

MEDIDAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE LOS POLINIZADORES SILVESTRES EN LA PENÍNSULA IBÉRICA



Entidades promotoras:



Fuente: Revista Ecosistemas de la Asociación Española de Ecología Terrestre

Redacción: Documento escrito de forma colaborativa

Edición: Meta-Comunica

Maquetación: Paula Perelégui

Fotos: Luis Oscar Aguado (excepto pag. 10 y 17: Curro Molina)

Publicación: 3/02/2019

Datos de contacto: info@aeet.org, [@_AEET_](#)

Licencia: CC BY-NC-SA 4.0

RESUMEN EJECUTIVO

A pesar de que España es uno de los países con mayor diversidad de polinizadores silvestres y, que de su conservación depende el futuro de nuestros cultivos y por tanto de nuestra alimentación, lo cierto es que hoy día seguimos sin conocer el estado de conservación de gran parte de esta fauna, una demanda histórica de la sociedad científica que sigue sin cubrirse en la actualidad.

Bajo esta premisa nace este decálogo, fruto de la colaboración de un conjunto de científicos/as especialistas en la materia, quienes han realizado una revisión profunda de la literatura científica sobre el declive de insectos polinizadores desde principios del siglo XX hasta hoy día, que puede consultarse en el monográfico *Pérdida de polinizadores* publicado por la Revista Ecosistemas de la Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET).

El propósito de este decálogo es recoger una serie de aspectos fundamentales sobre el declive en la península Ibérica de los polinizadores silvestres, los más sensibles a los cambios de los últimos años, para abrir el debate sobre una serie de medidas urgentes para su conservación.

- 1.** Conservar y restaurar el paisaje
- 2.** Aumentar la disponibilidad de flores en el medio silvestre, áreas agrícolas y ciudades
- 3.** Maximizar la disponibilidad de recursos de nidificación y oviposición
- 4.** Reducir el uso de plaguicidas
- 5.** Fomentar una agricultura sostenible
- 6.** Realizar acciones de sensibilización y educación sobre los beneficios que los polinizadores silvestres proporcionan al ser humano y al medio ambiente
- 7.** Legislar la protección de las especies más sensibles
- 8.** Potenciar la coordinación de los trabajos de protección y restauración
- 9.** Mejorar la educación ambiental impartida a los agricultores/as
- 10.** Impulsar la investigación y conocimiento sobre los polinizadores silvestres

INTRODUCCIÓN

Los científicos y científicas abajo firmantes consideramos muy importante hacer llegar a instituciones, agricultores/as y a la sociedad en general, la necesidad urgente de implementar conjuntamente medidas y cambios que consigan frenar el declive de los polinizadores silvestres ocasionado por la actividad humana.

Durante la última década, son múltiples los estudios que alertan de la creciente desaparición de los polinizadores por todo el mundo, en concreto de las abejas silvestres, (Biesmeijer et al. 2006; Potts et al. 2010; Burkle et al. 2013), y de las graves consecuencias que su déficit podría provocar sobre la biodiversidad global (Biesmeijer et al. 2006; Burkle et al. 2013; Lundgren et al. 2016) y sobre la producción agrícola (Aizen y Harder 2009; Garibaldi et al. 2013).

No debemos olvidar que la península Ibérica es, por su condición mediterránea y su proximidad al continente africano, uno de los lugares con mayor diversidad de polinizadores de la Unión Europea y, en concreto, una de las zonas con mayor diversidad de abejas del mundo (Michener 2007; Nieto et al. 2014).

Hasta el momento, el número de especies de abejas en España presentes en la zona íbero-balear es algo superior a 1.100, cifra a la que cabe añadir algunas especies exclusivas de Portugal más los nuevos hallazgos de los últimos años (Ortiz-Sánchez 2011). Esta gran diversidad de abejas y polinizadores en general está asociada al gran número de especies de plantas con flor presentes en la península Ibérica, alrededor de las 7.000 especies (Aguado Martín et al. 2015). En cuanto al número de mariposas y polillas (lepidópteros) se estima que existen en la península Ibérica unas 5.000 especies (Stefanescu et al. 2018). Más difícil es estimar el número exacto de especies de escarabajos florícolas (coleópteros polinizadores), pero atendiendo a la riqueza de los principales géneros podemos estimar su número en más de 750 (Stefanescu et al. 2018).

Somos conscientes de que, a pesar del desarrollo explosivo de los últimos 10 años de la investigación en ecología y gestión de la polinización de los cultivos por insectos silvestres, hoy en día son numerosas las lagunas de conocimiento básico y aplicado sobre el estado de conservación de los insectos polinizadores silvestres. Y es, bajo esta premisa, que presentamos este trabajo de revisión de la literatura científica sobre insectos polinizadores desde principios del siglo XX hasta ahora, cuyo resultado ha quedado plasmado en una lista, no exhaustiva, de los aspectos que consideramos fundamentales para el desarrollo y debate de esta relevante cuestión.

Firmantes:

- ▶ **Amparo Lázaro**, Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA; UIB-CSIC). Islas Baleares, España.
- ▶ **Ana Montero-Castaño**, School of Environmental Sciences, University of Guelph, Canadá.
- ▶ **Anna Traveset**, Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (CSIC-UIB), Terrestrial Ecology Group. Mallorca, España.
- ▶ **Antonio Ricarte Sabater**, Instituto de Biodiversidad CIBIO. Universidad de Alicante. España.
- ▶ **Concepción Ornos**, Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución. Facultad de Biología. Universidad Complutense. Madrid, España.
- ▶ **Constantí Stefanescu**, Museu de Ciències Naturals de Granollers, España y CREAL Cerdanyola del Vallès, España.

- ▶ **Cristina Botías**, Laboratorio de Patología Apícola. Centro de Investigación Apícola y Agroambiental (CIAPA-IRIAF) Guadalajara, España.
- ▶ **Cristina Tur**, Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA; UIB-CSIC). Islas Baleares, España.
- ▶ **Daniel García**, Departamento de Biología de Organismos y Sistemas y Unidad Mixta de Investigación en Biodiversidad. Universidad de Oviedo. Asturias, España
- ▶ **Eduardo de la Peña**, Instituto de Hortofruticultura Subtropical y Mediterránea La Mayora, IHSM-UMA-CSIC. Finca Experimental "La Mayora", Málaga, España.
- ▶ **Francisco Javier Ortiz-Sánchez**, Grupo de Investigación "Transferencia de I+D en el Área de Recursos Naturales". Universidad de Almería, España.
- ▶ **Francisco Sánchez-Bayo**, School of Life and Environmental Sciences, University of Sydney, Australia.
- ▶ **Ignasi Bartomeus**, Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC). Sevilla, España.
- ▶ **Jordi Bosch**, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF), Bellaterra, España.
- ▶ **José M. Herrera**, Centro de Investigaçãõ em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Universidade de Évora (CIBIO-InBio/UE), Évora, Portugal.
- ▶ **José Tormos Ferrando**, Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología y Edafología, Universidad de Salamanca, España.
- ▶ **Josep Daniel Asís Pardo**, Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología y Edafología, Universidad de Salamanca, España.
- ▶ **José Ramón Obeso**, Unidad Mixta de Biodiversidad (Universidad de Oviedo-CSIC-PA), Campus de Mieres. Oviedo, España.
- ▶ **Juan Arroyo**, Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, España.
- ▶ **Juan Ignacio Agüero**, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Botánica General. Buenos Aires, Argentina.
- ▶ **Juan Pablo Torretta**, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Botánica General. Buenos Aires, Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.
- ▶ **Laura Baños Picón**, Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología y Edafología, Universidad de Salamanca, España.
- ▶ **Lucas Alejandro Garibaldi**, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Sede Andina, Universidad Nacional de Río Negro (UNRN). Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.
- ▶ **Luis Oscar Aguado**, Andrena Iniciativas y Estudios Medioambientales S.L. Valladolid, España.
- ▶ **Marcos Miñarro**, Servicio Regional de Investigación y Desarrollo Agroalimentario (SERIDA). Asturias, España.
- ▶ **María Ángeles Marcos García**, Instituto de Biodiversidad CIBIO. Universidad de Alicante. España.
- ▶ **María Calviño-Cancela**, Departamento de Ecología y Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, España.
- ▶ **Mohamed Abdelaziz**, Departamento de Genética, Universidad de Granada, España.
- ▶ **Pilar De la Rúa**, Departamento de Zoología y Antropología Física, Facultad de Veterinaria, Campus de Espinardo, Universidad de Murcia, España.

- ▶ **Rafel Beltran Mas**, Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (CSIC-UIB), Terrestrial Ecology Group. Mallorca, España.
- ▶ **Rodrigo Martínez-Sastre**, Servicio Regional de Investigación y Desarrollo Agroalimentario (SERIDA). Asturias, España.
- ▶ **Violeta I. Simón-Porcar**, Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, España.
- ▶ **Jordi Bosch**, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF), Bellaterra, España. Xim Cerdá, Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC). Sevilla, España.
- ▶ **Xim Cerdá**, Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC). Sevilla, España.

UNA CUESTIÓN DE SEGURIDAD ALIMENTARIA Y MEDIOAMBIENTAL

La importancia de los insectos polinizadores silvestres en la producción de alimentos al nivel mundial es hoy indiscutible. Estos animales contribuyen, junto a las abejas domésticas, pájaros y pequeños vertebrados, a sustentar casi el 10% de la producción económica mundial de alimentos (Gallai et al. 2009).

Importantes productores: La producción del 84% de las plantas cultivadas (incluyendo 90 de las 100 principales) depende de la polinización por insectos como las abejas y abejorros, reconocidas como las especies polinizadoras más efectivas (Williams 1994; Losey y Vaughan 2006). En concreto en España, el 70% de los principales cultivos de consumo humano directo dependen de la polinización por insectos, según datos del Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA).

Motor económico mundial: Se estima que en España los beneficios económicos proporcionados por los servicios de polinización en 2011 alcanzaron los 2.400 millones de euros. Al nivel mundial, la contribución económica anual de los insectos polinizadores en las cosechas fue en 2005 de 153.000 millones de dólares (Gallai et al. 2009). Según estas estimaciones, de cada euro que produce un cultivo de manzana unos 92 céntimos (incluso su total) proceden del servicio de polinización por insectos (Garratt et al. 2014; Miñarro y García 2016), entre 80 y 99 céntimos en arándanos (Tuell e Isaacs 2010; Miñarro y García 2016), 78 céntimos en el kiwi (Miñarro y García 2016) y casi 50 céntimos en la fresa (Klatt et al. 2014).

Indispensables para nuestra alimentación: La producción de alimentos que dependen de la polinización animal ha experimentado un incremento relativamente importante desde el año 1991 (Aizen y Harder 2009). Entre los productos agrícolas más dependientes de la polinización por animales podemos encontrar alimentos tan básicos de nuestra dieta como la manzana, la cereza, la almendra, el tomate, el melón, la sandía o el aceite de girasol.



Fundamentales para una dieta saludable: La polinización por animales no sólo incrementa el número de frutos, sino que mejora la calidad, el tamaño, el peso, la firmeza, la coloración o la vida media de alimentos como, por ejemplo, las fresas (Klatt et al. 2014), las manzanas (Garratt et al. 2014), los arándanos (Tuell e Isaacs 2010) o la almendra (Brittain et al. 2013).

Además, ayudan a producir alimentos ricos en micronutrientes fundamentales para la dieta humana, como las vitaminas, antioxidantes y minerales. Tanto es así, que un alto porcentaje de la vitamina C (98 %), vitamina A (71 %) o calcio (58 %) y el 100 % de algunos carotenoides de nuestra alimentación proceden de cultivos polinizados por animales (Eilers et al. 2011).

A MAYOR DIVERSIDAD, MEJOR POLINIZACIÓN

Por lo general, la polinización por insectos se suele asociar a las abejas, y en concreto a las abejas domésticas como la abeja de la miel o melífera, pero lo cierto es que el éxito de la polinización en cultivos agrícolas y silvestres reside en la abundancia y diversidad de los insectos polinizadores silvestres que los visitan.

El primer paso para entender la importancia de la polinización por insectos, es saber que estas especies son tremendamente variadas y que esa variación es su valor principal. Por tanto, es muy importante que la sociedad conozca que los insectos polinizadores son:

Complementarios: Las distintas especies de insectos se complementan entre sí generando un efecto aditivo que mejora el servicio de polinización. Estudios recientes han demostrado que las explotaciones agrícolas con una mayor abundancia y riqueza de polinizadores obtienen una mayor producción (Carvalho et al. 2010; Saeed et al. 2016).

Las funciones que realizan los dípteros (orden que incluye a moscas o mosquitos) son especialmente importantes para la polinización en zonas situadas a elevadas altitudes y latitudes, a primeras horas del día o en las estaciones más frías y en ambientes relativamente húmedos como los bosques de niebla (Marshall 2012).





Igual de importante es la función que realizan algunos coleópteros, los cuales destacan por su capacidad de dispersar el polen más de 10 metros entre sucesivas visitas florales.



Los abejorros son uno de los grupos de insectos silvestres que más servicios de polinización proveen, por su calidad como activos trabajadores en condiciones climáticas adversas, particularmente en climas templados y fríos.

Por tanto, es fundamental entender que las funciones de todos los polinizadores, son igual de importantes en su conjunto. Tanto abejas y abejorros silvestres como melíferas (abeja doméstica) y un cierto número de otros insectos silvestres contribuyen de forma aditiva a la polinización de los cultivos y son, por tanto, necesarios para optimizar el servicio global de polinización (Garibaldi et al. 2013; Rader et al. 2016; Cunningham 2017).

Contingentes: Investigaciones recientes muestran que la contribución que realizan los insectos silvestres a la polinización es mucho mayor de la que tradicionalmente se les ha atribuido (Winfree et al. 2008; Breeze et al. 2011; Garibaldi et al. 2013) y que resultan ser más eficientes que especies domésticas como por ejemplo la abeja de la miel.



La abeja melífera no consigue maximizar la producción agrícola, ni reemplazar el servicio que realizan los polinizadores silvestres. Un estudio de 2013 que abarcó 41 cultivos en 600 campos de cinco continentes, mostró cómo las visitas de polinizadores silvestres incrementaron la producción en todos los cultivos, mientras que las visitas de la abeja de la miel sólo incrementaron la producción en un 14% de los campos (Garibaldi et al. 2013).



No todas las abejas son abejas de la miel. Las abejas, reconocidas como las especies polinizadoras más efectivas, son en su mayoría silvestres. De las 20 mil especies de abejas que conocemos, tan sólo *Apis mellifera* y algunos abejorros del género *Bombus* son especies domésticas.

Igual de importante que las abejas, es la contribución que hacen otros insectos silvestres en la polinización. El servicio que realizan en su conjunto polinizadores como las mariposas (lepidópteros), los dípteros (insectos con dos alas membranosas) o los escarabajos florícolas (coleópteros), es equiparable al de las abejas (Proctor et al. 1996, Weiss 2001; Willmer 2011 o Rader et al.2016). Estos polinizadores considerados “secundarios”, por ser menos eficientes en cada visita floral, compensan su contribución haciendo un mayor un número de visitas.



Insustituibles: Existen plantas cultivadas que sólo pueden ser polinizadas por un número muy bajo de especies (Klein et al. 2007), para las cuales la pérdida de diversidad de polinizadores (especialmente los silvestres) podría conducir a su inviabilidad económica y posiblemente a su pérdida total, generando como consecuencia una reducción de la variedad de productos agrícolas vegetales.



El chirimoyo, cultivado en zonas entre Málaga y Granada, es una fruta polinizada exclusivamente por coleópteros de la familia Nitidulidae.



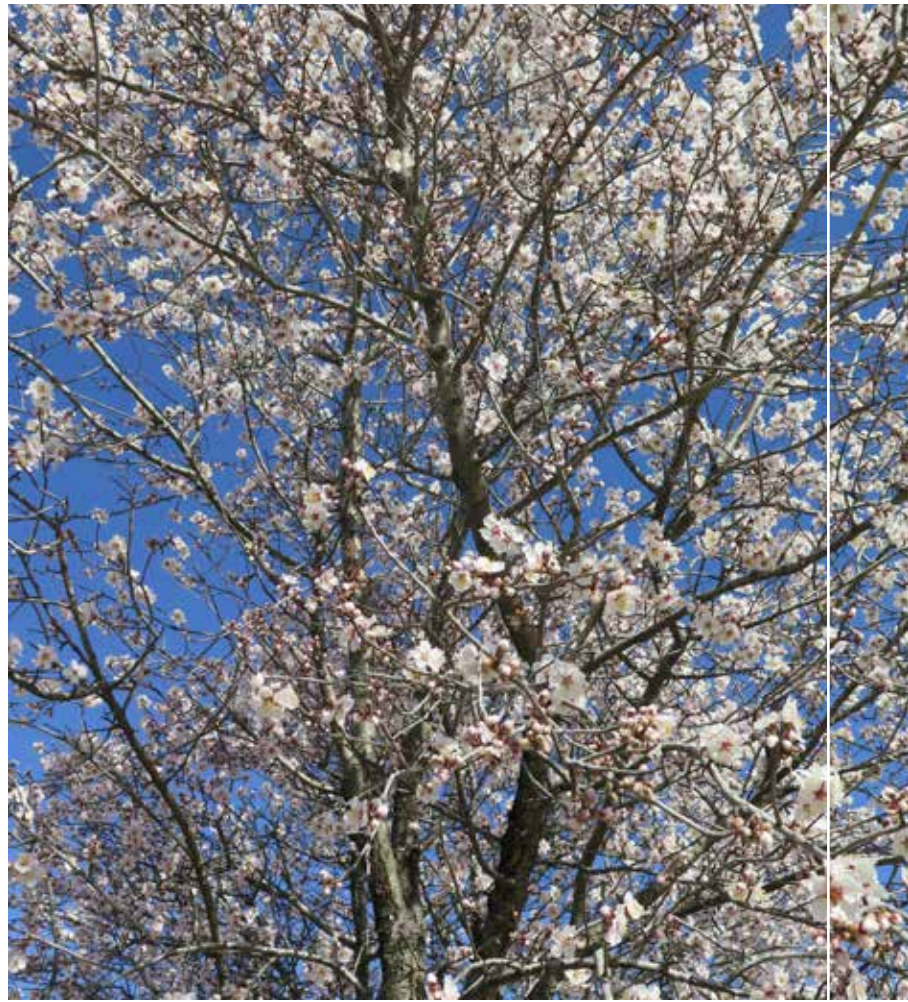
El aguacate y el mango son frutas polinizadas principalmente por moscas florícolas de las familias Syrphidae y Tachinidae así como por algunas abejas solitarias.

En la península Ibérica hay muchas zonas de agricultura marginal tradicional, principalmente en montañas, donde la importancia de sus polinizadores es aún mayor debido a que son especialmente dependientes. Se trata de cultivos tradicionales que representan verdaderos patrimonios genéticos capaces de adaptarse a un entorno cambiante. Una reserva de diversidad que interesa conservar *in situ*, por su contribución al mantenimiento de la biodiversidad y minimización de riesgos ambientales.

■ LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE LOS POLINIZADORES, CADA VEZ MÁS IMPORTANTE

En un contexto de cambios medioambientales la importancia de la diversidad de polinizadores será cada vez mayor, ya que los cultivos que mantendrán una polinización más estable serán aquellos que sean visitados por distintas especies de polinizadores igualmente eficientes pero que respondan de forma distinta ante cambios ambientales (Winfrey y Kremen 2009).

Un estudio llevado a cabo en plantaciones de almendro ha demostrado que, ante vientos fuertes, las plantaciones con más especies de abejas mantienen unas mejores tasas de polinización gracias a que las abejas silvestres vuelan preferentemente en las partes bajas de los árboles y son por ello más resistentes a esas condiciones (Brittain et al. 2013).



Existen otros estudios como los de Hickman (1974) o los de J.M. Gómez (Gómez y Zamora 1992, 1999; García et al. 1995; Gómez et al. 1996) que han puesto de relieve la importancia de las hormigas en la polinización en condiciones adversas, como son las de alta montaña (fuerte viento o bajas temperaturas) o las de zonas áridas (elevadas temperaturas), donde a los insectos les resulta muy difícil o imposible volar, convirtiéndose las hormigas en los polinizadores más eficaces.

■ PONGAMOS FRENO AL DECLIVE DE POLINIZADORES SILVESTRES ■

Al nivel mundial

El trabajo publicado recientemente por Francisco Sánchez-Bayo y Kris A.G. Wyckhuys (2019), revela tasas dramáticas de disminución que podrían llevar a la extinción del 40% de las especies de insectos del mundo (terrestres y acuáticos) en las próximas décadas. Según este trabajo, entre los grupos de insectos terrestres más afectados aparecen especies de polinizadores como los lepidópteros (mariposas y polillas) y los himenópteros (donde están incluidas las abejas).



Europa

Si nos centramos en Europa, según recoge la Lista Roja de Especies Amenazadas elaborada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), el 9,2 % de las especies de abejas de Europa se consideran amenazadas y un 5,2 % como casi amenazadas. Un porcentaje que podría ser mucho más alto si tenemos en cuenta que desconocemos el estado de más de la mitad de estas especies (56,7 %). De las especies clasificadas como amenazadas, un alto porcentaje (20,4 %) son endémicas de Europa (Nieto et al. 2014).

En cuanto a las mariposas, al nivel europeo el 8,5% de las especies (37 especies) se consideran amenazadas, el 0,7% de ellas en Peligro Crítico, el 2,8% en Peligro y el 5% Vulnerable. Un 10,1% adicional está clasificado como Casi Amenazado.

España

Aunque no hay datos totalmente detallados sobre el estado actual de la conservación de los polinizadores en España, la información disponible para los invertebrados muestra a la mitad de las especies como amenazadas.

Respecto a la fauna española de abejas y su estado de conservación, se calcula que el 2,6 % de las especies están amenazadas según la Lista Roja de las Abejas de Europa (Nieto et al. 2014), número que será probablemente mayor cuando se revisen muchas de las especies de las que se tienen por ahora insuficientes datos o se identifiquen nuevas especies no reconocidas hasta el momento (Williams et al. 2012).

Más grave, es el caso de los coleópteros polinizadores, de los cuales tan sólo 10 especies están recogidas en las listas rojas de España (Verdú et al. 2011) y/o Europa, tres de ellas en Peligro y siete Vulnerables. En cuanto a las mariposas, se estima que en el conjunto de Europa (incluyendo datos ibéricos) las mariposas diurnas han experimentado descensos del 30% (van Swaay et al. 2016) entre 1990 y el presente, según datos recogidos gracias a programas de seguimiento basados en la ciencia ciudadana (las redes

BMS). En el caso concreto de Cataluña, donde hay un BMS desde los inicios de los 90, los datos apuntan descensos que afectan al 70% de las 66 especies analizadas y corresponden, en promedio, a una reducción poblacional del 20% por década (Melero et al. 2016).

■ PRINCIPALES AMENAZAS PARA LA DIVERSIDAD DE LOS POLINIZADORES SILVESTRES

Las principales causas del declive de los polinizadores silvestres están directa o indirectamente relacionadas con la actividad humana, pudiendo actuar incluso de forma conjunta multiplicando su efecto negativo sobre estas especies (Sih et al. 2004; Gill et al. 2012; Sánchez-Bayo y Wyckhuys 2019). Entender qué factores están limitando a los polinizadores y el porqué nos dará las claves para corregir determinadas prácticas que ponen en peligro su supervivencia.

1. Los cambios de uso del suelo que reducen los recursos de los polinizadores

La pérdida, fragmentación y degradación del hábitat natural y seminatural ocasionada por los cambios humanos en el uso del suelo (agricultura, ganadería y urbanización) es una de las causas fundamentales de la disminución de polinizadores alrededor del mundo. En general e independientemente del tipo de uso del suelo, los cambios cuya intensidad reducen la disponibilidad de recursos florales y de anidamiento y la heterogeneidad de microhábitats tienden a tener efectos negativos en la abundancia y diversidad de polinizadores. Como muestran investigaciones coordinadas por la ecóloga Laura Burkle (2013) a este respecto, la fragmentación de bosques de hoja caduca y su transformación en zonas urbanas ha llevado a la extinción local en 100 años del 50% de las abejas silvestres en el centro de Estados Unidos.

2. El uso de plaguicidas

El uso de plaguicidas va asociado a una pérdida en la abundancia y diversidad de polinizadores (Siqueira et al. 2008; Carvalheiro et al. 2010, 2012; Woodcock et al., 2017). Bajo esta evidencia, la aplicación de insecticidas como los neonicotinoides (derivados de la nicotina) o el fipronil fue restringida de forma parcial en la Unión Europea en el año 2013 (European Commission 2013a, 2013b). Medida que fue ampliada en 2017, cuando la Unión Europea decidió prohibir todos los usos del fipronil, y en 2018 prohibió totalmente el uso de los neonicotinoides imidacloprid, tiametoxam y clotianidina en cultivos extensivos al aire libre, permitiendo su uso en invernaderos permanentes. Sin embargo, otros herbicidas genéricos como el glifosato aún siguen usándose ampliamente en la UE a pesar de que existen evidencias recientes que demuestran que esta sustancia altera la microbiota intestinal de las abejas melíferas reduciendo su protección frente a patógenos oportunistas (Motta et al. 2018).

La exposición frecuente de los polinizadores a mezclas de plaguicidas es un riesgo para su salud y supervivencia (David et al. 2016; Hladik et al. 2016; Long y Krupke 2016; Botías et al. 2017) Ciertos fungicidas, como los inhibidores del ergosterol (fungicidas IBE), reducen la capacidad de desintoxicación de las abejas aumentando su riesgo de muerte ante otros plaguicidas (Sgolastra et al. 2017). Otra interacción importante es con los patógenos, ya que los insecticidas producen un efecto inmunosupresor en

abejas (Aufauvre et al. 2012; Di Prisco et al. 2013), haciéndolas más susceptibles a la infección de patógenos como los hongos del género *Nosema* (Alaux et al. 2010; Vidau et al. 2011; Pettis et al. 2012; Doublet et al. 2014) y pudiendo promover, además, la expansión del ácaro *Varroa* entre las poblaciones de la abeja de la miel.

3. Enfermedades infecciosas emergentes

Los polinizadores están expuestos a una amplia gama de parásitos, parasitoides y patógenos. Estos últimos incluyen protozoos, hongos, bacterias y virus. Se considera que los agentes patógenos que dan lugar a enfermedades infecciosas emergentes (EIDs, por sus siglas en inglés) son los que conllevan un riesgo mayor para la supervivencia de los polinizadores. De hecho, las EIDs están dentro de las cinco primeras causas de extinción de especies a escala global (Daszak et al., 2000). Se trata de enfermedades que han aumentado recientemente en incidencia, demografía o rango de hospedadores, o que han evolucionado o se han descubierto recientemente (Lederberg et al. 1992; Daszak et al. 2001; Jones et al. 2008). Muchos casos de EIDs en animales silvestres son el resultado de interacciones con especies domesticadas o manejadas, y es por ello que una de las principales preocupaciones de conservación con respecto al uso, y en particular la importación de abejas y abejorros manejados, es la introducción de parásitos exóticos (o cepas parasitarias) y su posterior propagación a polinizadores silvestres (Otterstatter y Thomson 2008; Blitzer et al. 2012), lo que supone un grave riesgo para los nuevos hospedadores (Graystock et al. 2013).

Aunque la mayoría de las investigaciones sobre parásitos y patógenos en polinizadores se han centrado en las enfermedades asociadas a especies domesticadas o manejadas como la abeja de la miel y, en menor medida, a los abejorros, estudios recientes muestran que algunos agentes patógenos se encuentran también en varias especies de abejas solitarias (Ravoet et al. 2014; Dolezal et al., 2016) y en moscas de la familia Syrphidae (Bailes et al., 2018). Los patógenos tienen más posibilidades de propagarse entre otros polinizadores silvestres si existe una alta presencia de especies manejadas, las cuales generan un estrés por competencia de recursos florales haciéndolos más vulnerables a la infección (Goulson 2003, Fürst et al. 2014 ; Graystock et al. 2016).

4. Especies manejadas

Para aumentar la producción agrícola existen estrategias de manejo basadas en la introducción de colmenas de abeja melífera (*Apis mellifera*) y algunas especies de abejorros (*Bombus*), en el momento que su floración lo requiere (Free 1993). Una medida que puede tener efectos negativos sobre las poblaciones de insectos silvestres nativas, si se produce un aumento importante en la abundancia de estas especies manejadas o existe escasez de recursos florales.

La presencia de la abeja melífera en altas densidades incluso en zonas donde es nativa, ha demostrado tener efectos negativos sobre los polinizadores silvestres, provocando factores de estrés por competencia floral, la transmisión y prevalencia de patógenos (Goulson 2003; Fürst et al. 2014); afectando a su crecimiento, reproducción y supervivencia (Thomson 2004; Elbgami et al. 2014; Herbertsson et al. 2016; Thomson 2016) y como consecuencia a la polinización de la comunidad de plantas.

En cambio, el efecto negativo de la abeja melífera es poco importante o nulo cuando está presente de forma moderada (Thomson, 2016; Torné-Noguera et al. 2016; Hung et al. 2018) o cuando hay una saturación de recursos florales. Estudios realizados en



zonas vegetales de garrigas al principio de la temporada, coincidiendo con la floración masiva del romero, han registrado un impacto negativo poco importante o nulo de la abeja melífera sobre los insectos silvestres (trabajo en revisión de Reverté et al.). Sin embargo, estudios realizados en esos mismos lugares de garrigas, con la temporada más avanzada cuando la floración es mucho menor, han demostrado un efecto negativo de la abeja melífera por competencia con los polinizadores silvestres (Torné-Noguera et al. 2016). Dicha evidencia sugiere la regulación del manejo de polinizadores, especialmente en áreas como son las islas o los ambientes naturales aledaños a los cultivos, donde las comunidades de plantas y abejas silvestres son más vulnerables.

5. Cambio climático

El cambio climático está ampliamente reconocido como una de las principales amenazas para la biodiversidad, y los polinizadores no son ajenos a este impacto. El cambio climático está afectando a los polinizadores provocando desplazamientos en las áreas de distribución de las especies y desajustes espaciales y temporales con las plantas que interactúan debido al aumento de las temperaturas.

La investigación realizada por Ploquin et al. (2013) sobre los cambios en la distribución de los abejorros en la Cordillera Cantábrica ha detectado un patrón consistente con el cambio climático. Existe una fuerte pérdida de diversidad en la comunidad de abejorros en altitudes medias y altas, donde especies generalistas como *Bombus terrestris* se han vuelto particularmente abundantes en detrimento de especies más especialistas como es el caso de *Bombus sylvarum*. Además, existe una tendencia a la extinción de especies particularmente fuerte en altitudes bajas (0–900 m) y medias (900–1500 m). En el caso de los Pirineos, con la excepción de unas pocas especies de abejorros, Orrosa et al. (2017) observaron una reducción de sus poblaciones y del rango altitudinal, con una tendencia de las poblaciones de abejorros hacia zonas altas mejor conservadas.

Los polinizadores se pueden ver afectados además por otros efectos del cambio climático relacionados con la disponibilidad de agua. La sequía puede reducir tanto la producción de néctar (Wyatt et al. 1992; Halpern et al. 2010) como de polen (Waser y Price 2016), lo que probablemente provoque un incremento en la competencia entre especies por estos recursos. Por el contrario, en condiciones más húmedas, las flores pueden producir mayor volumen de néctar, aunque más diluido (Wyatt et al. 1992). Finalmente, el informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC 2104) prevé que eventos meteorológicos extremos como las fuertes precipitaciones e inundaciones aumentarán en frecuencia e intensidad, contribuyendo al declive de especies que anidan en el suelo, como los abejorros y numerosas especies de abejas.

MEDIDAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS INSECTOS POLINIZADORES SILVESTRES

Aunque los efectos negativos en la diversidad de los insectos polinizadores silvestres por actividad humana están presentes en todas partes, los hábitats transformados pueden ser aún lugares adecuados para los polinizadores si se toman las medidas de conservación, restauración y manejo oportunas. Hacemos por tanto, una recopilación de 10 medidas generales que podrían contribuir a preservar la diversidad de estas especies en todo tipo de cultivos (agrícolas y silvestres) para abrir el debate a este respecto.

1. Restauración del paisaje

Para aumentar la abundancia y la riqueza de los polinizadores en los paisajes agrícolas o silvestres, es importante preservar o incrementar las áreas naturales o seminaturales (Kremen et al. 2002; Steffan-Dewenter et al. 2002). En el caso de los campos de cultivo, es necesario romper con la homogeneidad e intensificación de los monocultivos con bordes no cultivados, alejados de setos, praderas o bosques seminaturales (Tscharrntke et al. 2005). La biodiversidad de polinizadores de los cultivos decrece conforme aumenta su aislamiento respecto a los hábitats seminaturales (Ricketts et al. 2008; Garibaldi et al. 2011) al condicionar su capacidad de desplazamiento desde los hábitats fuente, donde tienen sus nidos fijos, hasta los cultivos (Kennedy et al. 2013). A este respecto, estudios realizados con almendro en Mallorca han mostrado como un aumento del área natural alrededor de los campos de cultivo, así como de las flores que aparecen espontáneamente en los campos, incrementan la abundancia de polinizadores silvestres y la producción de este cultivo (Alomar et al. 2018). Este mismo grupo de investigación también ha demostrado que el aumento de la heterogeneidad del paisaje circundante a los campos de almendro, produce una estabilización espacial de la producción mediante la estabilización de los polinizadores silvestres (Lázaro y Alomar 2019).

2. Aumentar la disponibilidad de flores en el medio silvestre, áreas agrícolas y ciudades

Para fomentar la presencia de insectos polinizadores nativos en los ecosistemas de las áreas agrícolas, silvestres y las ciudades, se debe atender a la premisa básica de que un aumento en la disponibilidad de flores autóctonas supone un incremento en la abundancia y diversidad de polinizadores (Vrdoljak et al. 2016).

Incluso las ciudades pueden llegar a ser refugios para los polinizadores, como se ha visto, por ejemplo, en Alemania (Saure et al. 1998), Reino Unido (Baldock et al. 2015), Australia (Threlfall et al. 2015), Costa Rica (Frankie et al. 2013), Canadá (Tommasi et al. 2004), Estados Unidos (Pawelek et al. 2009) o España (Torres et. al 1989; Ortiz-Sánchez 1995). En algunos casos, las ciudades llegan a albergar una riqueza mayor de abejas que las áreas de cultivo (Baldock et al. 2015) o reservas naturales (Sirohi et al. 2015), debido probablemente a la presencia de zonas verdes con un riego continuo y jardines muy cuidados con la presencia de flores durante todo el año.

Al nivel de las explotaciones agrícolas, son varias las medidas que permiten incrementar la disponibilidad de recursos florales preexistentes mediante el manejo de las plantas nativas más atractivas para las comunidades de polinizadores autóctonos (p. ej. Wood et al. 2015).

Reducir la frecuencia de siega y poda de cultivos perennes, como los árboles frutales, puede incrementar el número de flores y de insectos beneficiosos (Horton et al. 2003). Los frutales como el manzano albergan unas cubiertas vegetales espontáneas con abundantes flores que supone un recurso alimenticio para los polinizadores desde la floración hasta la cosecha (Rosa-García y Miñarro 2014).

También se ha comprobado que preservar la vegetación natural en las filas de árboles de los agroecosistemas puede ser beneficioso para mantener las comunidades de insectos polinizadores en los paisajes cultivados (Morandin y Winston 2005). Así que una estrategia para mantener una presencia continua de flores en los cultivos sería la siega de calles alternativamente, de modo que una calle se desbroza cuando la primera desbrozada se ha recuperado (Boller et al. 2004).



Reducir la frecuencia de poda de los setos de uno a tres años puede duplicar la disponibilidad de flores en los cultivos (Staley et al. 2012). Los setos que rodean los campos de cultivo más allá de hacer de frontera entre parcelas o de cortavientos, tienen un papel ecológico reconocido como hábitat, refugio o fuente de alimento (Baudry et al. 2000) para abejas, abejorros o sírfidos de manera continuada desde primavera a otoño (Hannon y Sisk 2009; Miñarro y Prida 2013; Morandin y Kremen 2013).

Las bandas florales, a partir de mezclas de semillas sembradas en los márgenes de las fincas, pueden incrementar el rendimiento de los cultivos mejorando la visita de los polinizadores (Sheper et al. 2013) y ofrecer otros servicios ecosistémicos, como el control biológico de plagas (Haaland et al. 2011; Miñarro et al. 2018). El estudio realizado por Blaauw e Isaacs (2014) en cosechas de arándanos, mostró que el cuajado y el peso de los frutos, el número de semillas y la cosecha fueron superiores en compañía de bandas florales a partir del tercer año del sembrado, beneficios que superaron al coste de establecer las bandas. Cuanto más variadas sean las mezclas de semillas, más diversas serán las comunidades de polinizadores de las bandas (Wood et al. 2015), por lo que se recomienda hacer una selección de flores adecuada para atraer los polinizadores que sean de interés para cada zona.

3. Disponibilidad de recursos de nidificación y oviposición

La gran mayoría de abejas solitarias anidan en el suelo. Por ello, entre las medidas más efectivas para proporcionar sitios de anidamiento a abejas silvestres están aquellas que reduzcan los niveles de perturbación del suelo, como no "limpiar" de forma muy frecuente los restos de hojas o ramas del suelo. Tratar de respetar los espacios de nidificación permite asentar comunidades de polinizadores silvestres (Sardiñas y Kremen 2014) como, por ejemplo, las abejas del género *Osmia*, que construyen sus nidos en cavidades preexistentes como agujeros abandonados de escarabajos de la madera o tallos huecos de plantas (Vicens et al. 1993).

En el caso de la mariposa macaón, que utiliza para poner sus huevos plantas como el hinojo y la zanahoria silvestre, muy comunes en los bordes de cultivos, es muy importante

no someter estos márgenes a tratamientos con herbicidas, ni a siegas excesivamente frecuentes. En general, se puede favorecer la presencia de muchas especies de mariposas facilitando lugares de oviposición. Plantando árboles como el almez en el caso de la mariposa *Libythea celtis* o aladiernos para las mariposas cleopatra y limonera.

Existen otras medidas, como la introducción en cultivos de estructuras colonizables artificiales u *hoteles para insectos* que pueden mejorar la productividad de las cosechas (Bosch y Kemp 2001; Magalhães y Freitas 2013), pero que no son recomendables como medida de conservación, ya que estos nidos artificiales benefician solamente a unas pocas especies.



4. Reducción del uso de plaguicidas

La utilización de plaguicidas no debería ser antagonista a la conservación de los polinizadores. El seguimiento estrecho de las poblaciones de plagas, el reemplazo de los fertilizantes tradicionales y plaguicidas sintéticos por métodos alternativos de bajo impacto ambiental (Furlan y Kreuzweiser 2015) y la limitación del uso de plaguicidas únicamente en aquellos casos estrictamente necesarios, podrían disminuir enormemente los riesgos para los polinizadores que habitan estos ambientes (Douglas y Tooker 2016).

Podría ser muy beneficioso para los polinizadores y la productividad de los agrosistemas a largo plazo, incrementar la inversión destinada a investigar mecanismos que permitan la reducción del uso de plaguicidas y programas de asesoramiento independiente para los agricultores sobre cómo aplicar herramientas de control bajo el Manejo Integrado de Plagas (MIP) como por ejemplo el proyecto Poshbee de la Unión Europea, así como fomentar la comunicación entre la administración, los agricultores y los apicultores a la hora de realizar los tratamientos.



Al nivel práctico, planteamos medidas como:

Establecer sistemas de contención con el fin de limitar la exposición de los polinizadores a tales compuestos tóxicos.

Evitar la aplicación de plaguicidas con larga persistencia y solubilidad en agua por su alta probabilidad de movimiento hacia zonas colindantes.

Considerar el establecimiento de recursos florales valiosos en lugares con menor probabilidad de contaminación que los márgenes de los campos de cultivo (Botías et al. 2015).

Reducir el uso de semillas de cultivos tratadas con insecticidas sistémicos, un modo de tratamiento preventivo contrario al Manejo Integral de Plagas recomendado por la Unión Europea (Freier y Boller 2009), ya que se aplica sin conocer si el cultivo será atacado por dichas plagas o no.

Evitar en la medida de lo posible la aplicación de aerosoles en la época de floración de las plantas cultivadas y de las silvestres que crecen en las proximidades y limitar el uso de este tipo de plaguicidas a horas en las que el riesgo de contacto con polinizadores es menor, como por ejemplo de noche, aunque en este caso se deberán estudiar y minimizar los posibles peligros para insectos polinizadores nocturnos como son algunas polillas (Eidels et al. 2016).

Estudiar e incluir en las evaluaciones de riesgos de los productos fitosanitarios los efectos de la exposición a mezclas de plaguicidas que puedan presentar interacciones o sinergias en los polinizadores.

5. Fomento de la agricultura ecológica

Frente a la tendencia al monocultivo de la agricultura convencional, la producción ecológica se caracteriza por la diversificación de cultivos, de modo que una misma explotación reúne a menudo diferentes especies agrícolas, lo que supone un incremento de la biodiversidad de polinizadores (Gomiero et al. 2011) lo que, a su vez, mejora el rendimiento de los cultivos (Norfolk et al. 2016) así como el control natural de plagas. El estudio realizado por Puig-Montserrat et al. (2017) en cultivos de vid ecológica en Cataluña, confirmó una diversidad más alta de mariposas y de plantas en vides ecológicas respecto a las que no lo son, fomentando la presencia de comunidades diversas que contribuyen al control natural de plagas, por ejemplo.



La intensificación de este modelo debe venir de la mano de la Unión Europea y del desarrollo de políticas territoriales que trasciendan a la capacidad de intervención de los agricultores individuales, ya que su implementación es a día de hoy muy limitada. Esto es así, en parte, por la escasez de transferencia de conocimiento de los resultados científicos a los agricultores y por el escaso conocimiento sobre la rentabilidad económica de dichas estrategias (Cunningham 2017).

Este cambio de modelo, debe ir unido a medidas como ligar la certificación de agricultura ecológica con la conservación explícita de la diversidad de polinizadores, impulsando de esta forma la aplicación de medidas de conservación que vayan más allá del no uso de plaguicidas, sino medidas proactivas para el incremento de la diversidad, como por ejemplo la conservación de "malas hierbas" autóctonas o recursos de nidificación.



6. Acciones de sensibilización y educación sobre los beneficios que los polinizadores silvestres proporcionan al ser humano y al medio ambiente

Es muy importante difundir los beneficios que los insectos polinizadores proporcionan al ser humano, tanto directos (productos apícolas) como, más importante, indirectos (polinización). Iniciativas como la colocación de nidales artificiales y colmenas de observación en lugares públicos como parques o centros educativos (Aguado Martín et al. 2015) tienen un papel didáctico muy importante de cara a sensibilizar a la población sobre la necesidad de conservar los insectos polinizadores. Teniendo siempre en cuenta, que el paso de las colmenas a estos espacios debe realizarse bajo un control sanitario que prevenga la propagación de enfermedades a otros polinizadores.

También es sumamente importante, sensibilizar a la población sobre la enorme importancia de los polinizadores silvestres para otras plantas no cultivadas (orquídeas, antirrinas, acónitos, etc.). La mayoría de especies de plantas silvestres dependen estrictamente de insectos polinizadores silvestres y conservarlos es también una obligación que tenemos para no comprometer la viabilidad de la flora silvestre.

7. Legislación que proteja a las especies más sensibles

Para conservar a los polinizadores más vulnerables (por lo general los silvestres), se requiere desarrollar medidas y legislación que eviten ataques a las especies más sensibles, así como regular la introducción de especies manejadas y el comercio internacional de especies.

En cuanto a la introducción de especies manejadas y su efecto negativo sobre polinizadores silvestres, es necesario regular el número de colmenas introducidas en base a las condiciones ecológicas del sitio para evitar la competencia con polinizadores silvestres; ya que como muestra el reciente trabajo de Werken (2018) una sola colmena puede consumir los recursos de un mínimo de 90.000 polinizadores o abejas solitarias. Esta medida es especialmente importante en las áreas más vulnerables, como pueden ser los sitios degradados donde el recurso floral se ha visto afectado y la presencia de la abeja melífera puede hacer a las especies silvestres más vulnerables.

En relación a la transmisión y prevalencia de patógenos en polinizadores silvestres por la presencia de especies manejadas, Graystock et al. (2016) establecen una serie de medidas que pueden minimizar este tipo de impacto. En primer lugar, es necesario llevar a cabo un correcto control sanitario, en especial en los momentos de trashumancia de las colmenas, con el fin reducir el riesgo de transmisión. En segundo lugar y en aquellos casos donde sea posible, controlar el contacto de las especies manejadas con polinizadores silvestres mediante barreras. Por ejemplo, en los invernaderos donde se utilizan abejorros para la polinización de cultivos, asegurarse que los cerramientos sean correctos para evitar el escape de los mismos. En tercer lugar, desarrollar una legislación que evite el ingreso de nuevos parásitos en nuevos países a través de las especies manejadas y que promueva el control de una mayor variedad de enfermedades como también medidas de acción en caso de detectarse la aparición de las mismas.



8. Potenciar la coordinación de los trabajos de protección y restauración

La conservación de los hábitats que mantienen una alta diversidad y endemismo de los insectos polinizadores es fundamental. En este sentido, se debe potenciar la coordinación que favorezca los trabajos de protección y restauración de redes ecológicas existentes como, por ejemplo, Natura 2000.

Es necesario implementar prácticas conjuntas y articuladas que logren compatibilizar la actividad apícola y el manejo de otras especies con la conservación de todo el elenco de polinizadores. Por ejemplo, regular la carga de la abeja melífera de cada cultivo (Rollin y Garibaldi, en prensa) y garantizar un buen recurso floral mediante la conservación de la flora nativa permitirá evitar que las especies manejadas y silvestres compitan (Graystock et al. 2016), a la vez que el cultivo podrá beneficiarse de una mayor diversidad de polinizadores y el apicultor podrá beneficiarse de una mayor producción, ya que el recurso floral no escaseará.

9. Mejorar la educación ambiental impartida a los agricultores/as

Son especialmente importantes las estrategias y programas agroambientales de asesoramiento a agricultores/as destinados a implementar técnicas de cultivo que respeten e incluso aumenten los sustratos de anidamiento de los insectos polinizadores entre cultivos y vías de comunicación, así como la planificación del respeto de la flora silvestre o incluso el repoblamiento de los bordes de caminos y cultivos (Sánchez et al. 2014; Aguado Martín et al. 2015; Lüscher et al. 2016). Asimismo, el fomento de las plantaciones en mosaico, la reducción del empleo de plaguicidas y la adopción de estrategias de Control Integrado de Plagas y la ampliación de la superficie dedicada a la agricultura ecológica son fundamentales para favorecer la diversidad de polinizadores. En este sentido, es muy importante mejorar la educación ambiental impartida a los agricultores/as.

10. Impulsar la investigación y conocimiento sobre los polinizadores silvestres

Por último, es necesario impulsar el conocimiento sobre los polinizadores. Concretamente, se debe apoyar la investigación sobre sistemática y taxonomía, con el fin de llegar al completo conocimiento de las especies y poder hacer un seguimiento de su disminución o expansión (Le Féon et al. 2016), así como ampliar la disponibilidad de herramientas de identificación, (publicaciones, aplicaciones informáticas). También es importante digitalizar los fondos de las colecciones existentes para poner los datos a disposición del mayor abanico de destinatarios e interesados en la conservación de los polinizadores, así como establecer una base de datos a nivel europeo de sus especies.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguado Martín, L.O., Fereres Castiel, A., Viñuela Sandoval, E. 2015. Guía de campo de los polinizadores de España. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 340 pp.
- Aizen, M. A., Harder, L. D. 2009. The global stock of domesticated honey bees is growing slower than agricultural demand for pollination. *Current biology*, 19(11): 915-918.
- Alaux, C., Brunet, J.-L., Dussaubat, C., Mondet, F., Tchamitchan, S., Cousin, M., Briillard, J., et al. 2010. Interactions between *Nosema* microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (*Apis mellifera*). *Environmental Microbiology* 12: 774-782.
- Alomar D., González-Estévez A., Traveset A., Lázaro A. 2018. The intertwined effects of natural vegetation, local flower community, and pollinator diversity on the production of almond trees. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 264 (2018): 34-43.
- Aufauvre, J., Biron, D.G., Vidau, C., Fontbonne, R., Roudel, M., Diogon, M., Viguès, B., et al. 2012. Parasite-insecticide interactions: a case study of *Nosema ceranae* and fipronil synergy on honeybee. *Scientific Reports* 2: 326.
- Bailes, E. J., Deutsch, K. R., Bagi, J., Rondissone, L., Brown, M. J. F., & Owen, T. 2018. First detection of honey bee viruses in hoverfly (syrphid) pollinators. *Biology Letters*, 14, 20180001.
- Baldock, K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Morse, H., ... Memmott, J. (2019). A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0769-y>
- Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Stone, G.N., Vaughan, I.P., Memmott, J. 2015. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* 282 (1803) DOI:10.1098/rspb.2014.2849.
- Baudry, J., Bunce, R.G.H. Burel, F. 2000. Hedgerows: an international perspective of their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* 60:7-22.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., et al. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351-354.
- Blaauw, B.R. Isaacs, R. 2014. Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination dependent crop. *Journal of Applied Ecology* 51(4):890-898. Blitzer et al., 2012.
- Boller, E.F., Häni, F., Poehling, H.M. 2004. Ecological infrastructures: ideabook on functional biodiversity at the farm level. Swiss Centre for Agricultural Extension and Rural Development, Lindau, Suiza.

- Bosch, J., Kemp, W.P. 2001. How to manage the blue orchard bee as an orchard pollinator. Sustainable Agriculture Network/National Agricultural Library, Beltsville, Estados Unidos.
- Botías, C., David, A., Hill, E.M., Goulson, D. 2017. Quantifying exposure of wild bumblebees to mixtures of agrochemicals in agricultural and urban landscapes. *Environmental Pollution* 222: 73–82.
- Botías, C., David, A., Horwood, J., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Hill, E., Goulson, D. 2015. Neonicotinoid residues in wildflowers, a potential route of chronic exposure for bees. *Environmental Science and Technology* 49: 12731–12740.
- Brittain, C., et al. 2014. Pollination and Plant Resources Change the Nutritional Quality of Almonds for Human Health. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090082>
- Brittain, C., Williams, N., Kremen, C., Klein, A. M. 2013. Synergistic effects of non-Apis bees and honey bees for pollination services. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 280(1754): 20122767.
- Burkle, L.A., Marlin, J.C., Knight, T.M. 2013. Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence and function. *Science* 339: 1611-1615.
- Carneiro, L.G., Seymour, C.L., Veldtman, R. and Nicolson, S.W. 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology* 47: 810-820.
- Cunningham, S.A. 2017. Human welfare and its connection to nature: What have we learned from crop pollination studies? *Austral Ecology* 42:2-8.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife—threats to biodiversity and human health. *Science* 287: 443–449.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. 2001. Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. *Acta Trop.* 78: 103e116.
- David, A., Botías, C., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Rotheray, E.L., Hill, E.M., Goulson, D. 2016. Widespread contamination of wildflower and bee-collected pollen with complex mixtures of neonicotinoids and fungicides commonly applied to crops. *Environment International* 88: 169-178.
- Di Prisco, G., Cavaliere, V., Annoscia, D., Varricchio, P., Caprio, E., Nazzi, F., Gargiulo, G., Pennacchio, F. 2013. Neonicotinoid clothianidin adversely affects insect immunity and promotes replication of a viral pathogen in honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 18466–18471.

- Dolezal, A. G., Hendrix, S. D., Scavo, N. a., Carrillo-Tripp, J., Harris, M. a., Wheelock, M. J., Toth, A. L. 2016. Honey Bee Viruses in Wild Bees: Viral Prevalence, Loads, and Experimental Inoculation. *Plos One*, 11(11): e0166190.
- Doublet, V., Labarussias, M., de Miranda, J.R., Moritz, R.F. A., Paxton, R.J. 2014. Bees under stress: sublethal doses of a neonicotinoid pesticide and pathogens interact to elevate honey bee mortality across the life cycle. *Environmental Microbiology* 17: 969-983.
- Douglas, M.R., Tooker, J.F. 2016. Meta-analysis reveals that seed-applied neonicotinoids and pyrethroids have similar negative effects on abundance of arthropod natural enemies. *PeerJ* 4: e2776.
- Eidels, R.R., Sparks, D.W., Whitaker, J.O., Sprague, C.A. 2016. Sub-lethal effects of chlorpyrifos on big brown bats (*Eptesicus fuscus*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 71: 322-335.
- Eilers, E.J., Kremen, C., Greenleaf, S.S., Garber, A.K., Klein, A.M. 2011. Contribution of pollinator mediated crops to nutrients in the human food supply. *PLoS one* 6(6):e21363.
- Elbgami, T., Kunin, W.E., Hughes, W.O.H., Biesmeijer, J.C. 2014. The effect of proximity to a honeybee apiary on bumblebee colony fitness, development, and performance. *Apidologie* 45: 504–513.
- Frankie, G.W., Vinson, S.B., Rizzardi, M.A., Griswold, T.L., Coville, R.E. Grayum, M.H., Martínez, L.E.S., Foltz-Sweat, J., Pawelek, J.C. 2013. Relationships of bees to host ornamental and weedy flowers in urban northwest Guanacaste Province, Costa Rica. *Journal of the Kansas Entomological Society* 86 (4): 325-351.
- Free, J.B. 1993. *Insect Pollination of Crops*. Academic Press, London, Reino Unido. p. 684.
- Freier, B., Boller, E.F. 2009. Integrated pest management in Europe—history, policy, achievements and implementation. En: R. Peshin, A. K. Dhawan, (eds.). *Integrated Pest Management: Dissemination and Impact*, pp. 435–454, Springer, New York, Estados Unidos.
- Furlan, L., Kreuzweiser, D. 2015. Alternatives to neonicotinoid insecticides for pest control: case studies in agriculture and forestry. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 135-147.
- Fürst, MA., McMahon, DP., Osborne, JL., Paxton, RJ., Brown, MJF. 2014. Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature* 506:364-366.
- Gallai, N., Salles, J-M., Settele, J., Vaissière, B.E. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68 (3): 810-821.

- García, M.B., Antor, R.J., Espadaler, X. 1995. Ant pollination of the paleoendemism dioecious *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae). *Plant Systematics and Evolution* 198: 17–27.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J.M., Bommarco, R., Cunningham, S.A., et al. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14(10):1062-1072.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., et al. 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339: 1608-1611.
- Garratt, M.P., Breeze, T.D., Jenner, N., Polce, C., Biesmeijer, J.C., Potts, S.G. 2014. Avoiding a bad apple: insect pollination enhances fruit quality and economic value. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 184:34-40.
- Gill, R.J., Ramos-Rodriguez, O., Raine, N.E. 2012. Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491:105–108.
- Gómez, J.M., Zamora, R. 1992. Pollination by ants: consequences of the quantitative effects on a mutualistic system. *Oecologia* 91: 410–418.
- Gómez, J.M., Zamora, R., Hódar, J.A., García, D. 1996. Experimental study of pollination by ants in Mediterranean high mountain and arid habitats. *Oecologia* 105: 236–242.
- Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G. 2011. Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 30(1-2):95-124.
- Goulson, D. 2003. Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:1-26.
- Graystock, P., Blane, E. J., Mcfrederick, Q. S., Goulson, D., Hughes, W. O. H. 2016. Do managed bees drive parasite spread and emergence in wild bees? *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 5: 64–75. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2015.10.001>
- Graystock, P., Yates, K., Darvill, B., Goulson, D., Hughes, W. O. H. 2013. Emerging dangers: deadly effects of an emergent parasite in a new pollinator host. *Journal of Invertebrate Pathology* 114(2): 114–9.
- Halpern, S.L., Adler, L.S., Wink, M. 2010. Leaf herbivory and drought stress affect floral attractive and defensive traits in *Nicotiana quadrivalvis*. *Oecologia* 163: 961-971.
- Hannon, L.E., Sisk, T.D. 2009. Hedgerows in an agri-natural landscape: potential habitat value for native bees. *Biological Conservation* 142:2140–2154.

- Herbertsson, L., Lindström, S.A., Rundlöf, M., Bommarco, R., Smith, H.G. 2016. Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology* 17: 609–616.
- Hickman, J.C. 1974. Pollination by ants, a low-energy system. *Science* 184:1290–1292.
- Hladik, M.L., Vandever, M., 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.
- Horton, D.R., Broers, D.A., Lewis, R.R., Granatstein, D., Zack, R.S., Unruh, T.R., et al. 2003. Effects of mowing frequency on densities of natural enemies in three Pacific Northwest pear orchards. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 106(2):135-145.
- Hung, K. L. J., Kingston, J. M., Albrecht, M., Holway, D. A., Kohn, J. R. 2018. The world-wide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. *Proc. R. Soc. B*, 285(1870): 20172140.
- Jones, K.E., Patel, N.G., Levy, M.A., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J.L., Daszak, P. 2008. Global trends in emerging infectious diseases. *Nature* 451: 990e993.
- Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., et al. 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters* 16(5):584-599.
- Klatt, B.K., Holzschuh, A., Westphal, C., Clough, Y., Smit, I., Pawelzik, E., Tscharntke, T. 2014. Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281:2013–2440.
- Kremen, C., Williams, N.M., Thorp, R.W. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 99: 16812-16816.
- Lázaro A., Alomar D. 2019. Landscape heterogeneity increases the spatial stability of pollination services to almond trees through the stability of pollinator visits. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. In press.
- Le Féon, V., Henry, M., Guilbaud, L., Coiffait-Gombault, C., Dufrêne, E., Kolodziejczyk, E., Kuhlmann, M., Requier, F., Vaissiére, B.E. 2016. An expert-assisted citizen science program involving agricultural high schools provides national patterns on bee species assemblages. *Journal of Insect Conservation* 20(5): 905–918.
- Lederberg, J., Shope, R.E., Oakes, S.C., 1992. *Emerging Infections: Microbial Threats to Health in the United States*. Institute of Medicine. National Academy Press, Washington D.C.

- Long, E.Y., Krupke, C.H. 2016. Non-cultivated plants present a season-long route of pesticide exposure for honey bees. *Nature Communications* 7: art. 11629.
- Losey J.E., Vaughan, M. 2006. The economic value of ecological services provided by Insects. *BioScience* 56 (4): 311-323.
- Lundgren, R., Totland, O., Lázaro, A. 2016. Experimental simulation of pollinator decline causes community-wide reductions in seedling diversity and abundance. *Ecology* 97: 1420–1430.
- Lüscher, G., Ammari, Y., Andriets, A., Angelova, S., Arndorfer, M., Bailey, D., et al. 2016. Farmland biodiversity and agricultural management on 237 farms in 13 European and two African regions. *Ecology* 97 (6). DOI:10.1890/15-1985.1.
- Magalhães, C.B., Freitas, B.M. 2013. Introducing nests of the oil-collecting bee *Centris analis* (Hymenoptera: Apidae: Centridini) for pollination of acerola (*Malpighia emarginata*) increases yield. *Apidologie* 44(2):234-239.
- MAPAMA. 22 December 2017. EU Pollinators Initiative. Aviso F8457. Disponible en: https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/initiatives/ares-2017-5895634/feedback/F8457_fr
- Marshall, S.A. 2012. Flies: the natural history and diversity of Diptera. Firefly Books Ltd, Ontario, Canada, 616 pp.
- Melero, Y., Stefanescu, C., Pino, J. 2016. General declines in Mediterranean butterflies over the last two decades are modulated by species traits. *Biological Conservation* 201: 336-342.
- Michener, C.D. 2007. *The Bees of the World* (2nd Ed.). The John Hopkins University Press. Baltimore and London, Estados Unidos y Reino Unido. xvi + 953 pp.
- Miñarro, M., García, D. 2016. Manzana, kiwi y arándano: sin insectos no hay frutos ni beneficios. *Tecnología Agroalimentaria* 18:4-8.
- Miñarro, M., Prida, E. 2013. Hedgerows surrounding organic apple orchards in north-west Spain: potential to conserve beneficial insects. *Agricultural and Forest Entomology* 15:382-390.
- Miñarro, M., García, D., Martínez-Sastre, R. 2018. Los insectos polinizadores en la agricultura: importancia y gestión de su biodiversidad. *Ecosistemas* 27(2): 81-90. Doi.: 10.7818/ECOS.1394.
- Morandin, L.A., Kremen, C. 2013. Hedgerow restoration promotes pollinator populations and exports native bees to adjacent fields. *Ecological Applications* 23(4):829-839.

- Morandin, L.A., Winston, M.L. 2005. Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modified canola. *Ecological Applications* 15(3):871-881
- Motta, E. V., Raymann, K., Moran, N. A. 2018. Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(41): 10305-10310. doi:10.1073/pnas.1803880115.
- Muñoz, I., Cepero, A., Pinto, M. A., Martín-Hernández, R., Higes, M., De la Rúa, P. 2014. Presence of *Nosema ceranae* associated with honeybee queen introductions. *Infection, Genetics and Evolution*, 23: 161-168.
- Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., et al. 2014. European Red List of Bees. Publication Office of The European Union. Luxemburgo. 84 pp.
- Norfolk, O., Eichhorn, M.P., Gilbert, F. 2016. Flowering ground vegetation benefits wild pollinators and fruit set of almond within arid smallholder orchards. *Insect Conservation and Diversity* 9(3):236–243.
- Ornosa, C., Torres, F., De la Rúa, P. 2017. Updated list of bumblebees (Hymenoptera: Apidae) from the Spanish Pyrenees with notes on their decline and conservation status. *Zootaxa*, 4237(1): 041-077.
- Ortiz-Sánchez, F.J. 1995. Diversity of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in several Spanish ecosystems. En: Banaszak, J. (ed.). *Changes in Fauna of Wild Bees in Europe*, pp. 147-163. Pedagogical University Press. Bydgoszcz, Polonia.
- Ortiz-Sánchez, F.J. 2011. Lista actualizada de las especies de abejas de España (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 49: 265-281.
- Otterstatter, MC., Thomson, JD. 2008. Does pathogen spillover from commercially reared bumble bees threaten wild pollinators? *PLoS ONE* 3:e2771.
- Pawelek, J.C., Frankie, G.W., Thorp, R.W., Przybylski, M. 2009. Modification of a community garden to attract native bee pollinators in urban San Luis Obispo, California. *Cities and the Environment* 2 (1): art. 7, 20 pp.
- Pettis, J.S., van Engelsdorp, D., Johnson, J., Dively, G. 2012. Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen *Nosema*. *Die Naturwissenschaften* 99: 153-158.
- Ploquin, E.F. 2013. Desplazamientos altitudinales y características ecológicas de los abejorros (*Bombus* spp.) de la Cordillera Cantábrica. Tesis Doctoral. 178 pp.
- Potts, S.G., Beismeyer, J.C., Kremen, C., et al. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 345-353.

- Proctor, M., Yeo, P., Lack, A. 1996. The natural history of pollination. Timber Press, Portland, Oregon, Estados Unidos. 479 pp.
- Puig-Montserrat, X., Stefanescu, C., Torre, I., Palet, J., Fàbregas, E., Dantart, J., Arrizabalaga, A., Flaque, C. 2017. Agriculture, Ecosystems and Environment, 243: 19-26 .
- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L.A., Garratt, M.P.D., Howlett, B.G., Winfree, R., Cunningham, S.A., et al. 2016. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. Proceedings of the National Academy of Sciences 113: 146-151.
- Ravoet, J., Smet, L. De, Meeus, I., Smagghe, G., Wenseleers, T., de Graaf, D. C. 2014. Widespread occurrence of honey bee pathogens in solitary bees. Journal of Invertebrate Pathology, 122: 55–58.
- Ricketts, T.H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Bogdanski, A., et al. 2008. Landscape effects on crop pollination services: Are there general patterns? Ecology Letters 11(5):499–515.
- Rosa-García, R., Miñarro, M. 2014. Role of floral resources in the conservation of pollinators in cider apple orchards. Agriculture, Ecosystems and Environment 183:118-126.
- Saeed, S., Naqqash, M.N., Jaleel, W., Saeed, Q., Ghouri, F. 2016. Effect of the blowflies (Diptera: Calliphoridae) on the size and weight of mango (Mangifera indica L.). PeerJ PrePrints: 4: e1683v1.
- Sanchez-Bayo, F., Wyckhuys, Kris A. G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biological Conservation 232C (2019) pp. 8-27.
- Sánchez, J.A., Carrasco, A., La-Spina, M., Ibáñez, H., Canomanuel, G., Ortiz-Sánchez, F.J., López, E., Lacasa, A. 2014. Edges of natural vegetation to increase the diversity of wild bees in agricultural field margins. Landscape Management for Functional Biodiversity IOBC-WPRS Bulletin 100: 117-121.
- Sardiñas, H.S., Kremen, C. 2014. Evaluating nesting microhabitat for ground-nesting bees using emergence traps. Basic and Applied Ecology 15(2):161–168.
- Saure, C., Burger, F., Dathe, H.H. 1998. Die Bienenarten von Brandenburg und Berlin (Hym. Apidae). Entomologische Nachrichten und Berichte 42 (3): 155-166.
- Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M; Potts, SG., Rundlöf, M., Smith, HG., et al. 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss—a meta-analysis. Ecology letters 16 (7): 912-920
- Sih, A., Bell, A.M., Kerby, J.M. 2004. Two stressors are far deadlier than one. Trends in Ecology and Evolution 19: 274–276.

- Siqueira, K.D., Kiill, L.H.P., Martins, C.F., Lemos, I.B., Monteiro, S.P., Feitoza, E.D.A. 2008. Estudo comparativo da polinização de *Mangifera indica* L. em cultivo convencional e orgânico na região do Vale do Submédio do São Francisco. *Revista Brasileira de Fruticultura* 30(2): 303-310.
- Sirohi, M.H., Jackson, J., Edwards, M., et al. 2015. Diversity and abundance of solitary and primitively eusocial bees in an urban centre: a case study from Northampton (England). *Journal of Insect Conservation* 19: 487--500.
- Staley, J.T., Sparks, T.H., Croxton, P.J., Baldock, K.C., Heard, M.S., Hulmes, S., et al. 2012. Long term effects of hedgerow management policies on resource provision for wildlife. *Biological Conservation* 145(1):24-29.
- Stefanescu, C., Aguado, L.O., Asís, J.D., Baños-Picón, L., Cerdá, X., Marcos García, M.Á., Micó, E., Ricarte, A., Tormos, J. 2018. Diversidad de insectos polinizadores en la península ibérica. *Ecosistemas* 27(2): 9-22. Doi.: 10.7818/ECOS.1391.
- Steffan-Dewenter, I. 2002. Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. *Conservation Biology* 17: 1036-1044.
- Thomson, D.M. 2004. Competitive interactions between the invasive European honey bee and native bumble bees. *Ecology* 85(2): 458–470.
- Thomson, D.M. 2016. Local bumble bee decline linked to recovery of honey bees, drought effects on floral resources. *Ecology Letters* 19(10): 1247-1255.
- Threlfall, C.G., Walker, K., Williams, N.S.G., Hahs, A.K., Mata, L., Stork, N., Livesley, S.J. 2015. The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities. *Biological Conservation* 187:240-248.
- Tommasi, D., Miro, A., Higo, H.A., Winston, M.L. 2004. Bee diversity and abundance in an urban setting. *The Canadian Entomologist* 136: 851-869.
- Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S., & Bosch, J. (2016). Collateral effects of beekeeping: impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and applied ecology*, 17(3): 199-209.
- Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S., Bosch, J. 2016. Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and Applied Ecology* 17(3): 199-209.
- Torres, F., Gayubo, S.F., Asensio, E. 1989. Efecto de la presión urbana sobre abejas y avispa (Hymenoptera, Aculeata) en Salamanca. V: Superfamilia Apoidea. *Comunicaciones INIA, Serie Recursos Naturales* 52: 1-49.

- Tscharrntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. *Ecology Letters* 8:857–874.
- Tuell, J.K., Isaacs, R. 2010. Weather during bloom affects pollination and yield of highbush blueberry. *Journal of Economic Entomology* 103:557-562.
- van Swaay, C.A.M. et al. 2016. The European butterfly indicator for grassland species 1990-2015. Report VS2016.019, De Vlinderstichting, Wageningen, Países Bajos.
- Verdú, J.R., Numa, C., Galante, E. (eds.) 2011. Atlas y Libro Rojo de los invertebrados amenazados de España (Especies Vulnerables). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid, España. 1318 pp.
- Vicens, N., Bosch, J., Blas, M. 1993. Análisis de los nidos de algunas *Osmia* (Hymenoptera, Megachilidae) nidificantes en cavidades preestablecidas. *Orsis: organismes i sistemes* 8:41-52.
- Vidau, C., Diogon, M., Aufauvre, J., Fontbonne, R., Viguès, B., Brunet, J.L., Texier, C., et al. 2011. Exposure to sublethal doses of fipronil and thiacloprid highly increases mortality of honeybees previously infected by *Nosema ceranae*. *PloS ONE* 6: e21550.
- Vrdoljak, S.M., Samways, M.J., Simaika, J.P. 2016. Pollinator conservation at the local scale: flower density, diversity and community structure increase flower visiting insect activity to mixed floral stands. *Journal of Insect Conservation* 20: 711-721.
- Waser, N.M., Price, M.V. 2016. Drought, pollen and nectar availability, and pollination success. *Ecology* 97: 1400-1409.
- Weiss, M.R. 2001. Vision and learning in some neglected pollinators: beetles, flies, moths and butterflies. En: Chittka, L., Thomson, J. (eds). *Cognitive ecology of pollination*, pp. 171-190. Cambridge Univ. Press, Cambridge, Reino Unido.
- Vereecken, N. 2017. *Découvrir & protéger nos abeilles sauvages*. Éditions Glénat. Grenoble. 192 pp.
- Williams, I.H. 1994. The dependence of crop production within the European Union on pollination by honey bees. *Agricultural Zoology Reviews* 6: 229-257.
- Willmer, P. 2011. *Pollination and floral ecology*. Princeton University press. Princeton and Oxford. Estados Unidos y Reino Unido. 778 pp.
- Winfree, R., Kremen, C. 2009. Are ecosystem services stabilized by differences among species? A test using crop pollination. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 276(1655): 229-237.

- Winfree, R., Williams, N.M., Gaines, H., Ascher, J.S., Kremen, C. 2008. Wild bee pollinators provide the majority of crop visitation across land-use gradients in New Jersey and Pennsylvania, USA. *Journal of Applied Ecology* 45: 793-802.
- Wood, T.J., Holland, J.M., Goulson, D. 2015. Pollinator-friendly management does not increase the diversity of farmland bees and wasps. *Biological Conservation* 187:120-126.
- Woodcock, B.A., Bullock, J.M., Shore, R.F., Heard, M.S., Pereira, M.G., Redhead, J., Ridding, L., et al. 2017. Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science* 356: 1393–1395.
- Wyatt, R., Broyles, S.B., Derda, G.S. 1992. Environmental influences on nectar production in milkweeds (*Asclepias syriaca* and *A. exaltata*). *American Journal of Botany* 79: 636-642.