 mm (*e.g.* colémbolos, ácaros), permite el ciclaje de nutrientes al regular plagas y enfermedades, ser alimento de organismos más grandes y distribuir microorganismos descomponedores a través del suelo (Scheu *et al.*, 2005; Coleman, 2008). Superando los 2 mm, la macrofauna (*e.g.* termitas, hormigas, gusanos, coleópteros, arácnidos) tiene un impacto profundo en las condiciones físicas, químicas y estructurales del suelo. Su principal aporte al ciclo de nutrientes es la fragmentación e incorporación de materia orgánica al suelo. En definitiva, la megafauna con más de 2 cm (principalmente roedores y otros mamíferos pequeños), depositan o excretan la materia orgánica a descomponer (Wurst *et al.*, 2012).

Es importante resaltar el papel crucial que juega la macrofauna en la introducción de nutrientes al suelo. La principal entrada de nutrientes a los ecosistemas proviene de la descomposición de materia orgánica. Insectos que habitan dentro y sobre la superficie del suelo se encargan de la fragmentación de hojas frescas y senescentes, troncos y raíces vivos, madera en descomposición, excretas, e incluso exoesqueletos. Al ser

los primeros en la cadena de descomposición e introducirlos a la matriz del suelo, estos organismos regulan las tasas de entrada de nutrientes al ecosistema; convirtiéndose en especies clave para el ciclaje de nutrientes.

La presencia de macrofauna benéfica, cuyas estrategias de vida promueven o no limitan las funciones del suelo, se agudiza en sistemas agrosilvopastoriles (Karlen *et al.*, 2001). Contrario a los sistemas naturales, la cantidad de hojarasca en el suelo disminuye debido al cultivo o pastoreo, reduciendo la principal entrada de nutrientes. Esta pérdida se compensa con la entrada de fertilizantes inorgánicos o estiércol y orina del ganado; resultando en una distribución heterogénea y alta en nitrógeno (Murray *et al.*, 2006).

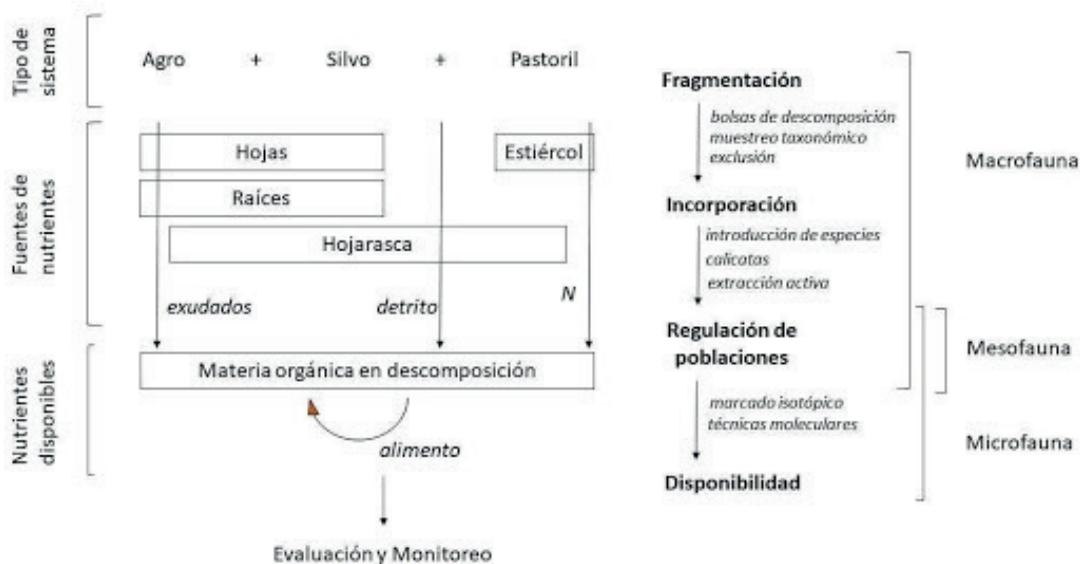


Figura 3. Ciclo de nutrientes en el suelo por fauna edáfica presente en sistemas agropecuarios.

Sin importar la dominancia del agrosistema, la eficiencia de la macrofauna para introducir nutrientes en estos sistemas yace en sus tasas metabólicas con requerimientos bajos en nitrógeno. Esta propiedad, más la alta disponibilidad de nitrógeno favorece la rápida transformación de nutrientes disponibles en el suelo (Murray *et al.*, 2006), siendo capaces de utilizar los recursos limitados, donde la cantidad de materia orgánica se vuelve un factor de mayor peso (Laossi *et al.*, 2008).

Existen diversos enfoques para evaluar la fauna del suelo (figura 3; Petersen y Luxton, 1982), pero una manera sencilla de caracterizar su aporte en la introducción de nutrientes es el uso de bolsas de descomposición (figura 4). Este método pasivo, uno de los más populares por más de 40 años (Kampichler y Bruckner, 2009), permite identificar el aporte de la macrofauna mediante su exclusión.

En este método se colecta hojarasca del sitio a analizar y se coloca en bolsas con diferentes tamaños de malla; comúnmente se utiliza tela de nylon sin apertura aparente ( $<430 \mu\text{m}$ ) y otra con apertura de 2 mm (figura 4). El número de bolsas a colocar dependerá de la extensión del área a evaluar y la cantidad de hojarasca disponible, pero se recomiendan al menos cinco pares de bolsas. En cada una de las bolsas se coloca una cantidad igual de hojarasca, pesada previo a su colocación en el suelo.

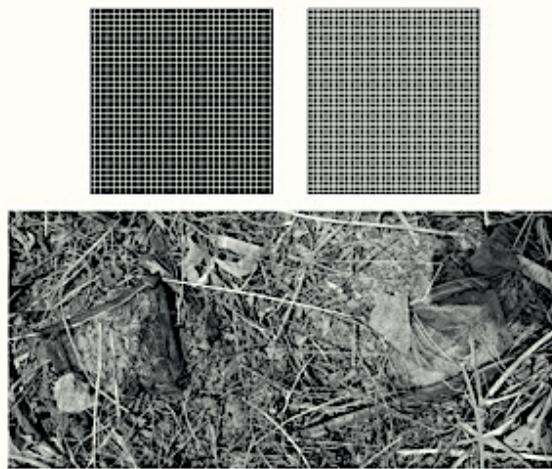


Figura 4. Bolsas de descomposición sin apertura (derecha) y con apertura de 2mm (izquierda), colocadas en un potrero dentro del bosque seco de la costa de Jalisco, México.

De manera posterior se retira un par cada cierto tiempo (usualmente un mes), o después de un periodo más largo (>6 meses). Definir el tiempo de permanencia de las bolsas dependerá de las condiciones bioclimáticas del sitio de estudio; en especial por las variaciones entre ecosistemas áridos, templados, tropicales secos y húmedos (Siddique *et al.*, 2008; Del Castillo, 2013). El aporte de la macrofauna en la introducción de nutrientes se observa en las diferencias esperadas entre pares de bolsas, definiendo la tasa de descomposición, así como el porcentaje de pérdida de peso en hojarasca (Lanuza, 2016). Esto se puede complementar con un muestreo rápido de la macrofauna presente (Petersen y Luxton, 1982), simplemente para identificar cuáles son los órdenes presentes en el sistema.

Si bien estos métodos pueden utilizarse en sistemas agroforestales, su implementación en sistemas con ganado puede ser un reto. Para estos casos se recomienda evaluar la macrofauna dentro del suelo, mediante introducción de especies benéficas. Heemsbergen *et al.* (2004) introdujeron especies de lombrices, milpiés y cochinillas en diferentes combinaciones, encontrando efectos en la pérdida y fragmentación de hojarasca, respiración del suelo y nitrificación. Estudios han revelado que la presencia de estos organismos puede producir suelos con alto contenido en materia orgánica, observado en horizontes oscuros de buen grosor o reducción de hojarasca en la superficie (Clements *et al.*, 1991; Hoogerkamp *et al.*, 1983).

### Polinización

El transporte de polen de una flor a otra puede ser mediado por agentes abióticos como el aire o el agua, o por agentes bióticos, es decir, por animales tales como insectos, aves y mamíferos. Alrededor del 87% de las angiospermas dependen de animales para su reproducción sexual (Mayer *et al.*, 2011). La polinización mediada por animales es económicamente relevante porque contribuye a la producción de bienes para el hombre como cultivos, fibras, forraje, productos maderables y no maderables (Kremen *et al.*, 2007). Cerca del 35% del volumen de la producción global de alimentos depende de polinizadores animales (Klein *et al.*, 2007). Debido a su importancia para la producción agrícola, existe una creciente preocupación por la conservación de estos SE, tanto fuera, como dentro de los sistemas productivos. Esta preocupación emerge por los efectos negativos que tiene el cambio del uso del suelo provocado por el hombre, con fines agrícolas y la deforestación que conlleva, provocado la fragmentación del ambiente (Bos *et al.*, 2007). Dicha actividad antropogénica ha llevado a un

declive en las comunidades de polinizadores, poniendo en riesgo la estabilidad de este servicio, lo cual puede resultar en grandes pérdidas económicas (Kearns *et al.*, 1998; Bos *et al.*, 2007; Kremen *et al.*, 2007).

Evaluar el servicio de polinización dentro de sistemas productivos es una tarea primordial para entender la dinámica de los procesos ecológicos, detrás de nuestros sistemas de producción alimentaria. Con dicho entendimiento podríamos predecir los efectos que conllevarían cambios en la comunidad de polinizadores, ponderar su valor económico y desarrollar estrategias agroecológicas enfocadas a la conservación (Bos *et al.*, 2007; Reader *et al.*, 2012; Rogers *et al.*, 2013). La evaluación de la polinización es una tarea compleja. Por su naturaleza mutualista es necesario tomar en cuenta diversos variables tanto de los polinizadores, como de las plantas (García-García *et al.*, 2016).

Debido a que el resultado final de la polinización es la producción de semillas viables, este proceso se puede evaluar en dos fases: a) éxito de polinización y b) éxito reproductivo de la planta (Ne'eman *et al.*, 2009). Cada subproceso puede medirse directa o indirectamente a través de factores correlacionados tanto de los polinizadores (*e.g.* comportamiento de forrajeo, frecuencia, remoción de polen) como de las plantas (*e.g.* receptividad estigmática, fenología, sistema de apareamiento).

A fin de abordar de manera sucinta el desempeño de los polinizadores, en esta sección nos centraremos en la propuesta de Ne'eman *et al.*, (2009). Este trabajo sugiere mediciones estandarizadas que nos permitan hacer comparaciones a diferentes niveles, ya sea entre especies o comunidades de polinizadores, y a través de escalas temporales (estacionales) y espaciales (sitios de estudio). En cada fase mencionaremos las posibles formas de evaluar directa e indirectamente, a través de factores correlacionados, el desempeño de los polinizadores. Por último, se mencionan factores de la biología reproductiva de la especie de las plantas a tomar en cuenta para hacer estimaciones sensatas.

#### a) Éxito de polinización

En esta primera fase, el evento a evaluar es la deposición de polen en el estigma de la flor por parte del polinizador ya sea en una sola visita o por unidad de tiempo. La forma directa de evaluar dicho evento es contando el número de granos de polen depósitos sobre el estigma. Sin embargo, dado que esto es difícil de realizar en campo por requerir de equipos de microscopía, existen métodos indirectos

tos para deducir la deposición de polen. Éstos se centran en la observación del comportamiento de forrajeo de los polinizadores.

La manera más sencilla para evaluar en campo es mediante observaciones focales sobre una unidad de observación, la cual puede ser una flor o un grupo de flores, y obtener información ya sea por visitas únicas o las visitas acumuladas en un tiempo definido (Rogers *et al.*, 2013). Algunas variables de fácil observación sobre el comportamiento de los visitantes florales es la legitimidad, duración y frecuencia de la visita, así como la abundancia de los polinizadores.

La legitimidad de la visita está determinada por el comportamiento de forrajeo del visitante floral y establece su potencial efectividad como polinizador. Se considera que una visita es legítima cuando el agente biótico hace contacto con las estructuras reproductivas tanto masculinas como femeninas de la flor (Hernández-Montero y Sosa, 2016). La frecuencia de visitas de cada polinizador puede determinarse mediante observaciones por unidad de tiempo. La abundancia de polinizadores puede registrarse a lo largo de transectos o parches florales en un determinado periodo de tiempo (Rogers *et al.*, 2013). Con estos parámetros mencionados podemos contar con datos suficientes sobre la calidad de los visitantes florales y su cantidad.

#### b) Éxito reproductivo de la planta

En esta segunda fase, el evento a medir es la producción de semillas ya que refleja que la cantidad de polen depositado en el estigma tuvo el potencial de fertilizar los óvulos y desarrollar semillas viables. Es decir, cuál es la contribución del polinizador al éxito reproductivo de la planta. Esta relación directa entre planta y polinizador no es fácil de medir si nuestras observaciones son por unidad de tiempo. Esto es debido a que múltiples polinizadores, de diferentes especies, pueden contribuir de distinta manera al éxito reproductivo.

Para evitar dicha confusión, es necesario realizar experimentos de exclusión. Primero se localizan botones florales y se embolsan con tela mosquitera o yute que permita la libre circulación del aire pero que sea capaz de excluir a los visitantes florales. Una vez que la flor abre, se retira la bolsa y se vigila hasta que la flor sea visitada por primera vez para, posteriormente, ser embolsada de nuevo registrando la identidad del visitante floral. Las flores tratadas se observan hasta advertir si desarrollan frutos o no y en caso de hacerlo se contabiliza el nú-

mero de semillas. Cabe mencionar que es necesario tener dos controles, uno donde la flor permanece embolsada todo el tiempo y otro donde se deja abierta a todos los visitantes florales. De esta manera podemos determinar qué tan indispensables son los polinizadores (tratamiento cerrado) o si hay una limitación de polen en el ambiente ya sea porque no hay suficientes visitantes florales u otras plantas para donar polen (tratamiento abierto).

c) Factores a considerar en la evaluación de la polinización

Para estimar adecuadamente el éxito reproductivo de la planta y el desempeño del polinizador, es necesario tomar en cuenta características de su biología reproductiva. Uno de los factores más importantes es el sistema de apareamiento de la especie vegetal en cuestión (Aguilar *et al.*, 2006). El sistema de apareamiento se clasifica en dos grupos: auto-compatible y auto-incompatible. El primer grupo puede fecundarse a sí mismas, por lo que todas las especies presentan flores hermafroditas. Mientras que las plantas con un sistema de apareamiento auto-incompatible, necesitan que el polen sea transportado de una flor de un individuo a otra flor de otro individuo no emparentado. Las especies auto-incompatibles puede tener flores hermafroditas o presentar los sexos separados dentro del individuo o en individuos diferentes (Aguilar *et al.*, 2006).

Una forma sencilla de determinar el sistema de apareamiento es mediante experimentos de polinización y exclusión, los cuales también pueden ayudarnos a determinar el sistema reproductivo de la planta. Si la planta desarrolla frutos con semillas como resultado del experimento, el sistema de apareamiento y reproductivo pueden ser determinados. En la tabla 1, se enumeran los experimentos posibles, hay que tomar en cuenta que una vez polinizada la flor manualmente, éstas se deben aislar usando bolsas de yute o tela mosquitera para evitar que polen ajeno al experimento se deposite en el estigma de la flor.

Las plantas con un sistema de apareamiento auto-compatible pueden producir frutos con semillas por apomixis, autogamia, geitonogamia o xenogamia por lo que la dependencia a sus polinizadores es facultativa y en consecuencia son menos susceptibles a la fragmentación. Mientras que las plantas con un sistema de apareamiento auto-incompatible presentan una xenogamia obligada para producir semillas por lo que son altamente dependientes de sus polinizadores (Aguilar *et al.*, 2006). Aunque las plantas con un sistema auto-compatible pue-

den producir frutos sin la necesidad de polinizadores, la presencia de éstos últimos puede incrementar la producción o biomasa de los frutos y semillas producidos (Westerkamp y Gottsberger, 2000; Klein *et al.*, 2007); en este caso es necesario comparar la producción en número y peso de los frutos y semillas desarrollados bajo cada condición experimental. La conservación de la fauna silvestre y sus servicios de polinización deben ser resguardados bajo cualquier escenario.

### Dispersión de semillas

La dispersión de semillas es el proceso a través del cual las plantas colonizan nuevos hábitats. Al contribuir a que la vegetación de los ecosistemas se mantenga, este proceso ecosistémico está clasificado como un SE de regulación. De acuerdo a Wang y Smith (2002) podemos dividir el proceso de dispersión de semillas en cinco fases: 1) producción del fruto; 2) remoción del fruto; 3) dispersión de semillas; 4) germinación, y 5) reclutamiento. Las fases en las que interviene la fauna nativa son la fase de remoción del fruto y dispersión de semillas, principalmente en ecosistemas tropicales.

Tabla 1. Experimentos de polinización para determinar el sistema de apareamiento y reproductivo (ver Hernández-Montero y Sosa, 2016).

Sistema de apareamiento	Sistema reproductivo	Procedimiento experimental	Dependencia a polinizadores
Auto-compatible	Apomixis	Se emasculan las flores	Menor ↓
	Autogamia	La flor se poliniza con su propio polen	
	Geitonogamia	Se poliniza una flor con el polen de otra flor de la misma planta	
Auto-incompatible	Xenogamia	Se poliniza una flor con polen de otra flor de otra planta no emparentada	Mayor

La importancia del estudio de este proceso en ambientes agropecuarios radica en que las actividades agropecuarias pueden interrumpir dicho proceso. Por ejemplo, la producción de *Agave tequilana* interrumpe la fase de producción de frutos, al cosechar las plantas antes de que logren producir flores y sean polinizadas (Trejo-Salazar *et al.*, 2016). En otros casos, el manejo y/o el incremento de la superficie de producción agrícola reduce la fuente frutos y semillas de plantas nativas de los bosques (Hernández-Montero *et al.*, 2015). Poniendo en riesgo la regeneración del bosque en caso de abandono de la actividad agropecuaria (Zimmerman *et al.*, 2000). Por lo tanto, para que la producción agropecuaria sea sustentable y mantenga la dispersión de semillas, es necesario evaluar tres componentes principales de este proceso a escala local y de paisaje. Estos componentes son: 1) disponibilidad de frutos, 2) lluvia de semillas, y 3) redundancia funcional de dispersores. El primer componente nos habla de la producción de frutos para los dispersores, el segundo de en qué magnitud y dónde está ocurriendo la dispersión y el último componente, sobre el grado de vulnerabilidad de la dispersión de semillas en el paisaje.

Para medir la producción de frutos en un sistema agropecuario es necesario contar con un catálogo de referencia de las semillas dispersadas por animales en el sitio de estudio. Los frutos carnosos, los cuales ofrecen en la pulpa o mesocarpio nutrientes a los animales dispersores suelen ser los más consumidos (Pijl, 1982). Una vez que se tiene la lista de plantas dispersadas por animales, el siguiente paso es evaluar la densidad de frutos para la fauna silvestre en la zona de estudio. Para ello se usan dos métodos, el primero consiste en medir la diversidad de plantas dispersadas por animales, donde se contabilizan todas las plantas  $\geq$  a 2.5 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) en 0.1 ha, y todas las plantas con DAP  $\geq$  a 10 cm (Gentry, 1988). Cabe mencionar que el área muestreada puede ser menor de acuerdo al área de vegetación que se desee muestrear. Al mismo tiempo, de estar contabilizando la diversidad de plantas, se deben tomar datos de la disponibilidad de frutos. Para ello es necesario contar de cada planta el número de frutos. Esto es, contabilizar la cantidad de frutos de 30 ramas de cada planta, se obtiene un promedio de frutos contados y éste se multiplica por el número total de ramas del árbol o arbusto (Korine *et al.*, 2005). Cuando la planta tenga menos de 30 ramas puede contarse el número total de frutos. Si se desea expresar la disponibilidad de frutos en biomasa, se puede medir el peso de una muestra de 15-30 frutos y se expresa en gramos (g).

Para medir la lluvia de semillas el método más usado es el de las trampas de semillas (Henry y Sylvie, 2007). Éstas tienen como objetivo recolectar las semillas dispersadas por animales, principalmente los voladores. Dichas trampas son de forma variada, pero todas tienen como base una cama de tela en la cual se reúnen las semillas (figura 5). Una vez colectadas las semillas, se tienen que separar entre dispersadas por viento, gravedad y animales. Este método se puede complementar con transectos, para la colecta de heces fecales de animales no voladores, especialmente mamíferos de gran masa corporal (*e.g.* >200g). En la actualidad, a estos métodos para evaluar la lluvia de semillas, se han incorporado análisis de datos moleculares (González-Varo *et al.*, 2014). Lo anterior se realiza con el fin de tener una mayor precisión en la determinación de las plantas dispersadas y en algunos casos de los dispersores.



Figura 5. Trampa de semillas ubicada en un sendero que era un paso de murciélagos frugívoros. El tamaño, y material con el cual se fabrican es variado y responde a las necesidades de cada pregunta de investigación. Fotografía: Romeo A. Saldaña-Vázquez.

Por último, para medir la vulnerabilidad de la dispersión de semillas en los ambientes agropecuarios se puede utilizar el análisis de redes ecológicas (Hernández-Montero *et al.*, 2015; González-Varo *et al.*, 2017). Para ello se dibujan redes de interacciones y se calculan índices que reflejan el grado de redundancia funcional del sistema de dispersión de semillas. Por ejemplo, uno de los índices más usados en el análisis de redes es el índice de especialización ( $H_2'$ ). Este índice va de 0 a 1, cuando los valores son cercanos a 0 sugiere que hay una baja especialización en la red de interacciones animal-fruto y, por lo tanto, una baja vulnerabilidad en la dispersión de semillas (Blüthgen, 2010; Blüthgen y Klein, 2011; Hernández-Montero *et al.*, 2015). Ya que, si alguna especie llega a extinguirse localmente, otra podrá ocupar su posición como dispersor de semillas.

## Conclusiones

Como se ha podido constatar, los SE que provee la fauna silvestre en sistemas agropecuarios son muy importantes para el funcionamiento de estos ambientes y para el bienestar del ser humano. Por lo tanto, su estudio y monitoreo en los sistemas agropecuarios debería integrarse a cualquier programa de desarrollo sustentable de estos sistemas. Asimismo, las ideas expuestas en este documento pueden tomarse como una introducción al estudio de SE en estos ambientes.

## Agradecimientos

RASV realizó este trabajo durante su estancia posdoctoral (PRODEP 511-6/17-626 de la SEP) en el Cuerpo Académico (UMSNH-CA-178). En las LGAC “Ecología evolutiva y conservación” y “Ecología de Poblaciones y Comunidades” del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (INIRENA).

## Literatura citada

- Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L. y Aizen M. A. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters*, 9, 968-980.
- Albuquerque, U. P., Cunha, L. V. F. C., Lucena, R. F. P. y Alves, R. R. N. (2014). *Methods and techniques in ethnobiology and ethnoecology*. Nueva York: Springer 480 pp.
- Bach, P. de (1964). *Biological Control of Insect Pests and Weeds*. Reinhold Publishing Corporation/University of Minnesota, 844 pp.
- Barbosa, P. (1998). *Conservation Biological Control*. Academic Press, Nueva York, 396 pp.
- Barrera, J. F., Herrera, J., Villacorta, A., García, H. y Cruz, L. (2006). Trampas de metanol-etanol para detección, monitoreo y control de la broca del café *Hypothenemus hampei*. En *Simposio sobre Trampas y Atrayentes en Detección, Monitoreo y Control de Plagas de Importancia Económica* (pp. 71-83). Tapachula, México.
- Bradbury, H. (2015). *The SAGE handbook of Action Research*. 3a. ed. Oregon: Health & Science University, 856 pp.
- Bharucha, Z. y Pretty, J. (2010). The roles and values of wild foods in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 365, 2913-2926.
- Braun, C. E., Enderson, J. H., Henny, C. J., H. Meng y Nyeand, A. G. (1977). Falconry: Effects on raptor populations and management in North America. *The Wilson Bulletin*, 89, 360-369.
- Blake, S., Strindberg, S., Boudjan, P., Makombo, C., Bila-Isia, I., Ilambu, O., Grossmann, F., Bene-Bene, L., de Semboli, B., Mbenzo, V., S'hwa, D., Bayogo, R., Williamson, L., Fay, M., Hart J. y Maisels, F. (2007). Forest elephant crisis in the Congo Basin. *PLoS Biol* 5(4), e111.
- Blüthgen, N. (2010). Why network analysis is often disconnected from community ecology A critique and an ecologist's guide. *Basic and Applied Ecology*, 11, 185-195.
- Blüthgen, N. y Klein, A.-M. (2011). Functional complementarity and specialization: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology*, 12, 282-291.

- Bonkowski, M., Villenave, C. y Griffiths, B. (2009). Rhizosphere fauna: the functional and structural diversity of intimate interactions of soil fauna with plant roots. *Plant and Soil*, 321, 213-233.
- Boer, W. F. de y Baquete, D. S. (1998). Natural resource use, crop damage and attitudes of rural people in the vicinity of the Maputo Elephant Reserve, Mozambique. *Environmental Conservation*, 25, 208-218.
- Bos, M. M., Veddeler, D., Bogdanski, A. K., Klein, A.-M., Tscharrntke, T., Steffan-De-wenter, I. y Tylianakis, J. M. (2007). Caveats to quantifying ecosystem services: fruit abortion blurs benefits from crop pollination. *Ecological Applications*, 17, 1841-1849.
- Buckland, S. T. (2006). Point-transect surveys for songbirds: robust methodologies. *The Auk*, 123, 345-357.
- Castillo, K. del (2013). *Manejo y Ecosistemas: disponibilidad de nutrientes en un gradiente de regeneración de bosques tropicales*. Morelia: Tesis de Licenciatura en Ciencias Ambientales. Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, 94 pp.
- Chaudhuri, A. (2016). *Randomized response and indirect questioning techniques in surveys*. CRC Press, Florida, 228 pp.
- Clarke, D. J., Pearce, J. G. y White, K. A. (2007). Powerline corridors: degraded ecosystems or wildlife havens? *Wildlife Research*, 33, 615-626.
- Clements, R. O., Murray, P. J. y Sturdy, R. G. (1991). The impacts of 20 years of absence of earthworms and 3 levels of N-fertilizer on a grassland soil environment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 36, 75-85.
- Coates, P. S., Brussee, B. E., Howe, K. B., Fleskes, J. P., Dwight, I. A., Connelly, D. P., Meshriy, M. G. y Gardner, S. C. (2017). Long term and widespread changes in agricultural practices influence ring-necked pheasant abundance in California. *Ecology and Evolution*, 7, 2546-2559.
- Coleman, D. C. (2008). From peds to paradoxes: Linkages between soil biota and their influences on ecological processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 271-280.
- Cowlishaw, G., Mendelson, S. y Rowcliffe, J. M. (2005). Evidence for post-depletion sustainability in a mature bushmeat market. *Journal of Applied Ecology*, 42, 460-468.
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber S. y Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28, 1-16.

- Conteh, A., Gavin, M. C. y Solomon, J. (2015). Quantifying illegal hunting: a novel application of the quantitative randomised response technique. *Biological Conservation*, 189, 16-23.
- Conway, C. J., Anderson, S. H., Runde, D. E. y Abbate, D. (2017). Effects of experimental nestling harvest on prairie falcons. *The Journal of Wildlife Management*, 59, 311-316.
- Cook, A., Rushton, S., Allan, J. y Baxter, A. (2008). An evaluation of techniques to control problem bird species on landfill sites. *Environmental Management*, 41, 834-843.
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martin-Lopez, B., Watson, R. T., Molnár, Z. et al. (2018) Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359, 270-272.
- DOF [Diario Oficial de la Federación] (2010). Norma Oficial Mexicana 059-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, SEMARNAT, 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.
- DOF [Diario Oficial de la Federación] (1988). "Ley General de Vida Silvestre", México. Última reforma DOF 13 de mayo de 2016.
- Dominati, E., Patterson, M. y Mackay, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69, 1858-1868.
- East, T., Kümpel, N. F., Milner-Gulland, E. J. y Rowcliffe, J. M. (2005). Determinants of urban bushmeat consumption in Rio Muni, Equatorial Guinea. *Biological Conservation*, 126, 206-215.
- Engeman, R. M., Pipas, M. J., Gruver, K. S. y Allen, L. (2000). Monitoring coyote population changes with a passive activity index. *Wildlife Research*, 27, 553-557.
- Erickson, W. A., Marsh, R. E. y Salmon, T. P. (1990). A review of falconry as a bird-hazing technique. *Proceedings of the 14th Vertebrate Pest Conference*, 314-316.
- Fa, J. E., Albrechtsen, L., Johnson, P. J. y Macdonald, D. W. (2009). Linkages between household wealth, bushmeat and other animal protein consumption are not invariant: evidence from Rio Muni, Equatorial Guinea. *Animal Conservation*, 12, 599-610.
- Fisher, B., Turner R. K. y Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68, 643-653.

- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. y Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.
- Foster, R. J., Harmsen, B. J., Macdonald, D. W., Collins, J., Urbina, Y., García, R. y Doncaster, C. P. (2016). Wild meat: a shared resource amongst people and predators. *Oryx*, 50, 63-75.
- García-García, M., Ríos Osorio, L. A. y Álvarez del Castillo, J. (2016). La polinización en los sistemas de producción agrícola: revisión sistemática de la literatura. *IDESIA*, 34, 53-68.
- Gavin, M. C., Solomon, J. N. y Blank, S. G. (2010). Measuring and monitoring illegal use of natural resources. *Conservation Biology*, 24, 89-100.
- Gentry, A. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75, 1-34.
- Golden, C. D., Fernald, L. C., Brashares, J. S., Rasolofoniaina, B. R. y Kremen, C. (2011). Benefits of wildlife consumption to child nutrition in a biodiversity hotspot. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 19653-19656.
- González-Varo, J. P., Arroyo, J. M. y Jordano, P. (2014). Who dispersed the seeds? The use of DNA barcoding in frugivory and seed dispersal studies. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 806-814.
- González-Varo, J. P., Carvalho, C. S., Arroyo, J. M. y Jordano, P. (2017). Unravelling seed dispersal through fragmented landscapes: Frugivore species operate unevenly as mobile links. *Molecular Ecology*, 26, 4309-4321.
- Griffiths, G. J. K., Holland, J. M., Bailey A. y Thomas, M. B. (2008). Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biological Control*, 45, 200-209.
- Groot, R. S. de, Wilson, M. A. y Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393-408.
- Haselmayer, J. y Quinn J. S. (2000). A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian southeast Perú. *The Condor*, 102, 887-893.

- Harvey, C. A., González J. y Somarriba, E. (2006). Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and J. A. G. Conservation*, 15, 555-585.
- Harvey, C. A. y Villalobos. (2007). Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation*, 16, 2257-2292.
- Heemsbergen, D. A., Berg, M. P., Loreau, M., van Hal, J. R., Faber, J. H. y Verhoef, H. A. (2004). Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. *Science*, 36, 1019.
- Henry, M. y Sylvie, J. (2007). Effect of bat exclusion on patterns of seed rain in tropical rain forest in French Guiana. *Biotropica*, 39, 510-518.
- Hernández-Montero, J. R., Saldaña-Vázquez, R. A., Galindo-González J. R. y Sosa, V. J. (2015). Bat-fruit interactions are more specialized in shaded-coffee plantations than in tropical mountain cloud forest fragments. *PLoS One*, 10, e0126084.
- Hernández-Montero, J. R. y V. Sosa, J. (2016). Reproductive biology of *Pachira aquatica* Aubl. (Malvaceae: Bombacoideae): a tropical tree pollinated by bats, sphingid moths and honey bees. *Plant Species Biology*, 31, 125-134.
- Hoogerkamp, M., Rogaar, H. y Eysackers, H. J. P. (1983). Effects of earthworms on grassland on recently reclaimed polder soils in the Netherlands. En J. E. Satchell (Ed.), *Earthworm Ecology: from Darwin to Vermiculture* (pp. 85-105). Londres: Chapman and Hall.
- International Society of Ethnobiology. 2006. ISE Code of Ethics. <http://ethnobiology.net/code-of-ethics/>.
- Jenkins, R. K., Keane, A., Rakotoarivelo, A. R., Rakotomboavonjy, V., Randrianandriana, F. H., Razafimanahaka, H. J., Ralaiarimalala, S. R. y Jones, J. P. (2011). Analysis of patterns of bushmeat consumption reveals extensive exploitation of protected species in eastern Madagascar. *PLoS One*, 6, e27570.
- Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76, 1-10.
- Kampichler, C. y Bruckner, A. (2009). The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbag studies. *Biological Reviews*, 84, 375-389.

- Karlen, D. L., Andrews, S. S. y Doran, J. W. (2001). Soil quality: Current concepts and applications. *Advances in Agronomy*, 74, 1-40.
- Kearns, C. A., Inouye, D. W. y N. Waser, N. (1998). Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 83-112.
- King, E. C. (2014). *Hunting for the Problem: An investigation into bushmeat use around North Luangwa National Park, Zambia* Londres: Doctoral dissertation, Department of Life Sciences, Silwood Park, Imperial College London.
- Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C. y Tschardtke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 274, 303-313.
- Knapp, E. J., D. Rentsch, J. Schmitt, C. Lewis y S. Polasky (2010). A tale of three villages: choosing an effective method for assessing poaching levels in western Serengeti, Tanzania. *Oryx*, 44, 178-184.
- Koch, V., Nichols, W. J., Peckham, H. y Toba, V. de la (2006). Estimates of sea turtle mortality from poaching and bycatch in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Biological Conservation*, 128, 327-334.
- Kogan, M. (1998). Integrated Pest Management: Historical perspectives and contemporary developments. *Annual Review of Entomology*, 43, 243-270.
- Korine, C., Kalko, E. y Herre, E. (2000). Fruit characteristics and factors affecting fruit removal in a Panamanian community of strangler figs. *Oecologia*, 123, 560-568.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vazquez, D. P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E. E., Greenleaf, S. S., Keitt, T. H., Klein, A.-M., Regetz, J. y Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10, 299-314.
- Kunz, T. H. y Brock, C. E. (1975). A comparison of mist nets and ultrasonic detectors for monitoring flight activity of bats. *Journal of Mammalogy*, 56, 907-911.
- Landis D. A., Wratten, S. D. y Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45, 175-201.

- Lanuza, O. R. (2016). *Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa Rica: efecto a mediano plazo sobre la producción y descomposición de la hojarasca*. Tesis de Maestría. CATIE, Turrialba.
- Laossi, K.-R., Barot, S., Carvalho, D., Desjardin, T., Lavelle, P., Martins, M., Mitja, D., Rendeiro, A. C., Rousseau, G., Sarrazin, M., Velasquez E. y Grimaldi, M. (2008). Effects of plant diversity on plant biomass production and soil macrofauna in Amazonian pastures. *Pedobiologia*, 51, 397-407.
- León, P. y Montiel, S. (2008). Wild meat use and traditional hunting practices in a rural mayan community of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Human Ecology*, 36, 249-257.
- Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G., Pivello, V. R. y Meirelles, S. T. (2008). Comparing methods for sampling large-and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research*, 54, 739.
- Mayer, C., Adler, L., Armbruster, W. S., Dafni, A., Eardley, C., Huang, S.-Q., Kevan, P. G., Ollerton, J., Packer, L., Symank, A., Stout, J. C. y Potts, S. G. (2011). Pollination ecology in the 21st century: key questions for future research. *Journal of Pollination Ecology*, 3, 8-23.
- Millsap, B. A. y Allen, G. T. (2006). Effects of falconry harvest on wild raptor populations in the United States: theoretical considerations and management recommendations. *Wildlife Society Bulletin*, 34, 1392-1400.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, D. C. Island Press, 160 pp.
- Murray, P. J., Cook, R., Currie, A. F., Dawson, L. A., Gange, A. C., Grayston, S. J. y Treonisdf, A. M. (2006). Interactions between fertilizer addition, plants, and the soil environment: Implications for soil faunal structure and diversity. *Applied Soil Ecology*, 33, 199-207.
- Naranjo, S. E., Ellsworth, P. C. y Frisvold, G. B. (2015). Economic value of biological control in integrated pest management of managed plant systems. *Annual Review of Entomology*, 60, 621-645.
- Ne'eman, G., Jürgens, A., Newstrom-Lloyd, L., Potts, S. G. y Dafni, A. (2009). A framework for comparing pollinator performance: effectiveness and efficiency. *Biological Reviews*, 95, 1-17.
- Neumann, C. G., Murphy S. P., Gewa, G., Grillenberger, M. y Bwibo-N., O. (2007). Meat supplementation improves growth, cognitive, and behavioral outcomes in Kenyan children. *The Journal of Nutrition*, 137, 1119-1123.

- Newton, I., Mcgrady, M. J. y Oli, M. K. (2016). A review of survival estimates for raptors and owls. *Ibis*, 158, 227-248.
- Noss, A. J. (1998). Cable snares and bushmeat markets in a central African forest. *Environmental Conservation*, 25, 228-233.
- Nuno, A. N. A., Bunnefeld, N., Naiman, L. C. y Milner-Gulland, E. J. (2013). A novel approach to assessing the prevalence and drivers of illegal bushmeat hunting in the Serengeti. *Conservation Biology*, 27(6), 1355-1365.
- O'Connell, A. F., Nichols, J. D. y Karanth, K. U. (2010). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer Science & Business Media.
- Petersen, H. y Luxton, M. (1982). Quantitative ecology of micro-fungi and animals in soil and litter. *Oikos*, 39, 287-388.
- Pijl, L. (1982). *Principles of dispersal in higher plants*. 3a. ed. Nueva York: Springer-Verlag 214 pp.
- Pollock, K. H., Nichols, J. D., Simons, T. R., Farnsworth, G. L., Bailey, L. L. y Sauer, J. R. (2002). Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics*, 13, 105-119.
- Poulsen, J. R., Clark, C. J., Mavah, G. y Elkan, P. W. (2009). Bushmeat supply and consumption in a tropical logging concession in northern Congo. *Conservation Biology*, 23, 1597-1608.
- Quijas, S., Schmid, B. y Balvanera, P. (2010). Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. *Basic and Applied Ecology*, 11, 582-593.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E. y DeSante, D. F. (1993). *Handbook of field methods for monitoring landbirds*. USDA Forest Service/UNL Faculty Publications, 105.
- Ralph, C. J., Sauer, J. R. y Droege, S. (1995). *Monitoring bird populations by point counts*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149. Albany, CA: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 187, 149.
- Riojas-López, M. E., Mellink, E. y Luévano, J. (2018). A semiarid fruit agroecosystem as a conservation-friendly option for small mammals in an anthropized landscape in Mexico. *Ecological Applications*, 28, 495-507.
- Ripa, R. y Larral, P. (2008). *Manejo de plagas en paltos y cítricos*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Colección de libros INIA, núm. 23. Santiago de Chile, 397 pp.
- Rodríguez de la Fuente, F. (1986). *El arte de cetrería*. México: Noriega, 286 pp.

- Roldán-Clarà B., López-Medellín, X., Leyva, C., Calderón de la Barca, N. y Espejel, I. (2017a). Mexican birds use according to government officials. *Ethnobiology and Conservation*, 6, 1-18.
- Roldán-Clarà, B., Toledo, V. y Espejel, I. (2017b). The use of birds as pets in Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 13, 1-18.
- Roldán-Clarà B., Maldonado-Alcudia, C. M. y Olmos-Martínez, E. (2018). Preservación del Patrimonio Cultural a Partir del Turismo Religioso: El Caso de las Peregrinaciones de los Pajareros en México. *International Journal of Scientific Management and Tourism*, 4-2, 489-500.
- Rogers, S. R., Tarpay, D. R. y Burrack, H. J. (2013). Multiple criteria for evaluating pollinator performance in highbush blueberry (Ericales: Ericaceae) agroecosystems. *Environmental Entomology*, 42, 1201-1209.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T. y Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1228-1236.
- Rowland, D., Blackie, R. R., Powell, B., Djoudi, H., Vergles, E., Vinceti, B. y Ickowitz, A. (2015). Direct contributions of dry forests to nutrition: a review. *International Forestry Review*. 17, :45-53.
- Sahagún, F. B. de, (1969). *Historia general de las cosas de nueva España*, 2a. ed. Numeración, anotaciones y apéndices de Ángel María Garibay K., Porrúa, México.
- Santos-Fita, D., Naranjo, E. J., y Rangel-Salazar, J. L. (2012). Wildlife uses and hunting patterns in rural communities of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 8, 38.
- Sierra, F. (1998). Función y sentido de la entrevista cualitativa en investigación social, en Galindo-Cáceres, J., *Técnicas de investigación en sociedad, cultura y comunicación* (pp. 277-354). México: Pearson Addison Wesley.
- Scheu, S., Ruess, L. y Bonkowski, M. (2005). Interactions between microorganisms and soil micro- and meso-fauna. En Buscot, F., A. Varma (Eds.) *Soil Biology, Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions* (pp. 253-27). Berlín: Springer-Verlag.
- Siddique, I., Engel, V. L., Parrotta, J. A., Lamb, D., Nardoto, G. B., Ometto, J. P. H. B. y Schmidt, S. (2008). Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. *Biogeochemistry*, 88, 89-101.

- Solomon, J., Jacobson, S. K., Wald, K. D. y Gavin, M. (2007). Estimating illegal resource use at a Ugandan park with the randomized response technique. *Human Dimensions of Wildlife*, 12, 75-88.
- Soldatini, C., Albores-Barajas, Y. V., Torricelli, P. y Mainardi, D. (2008). Testing the efficacy of deterring systems in two gull species. *Applied Animal Behaviour Science*, 110, 330-340.
- Spotswood, E. N., Goodman, K. R., Carlisle, J., Cormier, R. L., Humple, D. L., Rousseau, J., Guers, S. L. y Barton, G. G. (2012). How safe is mist netting? Evaluating the risk of injury and mortality to birds. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 29-38.
- Spradley, J. P. (1980). *Participant observation*. Belmont, C. A.: Wadsworth Cengage Learning, 195 pp.
- St. John, F. A. V., Edwards-Jones, G., Gibbons, J. M. y Jones, J. P. G. (2010). Testing novel methods for assessing rule breaking in conservation. *Biological Conservation* 143, 1025-1030.
- St. John, F. A. V., Keane, A., Edwards-Jones, G., Jones, L., Yarnell, R. W. y Jones, J. P. G. (2012). Identifying indicators of illegal behaviour: carnivore killing in human-managed landscapes. *Proceedings of the Royal Society B* 279, 804-812.
- Taylor, S. J. y Bogdan, R. (1984). *Introducción a los métodos cualitativos de investigación*. Barcelona: Paidós Ibérica. L'Hospitalet de Llobregat, 345 pp.
- Toledo, V. M. (2002). Ethnoecology: a conceptual framework for the study of indigenous knowledge of nature. En J. R. Stepp, Wyndham, F. y Zarger, R. K. (Eds.), *Ethnobiology and biocultural diversity: Proceedings of the 7th International Congress of Ethnobiology, Athens, Georgia* (pp. 511-522).
- Tracy, P. E. y Fox, J. A. (1981). The validity of randomized response for sensitive measurements. *American Sociological Review*, 46, 187-200.
- Trejo-Salazar, R.-E., Eguarte, L. E., Suro-Piñera, D. y Medellín, R. A. (2016). Save our bats, save our tequila: Industry and science join forces to help Bats and Agaves. *Natural Areas Journal*, 36, 523-530.
- Van den Bosch, R. y Telford, A. D. (1964). Environmental modification and biological control. En DeBach, P. (Ed.), *Biological control of insect pests and weeds* (pp. 459-488). Nueva York: Reinhold.
- Vandermeer, J. y Perfecto, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology*, 21, 274-277.

- Vences-Vidal, M. (2009). Manifestaciones de la religiosidad popular en torno a tres imágenes marianas originarias: La unidad del ritual y la diversidad formal. *Mirador Latinoamericano*, 49, 97-126.
- Westerkamp, C. y Gottsberger, G. (2000). Diversity pays in crop pollination. *Crop Science*, 40, 1209-1222.
- Wilson, G. J. y Delahay, R. J. (2001). A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research*, 28, 151-164.
- Wurst, S., De Deyn, G. B. y Orwin, K. (2012). Soil Biodiversity and Functions. En D. H. Wall (Ed.), *Soil Ecology and Ecosystem Services* (pp. 28-44). Oxford: Oxford University Press.
- Yeates, G. W., Bongers, T., De Goede, R. G. M., Freckman, D. W. y Georgieva, S. S. (1993). Feeding habits in soil nematode families and genera: An outline for soil ecologists. *Journal of Nematology*, 25, 315-331.
- Yom-Tov, Y. (2003). Poaching of Israeli wildlife by guest workers. *Biological Conservation*, 110, 11-20.
- Zimmerman, J., Pascarella, J. y Aide, T. (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*, 8, 350-360.

