



Revista mexicana de biodiversidad

ISSN: 1870-3453

ISSN: 2007-8706

Instituto de Biología

Sosenski, Paula; Domínguez, César A.

El valor de la polinización y los riesgos que enfrenta como servicio ecosistémico

Revista mexicana de biodiversidad, vol. 89, núm. 3, 2018, pp. 961-970

Instituto de Biología

DOI: 10.22201/ib.20078706e.2018.3.2168

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42559285030>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc

Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Nota de opinión

El valor de la polinización y los riesgos que enfrenta como servicio ecosistémico

The value and risks of pollination as an ecosystem service

Paula Sosenski ^{a,*} y César A. Domínguez ^b

^a CONACYT-Departamento de Ecología Tropical, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán, Km. 15.5 Carr. Mérida-Ximatkil, 97000 Mérida, Yucatán, México

^b Departamento de Ecología Evolutiva, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado Postal 70-275, 04510 Ciudad de México, México

*Autor para correspondencia: paula.sosenski@correo.uady.mx (P. Sosenski)

Recibido: 8 marzo 2017; aceptado: 2 marzo 2018

Resumen

La polinización es un servicio ecosistémico fundamental para el bienestar humano y la subsistencia de una gran diversidad de especies. Muchos de los cultivos que forman parte esencial de nuestra alimentación, así como un alto porcentaje de especies silvestres dependen de los polinizadores para producir frutos y semillas. En la última década se ha reportado un efecto negativo del deterioro ambiental sobre la abundancia, la diversidad y la actividad de los polinizadores como consecuencia de la introducción de especies no nativas, la transmisión de enfermedades, la destrucción del hábitat, la agricultura, el uso de pesticidas y el cambio climático, entre otros factores. Los riesgos que enfrenta la polinización ponen de manifiesto la necesidad de revisar el estado actual del conocimiento sobre esta problemática ambiental. Esta nota de opinión busca dar un panorama general de los principales factores que afectan a los polinizadores y que pueden tener consecuencias negativas sobre la polinización de especies cultivadas y silvestres; discute ejemplos reportados en Latinoamérica, y particularmente, en México, y sugiere posibles líneas de investigación para estudios futuros.

Palabras clave: *Apis mellifera*; Cultivos polinizados por animales; Deterioro ambiental; Pérdida de biodiversidad; Pesticidas; Polinización; Polinizadores nativos; Polinizadores manejados

Abstract

Pollination is an essential ecosystem service for human welfare and for the survival of many species. Most of the main crops in our diet, as well as many wild species, depend on pollinators to produce fruits, vegetables and seeds. In the last decade it has been reported that environmental deterioration has had a negative effect in the abundance and diversity of pollinators as a result of habitat fragmentation, deforestation, agriculture, agrochemicals, invasive species, pollinator diseases, and climate change, among other factors. The current risk that pollination faces, highlights the urgent need to review the current state of knowledge related to this environmental problem. This note aims at giving a general overview of the main factors affecting pollinators, as well as their negative effects over the pollination of wild and cultivated species; it discusses examples reported in Latin America, and particularly in Mexico; and suggests lines of research that should be addressed in the future.

Keywords: *Apis mellifera*; Animal-pollinated crops; Environmental degradation; Loss of biodiversity; Pesticides; Pollination; Native pollinators; Managed pollinators

Los servicios ecosistémicos son las funciones provistas por la naturaleza que satisfacen las necesidades humanas (Balvanera y Ávalos, 2007; Kremen et al., 2007). Uno de los servicios ecosistémicos del que depende el mantenimiento de numerosas especies de plantas y animales, además de la alimentación humana, es la polinización (Sharma y Abrol, 2014). Se ha estimado que alrededor del 80% de las plantas silvestres y cerca del 75% de los principales cultivos de consumo humano dependen de la polinización biótica para la producción de semillas y frutos (Kearns et al., 1998; Klein et al., 2007; National Research Council, 2007). Entre los polinizadores más reconocidos mundialmente por su abundancia y papel en la polinización de los cultivos se encuentran las abejas y los abejorros, pero también se ha reportado que otros insectos como las moscas, escarabajos, mariposas, avispas (Rader et al., 2016), y animales de otros grupos taxonómicos como colibríes y murciélagos contribuyen en la polinización de especies cultivadas. El grado de dependencia de los polinizadores varía entre los cultivos (Aizen et al., 2008, 2009; Klein et al., 2007), y en los casos más extremos, la ausencia de polinizadores puede reducir la producción de los cultivos hasta en un 100% (Ghazoul, 2005). En México, se calcula que el 85% de las plantas cultivadas comestibles depende de polinizadores para producir frutas, verduras y semillas (Ashworth et al., 2009), pero sólo se conoce el grado de dependencia en 37% de esas plantas y se ha caracterizado la identidad de los polinizadores en el 20% (Quesada et al. datos no publicados). Cabe destacar que el valor nutricional de los cultivos que dependen de la polinización animal es muy alto, pues son ricos en vitamina A y C, antioxidantes, lípidos, calcio, flúor, y ácido fólico, entre otros componentes (Eilers et al., 2011). Además de su importancia ecológica, alimenticia y nutricional, la polinización de plantas cultivadas genera ganancias multimillonarias (Breeze et al., 2016). La estimación más reciente calcula que el valor económico mundial de este servicio es de 217 mil millones de dólares al año (Gallai et al., 2008) y en México se calcula que podría ascender a 63 mil millones de pesos (Sarukhán et al., 2008).

A pesar de los beneficios de la polinización animal, se ha reportado una reducción importante en la abundancia y la diversidad de los polinizadores en distintas partes del mundo como resultado del deterioro ambiental debido a factores como la destrucción del hábitat (fragmentación y deforestación), la agricultura, el uso de pesticidas, la introducción de especies no nativas, las enfermedades de los polinizadores, y el cambio climático (González-Varo et al., 2013). En respuesta a esta problemática, la comunidad científica internacional ha desarrollado un esfuerzo notable por evaluar y entender el impacto de los factores mencionados en la polinización de especies

silvestres y cultivadas. A partir de la evidencia generada se han publicado numerosas revisiones del tema (Dicks et al., 2016; Goulson et al., 2015; Potts et al., 2016; Settele et al., 2016), entre las que destaca el “Assesment report on pollinators, pollination and food production” elaborado por la Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES, 2016). Este documento, el más completo y detallado que tenemos hasta el momento, subraya la importancia de: 1) caracterizar las causas y el impacto del deterioro ambiental sobre los polinizadores y la polinización a distintas escalas (local, regional y global) y en distintas regiones, 2) documentar el estatus actual de los diversos polinizadores, y 3) comprender el papel de los polinizadores nativos e introducidos, y su interacción, en la agricultura sustentable. Este tipo de trabajos son sumamente relevantes, pues durante mucho tiempo, la mayoría de los estudios sobre polinización habían sido abordados principalmente desde una perspectiva ecológica y evolutiva. Sin embargo, con el surgimiento de la agroecología y ante la necesidad de buscar soluciones sustentables al deterioro ambiental, la polinización ha sido revalorada como un servicio ecosistémico de importancia alimenticia, económica y social (González-Varo et al., 2013; Hanley et al., 2015), del que todavía hay mucho que investigar. Uno de los aspectos que ha llamado la atención es que aún tenemos un conocimiento muy limitado sobre los factores que afectan a los polinizadores, y su efecto sobre la polinización en algunas regiones del mundo. Por ejemplo, aunque los países subdesarrollados podrían ser más vulnerables a la pérdida de polinizadores dado que tienen una mayor proporción de cultivos polinizados por animales que los países desarrollados (Aizen et al., 2008), la mayor parte de los estudios sobre la pérdida de polinizadores se han realizado en EUA y Europa, pero todavía se sabe muy poco de lo que ocurre en Latinoamérica, y en nuestro interés particular, en México. Cabe destacar que muchas de las plantas cultivadas en países latinoamericanos son manejadas por pequeños productores a escalas reducidas y en parcelas mixtas (Morton, 2007), las cuales son altamente dependientes de los polinizadores nativos (Klein et al., 2007) por lo que resulta fundamental contar con información actualizada que ayude a conocer las consecuencias del deterioro ambiental sobre los polinizadores y la polinización de plantas cultivadas en estas regiones. Considerando lo anterior y reconociendo que existen trabajos de revisión en el tema (Potts et al., 2016), el interés de esta nota de opinión es: 1) presentar un diagnóstico general de los factores asociados a la pérdida de polinizadores que afectan la polinización, 2) discutir algunos de los estudios de caso en Latinoamérica, en particular, México, y 3) sugerir posibles líneas de investigación que contribuirían con información

relevante a la comprensión de esta problemática.

Diagnóstico de los factores que afectan a los polinizadores y la polinización

1. Manejo e introducción de polinizadores y sus consecuencias. Aunque los polinizadores nativos pueden polinizar las plantas silvestres y cultivadas de manera eficiente (Winfree et al., 2007), algunos países han recurrido a la compra y el manejo de polinizadores no nativos para incrementar la productividad de los cultivos en campos abiertos e invernaderos. Se calcula que alrededor de 12 especies de polinizadores son comercializadas en el mundo, entre las que destacan *Apis mellifera* y *Bombus terrestris* (Kearns et al., 1998; Potts et al., 2010). En México, a diferencia de otros países como EUA y Canadá donde el manejo de polinizadores es común, solamente se manejan comercialmente 2 especies: *A. mellifera*, para la polinización de cultivos como berenjena, pepino, fresa, manzana, melón, sandía, entre otros, y *Bombus impatiens*, utilizada en invernaderos para la polinización por vibración del jitomate (*Solanum lycopersicum*, Winter et al., 2006), principalmente en los estados del norte del país (Torres-Ruiz et al., 2013). Si bien las abejas meliponas nativas (“abejas de los mayas”) no son comercializadas, han sido manejadas por las comunidades mayas desde tiempos ancestrales, pues son muy apreciadas por su labor en la producción de miel y otros productos con propiedades medicinales y nutricionales, además de que son efectivos polinizadores de al menos 16 cultivos en el país (Torres-Ruiz et al., 2013). A pesar de sus evidentes ventajas, el manejo e introducción de polinizadores no nativos como *Apis mellifera* y *Bombus* spp. ha tenido también consecuencias negativas sobre los polinizadores nativos y el servicio de polinización en plantas cultivadas y silvestres, aspectos que trataremos en las siguientes secciones (Geldmann y González-Varo, 2018).

1.1. Transmisión de enfermedades. El manejo de polinizadores no nativos ha promovido la transmisión de enfermedades entre las abejas que son transportadas en condiciones estresantes (altas temperaturas y altas densidades) hasta su destino (Stout y Morales, 2009). Precisamente, el caso mejor documentado de pérdida de polinizadores en el mundo estuvo asociado a las enfermedades de las abejas. En el 2007, EUA reportó un decremento dramático en el número de colonias de *A. mellifera*, que pasó de 5.9 a 2.4 millones entre 1947 y 2005 (National Research Council et al., 2007), y provocó pérdidas millonarias en los cultivos (Stout y Morales, 2009). Este colapso se debió principalmente a la transmisión de parásitos como *Varroa destructor*, un exoparásito que se alimenta de la hemolinfa y *Acarapis woodi*, un parásito traqueal que entra a los conductos respiratorios

inhibiendo el paso de aire (Watanabe, 1994; National Research Council et al., 2007), ambos con consecuencias letales sobre las abejas. En México, se detectó la presencia del escarabajo de las colmenas (*Aethina tumida*) en las colonias de *A. mellifera*. Este artrópodo, que vive y se reproduce dentro de las colmenas alimentándose de polen, miel y crías de abejas, entró al país por Coahuila a través de EUA en el 2007 (Saldaña et al., 2014), y según datos de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación actualmente se ha propagado por 14 estados de la república. Hasta el momento no hay una estimación del número de colmenas que podrían estar dañadas por este organismo, ni sobre su posible efecto en la disminución de abejas melíferas reportada por los apicultores en los últimos años. El principal riesgo de estos y otros patógenos es que no solo afectan a las colonias de abejas comercializadas e introducidas, sino también que pueden transmitirse a las poblaciones de abejas silvestres y nativas, a las abejas de otros apiarios y a otros insectos polinizadores (Gisder y Genersch, 2017). Por ejemplo, recientemente Al Toufailia et al. (2017) registraron por primera vez la presencia de *A. tumida* en un apiario en Brasil y Porrini et al. (2017) encontraron microsporidios de *Nosema ceranae*, un parásito de las abejas melíferas, en muestras de abejas meliponas y avispas sociales (*Polybia scutellaris*) en Argentina y Brasil. Aunque este tipo de investigaciones empiezan a ser más frecuentes, todavía hay muy pocos datos sobre las enfermedades de los polinizadores nativos. Esta información sería de mucha utilidad en las estrategias de conservación de los polinizadores.

1.2. Eficiencia de los polinizadores manejados y no-nativos en la polinización y su efecto sobre los polinizadores nativos. Dada su abundancia y distribución cosmopolita, *A. mellifera* ha sido considerada como uno de los principales polinizadores de especies cultivadas y silvestres en el mundo. Sin embargo, su eficiencia en comparación con la de los polinizadores nativos ha sido muy discutida (Garibaldi et al., 2013; Montero-Castaño y Vilá, 2015; Stout y Morales, 2009; Traveset, 2015). Aunque las abejas melíferas puedan visitar muchas flores y ser buenas recolectoras de polen, esto no necesariamente significa que depositen un gran número de granos de polen en los estigmas de las flores. Si el número de granos de polen depositados en estigmas conespecíficos es bajo en relación a la cantidad de polen y/o el volumen de néctar recolectado por visita, la polinización podría incurrir en costos demasiado elevados para la planta, como una reducción importante en la producción de frutos y semillas. En un estudio sin precedentes, Garibaldi et al. (2013) reportaron una menor eficiencia de *A. mellifera*, estimada como una menor producción de frutos y semillas,

en comparación con polinizadores nativos en 41 cultivos en 600 sitios del mundo. En una menor escala, Canto-Aguilar y Parra-Tabla (2000) encontraron que las abejas nativas son más eficientes que las melíferas en la polinización de la calabaza (*Cucurbita moschata*) en la península de Yucatán, México y Silva-Neto et al. (2017) demostraron la alta eficiencia de las abejas nativas en la producción y la calidad de los frutos de tomate en Brasil. Resultados como estos dejan claro que utilizar la tasa de visita como una medida del éxito de un polinizador está lejos de medir su eficiencia (King et al., 2013). Por lo tanto, se deben realizar estimaciones precisas de la calidad de la polinización y la contribución a la producción de frutos y semillas de los polinizadores nativos y no nativos. Además de su eficiencia, los polinizadores nativos tienen la ventaja de ser muy diversos. Por ejemplo, Meléndez-Ramírez et al. (2002) reportaron 58 especies de abejas nativas asociadas a cultivos de hortalizas como calabaza, pepino, melón y sandía al sureste de México y Silva-Neto et al. (2017) reportaron 30 especies de polinizadores nativos solamente en cultivos de tomate en Brasil. La alta eficiencia de los polinizadores nativos sugiere que su manejo comercial tendría importantes beneficios ecológicos y económicos en nuestro país (Torres-Ruiz et al., 2013).

Otra de las amenazas de los polinizadores manejados o introducidos es que pueden desplazar a los polinizadores nativos, tanto en los cultivos como en condiciones naturales, al competir por los mismos recursos florales (Dohzono y Yokoyama, 2010; Geldmann y González-Varo, 2018; Herbertsson et al., 2016; Traveset, 2015). Esto puede afectar no solo la reproducción y la sobrevivencia de los polinizadores nativos, sino resultar en la polinización deficiente de las plantas cultivadas o nativas (Geldmann y González-Varo, 2018). Por ejemplo, Pinkus-Rendon et al. (2005) reportaron que el polinizador de la calabaza *Peponapis limitaris*, el cual se alimenta de polen y utiliza las flores como sitio de resguardo y apareamiento, fue desplazado por *A. mellifera* de las flores de dicho cultivo. Otro caso es el de *B. terrestris* que ocupa los sitios de anidamiento de otras especies locales de *Bombus* (Dafni et al., 2010; Inoue et al., 2008; Matsumura et al., 2004) e incluso puede llegar a formar híbridos. En contraste, otros estudios no han detectado efectos negativos de las abejas melíferas sobre los polinizadores nativos (Ollerton, 2017; Watts et al., 2016). Otro aspecto que vale la pena mencionar es la relación entre los polinizadores no nativos y las plantas invasoras. Evidencia reciente demuestra que las abejas y los abejorros introducidos son más eficientes que los nativos polinizando plantas invasoras y menos eficientes polinizando especies nativas (Geldmann y González-Varo, 2018; Morales et al., 2017). Este hallazgo es preocupante, ya que aunque los polinizadores

introducidos contribuyen a la reproducción de muchas especies de plantas, también podrían estar ejerciendo un rol facilitador en el establecimiento de especies con un elevado potencial de perturbar la estructura y la dinámica de las comunidades vegetales nativas.

2. Destrucción y modificación del hábitat: disponibilidad de recursos florales. Otro de los factores clave que enfrentan los polinizadores es la pérdida de recursos florales. La modificación del hábitat como consecuencia de la deforestación y las prácticas agrícolas (por ejemplo, los monocultivos) ha afectado negativamente la disponibilidad y diversidad de recursos energéticos (polen y néctar), sitios de anidamiento y resguardo. Esta situación podría desplazar a los polinizadores silvestres hacia otros sitios en los que sí encuentran los recursos para subsistir, o en el peor escenario, provocar su muerte, lo que explicaría la pérdida de polinizadores. Aunque la evidencia sobre la disminución de recursos florales en las comunidades naturales se ha incrementado en los últimos años (Goulson et al., 2015; Potts et al., 2010), no tenemos hasta el momento un panorama muy claro sobre la magnitud de este fenómeno a una escala global y en México tampoco hay evidencia que nos permita determinar con certeza si estamos ante una crisis en la disponibilidad de flores en distintas ambientes o comunidades vegetales. Esta falta de información se debe, en parte, a la dificultad que implica obtener una buena caracterización de la abundancia de flores y recursos florales (como el néctar y el polen) en las especies en floración que integran distintas comunidades vegetales, que además sea comparable entre temporadas, años, regiones y ambientes. Probablemente, la producción de miel en el país podría funcionar como un indicador de la disponibilidad de recursos florales, al menos de las especies en floración que son visitadas por las abejas melíferas. En el 2016, la Federación Mexicana de Apicultores reportó una caída en la producción de miel en 17 estados, que coincide con una reducción en el número de colmenas de abejas melíferas en distintos estados del país. No se descarta que estos eventos podrían ser una consecuencia de que las abejas no encuentran néctar para alimentarse debido a la escasez de flores. Yucatán, en particular, reportó una caída del 35% en la producción de miel con respecto al 2015, que se cree podría ser el resultado de la prolongada sequía (altas temperaturas y pocas lluvias) que ha afectado la floración de muchas especies y con ello, la disponibilidad de néctar y polen, con consecuencias que podrían ser devastadoras para las abejas.

Por otro lado, la evidencia aportada por diversos trabajos sugiere un efecto negativo de las prácticas agrícolas en la abundancia y la diversidad de polinizadores nativos, que está estrechamente relacionado con la disponibilidad de recursos florales. La reducción en la diversidad floral

asociada a los monocultivos afecta a los polinizadores ya que en muchos casos las plantas de una sola especie no logran satisfacer las preferencias y los requerimientos energéticos de los distintos visitantes (Kearns et al., 1998; Kluser y Peduzzi, 2007). Se ha reportado que la cercanía de las parcelas agrícolas a las comunidades naturales incrementa la abundancia y la diversidad de polinizadores silvestres en los cultivos (Cusser et al., 2016; Garibaldi et al., 2011; Ricketts, 2004). En consecuencia, se ha demostrado un aumento en la productividad de los cultivos cercanos a comunidades naturales dada la diversidad de recursos florales y lugares de anidamiento que estos sitios ofrecen a los visitantes nativos (Cusser et al., 2016; Gaines-Day y Gratton, 2016; Garibaldi et al., 2016). Sin embargo, es importante considerar que la estructura de las redes planta-polinizador puede diferir entre los cultivos y las comunidades naturales, lo cual podría reflejar las diferencias en la densidad y la distribución espacial de los recursos florales (Parra-Tabla et al., 2017). Por esta razón, resulta muy importante caracterizar las redes planta-polinizador en un mayor número de cultivos y comunidades naturales.

3. Uso de pesticidas. Otro de los factores asociados a la pérdida de polinizadores y que puede tener un efecto negativo sobre la polinización es la utilización de pesticidas. La aplicación de estos productos tiene como objetivo defender a las plantas de sus enemigos naturales y con ello evitar los daños potenciales que reducen el rendimiento de los cultivos. Sin embargo, su uso ha sido muy criticado pues además de que contaminan el suelo, el aire y el agua, no son específicos, es decir, pueden provocar el envenenamiento y/o la muerte de insectos que interactúan con las plantas de forma no antagónica, como es el caso de los polinizadores (Pisa et al., 2015). Diversos estudios han analizado la toxicidad de estos productos y su efecto sobre las poblaciones de abejas, y señalan a los pesticidas sistémicos, principalmente los neonicotinoides (Van der Slujs et al., 2013), como una de las causas más importantes del colapso mundial en las colmenas de abejas en las últimas décadas (Van Lexmond et al., 2015). Esta conclusión se basa en un conjunto de evidencias como la contaminación de las colmenas cercanas a los cultivos con residuos de pesticidas; una relación positiva entre el uso de pesticidas y alteraciones en el aprendizaje y el comportamiento de las abejas y una reducción importante en su supervivencia (Hladik et al., 2016; Mullin et al., 2010). Así, el uso de pesticidas podría tener consecuencias indirectas sobre la producción de frutos y semillas, si hubiera una disminución en la frecuencia de visitas o la cantidad de polen transferido por visita de los polinizadores afectados. Sin embargo, hasta el momento existe muy poca evidencia que lo sustente. Uno de los pocos estudios

publicados al respecto mostró que árboles de manzana polinizados por colonias de *Bombus* expuestas a pesticidas produjeron frutos con menos semillas como consecuencia de una baja transferencia de polen (Stanley et al., 2015).

Un aspecto preocupante es que en México se han autorizado 183 ingredientes activos de plaguicidas altamente peligrosos (140 de los cuales ya fueron prohibidos en otros países) y se sabe que 82 (el 44.81%) son muy tóxicos para las abejas (Bejarano, 2017). A pesar del grave riesgo ecológico que esto representa, es notoria la falta de estudios que evalúen el efecto de los pesticidas en las poblaciones de polinizadores introducidos y nativos en el país, y cómo podrían estar afectando la polinización de plantas cultivadas, por lo que, se recomienda el desarrollo de más trabajos en esta dirección. Finalmente, es importante promover el uso de productos de menor toxicidad o más rápida degradación (Dayan et al., 2009; Dubey et al., 2010) que aminoren los efectos potenciales sobre las poblaciones de polinizadores nativos.

4. Cambio climático. La ocurrencia de la polinización requiere de la sincronía entre el ciclo de vida de los polinizadores y la temporada de floración de las especies a las que visitan, lo cual asume la coexistencia espaciotemporal de las especies involucradas (Schweiger et al., 2010). Por lo tanto, el incremento en la temperatura como resultado del calentamiento global puede representar una amenaza para la polinización no solo al afectar el comportamiento y la sobrevivencia de los polinizadores que forrajean a determinada hora del día y en ciertos períodos del año, sino también porque puede alterar el inicio o la duración de la temporada de floración de las plantas con las que interactúan (Gordo y Sanz, 2005; Hegland et al., 2009). Algunos estudios han analizado el efecto del incremento en la temperatura ambiental sobre la abundancia, la distribución y la actividad de algunos polinizadores, principalmente abejas y mariposas (Kjøhl et al., 2011). Aunque se esperaría que el incremento en la temperatura afectara diferencialmente a los polinizadores de ambientes tropicales y templados, ya que estos últimos tendrían una mayor tolerancia térmica que podría optimizar su desempeño a más altas temperaturas (Deutsch et al., 2008; Forrest, 2017); todavía hay poca información al respecto. Una de las evidencias más claras hasta el momento es la emergencia temprana de las mariposas, así como su desplazamiento hacia los polos y mayores altitudes en Norteamérica y Europa en respuesta al incremento de la temperatura en las últimas décadas (Gordo y Sanz, 2005, 2006; Parmesan, 2007). Sin embargo, hacen falta más estudios empíricos que evalúen estas respuestas en distintas especies de polinizadores, principalmente en ecosistemas tropicales. Para ello será muy importante contar con registros de la abundancia estacional de las

poblaciones de polinizadores a lo largo del tiempo.

Entre las herramientas no empíricas utilizadas en los últimos años para predecir los impactos potenciales del cambio climático en los polinizadores y los cultivos se encuentran los modelos de distribución. La predicción general de estos modelos es que el calentamiento global afectará la distribución espacial de las especies involucradas en la interacción planta-polinizador al modificar el paisaje agrícola. Un ejemplo es la proyección climática del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2014) al año 2050. Ésta predice que la abundancia global de algunas especies de polinizadores podría incrementarse y la de otras, disminuir y que la actividad estacional de muchas especies podría modificarse afectando los ciclos de vida y las interacciones planta-polinizador. Otros trabajos que han modelado las distribuciones potenciales de cultivos particulares en escalas menores han detectado patrones similares. Por ejemplo, para el 2050, Imbach et al. (2017) predicen pérdidas importantes de áreas idóneas para el cultivo de café en Latinoamérica, asociadas al incremento en la temperatura que afectaría la diversidad de abejas que polinizan este cultivo. En México, para el mismo año Quesada et al. (datos no publicados) predicen una disminución en el área potencial para el cultivo de 118 especies de plantas comestibles polinizadas por animales y una reducción en la distribución de 28 especies de polinizadores. En contraste, el área disponible para el cultivo de 54 especies podría incrementarse, así como la distribución de 20 especies de polinizadores. Elias et al. (2017) predicen que para el 2100 el cambio climático impactará negativamente varias especies de polinizadores asociadas al cultivo de tomate en Brasil. Si bien este tipo de modelos nos permiten vislumbrar los efectos del cambio climático en la polinización de cultivos particulares, es difícil establecer generalizaciones pues la respuesta de las plantas y los polinizadores al calentamiento global dependerá de: 1) las características y la capacidad de adaptación de las especies involucradas, 2) las condiciones abióticas en que se dan los cultivos, y 3) la escala en que ocurren las interacciones.

Existen todavía muchas brechas que explorar acerca de los impactos del cambio climático en los polinizadores y la polinización de cultivos. Aunque la evidencia ha demostrado un efecto del incremento en la temperatura sobre la abundancia y el comportamiento de los polinizadores y sobre la fenología floral de muchas especies, esto no necesariamente implica que exista un impacto sobre la interacción planta-polinizador, y de este tema, se sabe muy poco, particularmente en México. Además, es importante considerar que el cambio climático puede afectar a los polinizadores de manera indirecta a través de su impacto sobre otros factores como la proliferación de especies

invasoras, la transmisión de enfermedades, la destrucción del hábitat, la pérdida de recursos florales, entre otros; por lo tanto, estudios futuros deberán analizar el efecto conjunto de estos factores.

Propuestas y conclusiones

Los ejemplos que hemos presentado en esta nota muestran cómo los riesgos actuales que enfrentan los polinizadores pueden llegar a comprometer los beneficios de la polinización como servicio ecosistémico al afectar la producción de frutos y semillas de las plantas cultivadas y silvestres. A partir de la evidencia discutida y de la poca información que todavía se tiene sobre algunos temas, a continuación sugerimos algunas líneas de investigación que contribuirían con información valiosa al estudio de esta problemática: *a*) dado que existe un sesgo considerable en las especies de polinizadores que han sido estudiadas, subrayamos la necesidad de desarrollar más estudios enfocados en caracterizar la abundancia y la diversidad de polinizadores nativos asociados a plantas cultivadas y silvestres, principalmente en regiones tropicales. Además, se requiere evaluar la eficiencia en la producción de frutos y semillas en especies cultivadas y silvestres, considerando la abundancia y la frecuencia de visitas de los polinizadores nativos respecto a los introducidos; *b*) se sugiere caracterizar, a largo plazo, la fenología estacional de polinizadores nativos y no nativos, así como la fenología floral de las especies que polinizan en diversas comunidades vegetales. El análisis de esta información nos permitirá entender mejor la relación entre el deterioro ambiental y los cambios en la sincronía de las plantas y sus polinizadores, así como la disponibilidad aproximada de recursos florales en las comunidades; *c*) es importante contar con una caracterización cualitativa y cuantitativa de los pesticidas que están siendo utilizados en diversos cultivos polinizados por animales en el país, tomando en cuenta que muchos de los compuestos activos han sido reportados como nocivos para las abejas. Un aspecto a evaluar es si el uso de pesticidas sistémicos afecta la composición química de los atributos florales de atracción y recompensa (aroma, néctar y polen) y en consecuencia, la percepción y las preferencias de los polinizadores; *d*) se deben promover los sistemas de cultivo que mantengan la diversidad y la abundancia de polinizadores nativos y aseguren su conectividad con hábitats naturales. En particular, se sugiere trabajar en planes de manejo que mantengan y/o incrementen el número de especies en floración en los márgenes de los cultivos, o al interior de los jardines o huertos familiares cercanos a los cultivos (Gill et al., 2016; Motzke et al., 2016). Esto aseguraría los sitios de anidamiento y forrajeo para los polinizadores, ayudando a preservar su diversidad

y abundancia, y maximizando la producción de frutos y semillas. Además, se debe difundir el valor de los jardines y huertos familiares como reservorios de diversidad biológica que aseguran un aprovechamiento sustentable de la polinización (Fukase y Simons, 2016; Kaluza et al., 2016); e) se sugiere caracterizar experimentalmente la relación de las diversas variables asociadas al cambio climático (como son temperatura, precipitación, humedad del suelo, CO₂, etc.) y el comportamiento de forrajeo de los polinizadores nativos, principalmente en regiones tropicales. Asimismo, se debe analizar la relación entre estas variables y las señales de atracción percibidas por los polinizadores (aroma y néctar), así como su efecto sobre la interacción polen-estigma, y en consecuencia, sobre la fecundidad de las plantas; f) es importante apoyar el manejo comercial de polinizadores nativos en el país como una estrategia que ayudaría a preservar la interacción de las plantas con sus polinizadores naturales; g) se deberán proponer estrategias de conservación que protejan el hábitat natural de los polinizadores y de las especies que polinizan. Para ello, será de gran utilidad modelar el impacto potencial de los factores asociados al deterioro ambiental sobre el mantenimiento de las interacciones planta-animal en distintas comunidades vegetales, regiones y escalas. Esta información será fundamental para sugerir sitios prioritarios de conservación.

Agradecimientos

Los autores agradecen a dos revisores anónimos del manuscrito por sus comentarios y sugerencias a una versión previa del texto.

Referencias

- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S. A. y Klein, A. M. (2008). Long-term global trends in crop yield and production reveal no current pollination shortage but increasing pollinator dependency. *Current Biology*, 18, 1572–1575.
- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S. A. y Klein, A. M. (2009). How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103, 1579–1588.
- Al Toufailia, H., Alves, D. A., Bená, D. D. C., Bento, J. M., Iwanicki, N. S. y Cline, A. R. (2017). First record of small hive beetle, *Aethina tumida* Murray, in South America. *Journal of Apicultural Research*, 56, 76–80.
- Ashworth, L., Quesada, M., Casas, A., Aguilar, R. y Oyama, K. (2009). Pollination dependent food production in Mexico. *Biological Conservation*, 142, 1050–1057.
- Balvanera, P. y Avalos, H. C. (2007). Aceramientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica*, 84, 8–15.
- Bejarano, G. F. (2017). Los plaguicidas altamente peligrosos: nuevo tema normativo internacional y su perfil nacional en México. En G. F. Bejarano (Eds.), *Los plaguicidas altamente peligrosos en México* (pp. 13–138). México D.F.: Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A.C.
- Breeze, T. D., Gallai, N., Garibaldi, L. A. y Li, X. S. (2016). Economic measures of pollination services: shortcomings and future directions. *Trends in Ecology & Evolution*, 31, 927–939.
- Canto-Aguilar, M. A. y Parra-Tabla, V. (2000). Importance of conserving alternative pollinators: assessing the pollination efficiency of the squash bee, *Peponapis limitaris* in *Cucurbita moschata* (Cucurbitaceae). *Journal of Insect Conservation*, 4, 201–208.
- Cusser, S., Neff, J. L. y Jha, S. (2016). Natural land cover drives pollinator abundance and richness, leading to reductions in pollen limitation in cotton agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 226, 33–42.
- Dafni, A., Kevan, P., Gross, C. L. y Goka, K. (2010). *Bombus terrestris*, pollinator, invasive and pest: An assessment of problems associated with its widespread introductions for commercial purposes. *Applied Entomology and Zoology*, 45, 101–113.
- Dayan, F. E., Cantrell, C. L. y Duke, S. O. (2009). Natural products in crop protection. *Bioorganic & Medicinal Chemistry*, 17, 4022–4034.
- Deutsch, C. A., Tewksbury, J. J., Huey, R. B., Sheldon, K. S., Ghalmor, C. K. y Haak, D. C. (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 105, 6668–6672.
- Dicks, L. V., Viana, B., Bommarco, R., Brosi, B., del Coro Arizmendi, M. y Cunningham, S. A. (2016). Ten policies for pollinators. *Science*, 354, 975–976.
- Dohzono, I. y Yokoyama, J. (2010). Impacts of alien bees on native plant-pollinator relationships: a review with special emphasis on plant reproduction. *Applied Entomology and Zoology*, 45, 37–47.
- Dubey, N. K., Shukla, R., Kumar, A., Singh, P. y Prakash, B. (2010). Global scenario on the application of natural products in integrated pest management programmes. En N. K. Dubey (Eds.), *Natural products in plant pest management* (pp. 1–20). Cambridge, Massachusetts: CABI.
- Eilers, E. J., Kremen, C., Greenleaf, S. S., Garber, A. K. y Klein, A. M. (2011). Contribution of pollinator-mediated crops to nutrients in the human food supply. *Plos One*, 6, e21363.
- Elias, M. A., Borges, F. J., Bergamini, L. L., Franceschinelli, E. V. y Sujii, E. R. (2017). Climate change threatens pollination services in tomato crops in Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 257–264.
- Forrest, J. R. K. (2017). Insect Pollinators and Climate Change. En S. N. Johnson y T. H. Jones (Eds.), *Global climate change and terrestrial invertebrates* (pp. 71–91). Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- Fukase, J. y Simons, A. M. (2016). Increased pollinator activity in urban gardens with more native flora. *Applied Ecology and Environmental Research*, 14, 297–310.

- Gaines-Day, H. R. y Gratton, C. (2016). Crop yield is correlated with honey bee hive density but not in high-woodland landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 218, 53–57.
- Gallai, N., Salles, J. M., Settele, J. y Vaissière, B. E. (2008). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68, 810–821.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J. M., Bommarco, R. y Cunningham, S. A. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters*, 14, 1062–1072.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R. y Cunningham, S. A. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honeybee abundance. *Science*, 339, 1608–1611.
- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Vaissière, B. E., Gemmill-Herren, B., Hipólito, J. y Freitas, B. M. (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351, 388–391.
- Geldmann, J. y González-Varo, J. P. (2018). Conserving honey bees does not help wildlife. *Science*, 359, 392–393.
- GHazoul, J. (2005). Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 367–373.
- Gill, R. J., Baldock, K. C., Brown, M. J. F., Cresswell, J. E., Dicks, L. V. y Fountain, M. T. (2016). Protecting an ecosystem service: approaches to understanding and mitigating threats to wild insect pollinators. *Advances in Ecological Research*, 54, 135–206.
- Gisder, S. y Genersch, E. (2017). Viruses of commercialized insect pollinators. *Journal of Invertebrate Pathology*, 147, 51–59.
- González-Varo, J. P., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Potts, S. G., Schweiger, O. y Smith, H. G. (2013). Combined effects of global change pressures on animal-mediated pollination. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 524–530.
- Gordo, O. y Sanz, J. J. (2005). Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia*, 146, 484–495.
- Gordo, O. y Sanz, J. J. (2006). Temporal trends in phenology of the honey bee *Apis mellifera* (L.) and the small white *Pieris rapae* (L.) in the Iberian Peninsula (1952–2004). *Ecological Entomology*, 31, 261–268.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C. y Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347, 1255957.
- Hanley, N., Breeze, T. D., Ellis, C. y Goulson, D. (2015). Measuring the economic value of pollination services: Principles, evidence and knowledge gaps. *Ecosystem Services*, 14, 124–132.
- Hegland, S. J., Nielsen, A., Lázaro, A., Bjerknes, A. L. y Totland, Ø. (2009). How does climate warming affect plant-pollinator interactions? *Ecology Letters*, 12, 184–195.
- Herbertsson, L., Lindström, S. A., Rundlöf, M., Bommarco, R. y Smith, H. G. (2016). Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology*, 17, 609–616.
- Hladik, M. L., Vandever, M. y Smalling, K. L. (2016). Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. *Science of the Total Environment*, 542, 469–477.
- Imbach, P., Fung, E., Hannah, L., Navarro-Racines, C. E., Roubik, D. W. y Ricketts, T. H. (2017). Coupling of pollination services and coffee suitability under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, 10438–10442.
- Inoue, M. N., Yokoyama, J. y Washitani, I. (2008). Displacement of Japanese native bumblebees by the recently introduced *Bombus terrestris* (L.) (Hymenoptera: Apidae). *Journal of Insect Conservation*, 12, 135–146.
- IPBES (Intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services). (2016). The assessment report of the Intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca y H. T. Ngo (Eds.), Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2014). Climate Change 2014: synthesis report. (ed. R.K.P.a.L.A.M. Core Writing Team) Contribution of working groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 151. Geneva, Switzerland.
- Kaluza, B. F., Wallace, H., Heard, T. A., Klein, A. M. y Leonhardt, S. D. (2016). Urban gardens promote bee foraging over natural habitats and plantations. *Ecology and Evolution*, 6, 1304–1316.
- Kearns, C. A., Inouye, D. W. y Waser, N. M. (1998). Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 83–112.
- King, C., Ballantyne, G. y Willmer, P. G. (2013). Why flower visitation is a poor proxy for pollination: measuring single-visit pollen deposition, with implications for pollination networks and conservation. *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 811–818.
- Kjøhl, M., Nielsen, A. y Stenseth, N. C. (2011). *Potential effects of climate change on crop pollination*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Klein, A. M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A. y Kremen, C. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London: Biological Sciences*, 274, 303–313.
- Cluser, S. y Peduzzi, P. (2007). *Global pollinator decline: a literature review*. Geneva: UNEP/ GRID.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G. y Minckley, R. (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.
- Matsumura, C., Yokoyama, J. y Washitani, I. (2004). Invasion

- status and potential ecological impacts of an invasive alien bumblebee, *Bombus terrestris* L. (Hymenoptera: Apidae) naturalized in Southern Hokkaido, Japan. *Global Environmental Research*, 8, 51–66.
- Meléndez-Ramírez, V., Magaña-Rueda, S., Parra-Tabla, V., Ayala, R. y Navarro, J. (2002). Diversity of native bee visitors of cucurbit crops (Cucurbitaceae) in Yucatán, México. *Journal of Insect Conservation*, 6, 135–147.
- Montero-Castaño, A. y Vilà, M. (2015). Impact of landscape alteration and invasions on pollinators: a meta-analysis. *Journal of Ecology*, 100, 884–893.
- Morales, C. L., Sáez, A., Garibaldi, L. A. y Aizen, M. A. (2017). Disruption of pollination services by invasive pollinator species. En M. Vilà y P. E. Hulme (Eds.), *Impact of biological invasions on ecosystem services* (pp. 203–220). Cham: Springer.
- Morton, J. F. (2007). The impact of climate change on smallholder and subsistence agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 19680–19685.
- Motzke, I., Klein, A. M., Saleh, S., Wanger, T. C. y Tscharntke, T. (2016). Habitat management on multiple spatial scales can enhance bee pollination and crop yield in tropical homegardens. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 223, 144–151.
- Mullin, C. A., Frazier, M., Frazier, J. L., Ashcraft, S., Simonds, R. y Pettis, J. S. (2010). High levels of miticides and agrochemicals in North American apiaries: implications for honey bee health. *Plos One*, 5, e9754.
- National Research Council (USA). (2007). *Status of pollinators in North America*. Washington, DC: National Academy Press.
- Ollerton, J. (2017). Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 353–376.
- Parmesan, C. (2007). Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13, 1860–1872.
- Parra-Tabla, V., Campos-Navarrete, M. J. y Arceo-Gómez, G. (2017). Plant-floral visitor network structure in a smallholder Cucurbitaceae agricultural system in the tropics: implications for the extinction of main floral visitors. *Arthropod-Plant Interactions*, 11, 731–740.
- Pinkus-Rendon, M. A., Parra-Tabla, V. y Meléndez, V. (2005). Floral resource use and interactions between *Apis mellifera* and native bees in cucurbit crops in Yucatán, México. *Canadian Journal of Entomology*, 137, 441–449.
- Pisa, L. W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Bonmatin, J. M., Downs, C. A. y Goulson, D. (2015). Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 68–102.
- Porrini, M. P., Porrini, L. P., Garrido, P. M., Porrini, D. P., Muller, F. y Nuñez, L. A. (2017). *Nosema ceranae* in South American Native Stingless Bees and Social Wasp. *Microbial Ecology*, 74, 761–764.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. y Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 345–353.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C. y Breeze, T. D. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540, 220–229.
- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L. A. y Winfree, R. (2016). Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 146–151.
- Ricketts, T. H. (2004). Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology*, 18, 1262–1271.
- Saldaña, L. M., Lara, L. G. y Antonio, D. J. (2014). *Manual, Nuevos manejos en la apicultura para el control del pequeño escarabajo de la colmena Aethina tumida Murray*. México D.F.: SAGARPA.
- Sarukhán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R. y Llorente-Bousquets, J. (2008). *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Schweiger, O., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Hickler, T., Hulme, P. E. y Klotz, S. (2010). Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biological Reviews*, 85, 777–795.
- Settele, J., Bishop, J. y Potts, S. G. (2016). Climate change impacts on pollination. *Nature Plants*, 2, 16092.
- Sharma, D. y Abrol, D. P. (2014). Role of pollinators in sustainable farming and livelihood security. En R. K. Gupta, W. Reybroeck, J. W. van Veen y A. Gupta (Eds.), *Beekeeping for poverty alleviation and livelihood security* (pp. 379–411). Netherlands: Springer.
- Silva-Neto, C. M., Bergamini, L. L., Elias, M. A. S., Moreira, G. L., Morais, J. M. y Bergamini, B. A. R. (2017). High species richness of native pollinators in Brazilian tomato crops. *Brazilian Journal of Biology*, 77, 506–513.
- Stanley, D. A., Garratt, M. P. D., Wickens, J. B., Wickens, V. J., Potts, S. G. y Raine, N. E. (2015). Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature*, 528, 548–550.
- Stout, J. C. y Morales, C. L. (2009). Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie*, 40, 388–409.
- Torres-Ruiz, A., Jones, R. W. y Barajas, R. A. (2013). Present and potential use of bees as managed pollinators in Mexico. *Southwestern Entomologist*, 38, 133–148.
- Traveset, A. (2015). Impacto de las especies exóticas sobre las comunidades mediado por interacciones mutualistas. *Ecosistemas*, 24, 67–75.
- Van der Sluijs, J. P., Simon-Delso, N., Goulson, D., Maxim, L., Bonmatin, J. M. y Belzunces, L. P. (2013). Neonicotinoids, bee disorders and the sustainability of pollinator services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5, 293–305.
- Van Lexmond, M. B., Bonmatin, J. M., Goulson, D. y Noome, D. (2015). *Environmental Science and Pollution Research*, 22,

- 1–4.
- Watanabe, M. E. (1994). Pollination worries rise as honey bees decline. *Science*, 265, 1170.
- Watts, S., Dormann, C. F., Martín-González, A. M. y Ollerton, J. (2016). The influence of floral traits on specialisation and modularity of plant-pollinator networks in a biodiversity hotspot in the Peruvian Andes. *Annals of Botany*, 118, 415–29.
- Winfrey, R., Williams, N. M., Dushoff, J. y Kremen, C. (2007). Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters*, 10, 1105–1113.
- Winter, K., Adams, L., Thorp, R., Inouye, D., Day, L. y Ascher, J. (2006). *Importation of non-native bumble bees into North America: potential consequences of using Bombus terrestris and other non-native bumble bees for greenhouse crop pollination in Canada, Mexico, and the United States*. San Francisco, California: North American Pollinator Protection Campaign (NAPCC).