



**pipol**

PLA INTERSECTORIAL  
DE CONSERVACIÓ DELS  
**POL·LINITZADORS**  
SILVESTRES DE CATALUNYA



# LOS POLINIZADORES SILVESTRES EN CATALUÑA

Informe sobre estatus, amenazas y ámbitos de  
actuación prioritarios para su conservación



**ÉSNA  
TURA**

ESTRATÈGIA DEL PATRIMONI NATURAL  
I LA BIODIVERSITAT DE CATALUNYA  
2030



OBSERVATORI DEL PATRIMONI  
NATURAL I LA BIODIVERSITAT



## LOS POLINIZADORES SILVESTRES EN CATALUÑA

Informe sobre estatus, amenazas y ámbitos de actuación prioritarios para su conservación

### Coordinación

Santi Pérez<sup>1</sup>, Sara Pont<sup>1</sup>, Jordi Bosch<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Servicio de Planificación del Entorno Natural. Subdirección General de Biodiversidad y Medio Natural. Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural. Generalitat de Catalunya

<sup>2</sup>Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF)

### Autoría

Jordi Bosch<sup>1</sup>, Constantí Stefanescu<sup>2</sup>, Laura Roquer-Beni<sup>1,3</sup>, Anselm Rodrigo<sup>1,3</sup>, Georgina Alins<sup>4</sup>, Santi Pérez<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF)

<sup>2</sup> Museo de Ciencias Naturales de (MCNG)

<sup>3</sup> Universidad autónoma de Barcelona

<sup>4</sup> Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentarias (IRTA)

<sup>5</sup> Servicio de Planificación del Entorno Natural. Subdirección General de Biodiversidad y Medio Natural. Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural. Generalitat de Catalunya

### Diseño

Nora Soler, José Luis Ordóñez y Anna Ramón. Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF)

### Colaboraciones y revisiones

Jaume Cambra. Botánico y experto en apicultura.

David Carrera. Servicio de Gestión de Espacios Naturales. Diputación de Barcelona.

Ana María García Codina. Servicio de Ordenación Ganadera. Dirección General de Agricultura y Ganadería. Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.

Marina Julià Mateu. Servicio de Sanidad Vegetal. Dirección General de Agricultura y Ganadería. Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.

Josep Maria Olmo. Servicio de Fauna y Flora. Subdirección General de Biodiversidad y Medio Natural. Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.

Rosa Mari Pedrol Esteve. Servicio de Ordenación Agrícola. Dirección General de Agricultura y Ganadería. Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.

María José Salvador Escalona. Servicio de Prevención en Salud Animal. Dirección General de Agricultura y Ganadería. Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.

Fabio Sgolastra. Departamento de Ciencias y Tecnologías Agroalimentarias Università di Bologna.

Narcís Vicens. Servicio de Medio Ambiente. Diputación de Girona.

### Fotografías de portada

De arriba abajo y de izquierda a derecha. (01) *Amegilla quadrifasciata* (Hymenoptera, Apidae), (02) *Callicera* sp. (Diptera, Syrphidae), (03) *Zerynthia rumina* (Lepidoptera, Papilionidae), (04) *Mediimorda bipunctata* (Coleoptera, Mordellidae).

Autores: N. Vicens (01, 02, 04), M. A. Fuentes (03).

### Traducción:

Esta es una traducción al castellano de *Els pol·linitzadors silvestres a Catalunya; Informe sobre estatus, amenaces i àmbits prioritaris d'actuació per a la seva conservació*, autoría original de Jordi Bosch, Constantí Stefanescu, Laura Roquer-Beni, Anselm Rodrigo, Georgina Alins, Santi Pérez publicado por CREAF en 2022. Esta traducción ha sido realizada por Marta Moreno en 2024. Las posibles discrepancias o diferencias derivadas de la traducción no son vinculantes. Para consultas sobre la exactitud de la información, se puede consultar el documento original en catalán, disponible en <https://observatorinatura.cat/avaluacions/informe-polinitzadors/>

### Citación recomendada:

Bosch, J., Stefanescu, C., Roquer-Beni, L., Rodrigo, A., Alins, G., & Pérez, S. (2024). Els pol·linitzadors silvestres a Catalunya: Informe sobre estatus, amenaces i àmbits prioritaris d'actuació per a la seva conservació [Los polinizadores silvestres en Cataluña; Informe sobre estatus, amenazas y ámbitos de actuación prioritarios para su conservación] (M. Moreno, Trad.). Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural. Generalitat de Catalunya. (2022).



*Anthophora bimaculata*, Hymenoptera: Apidae.(Fotografía: N. Vicens).

## INSTITUCIONES



Generalitat de Catalunya

Gobierno de Cataluña

Departamento de Acción Climática,  
Alimentación y Agenda Rural



Institute  
of Agrifood Research  
and Technology



ÍNDICE

|  |          |  |    |   |    |   |            |
|--|----------|--|----|---|----|---|------------|
| <b>INTRODUCCIÓN</b>  | <b>6</b> | Capítulo 3. Causas del declive de los polinizadores                      | 41 | Capítulo 5. Polinización de cultivos en Cataluña: déficits y estrategias              | 80 | <b>SEGUNDA PARTE ÁMBITOS PRIORITARIOS DE ACTUACIÓN Y MEDIDAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS POLINIZADORES SILVESTRES EN CATALUÑA</b> | <b>90</b>  |
| <b>PRIMERA PARTE: DIAGNÓSTICO</b>  | <b>8</b> |  |    |   |    |   |            |
| Capítulo 1. Importancia de la polinización y de los polinizadores                        | 10       | 3.1 Intensificación agrícola   | 41 | 5.1 Déficits de polinización  | 80 | Capítulo 8. Identificación de ámbitos y objetivos prioritarios de actuación   | 92         |
| 1.1 La polinización y los sistemas reproductivos de las plantas                          | 10       | 3.2 Cultivos modificados genéticamente (MG)                              | 44 | 5.2 Estrategias de polinización: polinizadores silvestres y polinizadores gestionados | 80 | 8.1 Referencias   | 95         |
| 1.2 Formación de frutos y semillas   | 11       | 3.3 Urbanización   | 44 | 5.3 Valoración de la polinización por insectos en los cultivos de Cataluña            | 81 |   |            |
| 1.3 Polinizadores  | 12       | 3.4 Polución   | 45 | 5.4 Referencias   | 84 | Capítulo 9. Medidas y buenas prácticas para la conservación de los polinizadores silvestres                                       | 96         |
| 1.3.1 Coleópteros (escarabajos)  | 12       | 3.5 Forestación  | 45 |   |    | 9.1 Prácticas para favorecer a los polinizadores en ambientes naturales   | 96         |
| 1.3.2 Lepidópteros (mariposas y polillas)  | 14       | 3.6 Fragmentación de los hábitats  | 46 |   |    | 9.2 Prácticas para favorecer a los polinizadores en ambientes agrícolas   | 97         |
| 1.3.3 Dípteros (moscas y mosquitos)  | 15       | 3.7 Cambio climático   | 46 |   |    | 9.2.1 Consideraciones generales   | 97         |
| 1.3.4 Himenópteros (avispa, hormigas y abejas)   | 16       | 3.7.1 Efectos sobre el ciclo biológico                                   | 47 |   |    | 9.2.2 Diversidad de cultivos, configuración espacial y recursos florales  | 98         |
| 1.4 Interacciones entre plantas y polinizadores  | 18       | 3.7.2 Cambios fenológicos  | 47 |   |    | 9.2.3 Infraestructuras ecológicas para potenciar los recursos florales  | 100        |
| 1.5 Eficacia y contribución polinizadora   | 20       | 3.7.3 Cambios en la distribución geográfica                              | 48 |   |    | 9.2.4 Sustratos de nidificación   | 101        |
| 1.6 La polinización como proceso clave en el funcionamiento de los ecosistemas naturales | 20       | 3.7.4 Cambios en los recursos florales                                   | 48 |   |    | 9.2.5 Reducción de tratamientos fitosanitarios  | 102        |
| 1.7 La polinización como un servicio ecosistémico  | 21       | 3.8 Invasiones biológicas  | 49 |   |    | 9.2.6 Producción Integrada  | 102        |
| 1.8 La importancia de la diversidad  | 22       | 3.8.1 Polinizadores exóticos   | 49 |   |    | 9.2.7 Agricultura ecológica   | 103        |
| 1.9 Referencias  | 25       | 3.8.2 Enemigos naturales de la abeja melífera                            | 50 |   |    | 9.2.8 Otros modelos de producción agrícola sostenible   | 104        |
|  |          | 3.8.3 Plantas exóticas   | 50 |   |    | 9.3 Prácticas para favorecer a los polinizadores en ambientes urbanos y estructuras viarias                                       | 105        |
| Capítulo 2. Estatus y tendencias de las comunidades y poblaciones de polinizadores       | 29       | 3.9 Polinizadores gestionados  | 51 |   |    | 9.4 Medidas para mejorar la trazabilidad de los plaguicidas   | 106        |
| 2.1 Declives generalizados de polinizadores  | 29       | 3.10 Intensificación apícola   | 52 |   |    | 9.5 Regulación de la importación y movimiento de polinizadores  | 107        |
| 2.2 Especies amenazadas  | 30       | 3.11 Interacciones entre factores  | 53 |   |    | 9.6 Medidas de fomento, sensibilización y divulgación   | 107        |
| 2.3 Tendencias poblacionales de la abeja melífera  | 31       | 3.12 Referencias   | 53 |   |    | 9.7 Referencias   | 108        |
| 2.4 Polinizadores gestionados  | 33       | Capítulo 4. Productos fitosanitarios                                     | 66 | Capítulo 6. Mejoras en el conocimiento de los polinizadores                           | 86 |   |            |
| 2.5 Especies exóticas  | 34       | 4.1 Consideraciones generales  | 66 |   |    |   |            |
| 2.5.1 Abejas   | 34       | 4.2 Vías de exposición   | 67 |   |    |   |            |
| 2.5.2 Avispas  | 34       | 4.3 Tipos de productos fitosanitarios                                    | 67 |   |    |   |            |
| 2.5.3 Mariposas  | 35       | 4.3.1 Insecticidas (y acaricidas)  | 67 |   |    |   |            |
| 2.6 Evidencias sobre cambios en las interacciones planta-polinizador                     | 36       | 4.3.2 Fungicidas   | 68 |   |    |   |            |
| 2.7 Referencias  | 36       | 4.3.3 Herbicidas   | 68 |   |    |   |            |
|  |          | 4.3.4 Otros productos  | 69 |   |    |   |            |
|  |          | 4.4 Efectos de los productos fitosanitarios sobre los polinizadores      | 69 |   |    |   |            |
|  |          | 4.5 Relación entre el uso de plaguicidas y los declives de polinizadores | 70 |   |    |   |            |
|  |          | 4.6 Exposición múltiple  | 71 |   |    |   |            |
|  |          | 4.7 Buenas prácticas en la utilización de plaguicidas                    | 71 |   |    |   |            |
|  |          | 4.8 Evaluación de riesgo   | 71 |   |    |   |            |
|  |          | 4.9 Utilización de plaguicidas en sistemas no agrícolas                  | 72 |   |    |   |            |
|  |          | 4.10 Referencias   | 73 |   |    |   |            |
|  |          |  |    | Capítulo 7. Conclusiones y mensajes clave   | 88 |   |            |
|  |          |  |    |   |    | <b>RESUMEN EJECUTIVO</b>  | <b>114</b> |



# INTRODUCCIÓN

Los insectos polinizadores son fundamentales para el correcto funcionamiento de los ecosistemas terrestres. Globalmente, casi el 90 % de las plantas con flores dependen de los insectos para transferir el polen y asegurar su reproducción sexual. Por lo tanto, la polinización es un proceso ecológico clave que está en la base de la producción de recursos esenciales para multitud de especies, y es vital en la configuración de muchos hábitats y paisajes naturales que reconocemos y disfrutamos.

Además, la polinización que realizan los insectos es fundamental para la agricultura y, por lo tanto, para la alimentación de las poblaciones humanas. El 75 % de las principales plantas cultivadas en el mundo necesitan los insectos para garantizar la cantidad, la calidad o la estabilidad de las cosechas, hecho que les otorga una importancia económica muy destacable, aunque muchas veces no suficientemente considerada en los balances de esta actividad. En el año 2016, la Plataforma Intergubernamental sobre la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos de las Naciones Unidas (IPBES) publicó una extensa evaluación sobre el declive global de los polinizadores silvestres y sus efectos sobre la polinización y la producción de alimentos, que sitúa el valor económico de la polinización de los cultivos en todo el mundo entre 235-577 mil millones de dólares anuales [1]. En esta línea, una revisión de 90 estudios hechos en 1.400 campos de cultivo en países de los cinco continentes, concluye que la contribución de las abejas silvestres a la producción de los cultivos dependientes de polinización por insectos supera los 3.000 dólares por hectárea y año [2]. No obstante, el valor de los insectos como polinizadores de cultivos va más allá de los beneficios económicos. Los cultivos polinizados por insectos aportan variedad a nuestra dieta, proporcionándonos nutrientes esenciales para mantener un buen estado de salud y contribuyen, en definitiva, a nuestro bienestar. Por la importancia de los servicios que nos proporcionan, los insectos polinizadores también son especies bandera, gozan

de una cierta popularidad y se suelen considerar indicadores para evaluar la calidad ambiental de los entornos naturales donde vivimos.

La evidencia científica demuestra que la abundancia y la diversidad de estos insectos ha sufrido importantes descensos a lo largo del siglo XX, hecho que ha comportado que en los últimos tiempos varias administraciones hayan puesto en marcha planes de conservación de los polinizadores. Entre estas iniciativas destacan, por su relevancia territorial, la Iniciativa para los polinizadores de la Unión Europea [3] y el Plan Estratégico para la Protección de los Polinizadores de los Estados Unidos [4]. Además, varios países y regiones europeas, como por ejemplo Alemania, Gran Bretaña, Gales, Irlanda, Escocia, Bélgica, Países Bajos o Francia, han elaborado estrategias específicas de conservación para frenar el declive de polinizadores. En el ámbito español, el *Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico* aprobó recientemente la Estrategia Nacional para la Conservación de los Polinizadores [5], que incluye un diagnóstico sobre la situación y las tendencias de los polinizadores y las principales causas de su declive en España.

En el contexto catalán, la Estrategia del patrimonio natural y la biodiversidad de Cataluña 2030, la hoja de ruta del Gobierno de la Generalitat para frenar la pérdida de biodiversidad, prevé la elaboración de un Plan intersectorial de conservación de los polinizadores silvestres en Cataluña (línea de actuación 35) para dar respuesta al declive de estos insectos. Conforme a la Estrategia, el Plan se tiene que impulsar teniendo en cuenta los resultados del informe del IPBES. El Plan tendrá como objetivo garantizar la conservación de los polinizadores silvestres y mantener la funcionalidad y la productividad de los ecosistemas agrarios mediante una batería de acciones orientadas, entre otros, a recuperar los márgenes multifuncionales, favorecer la fauna útil de los cultivos y divulgar los servicios y beneficios que proveen los polinizadores silvestres. No

obstante, la aprobación y publicación de la Estrategia Nacional para la Conservación de los Polinizadores y la nueva Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad 2030, obligan a ampliar y adaptar el Plan a las nuevas determinaciones que surgen de estos instrumentos.

El presente informe tiene como objetivo recoger y sistematizar la información científica de la que se dispone actualmente para elaborar y desplegar el Plan intersectorial para la conservación de los polinizadores silvestres en Cataluña. La problemática que rodea los declives de polinizadores es amplia y compleja y este hecho ha condicionado la estructura y el contenido de este informe.

El informe consta de dos partes bien diferenciadas. La primera parte contiene un **diagnóstico** sobre la importancia de la polinización y de los polinizadores; un análisis sobre el estatus y las tendencias poblacionales de los polinizadores; la identificación y descripción de las causas de los declives y las consecuencias para la polinización de las plantas, tanto silvestres como cultivadas; el análisis de la relación entre los polinizadores y la agricultura, tanto desde la perspectiva del servicio ecosistémico de la polinización como del de la agricultura intensiva como factor clave en el declive de polinizadores; y finalmente, un capítulo sobre los retos y las mejoras en el conocimiento que es necesario conseguir para avanzar en la búsqueda de soluciones. A lo largo del texto de esta primera parte se presenta una visión general de la situación de los polinizadores en todo el mundo y en Europa, y una visión centrada en el territorio catalán, hecho que permite identificar lagunas en el conocimiento sobre los polinizadores en Cataluña. Cada capítulo incluye una sección con las **referencias bibliográficas** científicas y técnicas correspondientes. La primera parte finaliza con un capítulo sobre las principales conclusiones y mensajes clave que se pueden extraer como resultado del diagnóstico.

En la segunda parte del documento se identifican los **ámbitos prioritarios** en los que sería necesario centrar las actuaciones del Plan intersectorial para la conservación de los polinizadores silvestres, como resultado del diagnóstico y el análisis de los instrumentos de planificación estratégica, nacionales e internacionales, actualmente vigentes. También se proponen algunas de las **medidas** que se podrían considerar en el Plan, teniendo en cuenta los principales factores de riesgo y de amenaza que afectan a los polinizadores, y las oportunidades y sinergias favorables que pueden existir en el contexto específico del territorio catalán.

1. IPBES. 2016 The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.
2. Kleijn D *et al.* 2015 Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. Nat. Commun. 6, 7414. (doi:10.1038/ncomms8414)
3. European Commission. 2018 EU Pollinators Initiative. See [https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/pollinators/policy\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/pollinators/policy_en.htm).
4. EPA. 2008 Pollinator Protection Strategic Plan. See <https://www.epa.gov/pollinator-protection/pollinator-protection-strategic-plan>.
5. MITECO. 2020 Estrategia Nacional para la Conservación de los Polinizadores. See [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/estrategiaconservacionpolinizadores\\_tcm30-512188.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/estrategiaconservacionpolinizadores_tcm30-512188.pdf).



PRIMERA PARTE

# DIAGNÓSTICO

Zegrí, *Zegris eupheme*, una mariposa altamente amenazada en Cataluña. (Fotografía: Jana Marco Tresserras).



## CAPÍTULO 1

# IMPORTANCIA DE LA POLINIZACIÓN Y DE LOS POLINIZADORES

### 1.1 LA POLINIZACIÓN Y LOS SISTEMAS REPRODUCTIVOS DE LAS PLANTAS ...

La polinización es un proceso clave en la **reproducción sexual de las plantas**. Consiste en el transporte de granos de polen desde las anteras de una flor (parte

masculina) hasta el estigma (parte femenina). Una vez depositado en el estigma, el grano de polen forma un tubo polínico por donde pasan los gametos masculinos

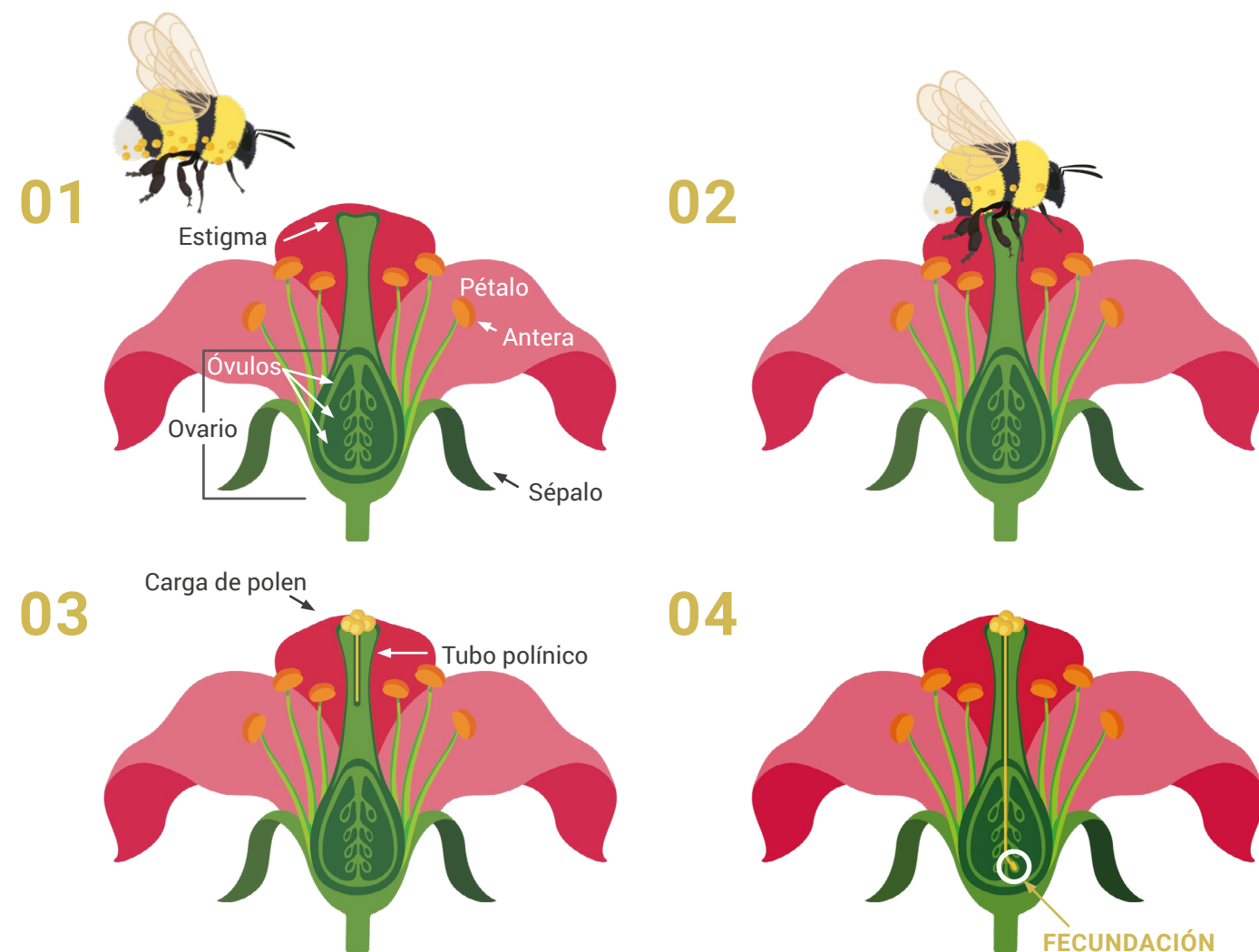


Fig. 1. Representación esquemática del proceso de polinización y fecundación de una flor. (01) Llegada de un polinizador cargado de polen; (02) deposición de los granos de polen en el estigma; (03) germinación de los granos de polen y formación del tubo polínico; (04) fecundación del óvulo.

hasta llegar al ovario, donde tiene lugar la fusión con el óvulo (fecundación) que desencadena la formación de la semilla y el fruto (Fig. 1).

Este transporte de polen puede ser llevado a cabo por distintos vectores. En algunas plantas, como por ejemplo los pinos, los robles, las encinas y los cereales, el polen es transportado por el viento. En otras, que generalmente tienen flores vistosas, el polen lo transportan determinados grupos de animales, entre los que destacan los insectos (**polinización entomófila**). Por último, en un grupo reducido de plantas, el agua es la encargada de transportar el polen.

Independientemente del vector que lo transporte, podemos distinguir diferentes tipos de polinización en función del origen del polen. Normalmente, la transferencia se da entre individuos de la misma especie (polinización **conespecífica**). No obstante, a veces se puede producir entre individuos de especies diferentes (polinización **heteroespecífica**). La polinización heteroespecífica entre especies muy cercanas puede dar lugar a híbridos aunque, por regla general, cuando los gametos masculinos y el óvulo son

de especies diferentes, no se produce fecundación. En la polinización conespecífica, hablamos de autopolinización cuando el polen depositado en el estigma procede de la misma flor o de otra flor del mismo individuo. Los procesos de fecundación que resultan de estas dos variantes de autopolinización se denominan autogamia y geitonogamia, respectivamente. Desde un punto de vista genético, la autogamia y la geitonogamia son equivalentes y se pueden agrupar bajo el término «autofecundación». Cuando el polen procede de una flor de otro individuo, hablamos de polinización cruzada. La fecundación resultante, denominada alogamia o xenogamia, implica la combinación de material genético de dos individuos diferentes.

Muchas plantas (denominadas **autocompatibles** o autofértiles) pueden ser fecundadas y formar semillas viables tanto por autofecundación como por xenogamia aunque, normalmente, las semillas fecundadas por xenogamia suelen tener un mayor grado de viabilidad. Otras plantas, denominadas autoincompatibles, tienen xenogamia obligada, es decir, solo forman frutos y semillas si el polen procede de un individuo genéticamente diferente.

### 1.2 FORMACIÓN DE FRUTOS Y SEMILLAS .....

Los granos de polen depositados en un estigma germinan y emiten un tubo polínico que crece hasta llegar al ovario (Fig. 1). A través de este tubo polínico viajan dos gametos masculinos. Uno de ellos fecunda la ovocélula que contiene el óvulo dando lugar a un cigoto que acaba formando el embrión. El otro gameto se une a los denominados núcleos polares del óvulo produciendo un tejido nutritivo (endospermo secundario) que protege y alimenta el crecimiento inicial del embrión. El conjunto del embrión y el endospermo forman la **semilla**, con capacidad para formar una nueva planta. Paralelamente a la fecundación, el resto de tejidos del ovario se transforma en el **fruto**, que protege las semillas y que normalmente participa en su dispersión. En muchas plantas, los ovarios contienen

más de un óvulo y, por lo tanto, un fruto puede contener múltiples semillas.

La polinización es un paso necesario, pero no suficiente, para la formación de los frutos. Una flor polinizada correctamente solo acabará produciendo un fruto si recibe suficientes recursos en forma de **agua y nutrientes**. Por lo tanto, una baja producción de frutos puede ser debida a una polinización inadecuada o insuficiente, pero también a otras causas. La valoración de la fructificación de una planta se lleva a cabo utilizando dos medidas. Una es la denominada **porcentaje de fructificación**, que es la proporción de flores que acaban formando frutos. Esta medida está relacionada con el número de flores que han



sido bien polinizadas. La otra, es el **número de semillas formadas por fruto** que está relacionada con el número de granos de polen que ha recibido la flor.

Incluso en condiciones óptimas, solo una parte de las flores acaba produciendo frutos. Por lo tanto, es importante saber si en una población de plantas silvestres o en un cultivo, la producción de frutos y semillas está limitada por la polinización o por otros factores. Para responder a esta pregunta se tiene que comparar el porcentaje de fructificación y el número de semillas por fruto entre flores polinizadas de manera natural por los polinizadores y flores polinizadas manualmente con polen compatible. Este último grupo de flores proporciona una medida de la producción máxima que puede alcanzar la planta cuando la polinización no es limitante. Si los valores de

producción de las flores polinizadas de manera natural son significativamente más bajos que los de las flores polinizadas manualmente, significa que la producción está limitada por una polinización insuficiente. Esta situación se suele dar en campos de cultivo y en zonas donde los polinizadores son escasos, o bien cuando las condiciones meteorológicas son adversas para la actividad de los polinizadores. En estos casos, es necesario tomar medidas para corregir el **déficit de polinización** (capítulo 5). Además de la cantidad de granos de polen depositados, la producción de semillas también puede estar limitada por la «calidad genética» del polen depositado [1]. Por ejemplo, como se ha explicado antes, los embriones procedentes de óvulos fecundados por autogamia pueden tener menos probabilidad de sobrevivir.

### 1.3 POLINIZADORES

La vida de varios grupos animales está estrechamente ligada a las flores. La mayoría de estos animales, que denominamos **florícolas**, visitan las flores para obtener alimento, principalmente polen y néctar y, excepcionalmente, aceites florales. Durante las visitas, estos animales pueden, de manera accidental, transferir polen a los estigmas de las flores y, por lo tanto, actuar como polinizadores. Otros animales visitan las flores para refugiarse, para calentarse, para aparearse o para depredar otros visitantes florales. Aunque ocasionalmente, también pueden transferir polen y, en general, su eficacia polinizadora es muy baja.

En zonas tropicales (y a veces en sistema insulares), algunos grupos de reptiles (lagartos), pájaros (por ejemplo, los colibrís) y mamíferos (algunos murciélagos y primates) son polinizadores importantes de algunas plantas. En general, no obstante, a escala global, y, sobre todo, en Europa, los principales polinizadores de la mayoría de las plantas son insectos [2]. Dentro de los insectos, los órdenes que incluyen más grupos de polinizadores son los Coleópteros, los Lepidópteros, los Dípteros y los Himenópteros. Algunos Heterópteros, Ortópteros y Dictiópteros también visitan las flores de manera más o menos ocasional pero su papel como polinizadores es mucho menor.

#### 1.3.1 Coleópteros (escarabajos)

El Orden de los **Coleópteros** incluye varias familias con especies que, en estadio adulto, se alimentan principalmente de polen y néctar (Fig. 2). En la península ibérica se estima que viven unas 750 especies de Coleópteros que se pueden considerar claramente florícolas [3].

A diferencia de otros grupos de insectos polinizadores, que presentan órganos bucales especializados en forma de lengua, las piezas bucales de los Coleópteros adultos son del tipo masticador. Las larvas se ali-

mentan de productos de origen no floral, como madera, semillas y otras materias de origen vegetal.

Los Coleópteros visitan sobre todo flores abiertas, con el néctar y el polen fácilmente accesibles. En general, los Coleópteros pasan mucho tiempo visitando cada flor, de manera que visitan pocas flores por unidad de tiempo. Además, en algunos casos, se alimentan parcialmente de los pétalos y otros órganos florales. Por estos motivos, la contribución polinizadora de los Coleópteros se suele considerar más bien baja. De to-

das formas, en algunos casos, su eficacia polinizadora (número de granos de polen depositados por visita) es muy elevada [4] y en ambientes mediterráneos pue-

den llegar a ser muy abundantes, compensando así su baja tasa de visitas.

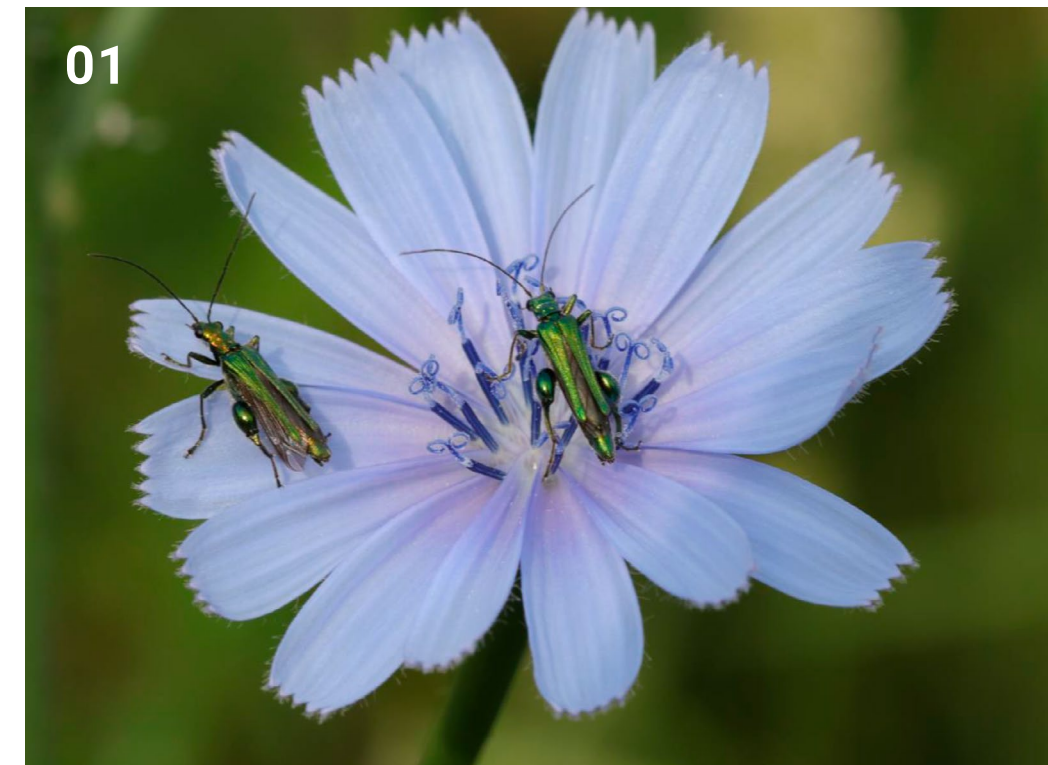


Fig. 2. Coleópteros. (01) Dos machos de *Oedemera nobilis* (Oedemeridae) sobre una flor de achicoria, *Cichorium intybus* y (02) una hembra de *Anthaxia hungarica* (Buprestidae) sobre una flor de cerraja lanuda, *Andryala integrifolia*. (Fotografías: N. Vicens).



### 1.3.2 Lepidópteros (mariposas y polillas)

El Orden de los **Lepidópteros** se divide en dos grandes grupos, los Ropalóceros y los Heteróceros. Los Ropalóceros (**mariposas diurnas**) incluyen unas 230 especies en la península ibérica repartidas en 6 familias. Los Heteróceros (**polillas o mariposas nocturnas**) incluyen unas 4800 especies en la península ibérica pero muchas no actúan como polinizadores porque no se alimentan de productos florales [3]. La mayoría son nocturnas, pero algunas tienen hábitos diurnos.

Todos los Lepidópteros florícolas se alimentan de néctar en el estadio adulto. Presentan una lengua, denominada espiritrompa porque en reposo se mantiene enrollada formando una espiral, que puede llegar a ser muy larga, y que utilizan para chupar el néctar. Las hembras ponen los huevos en las hojas y otros órganos vegetales de los que se alimentan las larvas (orugas). En muchos casos, la dieta larvaria es bastante especializada, restringida a unas pocas especies de plantas.

Aunque visitan todo tipo de flores, las mariposas muestran una cierta preferencia por las flores rosas y lilas

con corolas tubulares profundas. Las polillas de la familia **Sphingidae** visitan sobre todo flores grandes que producen mucho néctar. Otros grupos de polillas visitan principalmente flores de colores suaves o muy aromáticas. Debido a la longitud de la espiritrompa, el contacto entre el cuerpo de las mariposas y los órganos reproductores de las flores suele ser leve. Por este motivo, normalmente se considera que los Lepidópteros son polinizadores poco eficaces en comparación con otros grupos. Aun así, pueden ser polinizadores importantes de plantas con corolas profundas. Por ejemplo, algunas mariposas polinizan el lirio llorón (*Lilium martagon*) [5]. En este caso, la polinización se realiza a partir del polen que las mariposas llevan pegado a las alas, en un proceso denominado polinización alar. Algunas plantas que abren sus flores por la noche son polinizadas principalmente por Sphingidae. A diferencia de otros grupos de polinizadores, los Lepidópteros suelen hacer vuelos largos entre flores visitadas consecutivamente. De esta manera, potencian la polinización cruzada entre plantas alejadas y, por lo tanto, favorecen la exogamia [6,7].

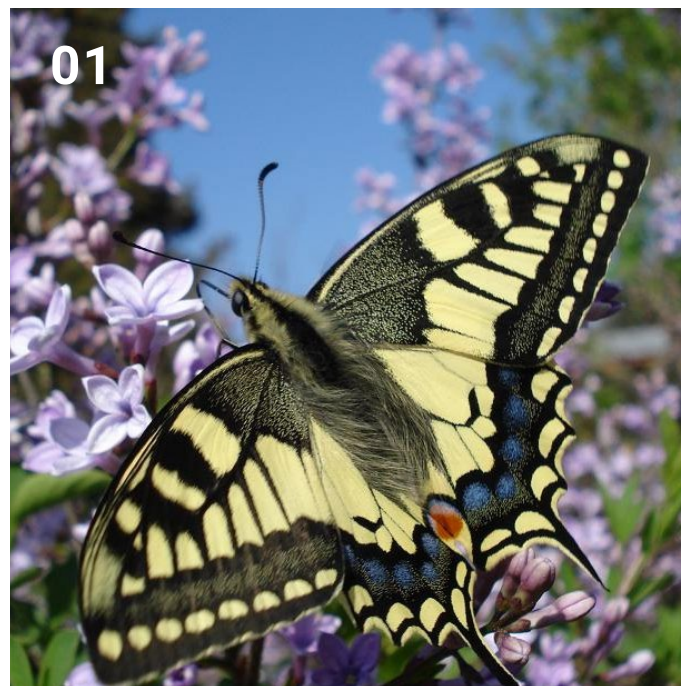


Fig. 3. Lepidópteros. (01) Mariposa macaón (*Papilio machaon*; Papilionidae) libando de una flor de lila de Persia (*Syringa persica*); (02) Apareamiento de la pardilla o escamas azules (*Glaucopsyche melanops*; Lycaenidae), una especie en fuerte regresión en Cataluña (Fotografías: A. Arrizabalaga; M. A. Fuentes).

### 1.3.3 Dípteros (moscas y mosquitos)

El Orden de los Dípteros se divide en dos subórdenes, los Nematocera (mosquitos y grupos afines) y los Brachycera (moscas y grupos afines). Se trata de un grupo muy numeroso, con más de 6400 especies en la península ibérica [8]. Los Nematocera raramente visitan las flores. Dentro de los Brachycera, en cambio, encontramos algunas familias eminentemente florícolas, como los Syrphidae (unas 400 especies en la península ibérica) y los Bombyliidae (cerca de 200 especies). La mayoría de los Syrphidae y algunos Bombyliidae tienen aspecto de abeja o avispa y suelen tener un vuelo estático característico. Otras familias, que popularmente conocemos como «moscas», también incluyen especies que visitan las flores asiduamente [3].



Fig. 4. Dípteros. (01) Hembra de *Sphaerophoria scripta* (Syrphidae) visitando una flor de gordolobo, *Verbascum pulverulentum*; (02) hembra de *Eristalis tenax* (Syrphidae) visitando una flor de ciruelo mirobolano, *Prunus cerasifera*; (03) macho de *Bombylilla atra* (Bombyliidae) visitando una flor de margarita común, *Bellis perennis*. (Fotografías: N. Vicens).

Los dípteros florícolas se alimentan de néctar y polen y pueden desempeñar un papel muy importante en la polinización [9,10]. Presentan un aparato bucal en forma de trompa que les permite chupar el néctar y que puede llegar a ser bastante largo en algunos Bombyliidae. Además, muchas moscas acuden a las flores para refugiarse durante la noche o para calentarse. La dieta de las larvas de los dípteros florícolas no incluye productos florales. Muchas se alimentan de excrementos

y otros tipos de materia orgánica en descomposición. Otras son parasitoides de otros insectos. Las larvas de muchos Syrphidae son depredadoras de pulgones y, por lo tanto, son importantes agentes de control biológico en sistemas agrícolas.

Los dípteros visitan preferentemente flores de colores claros (blanco, amarillo) con corolas poco profundas y polen y néctar fácilmente accesibles. En estas espe-



cies de plantas (por ejemplo en muchas umbelíferas) pueden llegar a ser los visitantes más numerosos y su eficacia polinizadora puede ser bastante elevada, sobre todos los sírfidos [4]. Algunos Bombyliidae de trompa

larga visitan con frecuencia flores de corola tubular. El papel de los dípteros como polinizadores es especialmente importante en hábitats de montaña, donde las abejas son más escasas [11,12].

### 1.3.4 Himenópteros (avispa, hormigas y abejas)

Los **Himenópteros** son un orden muy diverso que incluye lo que comúnmente conocemos como avispas, hormigas y abejas. En total incluye unas 9000 especies en la península ibérica. Aunque los términos «hormiga» y «abeja» corresponden a grupos monofiléticos bien establecidos, el término «avispa» se aplica a varios grupos poco emparentados entre sí, hecho que dificulta su definición. Desde siempre, el orden de los Himenópteros se ha dividido en tres grandes grupos, los Symphyta (avispa fitófaga), los Parasitica (que incluye avispas parasitoides y avispas que forman cecidias) y los Aculeata (que incluye las hormigas, las abejas, las avispas depredadoras y algunas avispas parasitoides) [2].

Los **Symphyta** incluyen varias familias que en estado larvario se alimentan de tejidos vegetales. Se las denomina «avispa con sierra» debido a la forma de su ovopositor. A diferencia del resto de Himenópteros, no presentan una constricción entre el tórax funcional y el gáster (abdomen funcional), motivo por el cual también se las denomina «avispa sin cintura». Los adultos de estas especies se alimentan de néctar y polen y a veces, también de pequeños insectos. Algunas especies muestran un cierto grado de especialización ante determinadas especies de plantas y su papel como polinizadoras puede llegar a ser importante [3].

Los **Parasitica** son un grupo extremadamente diverso que incluye sobre todo avispas parasitoides. Las hembras ponen los huevos sobre insectos o arácnidos que sirven de alimento a las larvas. La mayoría son especies de tamaño pequeño. Los adultos de algunas familias visitan esporádicamente las flores para alimentarse de néctar. En general, debido a su tamaño corporal pequeño y a la baja frecuencia de visita, el papel de estas avispas como polinizadores es poco relevante. Una importante excepción es la especie *Blastophaga psenes*,

de la familia Agaonidae, que es el único polinizador de higos silvestres (higuera; *Ficus carica*).

Los **Aculeata** se caracterizan por la transformación de su ovopositor en un aguijón que utilizan como órgano de ataque o defensa. Incluyen las hormigas, las abejas y varias familias de avispas. Todas las **hormigas** (unas 300 especies en la península ibérica) son sociales, es decir, viven en sociedades formadas por una o más reinas (hembras fértiles) y muchas obreras (hembras estériles). Las obreras de varias especies (sobre todo de la subfamilia Formicinae), recolectan néctar y pueden llegar a ser muy abundantes en algunas flores. La dieta larvaria es muy variable y puede ser carnívora (insectos y otros artrópodos) o herbívora (semillas y otros productos vegetales) según las especies. Las hormigas visitan sobre todo flores con los nectarios accesibles. Debido a su tamaño pequeño, muchas veces acceden a los nectarios sin entrar en contacto con los órganos reproductores de la flor, actuando como «ladrones de néctar». Aun así, en determinadas plantas pueden llegar a tener un papel relevante como polinizadoras [3].

Los Aculeata incluyen varias familias de **avispa** que pueden ser depredadoras o parasitoides y cuyos adultos se alimentan del néctar de las flores. Las especies depredadoras construyen nidos y los abastecen con presas (insectos o arañas) para alimentar a sus larvas. Las especies parasitoides no construyen nidos y ponen los huevos directamente sobre sus huéspedes. Algunas especies depredadoras son sociales, no obstante, la gran mayoría son solitarias de manera que cada hembra cría su descendencia sin cooperación con otras hembras. Dentro de la familia Vespidae, los miembros de la subfamilia Masarinae (11 especies en la península ibérica) han abandonado la dieta carnívora y abastecen los nidos con polen y néctar para alimentar a sus larvas. Al igual que las hormigas, las avispas con aguijón visitan

sobre todo flores poco profundas, con nectarios accesibles. Raramente llegan a ser muy abundantes sobre las flores, pero su tasa de visita es mayor que la de las hormigas y su eficacia polinizadora puede ser bastante elevada. Además, los machos de algunas especies visitan y polinizan de manera exclusiva ciertas especies de orquídeas [3].

Las **abejas** comprenden unas 1100 especies en la península ibérica, repartidas entre más de 50 géneros y 6 familias [13]. Algunas especies como la abeja melífera y los abejorros o abejarrones son sociales, pero la ma-

yoría son solitarias. En ambos casos, las hembras construyen nidos y los abastecen con polen y néctar para alimentar a sus larvas. Por este motivo, las hembras de estas especies visitan las flores no solo para alimentarse de néctar, sino también para recolectar polen y néctar para sus larvas. Esta dependencia de los recursos florales hace que las abejas, más que ningún otro grupo de polinizadores, visiten un gran número de flores. Otras especies (denominadas abejas cuco) ponen los huevos en nidos de otras abejas. Las larvas de estas especies matan el huevo del huésped y se alimentan de las provisiones de polen y néctar (cleptoparasitismo).



Fig. 5. Himenópteros. (01) Avispa solitaria depredadora, *Odynerus consobrinus* (Vespidae), sobre flores de tomillo, *Thymus vulgaris*; (02) obrera de abeja melífera, *Apis mellifera* (Apidae), cogiendo polen y néctar de una flor de borraja, *Borago officinalis*; (03) macho de abeja solitaria *Hoplitis cf adunca* (Megachilidae) sobre escobilla morisca, *Scabiosa atropurpurea*; (04) abeja cleptoparásita *Thyreus cf histrionicus* (Apidae) cogiendo néctar de una flor de sauzgatillo, *Vitex agnus-castus*. (Fotografías: N. Vicens).



Los adultos de las abejas cuco y también los machos de las especies que construyen nidos, solo visitan las flores para alimentarse de néctar. Las abejas son los visitantes florales más importantes para la mayoría de las especies de plantas [14,15]. Además de recursos flores, las poblaciones de abejas también necesitan sustratos de nidificación adecuados. La mayoría de las especies excavan nidos bajo tierra, aunque algunas especies

también nidifican en cavidades preestablecidas, como agujeros en troncos de árboles muertos o cavidades entre rocas. Un número más reducido de especies excavan nidos en sustratos de madera muerta o en tallos de plantas, como las zarzas, y otras pocas construyen nidos de barro o de resina sobre rocas o sobre la vegetación. Los abejorros suelen nidificar en madrigueras abandonadas de roedores.

1.4 INTERACCIONES ENTRE PLANTAS Y POLINIZADORES .....

La mayoría de especies de polinizadores son **generalistas** y visitan una amplia variedad de flores de especies muy diversas. Otras, en cambio, son muy **especialistas** y visitan solo una o unas pocas especies de plantas. El grado de especialización de una especie de polinizador depende de una serie de factores.

acceso a los recursos florales también desempeña un papel importante en la selección de las flores visitadas por los polinizadores. Existe una cierta correlación entre la longitud de las piezas bucales de los polinizadores y la profundidad de la corola de la flores visitadas [21-23]. Por último, algunos polinizadores muestran preferencias por ciertos colores o por ciertos olores florales [24,25].

En algunas especies, el ciclo vital del polinizador está íntimamente ligado a una especie de planta. Por ejemplo, las larvas de la avispa *Blastophaga psenes* solo se desarrollan en las infructescencias de las higueras [16]. De manera similar, las larvas del escarabajo *Derelomus chamaeropsis* se desarrollan exclusivamente en las inflorescencias del palmito (*Chamaerops humilis* [17]). En estos casos, el polinizador solo visita su planta huésped, de la que es el único o el principal polinizador, de manera que el grado de interdependencia entre la planta y el polinizador es total. En otros casos, el polinizador limita sus visitas a unas pocas especies de plantas. Por ejemplo, algunas abejas solitarias solo recolectan polen de un género de plantas (monolectia) o de una familia (oligolectia) [18]. No obstante, estas especies pueden visitar otras plantas para obtener néctar. El resto de especies de abejas recolectan polen de diferentes familias de plantas (polilectia). Aunque sean generalistas, muchos polinizadores muestran preferencias por determinados rasgos morfológicos o fisiológicos de las flores. Por ejemplo, los polinizadores con necesidades alimentarias elevadas (especies sociales y especies de tamaño corporal grande) suelen visitar flores muy abundantes o que producen grandes cantidades de polen o néctar [19,20]. La facilidad de

No obstante estas preferencias, la selección de flores visitadas por un polinizador depende en gran medida del contexto floral y del resto de la comunidad local de polinizadores. En muchos casos, los polinizadores pueden ajustar sus preferencias en función de la oferta de recursos florales disponibles, que varía tanto en el espacio como en el tiempo. Por ejemplo, una planta *a priori* muy atractiva puede dejar de serlo si recibe una gran cantidad de visitas que rebajan sus niveles de polen y néctar. En definitiva, las relaciones entre plantas y polinizadores de una misma comunidad suelen ser bastante generalistas y a menudo oportunistas. En los matorrales del Parque Natural de El Garraf, una especie de polinizador visita por término medio, 4-5 especies de plantas, y una especie de planta recibe, por término medio, visitas de 30-40 especies de polinizadores [26]. Estas relaciones forman complejas **redes de interacciones** (Fig. 6). El elevado grado de conectividad de estas redes hace que una alteración, como por ejemplo la extinción de una especie determinada o la introducción de una nueva, pueda afectar a un gran número de especies de la comunidad.

RED DE INTERACCIONES PLANTA-POLINIZADOR DE LOS MATORRALES DEL PARQUE NATURAL DE EL GARRAF

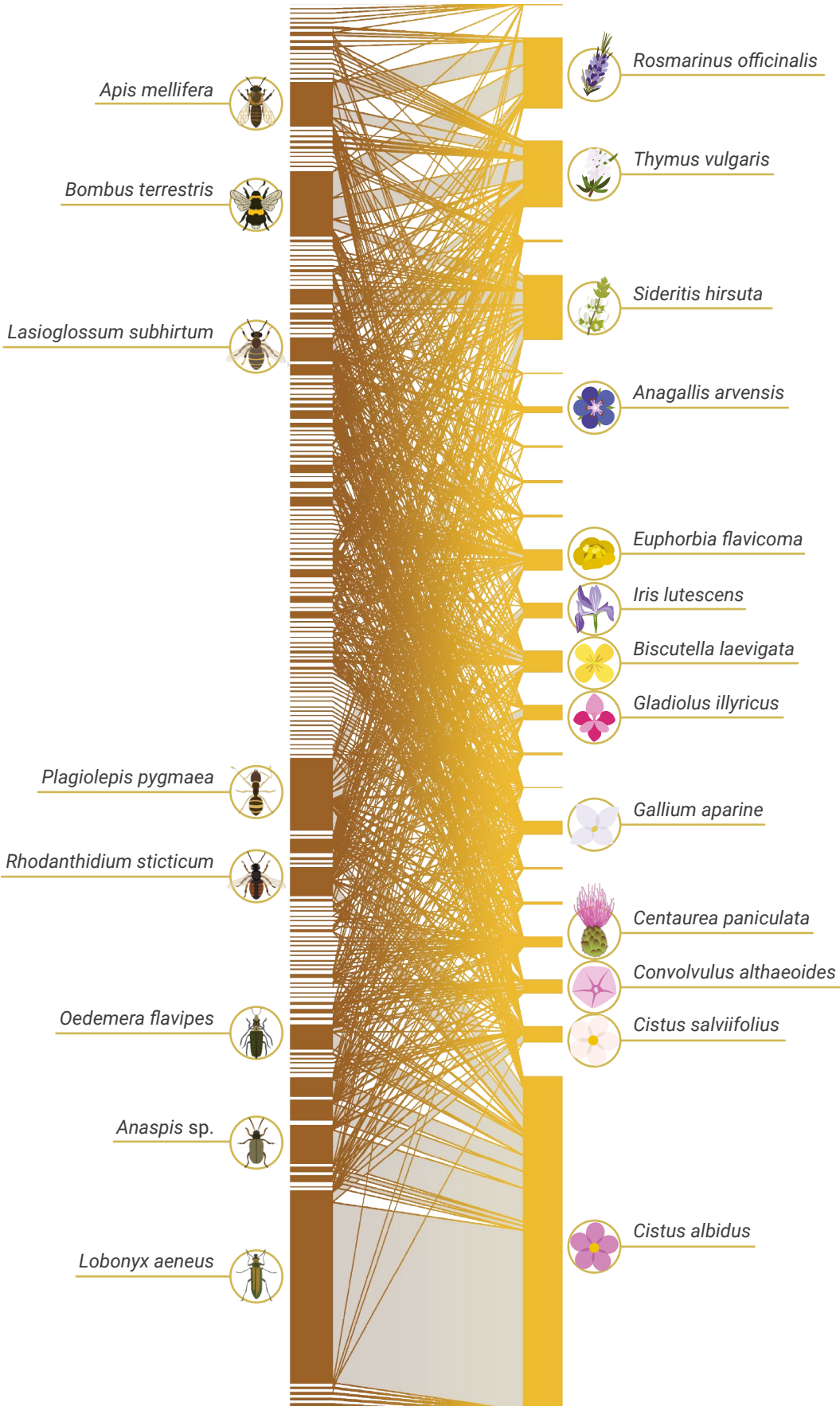


Fig. 6. Red de interacciones planta-polinizador de los matorrales del Parque Natural de El Garraf. Las 23 principales plantas entomófilas interactúan con 201 especies de insectos polinizadores formando más de 900 interacciones. Cada especie está representada por un rectángulo. La altura de los rectángulos refleja la frecuencia de interacción de cada especie. Algunos polinizadores concentran la mayor parte de sus visitas en una pocas especies de plantas, no obstante, la mayoría visitan muchas. (Fuente: [26]).



## 1.5 EFICACIA Y CONTRIBUCIÓN POLINIZADORA

Entendemos como **eficacia polinizadora** la cantidad de polen que un polinizador deposita en el estigma (o estigmas) de una flor durante una visita. Muchos son los factores que influyen en esta eficacia [4]. En primer lugar, es fundamental el comportamiento recolector, es decir, la posición y los movimientos que hace el polinizador sobre la flor. Por ejemplo, en algunas flores, el polinizador puede acceder a los nectarios de manera frontal o lateral. El acceso frontal garantiza el contacto con las anteras y los estigmas y, por lo tanto, favorece un buen nivel de recogida y deposición de polen. El acceso lateral, en cambio, extrae el néctar sin entrar en contacto con los órganos reproductores de la flor. Un caso extremo de este comportamiento es el de algunas abejas que muerden la base de las flores de corolas profundas para introducir la trompa desde fuera y «robar el néctar» sin ni tan siquiera entrar en la flor [27]. La eficacia polinizadora suele estar relacionada con el tipo de recurso recolectado. A menudo, los polinizadores que recolectan el polen son más eficaces que los que recolectan néctar. La eficacia polinizadora también depende del tiempo de visita. Las visitas cortas suelen depositar menos polen que las visitas largas. El tamaño corporal es otro factor importante, los polinizadores grandes suelen ser más eficaces que los pequeños [4].

En cualquier caso, la cantidad de polen que una planta recibe de los diferentes polinizadores que la visitan (**contribución polinizadora**) no solo depende la eficacia polinizadora, sino también de la frecuencia de visitas de cada polinizador. En este sentido, un polinizador poco eficaz puede realizar una gran aportación si realiza muchas visitas. La frecuencia de visitas de una especie de polinizador a una especie de planta concreta, dependerá

de la abundancia poblacional del polinizador, su dependencia de los recursos florales y su afinidad por la planta.

Hasta ahora, se ha considerado la eficacia polinizadora en términos cuantitativos (granos de polen depositados en los estigmas). Como se ha explicado en el apartado 1.2, no obstante, la formación de semillas también puede estar limitada por la **calidad de los granos de polen** depositados en el estigma [1]. En plantas de floración masiva, como los árboles y arbustos, algunos polinizadores visitan consecutivamente muchas flores del mismo individuo, de manera que la mayor parte del polen transferido procede de flores del mismo individuo, hecho que favorece la **autogamia** [28]. Otros polinizadores, en cambio, visitan pocas flores y, por lo tanto, favorecen la **polinización cruzada**. En principio, el grado de parentesco entre dos plantas de la misma población disminuye con la distancia, de manera que los polinizadores que visitan pocas flores por planta y hacen vuelos largos entre plantas potencian el **flujo genético** dentro de una población [7].

Otro aspecto importante es el de la **constancia floral**, definida como la tendencia de un polinizador a visitar consecutivamente flores de la misma especie. La mayoría de los polinizadores muestran un alto grado de constancia floral, hecho que evita la polinización heteroespecífica. En algunos casos, no obstante, sobre todo cuando la disponibilidad de recursos es baja, un polinizador puede alternar visitas entre especies diferentes o bien visitar una especie para obtener polen y otra para obtener néctar. En general, la deposición de polen heteroespecífico es poco importante, no obstante, en casos extremos puede llegar a bloquear el estigma de la flor y dificultar la germinación de granos de polen conespecíficos [29].

## 1.6 LA POLINIZACIÓN COMO PROCESO CLAVE EN EL FUNCIONAMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS NATURALES

La polinización es un proceso esencial para el **funcionamiento de los ecosistemas** terrestres. En todo el mundo, cerca del 90 % de las especies de plantas con flores dependen, en mayor o menor medida, de

los polinizadores para su reproducción sexual [30]. Un estudio reciente estima que en ausencia de polinizadores, la mitad de las plantas con flores sufriría una reducción en la producción de semillas igual o supe-

rior al 80 % [31]. Esta reducción llegaría al 100 % en un tercio de las especies. Por lo tanto, un declive generalizado de polinizadores afectaría al éxito reproductivo de muchas plantas y transformaría los ecosistemas terrestres de manera radical. La abundancia de muchas plantas disminuiría y algunas incluso podrían extinguirse. Ello comportaría un empobrecimiento de las comunidades de plantas y una dominancia de las especies que tienen menos dependencia de los polinizadores, como las polinizadas por el viento o las que tienen mecanismos de reproducción asexual. Se ha demostrado que incluso cambios relativamente pequeños en la abundancia y composición de los polinizadores que visitan una especie de planta, pueden tener un impacto apreciable en su reproducción y demografía [28]. Como se ha

explicado en el apartado 1.4, las plantas y los polinizadores forman redes de interacciones altamente conectadas, de manera que cambios demográficos en una sola especie de planta pueden acabar afectando al conjunto de la comunidad de plantas y polinizadores.

Los cambios en el éxito reproductivo de las plantas afectarían indirectamente a los animales que dependen de ellas como fuente de alimento, sobre todo los que se alimentan de frutos y semillas. La dieta de varios grupos de animales, como muchos insectos, entre ellos las hormigas granívoras y muchos pájaros, se basa de forma casi exclusiva en las semillas o los frutos de las plantas polinizadas por insectos. En otros grupos de animales, como algunos mamíferos y pájaros, las semillas y los frutos no son el componente mayoritario de su dieta, pero sí un elemento nutritivo y energético importante, sobre todo en determinadas épocas del año. Por lo tanto, en última instancia, los polinizadores son fundamentales para garantizar la estabilidad de la **red trófica** que se construye alrededor de las plantas.

## 1.7 LA POLINIZACIÓN COMO UN SERVICIO ECOSISTÉMICO

La polinización por animales constituye un **servicio ecosistémico** de gran importancia para los seres humanos ya que contribuye de manera decisiva a la **producción agrícola**. De los principales cultivos del mundo, un 75 % dependen en mayor o menor medida de la polinización por animales, principalmente por insectos, para producir frutos y semillas [32]. Este **grado de dependencia** se mide como el porcentaje de producción que se perdería en ausencia de polinizadores. Entre los cultivos para los que los polinizadores son esenciales (grado de dependencia del 90-100 %) se encuentran el cacao, el melón, la sandía, la calabaza, el kiwi y muchas variedades (autoincompatibles) de almendro. Otros cultivos, como la mayoría de los árboles frutales, el pepino, el mango o el aguacate, tienen un grado de dependencia elevado (40-90 %), moderado (10-40 %; la berenjena, las fresas) o bajo (10 %; el tomate, algunos cítricos, la papaya) (Fig. 7). Otros cultivos, entre los que destacan los cereales, y también las aceitunas y la uva, no dependen de la polinización por

### GRADO DE DEPENDENCIA DE POLINIZADORES

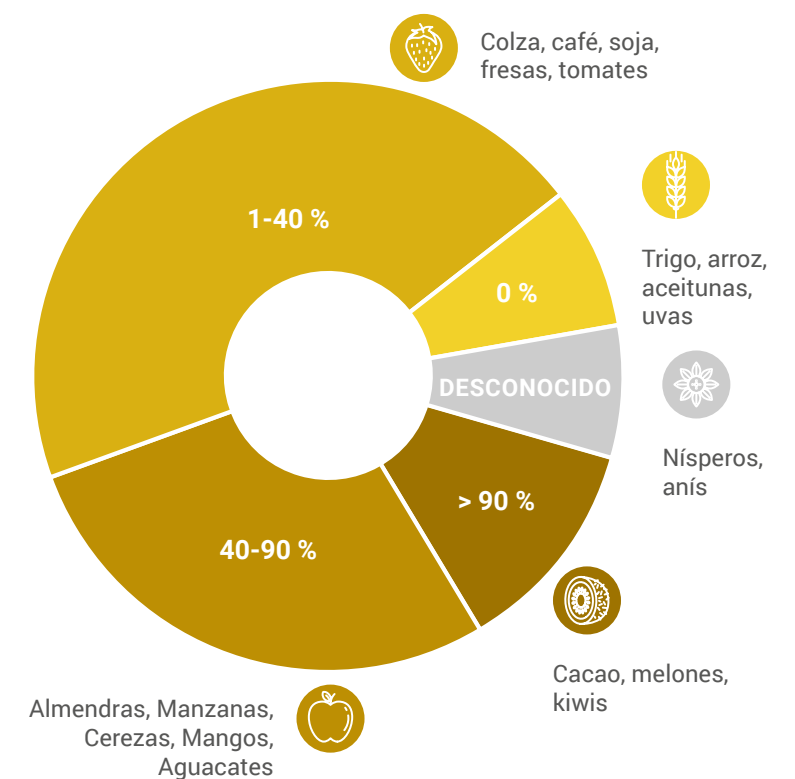


Fig. 7. Porcentaje de cultivos con diferentes grados de dependencia de la polinización por animales en todo el mundo. (Fuente: [32,33]).

insectos. Por último, de algunos cultivos (como algunas leguminosas, los nísperos y el anís) se desconoce el grado de dependencia de los polinizadores.

En conjunto, los cultivos polinizados por insectos incluyen principalmente frutales, muchas hortalizas y algunos frutos secos, y también cultivos cuyas semillas se utilizan para hacer aceite, como el girasol o la colza. Cabe destacar, además, el papel de los polinizadores en la producción de semillas de muchos cultivos forrajeros, como la alfalfa y el trébol, y de cultivos que no proporcionan alimentos pero sí otros materiales importantes para los seres humanos, como el algodón [34]. A escala global, los cultivos que dependen de los polinizadores representan un 35 % de la producción mundial [35]. El resto la componen cereales y cultivos de raíz (60 %) polinizados por el viento, y cultivos de los que no se conoce su grado de dependencia de los polinizadores (5 %) [36]. El **valor económico** del servicio ecosistémico de la polinización en todo el mundo se estima entre 235 y 577 mil millones de dólares anuales [36]. La distribución de los beneficios económicos de la polinización por animales no es uniforme en todo el planeta. Las regiones más beneficiadas por este servicio ecosistémico son Asia Oriental, Oriente Medio, Europa mediterránea y América del Norte.

En Europa, los cultivos que requieren polinización entomófila representan un 15 % de la producción y un 31 % de los beneficios agrícolas [34]. Una ausencia de polinizadores supondría una disminución de la producción del 7 % [34], con pérdidas de más de 3000 millones de euros al año [37]. El grado de dependencia de la polinización en la producción agrícola de Cataluña y su valor económico se tratan en el capítulo 5.

Aparte del valor económico, es importante tener en cuenta que los alimentos procedentes de cultivos polinizados por insectos son especialmente ricos en micronutrientes, como vitaminas, minerales y ciertos

antioxidantes (sobre todo frutas, hortalizas), y también en lípidos (semillas oleaginosas) [38]. Estos elementos son esenciales para garantizar una **nutrición saludable** de las poblaciones humanas. Desde una perspectiva de Salud Global (*One Health* en inglés, una aproximación que reconoce que la salud de las personas está íntimamente conectada con la salud de los ecosistemas y del medio ambiente que compartimos), una disminución de estos productos en la dieta humana implicaría un aumento de algunas enfermedades y carencias nutricionales [39,40]. Por lo tanto, los polinizadores son esenciales para garantizar la alimentación de las poblaciones humanas no solo cuantitativamente sino también cualitativamente.

La superficie cultivada con cultivos entomófilos se ha incrementado a lo largo de las últimas décadas, de manera que se prevé un aumento de la demanda del servicio de polinización [41,42]. Desgraciadamente, en algunas regiones de gran producción agrícola, como Estados Unidos, Brasil, Argentina y algunos países europeos, el crecimiento de la superficie destinada a cultivos entomófilos ha ido acompañada de una tendencia al monocultivo, hecho que provoca una pérdida de biodiversidad [42]. Como se explica en el apartado 1.8, la diversidad de polinizadores es fundamental para garantizar la **estabilidad** del servicio ecosistémico de la polinización. En este sentido, se ha constatado que, durante los últimos 50 años, los cultivos con un mayor grado de dependencia de los polinizadores han tenido una productividad más inestable [43].

En definitiva, una reducción generalizada del servicio de polinización por insectos provocaría pérdidas de producción locales y mundiales muy importantes. Estas pérdidas tendrían un impacto en el beneficio económico de los productos y comportarían problemas de suministro con el consiguiente incremento de los precios para los consumidores.

(número total de especies presentes en la comunidad) pero también a la distribución cuantitativa de la

abundancia de las diferentes especies. Es decir, una comunidad es más diversa si tiene más especies, pero también si las abundancias de las distintas especies son similares. En cambio, una comunidad es menos diversa cuando tiene pocas especies o cuando una o pocas especies son muy dominantes.

La diversidad es importante para el **funcionamiento de los ecosistemas** porque las comunidades diversas tienen más capacidad de resistir y recuperarse de las alteraciones. Ello es debido a que una elevada diversidad de especies también implica una alta diversidad de rasgos o características biológicas (**diversidad funcional**). Ante una alteración, de origen natural o antrópico, cuantas más especies con características diferentes haya en la comunidad, más probable es que algunas puedan hacer frente a la alteración y que la comunidad no se colapse y se pueda mantener el funcionamiento del ecosistema [44,45]. Por lo tanto, mantener comunidades de polinizadores diversas en zonas naturales, seminaturales, agroforestales y agrarias, garantiza una mayor **resistencia y resiliencia** ante alteraciones como el cambio climático o los cambios de usos del suelo.

La diversidad de polinizadores es fundamental para garantizar la función de la polinización y asegurar la persistencia de las comunidades de plantas [46,47]. Una comunidad de plantas está formada por un número determinado de especies cada una de las cuales tiene características morfológicas y funcionales diferentes. Estas diferencias incluyen la época de floración, el tamaño y la forma de la flor, la profundidad de la corola, la posición de las anteras y los estigmas, o el número de granos de polen que tienen que recibir los estigmas para conseguir una producción de semillas máxima. En definitiva, estas características, entre otras, condicionan los tipos de polinizadores que pueden polinizar adecuadamente una especie de planta. En una comunidad de polinizadores diversa habrá especies con diferentes periodos de vuelo, con preferencias por diferentes rasgos florales y tipos de polen, y con aparatos bucales de distintas longitudes que les permitirán acceder a corolas más o menos profundas. Esta diversidad funcional de polinizadores garantizará que todas las especies de plantas de la comunidad

reciban un servicio de polinización adecuado [48]. En definitiva, una comunidad de plantas diversa solo puede perdurar en el tiempo si cuenta con una comunidad de polinizadores igualmente diversa. Al mismo tiempo, una comunidad vegetal diversa ayudará a mantener una comunidad de polinizadores diversa [49].

La importancia de la diversidad de polinizadores sobre la función de la polinización también se pone de manifiesto si consideramos una única especie de planta. Algunos estudios han demostrado una relación positiva entre la diversidad de polinizadores y la producción de semillas y frutos en diversas plantas silvestres [50]. Esta relación es especialmente fuerte cuando la comunidad de polinizadores incluye diferentes grupos funcionales como abejas sociales, abejas solitarias y sírfidos [51]. Este tipo de relación también se ha demostrado en ciertos cultivos, en los que el servicio de polinización aumenta con la diversidad funcional de polinizadores [52-54]. Este efecto positivo de la diversidad funcional de los polinizadores sobre la polinización se puede explicar por dos mecanismos. El primero es la **complementariedad**. Diferentes especies de polinizadores pueden tener rasgos complementarios. Por ejemplo, un polinizador puede ser más activo por la mañana y otro por la tarde. O bien, un polinizador puede visitar preferentemente las flores de la parte superior de un árbol y otro, las flores de la parte más baja (Fig. 8). De esta manera, el servicio de polinización

## EJEMPLO DE COMPLEMENTARIEDAD FUNCIONAL

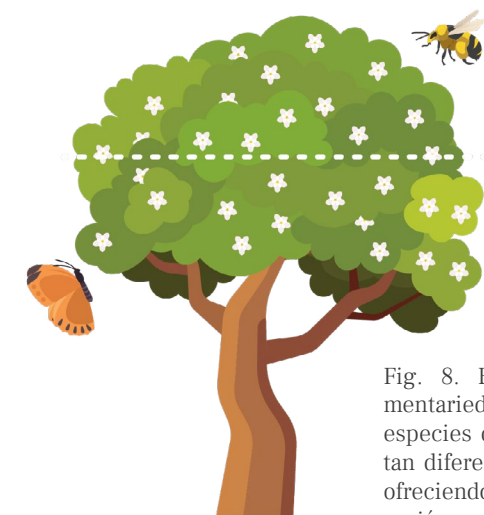


Fig. 8. Ejemplo de complementariedad funcional. Dos especies de polinizadores visitan diferentes partes del árbol, ofreciendo servicios de polinización complementarios.

## 1.8 LA IMPORTANCIA DE LA DIVERSIDAD

Hablamos de diversidad de una comunidad de animales o plantas para referirnos a la riqueza de especies



será más completo cuando coexistan ambas especies [49]. El segundo mecanismo que explica la relación positiva entre diversidad de polinizadores y función polinizadora es la **redundancia**. En una comunidad de polinizadores rica habrá diferentes especies con rasgos funcionales similares. Las poblaciones de polinizadores pueden sufrir grandes fluctuaciones de un año a otro. La redundancia permite que si una especie de polinizador se hace muy escasa o incluso desapa-

rece, su función polinizadora pueda ser sustituida por otras especies funcionalmente equivalentes (Fig. 9).

En definitiva, la diversidad de polinizadores es un elemento clave para asegurar el buen funcionamiento de los ecosistemas y garantizar el servicio ecosistémico de la polinización de los cultivos y, por lo tanto, garantizar la conservación de las comunidades de plantas y polinizadores en sistemas naturales y agrícolas.

### EJEMPLO DE REDUNDANCIA FUNCIONAL



Fig. 9. Ejemplo de redundancia funcional. En una comunidad diversa (izquierda), la pérdida de una especie de polinizador se ve compensada por las otras especies; en cambio, en una comunidad empobrecida (derecha), la pérdida de una especie comporta una disminución drástica del servicio de polinización.

### 1.9 REFERENCIAS

1. Aizen MA, Harder LD. 2007 Expanding the limits of the pollen-limitation concept: effects of pollen quantity and quality. *Ecology* **88**, 271–281. (doi:10.1890/06-1017)
2. Proctor M, Yeo P, Lack A, others. 1996 *The natural history of pollination*. HarperCollins Publishers.
3. Stefanescu C, Aguado LO, Asís JD, Baños-Picón L, Cerdá X, Marcos García M, Micó E, Ricarte A, Tormos J. 2018 Diversidad de insectos polinizadores en la península ibérica. *Ecosistemas* **27**, 9–22. (doi:10.7818/ECOS.1391)
4. Roquer-Beni L, Arnan X, Rodrigo A, Bosch J. 2022 What makes a good pollinator? Relationship between pollinator traits and pollination effectiveness in apple flowers. *Entomol. Gen.*
5. Corbera J, Cros CÀ, Stefanescu C. 2018 Evidence of butterfly wing pollination in the martagon lily *Lilium martagon* L. *Butlletí la Inst. Catalana d'Història Nat.*, 82: 117–120.
6. Courtney S, Hill C, Westerman A. 1982 Pollen carried for long periods by butterflies. *Oikos*, 38: 260–263.
7. Herrera CM. 1987 Componentes del flujo génico en "Lavandula latifolia" Medicus: polinización y dispersión de semillas. In *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, pp. 49–61.
8. Carles-Tolrà M. 2002 Catálogo de los Díptera de España, Portugal y Andorra (Insecta). *Monogr. la Soc. Entomológica Aragon.* **8**, 1–323.
9. Rader R et al. 2016 Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **113**, 146–151. (doi:10.1073/pnas.1517092112)
10. Doyle T, Hawkes WLS, Massy R, Powney GD, Menz MHM, Wotton KR. 2020 Pollination by hoverflies in the Anthropocene. *Proc. R. Soc. B* **287**. (doi:10.1098/RSPB.2020.0508)
11. Kearns CA. 1992 Anthophilous fly distribution across an elevation gradient. *Am. Midl. Nat.*, 172–182.
12. Sommaggio D, Zanotelli L, Vettorazzo E, Burgio G, Fontana P. 2022 Different Distribution Patterns of Hoverflies (Diptera: Syrphidae) and Bees (Hymenoptera: Anthophila) Along Altitudinal Gradients in Dolomiti Bellunesi National Park (Italy). *Insects* **13**. (doi:10.3390/INSECTS13030293)
13. Ortiz-Sánchez FJ. 2020 Checklist de Fauna Ibérica. Serie Anthophila (Insecta: Hymenoptera: Apoidea) en la península ibérica e islas Baleares (edición 2020). *Madrid Mus. Nac. Ciencias Nat. CSIC* **2**, 83.
14. Ortiz-Sánchez FJ, Aguado Martín LO, Ornos C. 2018 Diversidad de abejas en España, tendencia de las poblaciones y medidas para su conservación (Hymenoptera, Apoidea, Anthophila). *Ecosistemas* **27**, 3–8. (doi:10.7818/ECOS.1315)
15. Michez D, Rasmont P, Terzo M, Vereecken NJ. 2019 *Bees of Europe*. Paris, France: NAP Editions.

16. Kjellberg F, Gouyon P-H, Ibrahim M, Raymond M, Valdeyron G. 1987 The stability of the symbiosis between dioecious figs and their pollinators: a study of *Ficus carica* L. and *Blastophaga psenes* L. *Evolution* (N. Y). **41**, 693–704.
17. Dufaÿ M, Hossaert-McKey M, Anstett MC. 2003 When leaves act like flowers: How dwarf palms attract their pollinators. *Ecol. Lett.* **6**, 28–34. (doi:10.1046/J.1461-0248.2003.00382.X)
18. Cane J, Sipes S. 2006 Floral specialization by bees: analytical methodologies and a revised lexicon for oligolecty. *Plant-Pollinator Interact. From Spec. to Gen.*
19. Heinrich B. 1975 Energetics of pollination. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* , 139–170.
20. Seeley TD. 1986 Social foraging by honeybees: how colonies allocate foragers among patches of flowers. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 1986 195 **19**, 343–354. (doi:10.1007/BF00295707)
21. Inouye DW. 1980 The effect of proboscis and corolla tube lengths on patterns and rates of flower visitation by bumblebees. *Oecologia* **45**, 197–201.
22. Corbet SA. 2000 Butterfly nectaring flowers: butterfly morphology and flower form. *Entomol. Exp. Appl.* **96**, 289–298. (doi:10.1046/J.1570-7458.2000.00708.X)
23. Stang M, Klinkhamer PGL, Van Der Meijden E. 2006 Size constraints and flower abundance determine the number of interactions in a plant-flower visitor web. *Oikos* **112**, 111–121. (doi:10.1111/J.0030-1299.2006.14199.X)
24. Raguso RA. 2008 Wake Up and Smell the Roses: The Ecology and Evolution of Floral Scent. **39**, 549–569. (doi:10.1146/ANNUREV.ECOLSYS.38.091206.095601)
25. Reverté S, Retana J, Gómez JM, Bosch J. 2016 Pollinators show flower colour preferences but flowers with similar colours do not attract similar pollinators. *Ann. Bot.* **118**, 249. (doi:10.1093/AOB/MCW103)
26. Bosch J, Martín González AM, Rodrigo A, Navarro D. 2009 Plant-pollinator networks: adding the pollinator's perspective. *Ecol. Lett.* **12**, 409–419. (doi:10.1111/J.1461-0248.2009.01296.X)
27. Inouye DW. 1980 The Terminology of Floral Larceny. *Ecology* **61**, 1251–1253. (doi:10.2307/1936841)
28. Herrera CM. 2000 Flower-to-Seedling Consequences of Different Pollination Regimes in an Insect-Pollinated Shrub. *Ecology* **81**, 15. (doi:10.1890/0012-9658(2000)081[0015:FTSCOD]2.0.CO;2)
29. Galen C, Gregory T. 1989 Interspecific pollen transfer as a mechanism of competition: Consequences of foreign pollen contamination for seed set in the alpine wildflower, *Polemonium viscosum*. *Oecologia* 1989 811 **81**, 120–123. (doi:10.1007/BF00377020)
30. Ollerton J, Winfree R, Tarrant S. 2011 How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* **120**, 321–326. (doi:10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x)
31. Rodger JG *et al.* 2021 Widespread vulnerability of flowering plant seed production to pollinator declines. *Sci. Adv.* **7**, 3524–3537. (doi:10.1126/sciadv.abd3524)
32. Klein A-M, Vaissiere BE, Cane JH, Steffan-Dewenter I, Cunningham S a, Kremen C, Tscharntke T. 2007 Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **274**, 303–313. (doi:10.1098/rspb.2006.3721)
33. FAO. 2020 FAO's Global Action on Pollination Services for Sustainable Agriculture. See <https://www.fao.org/pollination/pollination-database/what-are-the-pollination-needs-of-a-particular-crop/en/>.
34. Schulp CJE, Lautenbach S, Verburg PH. 2014 Quantifying and mapping ecosystem services: Demand and supply of pollination in the European Union. *Ecol. Indic.* **36**, 131–141. (doi:10.1016/J.ECOLIND.2013.07.014)
35. Gallai N, Salles JM, Settele J, Vaissière BE. 2009 Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol. Econ.* **68**, 810–821. (doi:10.1016/J.ECOLECON.2008.06.014)
36. IPBES. 2016 The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.
37. European Comission, Joint Research Centre, Vallecillo S, La Notte A, Polce C, Zulian G, Alexandris N, Ferrini S, Maes J. 2018 *Ecosystem services accounting . Part I, Outdoor recreation and crop pollination*. Publications Office of the European Union. (doi:10.2760/619793)
38. Eilers EJ, Kremen C, Greenleaf SS, Garber AK, Klein AM. 2011 Contribution of Pollinator-Mediated Crops to Nutrients in the Human Food Supply. *PLoS One* **6**, e21363. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0021363)
39. Chaplin-Kramer R, Dombeck E, Gerber J, Knuth KA, Mueller ND, Mueller M, Ziv G, Klein AM. 2014 Global malnutrition overlaps with pollinator-dependent micronutrient production. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **281**. (doi:10.1098/RSPB.2014.1799)
40. Smith MR, Singh GM, Mozaffarian D, Myers SS. 2015 Effects of decreases of animal pollinators on human nutrition and global health: A modelling analysis. *Lancet* **386**, 1964–1972. (doi:10.1016/S0140-6736(15)61085-6)
41. Aizen MA, Garibaldi LA, Cunningham SA, Klein AM. 2009 How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Ann. Bot.* **103**, 1579–1588. (doi:10.1093/aob/mcp076)
42. Aizen MA *et al.* 2019 Global agricultural productivity is threatened by increasing pollinator dependence without a parallel increase in crop diversification. *Glob. Chang. Biol.* **25**, 3516–3527. (doi:10.1111/GCB.14736)
43. Garibaldi LA, Aizen MA, Klein AM, Cunningham SA, Harder LD. 2011 Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **108**, 5909–5914. (doi:10.1073/pnas.1012431108)



44. Elmqvist T, Folke C, Nystrom M, Peterson G, Bengtsson J, Walker B, Norberg J. 2003 Response Diversity, Ecosystem Change, and Resilience. *Front. Ecol. Environ.* **1**, 488. (doi:10.2307/3868116)

45. Kühnel S, Blüthgen N. 2015 High diversity stabilizes the thermal resilience of pollinator communities in intensively managed grasslands. *Nature* **6**, 7989. (doi:10.1038/ncomms8989)

46. Fontaine C, Dajoz I, Meriguet J, Loreau M. 2006 Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biol.* **4**, 0129–0135. (doi:10.1371/journal.pbio.0040001)

47. Gagic V *et al.* 2015 Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **282**, 20142620. (doi:10.1098/rspb.2014.2620)

48. Fründ J, Zieger SL, Tschardt T. 2013 Response diversity of wild bees to overwintering temperatures. *Oecologia* **173**, 1639–1648. (doi:10.1007/S00442-013-2729-1)

49. Blüthgen N, Klein AM. 2011 Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic Appl. Ecol.* **12**, 282–291. (doi:10.1016/j.baae.2010.11.001)

50. Albrecht M, Duelli P, Müller C, Kleijn D, Schmid B. 2007 The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *J. Appl. Ecol.* **44**, 813–822. (doi:10.1111/J.1365-2664.2007.01306.X)

51. Albrecht M, Schmid B, Hautier Y, Müller CB, Mu CB. 2012 Diverse pollinator communities enhance plant reproductive success. *Proc. R. Soc. B*, 4845–4852. (doi:10.1098/rspb.2012.1621)

52. Hoehn P, Tschardt T, Tylianakis JM, Steffan-Dewenter I. 2008 Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **275**, 2283–2291. (doi:10.1098/RSPB.2008.0405)

53. Woodcock B a. *et al.* 2019 Meta-analysis reveals that pollinator functional diversity and abundance enhance crop pollination and yield. *Nat. Commun.* **10**, 1481. (doi:10.1038/s41467-019-09393-6)

54. Roquer-Beni L *et al.* 2021 Management-dependent effects of pollinator functional diversity on apple pollination services: A response-effect trait approach. *J. Appl. Ecol.* **58**, 2843–2853. (doi:10.1111/1365-2664.14022)

## CAPÍTULO 2

# ESTATUS Y TENDENCIAS DE LAS COMUNIDADES Y POBLACIONES DE POLINIZADORES

### 2.1 DECLIVES GENERALIZADOS DE POLINIZADORES .....

Existen numerosas evidencias que indican que las poblaciones de muchas especies de insectos están experimentando **descensos poblacionales**. Estas evidencias aumentan rápidamente a medida que se acumulan series temporales más largas de programas de seguimiento o monitorización. Varias revisiones concluyen que los insectos están sufriendo un descenso sin precedentes y muy preocupante a escala global [1-4]. En zonas naturales protegidas de Alemania, se ha estimado que la biomasa de los insectos voladores ha disminuido alrededor de un 70 % en los últimos 25 años [5].

Los insectos polinizadores son un claro exponente de esta tendencia, y el declive de este grupo se acepta actualmente como un fenómeno de alcance mundial y de magnitudes muy importantes [6-13]. Estos descensos se han estudiado sobre todo en **mariposas y abejas** y, en menor medida, en **sírfidos** (Syrphidae). Es importante destacar que los declives no afectan a todas las especies por igual. Por ejemplo, en

el caso de las abejas, la especie de tamaño corporal grande, las de trompa larga y las que tienen un alto grado de especialización, tanto de hábitat como de dieta, son las más afectadas [8,10,14]. Esta relación entre rasgos biológicos y declives conduce a un **empobrecimiento de la diversidad funcional** y a una **homogeneización biótica** que puede poner en peligro la función polinizadora en la comunidad, tal como se ha explicado en el apartado 1.8.

En Cataluña, el único grupo de insectos polinizadores de los que se dispone de información sobre tendencias poblacionales son las mariposas diurnas. La monitorización durante las tres últimas décadas de un gran número de poblaciones en Cataluña, Andorra y las Islas Baleares en el mar-

#### REGRESIÓN DE LA ESCAMAS AZULES

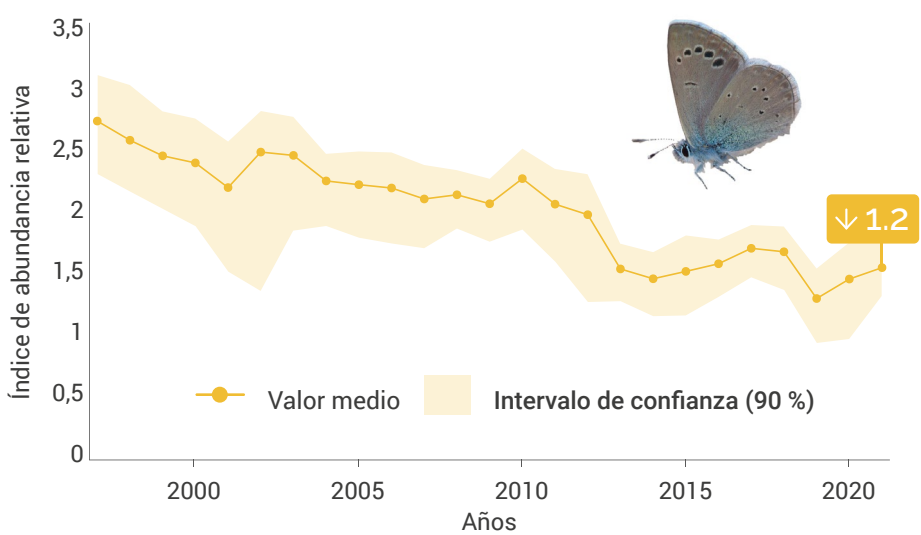


Fig. 9. Regresión de la escamas azules (*Glaucopsyche melanops*; Lycaenidae) en Cataluña en el periodo 1998-2021 (Fuente: CBMS, <https://www.catalanbms.org/>; MCNG, <http://www.mcng.cat/>).

co del CBMS (Catalan Butterfly Monitoring Scheme; [www.catalanbms.org](http://www.catalanbms.org)) muestra declives en un 70 % de las especies [15-17] (Fig. 9), que confirman las tendencias negativas detectadas a escala europea y global. Las conclusiones derivadas de diferentes tipos de análisis son muy coincidentes y definen unos patrones muy robustos. De manera similar a lo que ocurre con las abejas, las mariposas que se comportan como especialistas de hábitat son las que han sufrido declives más fuertes [18]. En Europa, los declives son especialmente importantes en las especies asociadas a espacios abiertos [19]. Esta tendencia también se observa en Cataluña, donde las mariposas asociadas a prados y herbazales han descendido mucho más que las que prefieren ambientes forestales [20]. Un análisis recien-

te también muestra que los declives más importantes se dan en especies de mariposas que son especialistas tróficos en su fase larvaria [17]. Este resultado es, hasta cierto punto, previsible porque diferentes rasgos ecológicos (como el grado de especialización de larvas y adultos y la movilidad) se correlacionan entre sí y configuran un gradiente que va desde una estrategia ecológica de tipo generalista hasta una de tipo especialista [21]. Al igual que con las abejas, estas tendencias conducen hacia una homogeneización de las comunidades que se explica, en último término, por las extinciones locales que sufren determinadas especies. Los datos del CBMS han permitido estimar que estas extinciones locales afectan al 5 % de las poblaciones de mariposas monitorizadas en Cataluña [22].

## 2.2 ESPECIES AMENAZADAS

A diferencia de lo que ocurre con muchos grupos de vertebrados y de plantas, el conocimiento sobre la distribución y las tendencias poblacionales de la mayoría de polinizadores es escaso, un hecho que limita su inclusión en las listas de especies amenazadas y, en último término, su protección legal. No obstante, en los últimos años la UICN ha publicado varias **Listas Rojas** de insectos polinizadores en Europa, basadas en parte en el criterio de expertos, que ayudan a enmarcar esta problemática. Por ejemplo, la lista roja de las abejas europeas estima que un 37 % de las especies de las que se dispone de suficiente información se encuentran en declive y un 9 % están clasificadas como amenazadas. Destaca el grupo de los abejorros, con un 26 % de las especies amenazadas. Además, esta lista roja reconoce que no se tienen datos suficientes para poder evaluar el estatus de conservación del 57 % de las especies [23]. En el caso de las mariposas diurnas, la lista roja europea estima que el 31 % de las especies están en declive y el 9 % se encuentran amenazadas [24]. En cada país, las proporciones de especies en cada categoría de amenaza refleja, en gran medida, el nivel de conocimiento de la fauna regional. Así, un análisis de las 34 listas rojas disponibles muestra que en los países del sur, con faunas más ricas pero también mucho menos conocidas, el valor medio de categorías de amenaza es mucho más baja que en los países del centro y el norte [25].

La Lista Roja de Invertebrados de España [26] incluye 35 especies de polinizadores en diferentes categorías de conservación (Fig. 10). Entre estas especies se encuentra una de coleóptero florícola (clasificada como vulnerable) 3 especies de sírfidos (una en peligro de extinción), 17 especies de abeja (cuatro en peligro de extinción) y 14 especies de Lepidópteros (tres en peligro de extinción). La lista también incluye otras 36 especies de polinizadores posiblemente amenazados pero con datos insuficientes.

En Cataluña el **Catálogo de la Fauna Salvaje Autóctona Amenazada** incluye un listado de las especies de animales con evidencias sólidas de un estatus de amenaza. En este Catálogo aparecen 45 especies de mariposas diurnas (12 en peligro de extinción, 32 vulnerables y una extinta como reproductora en Cataluña). Esta lista se ha compilado sobre la base de la propuesta de categorías de amenaza que aparece en la guía de mariposas diurnas de Cataluña [27], establecida a partir de datos de distribución y de tendencias bastante precisos. Gracias a estos datos, se puede afirmar que un 20 % de las especies de mariposas diurnas de Cataluña se encuentran amenazadas. En cuanto al resto de los polinizadores, la escasez de especies amenazadas refleja únicamente el desconocimiento de la distribución y el estatus poblacional, hecho que impide una clasificación objetiva. El catálogo catalán no incluye



Fig. 10. La doncella de ondas rojas (*Euphydryas aurinia*; Nymphalidae) es una especie protegida por la Directiva de Hábitats de Cataluña. No obstante, las poblaciones que ocupan el sector mediterráneo (la gran mayoría) están sufriendo una regresión muy pronunciada que se explica por el cierre de antiguos prados y herbazales, y por la progresiva reducción y fragmentación de su hábitat (Foto: J. Corbera).

ningún díptero, pero si tres Coleópteros florícolas (uno clasificado como en peligro de extinción y otros dos como vulnerables), y dos especies de abejorros (ambas clasificadas como vulnerables). En países donde se dispone de información sobre las tendencias poblaciona-

les de las abejas, como Alemania, un 49 % de las especies se considera que están en declive [28]. Un estudio realizado en el Reino Unido, señala que un 33 % de las especies de abejas y sírfidos han declinado y un 10 % han aumentado desde 1980 [29].

## 2.3 TENDENCIAS POBLACIONALES DE LA ABEJA MELÍFERA

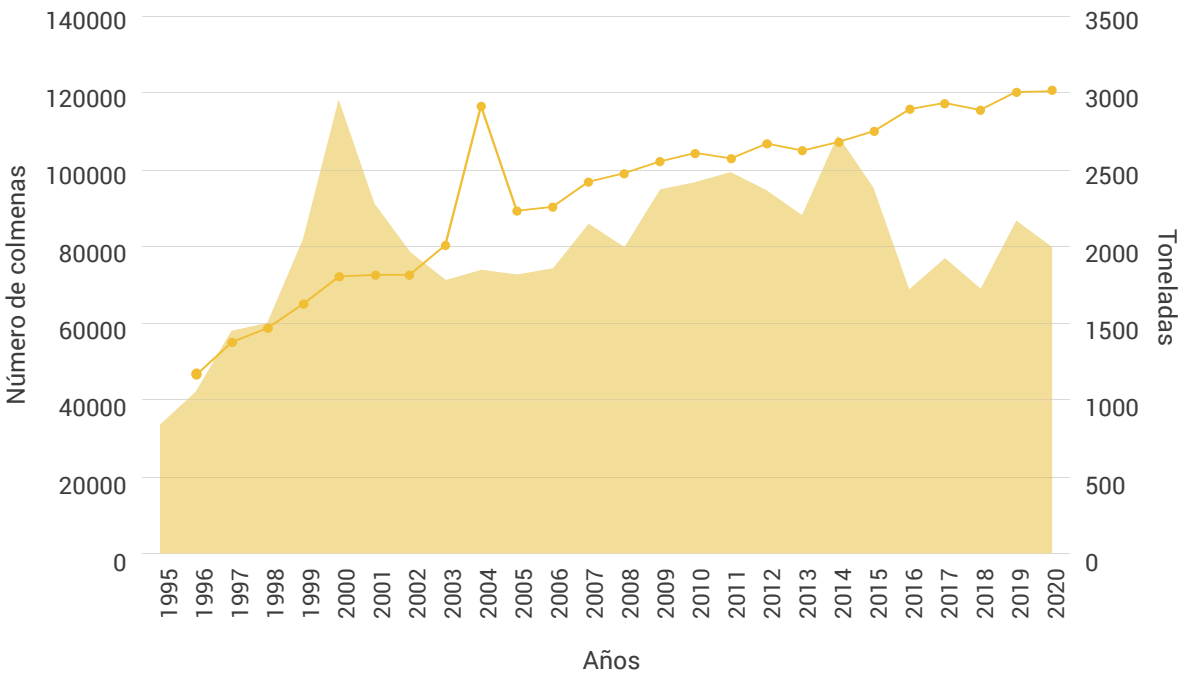
A nivel popular se ha hablado mucho del declive de las poblaciones de la abeja melífera, *Apis mellifera*. Aunque durante las últimas décadas, el número de colmenas ha disminuido de forma muy significativa en algunos países como en Estados Unidos y Alemania, esta tendencia no es generalizada [30]. A pesar de las crecientes dificultades a las que se enfrenta el sector apícola, en forma de nuevas plagas y enfermedades, síndrome de despoblamiento de colmenas y altos niveles de mortalidad invernal, y competencia por la importación de miel de otros países [31], el número de colmenas en España ha aumentado de forma constante desde los años 80 (Fig. 11; [32]). En Cataluña el **número de colmenas** ha aumentado de 46.500 en 1996 a 122.000 en 2020 (Fig. 11; [32]). La mayor parte de estas colmenas (78 %) son trashumantes [32]. La mayoría de las explotaciones apícolas catalanas (71 %) se dedican a la producción de miel, mientras que un

23 % compaginan la producción de miel con la polinización de cultivos y un 3 % se dedica exclusivamente a la polinización [32]. Cabe señalar que en los últimos años, tanto en Cataluña como en España, el incremento de colmenas no se acompaña de un aumento de la producción de miel (Fig. 11). La causas de este aparente descenso en la producción de miel por colmena, no están claras e indudablemente intervienen múltiples factores. Los periodos de sequía asociados al escenario actual de cambio climático tienen un gran impacto negativo sobre las floraciones. Ello comporta un estado de malnutrición que debilita a las abejas, afectando a su capacidad inmunitaria para hacer frente a parásitos como la varroa y los virus que transmite, así como a otros agentes patógenos (hongos, bacterias y otros virus) [33-36]. Todo ello da lugar al **debilitamiento de las colonias**, comprometiendo su capacidad de producción de miel (apartado 3.8.2).



01

EVOLUCIÓN DEL NÚMERO DE COLMENAS Y PRODUCCIÓN DE MIEL EN CATALUÑA (1995-2020)



02

EVOLUCIÓN DEL NÚMERO DE COLMENAS Y PRODUCCIÓN DE MIEL EN ESPAÑA (1985-2020)

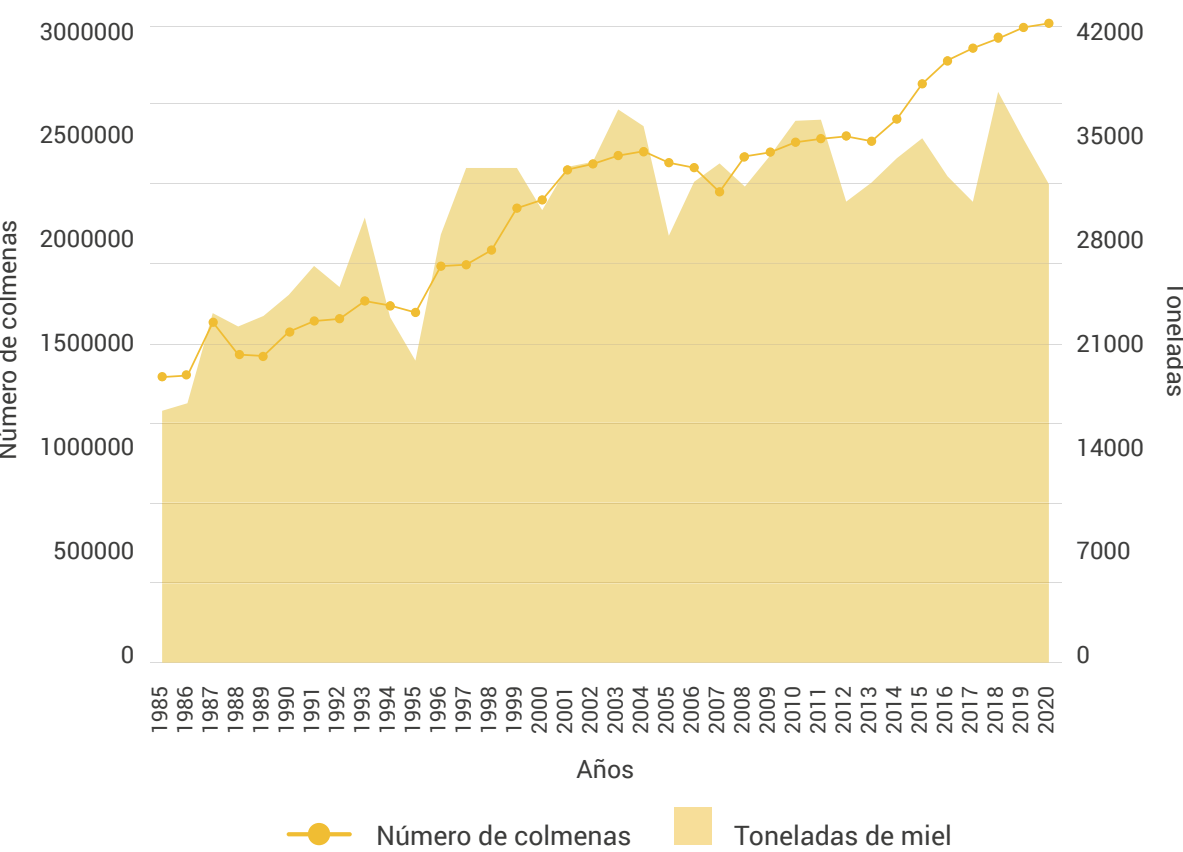


Fig. 11. Número de colmenas registradas y producción de miel en Cataluña (01) y en España (02) durante las últimas décadas. (Fuente: [32])

2.4 POLINIZADORES GESTIONADOS

A partir de principios del siglo XX, las colonias de **abeja melífera**, *Apis mellifera*, se empezaron a utilizar no solo para obtener miel, cera y otros productos apícolas, sino también para aumentar la polinización en campos de cultivo. Desde entonces, gracias a su disponibilidad en grandes cantidades y a su versatilidad, esta especie se ha utilizado como el principal, y en muchos casos, único polinizador gestionado en la mayoría de cultivos en todo el mundo.

Depender de una sola especie de polinizador para todos los cultivos, no obstante, es arriesgado. En primer lugar, problemas en el suministro de este polinizador podrían tener consecuencias graves sobre el conjunto de la producción agrícola. En segundo lugar, aunque la abeja melífera es una especie eminentemente generalista, que visita prácticamente cualquier tipo de flor, en algunos cultivos su eficacia polinizadora no es muy elevada o bien prefiere visitar otras floraciones, hecho que obliga a utilizar altas densidades (colmenas por hectárea) para conseguir un buen nivel de polinización. Por estos motivos, se han desarrollado métodos de cría y gestión de otras especies de abejas para cultivos concretos (Fig. 12). Desde los años

60, en Estados Unidos y Canadá, se comercializan poblaciones de una abeja solitaria cortadora de hojas, *Megachile rotundata*, para producir semillas de alfalfa [37]. Más recientemente, en los años 90 en Europa, se empezaron a utilizar colonias de abejorros (*Bombus terrestris*) para polinizar tomates y otros cultivos de invernadero [38]. La cría de **abejorros** ha crecido muy rápidamente y hoy en día también se utilizan para polinizar frutales [39]. Su uso en Cataluña está



Fig. 12. Tres especies de polinizadores gestionados visitando flores de frutal. (01) Abeja melífera (*Apis mellifera*; Apidae); (02) abejorro común (*Bombus terrestris*; Apidae); (03) abeja albañil (*Osmia cornuta*; Megachilidae). (Fotografías: N. Vicens).



bastante extendido, tanto en cultivos de invernadero (fresas) como en frutales. Cuatro especies de **abejas solitarias** del género *Osmia* se están utilizando en el este de Asia (*Osmia cornifrons*), Norteamérica (*Osmia lignaria*) y Europa (*Osmia cornuta* y *Osmia bicornis*) para polinizar frutales [40] pero la comercialización de estas especies no ha crecido tanto como la de los abejorros. En Cataluña, algunas asociaciones de fru-

teros están criando poblaciones *Osmia cornuta* a pequeña escala.

Los polinizadores gestionados tienen un claro impacto positivo en los niveles de polinización y la productividad de muchos cultivos. Aun así, tal y como se explica en el apartado 3.9, su uso también puede comportar algunos riesgos para los polinizadores silvestres.

## 2.5 ESPECIES EXÓTICAS

La introducción de **especies exóticas** (o **alóctonas**), de manera accidental o voluntaria, comporta una serie de riesgos importantes. Algunas de estas especies pueden convertirse en invasivas e interferir en el funcionamiento de los ecosistemas, llegando a afectar negativamente a la economía productiva y el bienestar de las poblaciones humanas [41].

La **introducción voluntaria** de polinizadores no es una práctica frecuente, no obstante, a finales de los años 1970 se introdujo en Estados Unidos una abeja solitaria asiática, *Osmia cornifrons*, para polinizar frutales

[42]. Desde entonces, esta especie ha establecido poblaciones naturales en amplias zonas del país. Más recientemente, en 1997, se introdujo el abejorro europeo *Bombus terrestris* en Chile para favorecer la polinización de cultivos de invernadero [43]. Actualmente se ha extendido por Chile y Argentina con consecuencias muy negativas para algunas especies de abejorros autóctonos (apartado 3.8.1).

El número de especies exóticas de animales y plantas en Cataluña se eleva a 1.235 [44]. Entre ellas, encontramos algunos polinizadores.

### 2.5.1 Abejas

La abeja gigante de la resina, *Megachile sculpturalis* (Fig. 13), se detectó por primera vez en Europa cerca de Marsella (Francia) en 2008. La vía de introducción no se conoce, pero tratándose de una especie que hace su nido en cavidades preestablecidas (por ejemplo, en cañas) es probable que se introdujeran algunos nidos

con algún cargamento de mercancías. Su expansión ha sido muy rápida y, actualmente, se encuentra en 13 países europeos. En Cataluña, se detectó por primera vez en 2018 [45,46]. Esta especie también ha sido introducida en los Estados Unidos de América, donde ha colonizado la mayor parte de los estados del este del país.

### 2.5.2 Avispas

La avispa asiática, *Vespa velutina* (Fig. 13), es una avispa social originaria de Asia oriental, que fue detectada por primera vez en Europa (en el sudoeste de Francia) en 2004. Probablemente, llegó a Francia en forma de una o más reinas fecundadas en contenedores de importación de cerámica procedentes de China. Desde entonces ha tenido una expansión bastante rápida y ya se ha detectado en 8 países europeos [47]. En Cataluña, se detectó por primera vez en 2012 [48]. Desde entonces

se ha propagado por la mayor parte del territorio, con principal incidencia en la provincia de Girona [49]. La avispa asiática construye grandes nidos, con colonias que pueden llegar a tener miles de individuos [47]. Es un depredador generalista, no obstante, las abejas melíferas constituyen una parte importante de su dieta [50], de manera que su expansión supone una amenaza para la apicultura (apartado 3.8.2). Como otras avispas sociales, la avispa asiática defiende su nido activamente.

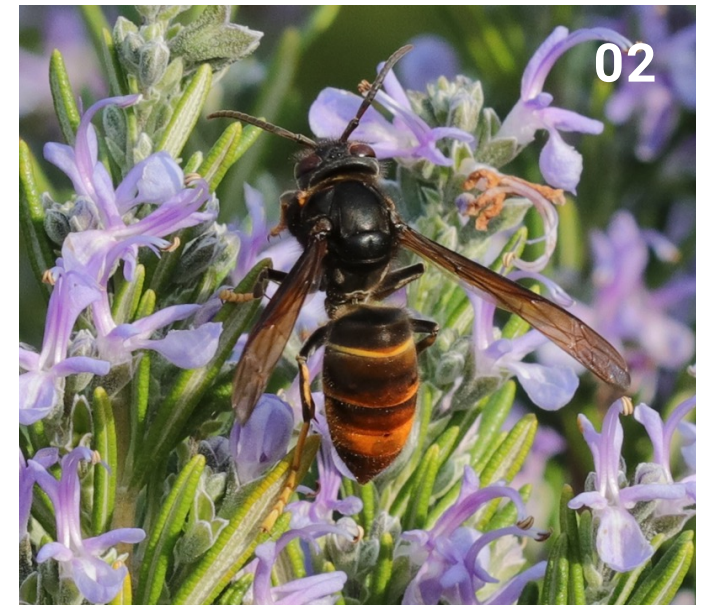
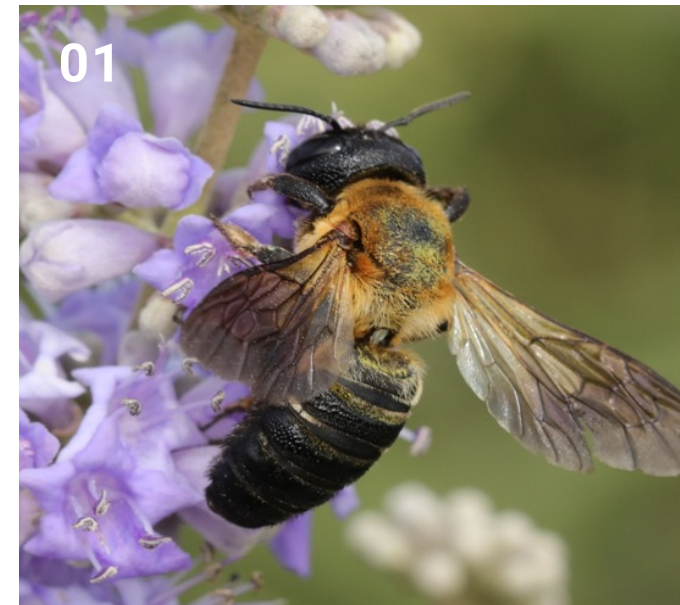


Fig. 13. Dos especies de himenópteros exóticos. (01) Abeja gigante de la resina (*Megachile sculpturalis*; Megachilidae), visitando flores de sauzgatillo, *Vitex agnus-castus*; (02) avispa asiática (*Vespa velutina*; Vespidae), visitando flores de romero, *Rosmarinus officinalis* (Fotografías: N. Vicens).

Normalmente nidifica en las ramas de árboles de cierta altura, y en estas condiciones no representa un gran peligro para las poblaciones humanas, no obstante, a veces hace sus nidos en taludes, setos vivos, edificios y otras construcciones en zonas habitadas, creando una percepción de inseguridad para la salud pública. Recientemente, se ha detectado un nido de otra avispa exótica, *Vespa orientalis*, en el puerto de Barcelona [51]. Este nido se ha eliminado y, de momento, se desconoce si se trata de un hecho aislado o si hay otros nidos en la zona. Nidos de esta especie, que también

es depredadora de la abeja melífera, se han detectado en los últimos años en Andalucía y Valencia [52]. Otra avispa exótica, *Vespa bicolor*, también de origen asiático, se ha encontrado en Andalucía [53]. Estas tres especies exóticas están emparentadas con el avispon europeo, *Vespa crabro*, una especie autóctona que no supone ninguna amenaza para las abejas de la miel y que está protegida en algunos países de Centroeuropa. Otras especies exóticas, todas solitarias, presentes en Cataluña son *Isodontia mexicana*, *Sceliphron curvatum* y *Trypoxylon petiolatum* [53-55]

### 2.5.3 Mariposas

La única mariposa diurna exótica de nuestra fauna es la polilla del geranio, *Cacyreus marshalli*, una especie originaria de Sudáfrica que se introdujo accidentalmente en Cataluña en 1989 a través de la importación de geranios de jardinería (género *Pelargonium*) [56]. A principios de los 90, alcanzó una abundancia inusual, posiblemente debido a la ausencia de enemigos naturales. Con el tiempo, su número se ha ido moderando, seguramente a medida que algunos parasitoides la han ido incorporando a su dieta. Aun así, esta especie se ha convertido en un habitante regular e incluso abundante de los pue-

blos y ciudades catalanas aprovechando la costumbre de utilizar geranios como plantas ornamentales.

Otra mariposa diurna no autóctona que aparece ocasionalmente en Cataluña es la mariposa monarca, *Danaus plexippus*. Aunque las primeras observaciones, que datan de 2003 y 2004 en el Delta del Ebro, se pueden atribuir a la llegada muy excepcional de migradores procedentes del sur peninsular (donde existen poblaciones estables desde hace más de un siglo), a partir de 2011 han tenido lugar nuevas observaciones en zonas costeras (incluida la ciudad de Barcelona). Más raramente, la



especie se ha detectado en el interior, correspondiendo casi seguro a ejemplares de cría liberados en celebraciones de bodas y aniversarios. Esta práctica, que se ha convertido en habitual durante la última década en diferentes puntos del territorio español, se ha podido documentar también en Cataluña [57]. Aunque algunas hembras liberadas se han podido reproducir gracias a la presencia de plantas nutricias de las orugas (Asclepiadáceas naturalizadas), con la llegada del invierno las poblaciones de esta mariposa subtropical se extinguen.

Cabe señalar también la detección, en los últimos años, de algunos ejemplares de mariposas del género *Morpho*, originaria de México, América Central y el norte de Sudamérica, en varios lugares catalanes, sobre todo en la ciudad de Barcelona. Estas mariposas, muy posi-

blemente, se han escapado de mariposarios o bien de eventos privados (fiestas) o públicos (exposiciones artísticas).

La problemática de las especies invasoras es mucho más grave en el caso de algunas mariposas nocturnas, entre las que destaca la polilla del boj, el crámbido *Cydalima perspectalis*, detectada por primera vez en la Garrotxa en 2014 y que poco después se han convertido en una plaga grave de los bojoes en diferentes comarcas catalanas [58]. Esta especie es originaria de las regiones subtropicales del este asiático (Corea, China, Japón). Se detectó por primera vez en Europa en 2007, en el sudoeste de Alemania, donde fue introducida de forma involuntaria, muy probablemente a través del comercio de plantas ornamentales del género *Buxus* [59].

2.6 EVIDENCIAS SOBRE CAMBIOS EN LAS INTERACCIONES PLANTA-POLINIZADOR .....

Además de cambios en las tendencias poblaciones y en la composición de las comunidades de polinizadores, durante el último siglo se han dado también cambios en las relaciones que los polinizadores establecen con las plantas. En un estudio realizado en los Países Bajos, se analizó el polen recolectado por abejas silvestres en ejemplares de museo antes y después de 1950 [60]. Este análisis puso de manifiesto que muchas especies de abeja habían cambiado sustancialmente su dieta y que estos cambios eran claros sobre todo en las especies que más

habían declinado. El estudio también aporta evidencias de que los cambios de abundancia y distribución de las plantas han propiciado el cambio de dieta hacia plantas menos idóneas. La situación actual de cambio climático afecta a la fenología tanto de las plantas como de los polinizadores. Tal como se explica en el apartado 3.7.2, una respuesta diferencial a las condiciones climáticas de estos dos grupos de organismos puede crear desajustes temporales, obligando a los polinizadores a recolectar el polen y el néctar en plantas menos preferentes.

2.7 REFERENCIAS .....

1. Forister ML, Pelton EM, Black SH. 2019 Declines in insect abundance and diversity: We know enough to act now. *Conserv. Sci. Pract.* **1**, e80. (doi:10.1111/CSP2.80)

2. Wagner DL. 2020 Insect declines in the Anthropocene. *Annu. Rev. Entomol.* **65**, 457–480.

3. Goulson D. 2021 *Silent Earth: Averting the Insect Apocalypse*. Random House.

4. Sánchez-Bayo F, Wyckhuys KAG. 2019 Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* **232**, 8–27. (doi:10.1016/J.BIOCON.2019.01.020)

5. Hallmann CA *et al.* 2017 More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* **12**, e0185809. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0185809)

6. Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE. 2010 Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* **25**, 345–353. (doi:10.1016/j.tree.2010.01.007)

7. IPBES. 2016 The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.

8. Biesmeijer JC. 2006 Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science* . **313**, 351–354. (doi:10.1126/science.1127863)

9. Cameron SA, Lozier JD, Strange JP, Koch JB, Cordes N, Solter LF, Griswold TL. 2011 Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **108**, 662–667. (doi:10.1073/PNAS.1014743108)

10. Bartomeus I, Ascher JS, Gibbs J, Danforth BN, Wagner DL, Hedtke SM, Winfree R. 2013 Historical changes in northeastern US bee pollinators related to shared ecological traits. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **110**, 4656–60. (doi:10.1073/pnas.1218503110)

11. Burkle LA, Marlin JC, Knight TM. 2013 Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science* **339**, 1611–1615. (doi:10.1126/SCIENCE.1232728)

12. Ollerton J, Erenler H, Edwards M, Crockett R. 2014 Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* . **346**, 1360–1362. (doi:10.1126/SCIENCE.1257259)

13. Zattara EE, Aizen MA. 2021 Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. *One Earth* **4**, 114–123. (doi:10.1016/J.ONEEAR.2020.12.005)

14. Bommarco R, Lundin O, Smith HG, Rundlöf M. 2012 Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings. Biol. Sci.* **279**, 309–15. (doi:10.1098/rspb.2011.0647)

15. Stefanescu C, Torre I, Jubany J, Páramo F. 2011 Recent trends in butterfly populations from north-east Spain and Andorra in the light of habitat and climate change. *J. Insect Conserv.* **15**, 83–93. (doi:10.1007/S10841-010-9325-Z)

16. Melero Y, Stefanescu C, Pino J. 2016 General declines in Mediterranean butterflies over the last two decades are modulated by species traits. *Biol. Conserv.* **201**, 336–342. (doi:10.1016/J.BIOCON.2016.07.029)

17. Colom P, Ninyerola M, Pons X, Traveset A, Stefanescu C. 2022 Phenological sensitivity and seasonal variability explain climate-driven trends in Mediterranean butterflies. *Proc. R. Soc. B* **289**. (doi:10.1098/RSPB.2022.0251)

18. Eskildsen A, Carvalheiro LG, Kissling WD, Biesmeijer JC, Schweiger O, Høye TT. 2015 Ecological specialization matters: long-term trends in butterfly species richness and assemblage composition depend on multiple functional traits. *Divers. Distrib.* **21**, 792–802. (doi:10.1111/DDI.12340)

19. Van Swaay CAM *et al.* 2019 The EU Butterfly Indicator for Grassland species: 1990–2017. Technical report.

20. Herrando S, Brotons L, Anton M, Páramo F, Villero D, Titeux N, Quesada J, Stefanescu C. 2016 Assessing

- impacts of land abandonment on Mediterranean biodiversity using indicators based on bird and butterfly monitoring data. *Environ. Conserv.* **43**, 69–78. (doi:10.1017/S0376892915000260)
21. Carnicer J, Stefanescu C, Vila R, Dincă V, Font X, Peñuelas J. 2013 A unified framework for diversity gradients: the adaptive trait continuum. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **22**, 6–18. (doi:10.1111/J.1466-8238.2012.00762.X)
  22. Ubach A, Páramo F, Gutiérrez C, Stefanescu C. 2020 Vegetation encroachment drives changes in the composition of butterfly assemblages and species loss in Mediterranean ecosystems. *Insect Conserv. Divers.* **13**, 151–161. (doi:10.1111/ICAD.12397)
  23. Nieto A, Roberts SPM, Kemp J, Rasmont P, Kuhlmann M, Criado MG, Michez D. 2015 European Red List of Bees. Luxembourg: Publication Office of the European Union.
  24. Van Swaay CC *et al.* 2010 European red list of butterflies.
  25. Maes, D., Verovnik, R., & Warren, M.S., 2019. Integrating national Red Lists for prioritising conservation actions for European butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 23: 301–330. DOI 10.1007/s10841-019-00127-z
  26. Verdú JR, Numa C, Galante E. 2011 Atlas y libro rojo de los invertebrados amenazados de España (especies vulnerables). *Dir. Gen. Medio Nat. y Política For. Minist. Medio Ambient. Medio Rural y Mar. Madrid*
  27. Vila R, Stefanescu C, Sesma JM. 2018 *Guia de les papallones diürnes de Catalunya*. Lynx edicions.
  28. Westrich P. 1989 Die Wildbienen Baden-Württembergs. *wild bees Baden-Württemberg*.
  29. Powney GD, Carvell C, Edwards M, Morris RK a., Roy HE, Woodcock B a., Isaac NJB. 2019 Widespread losses of pollinating insects in Britain. *Nat. Commun.* 2019 101 **10**, 1018. (doi:10.1038/s41467-019-08974-9)
  30. Aizen MA, Harder LD. 2009 The Global Stock of Domesticated Honey Bees Is Growing Slower Than Agricultural Demand for Pollination. *Curr. Biol.* **19**, 915–918. (doi:10.1016/J.CUB.2009.03.071)
  31. UNEP. 2010 UNEP Emerging issues: global honey bee colony disorder and other threats to insect pollinators.
  32. MAPA. 2020 Indicadores económicos sector apícola 2020. See [https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/indicadoreseconomicossectorapicola2020\\_tcm30-576093.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/indicadoreseconomicossectorapicola2020_tcm30-576093.pdf).
  33. Gómez-Pajuelo A. 2014 primavera sense brunzits. per què desapareixen les abelles? *Quad. Agrar.* , 101-115.
  34. Flores JM, Gil-Lebrero S, Gámiz V, Rodríguez MI, Ortiz MA, Quiles FJ. 2019 Effect of the climate change on honey bee colonies in a temperate Mediterranean zone assessed through remote hive weight monitoring system in conjunction with exhaustive colonies assessment. *Sci. Total Environ.* **653**, 1111–1119. (doi:10.1016/J.SCITOTENV.2018.11.004)
  35. Hristov P, Shumkova R, Palova N, Neov B. 2020 Factors Associated with Honey Bee Colony Losses: A Mini-Review. *Vet. Sci.* **7**, 1–16. (doi:10.3390/VETSCI7040166)
  36. López i Gelats F, Vallejo Rojas V, Rivera Ferre MG. 2016 Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la apicultura mediterránea.
  37. Pitts-Singer TL, Cane JH. 2010 The Alfalfa Leafcutting Bee, *Megachile rotundata*: The World's Most Intensively Managed Solitary Bee\*. **56**, 221–237. (doi:10.1146/ANNUREV-ENTO-120709-144836)
  38. Velthuis HHW, Van Doorn A. 2006 A century of advances in bumblebee domestication and the economic and environmental aspects of its commercialization for pollination. *Apidologie* **37**, 421–451. (doi:10.1051/APIDO:2006019)
  39. Proesmans W, Smagghe G, Meeus I, Bonte D, Verheyen K. 2019 The effect of mass-flowering orchards and semi-natural habitat on bumblebee colony performance. *Landsc. Ecol.* **34**, 1033–1044. (doi:10.1007/S10980-019-00836-5/FIGURES/3)
  40. Bosch J, Kemp WP. 2002 Developing and establishing bee species as crop pollinators: the example of *Osmia* spp. (Hymenoptera: Megachilidae) and fruit trees. *Bull. Entomol. Res.* **92**, 3–16. (doi:10.1079/BER2001139)
  41. Vilà M, Hulme PE. 2017 *Impact of biological invasions on ecosystem services*. Springer.
  42. Batra SWT. 1978 *Osmia cornifrons* and *Pithitis smaragdula*, two Asian bees introduced into the United States for crop pollination. *Maryland Agricultural Experiment Station Miscellaneous Publication Stn.* 307–312
  43. Morales CL, Arbetman MP, Cameron SA, Aizen MA. 2013 Rapid ecological replacement of a native bumble bee by invasive species. *Front. Ecol. Environ.* **11**, 529–534. (doi:10.1890/120321)
  44. EXOCAT. 2020 Espècies exòtiques invasores. See [https://mediambient.gencat.cat/ca/05\\_ambits\\_dactuacio/patrimoni\\_natural/especies\\_exotiques\\_invasores/](https://mediambient.gencat.cat/ca/05_ambits_dactuacio/patrimoni_natural/especies_exotiques_invasores/).
  45. Aguado O, Hernández-Castellano C, i Isamat EB, i Cassina MM, Navarro D, Stefanescu C, Vicens N. 2018 *Megachile* (*Callomegachile*) *sculpturalis* Smith, 1853 (Apoidea: Megachilidae): a new exotic species in the Iberian Peninsula, and some notes about its biology. *Butlletí la Inst. Catalana d'Història Nat.* , 157–162.
  46. Sánchez FJO, Martín LÓA, Gallego CO. 2018 Diversidad de abejas en España, tendencia de las poblaciones y medidas para su conservación (Hymenoptera, Apoidea, Anthophila). *Ecosistemas* **27**, 3-8.
  47. Laurino D, Lioy S, Carisio L, Manino A, Porporato M. 2019 *Vespa velutina*: An Alien Driver of Honey Bee Colony Losses. *Divers. 2020, Vol. 12, Page 5* **12**, 5. (doi:10.3390/D12010005)
  48. Pujade-Villar J, Torrell A, Rojo M. 2013 Confirmada la presència a Catalunya d'una vespa originària d'Àsia molt perillosa per als ruscs. *Butlletí la Inst. Catalana d'Història Nat.* , 173-176.





49. DDGI. 2021 Vespa aisàtica. See <https://www.ddgi.cat/web/servei/5660/vespa-asiatica>.

50. Villemant C, Barbet-Massin M, Perrard A, Muller F, Gargominy O, Jiguet F, Rome Q. 2011 Predicting the invasion risk by the alien bee-hawking Yellow-legged hornet *Vespa velutina nigrithorax* across Europe and other continents with niche models. *Biol. Conserv.* **144**, 2142–2150. (doi:10.1016/J.BIOCON.2011.04.009)

51. Betevé. 2022 Notícia. See <https://beteve.cat/medi-ambient/detecten-primer-cop-niu-vespa-oriental-port-barcelona/>.

52. Hernández R, García-Gans FJ, Selfa J, Rueda J. 2013 Primera cita de la avispa oriental invasora *Vespa orientalis* Linnaeus 1771 (Hymenoptera: Vespidae) en la península ibérica. *Bol. SEA* **52**, 299-300.

53. Castro L. 2019 Una nueva introducción accidental en el género *Vespa* Linnaeus, 1758: *Vespa bicolor* Fabricius, 1787 en la provincia de Málaga (España). *Rev. gaditana Entomol.* **10**, 47–56.

54. Hamon J, Delmas R, Males J-M, Tussac M. 1988 Quelques observations sur la distribution en France d’*Isodontia* (Saussure, 1867)(Hymenoptera, Sphecidae). *L’Entomologiste (Paris)* **44**, 111-116.

55. Vicens N, Carbonell R, Antropov A V., Bosch J. 2022 Nesting biology of *Trypoxylon petiolatum* Smith, 1858 (Crabronidae), a cavity-nesting solitary wasp new to Europe. *J. Hymenopt. Res.* **90** 153–171. (doi:10.3897/JHR.90.78581)

56. Sarto i Monteys V, Masó A. 1991 Confirmación de *Cacyreus marshalli* Butler, 1898 (Lycaenidae, Polyommatainae) como nueva especie para la fauna europea. *Boletín Sanid. Veg. Plagas* **17**, 173-183.

57. John E, Stefanescu C, Honey MR, Crawford M, Taylor D, others. 2015 Ceremonial releases of *Danaus plexippus* (Linnaeus, 1758)(Lepidoptera: Nymphalidae, Danainae) in the Iberian Peninsula, the Balearic Islands and Cyprus: implications for biogeography, potential for colonisation and a provisional listing of Asclepiadoideae . *Entomol. Gaz.* **66**, 141–156.

58. Bassols E, Oliveras J. 2014 *Cydalima perspectalis* (Walker, 1859), una nova espècie invasora a Catalunya (Lepidoptera; Pyraloidea, Crambidae, Spilomelinae). *Butlletí. Soc. Catalana Lepidopterol.* , 71–78.

59. Artola J, Bassols E, Las Heras S, Arimany M. 2018 Cicle biològic i fenologia de la papallona del boix, *Cydalima perspectalis* (Walker, 1859)(Lepidoptera: Crambidae) a la Garrotxa (Catalunya). *Butll. Soc. Cat. Lep* **109**, 65–85.

60. Scheper J, Reemer M, Van Kats R, Ozinga WA, Van Der Linden GTJ, Schaminée JHJ, Siepel H, Kleijn D. 2014 Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in the Netherlands. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **111**, 17552–17557. (doi:10.1073/PNAS.1412973111)

## CAPÍTULO 3

# CAUSAS DEL DECLIVE DE LOS POLINIZADORES

Las causas detrás de los declives de los polinizadores son múltiples, aunque, a grandes rasgos, coinciden en las diferentes áreas geográficas estudiadas y se rela-

cionan muy directamente con el fenómeno del cambio global, que incluye tanto el cambio reciente en los usos del suelo y el paisaje, como el cambio climático.

### 3.1 INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA .....

Uno de los máximos exponentes del cambio de usos del suelo y de la transformación del paisaje ha sido el cambio drástico que ha experimentado la agricultura a partir de la Revolución Verde de las décadas de los 50-60, con un nuevo paradigma basado en la **industrialización agrícola** y el aumento de la producción gracias a la aplicación de nuevas prácticas y tecnologías. Este conjunto de cambios ha dado lugar a lo que se conoce como **intensificación de la agricultura**, caracterizada por un aprovechamiento más intensivo del territorio y una serie de prácticas como el uso de maquinaria pesada, el aumento del tamaño de las parcelas cultivadas, la tendencia al **monocultivo** y el uso de **fertilizantes y plaguicidas** químicos [1]. Este proceso comporta la destrucción de los márgenes de los campos y la **desaparición de hábitats seminaturales** y barbechos, haciendo disminuir la abundancia y la continuidad de los recursos florales y la alteración de los sustratos de nidificación. También comporta un aumento de la carga ambiental de productos tóxicos. En general, la intensificación agrícola ha supuesto un fuerte aumento de la **homogeneización a escala de paisaje** , reduciendo la configuración en mosaico y la conectividad entre hábitats, con consecuencias muy negativas para la biodiversidad en general [2]. Otro factor directamente asociado a la inten-

sificación agrícola es el regadío, que permite incrementar drásticamente la producción agrícola y que al mismo tiempo, comporta una transformación profunda del paisaje y la vegetación que acompaña a los cultivos. Un artículo reciente [3] hace una síntesis de la problemática de la intensificación agrícola en relación con el declive de los insectos, que es particularmente importante en el caso de los polinizadores [4,5]. La mayor parte de la producción agrícola mundial se concentra en las zonas de agricultura intensiva. Al mismo tiempo, en estas zonas es donde las especies de polinizadores se ven más amenazadas, hecho que supone un problema tanto para su conservación como para el mantenimiento del servicio ecosistémico que proporcionan [6,7].

A escala de paisaje, la intensificación agrícola se caracteriza por la pérdida de hábitats seminaturales y una reducción de la diversidad de cultivos. A escala local, se caracteriza por un incremento en el uso de fertilizantes y productos fitosanitarios, una simplificación de los esquemas de rotación, una disminución de la diversidad de cultivos y un aumento en la frecuencia y profundidad de las perturbaciones del suelo [8]. Estas prácticas tienen un fuerte impacto en las plantas arvenses (especies herbáceas propias de los campos de cultivo), provocan-

DISTRIBUCIÓN HISTÓRICA DE *ZEGRIS EURPHEME* EN CATALUÑA

01

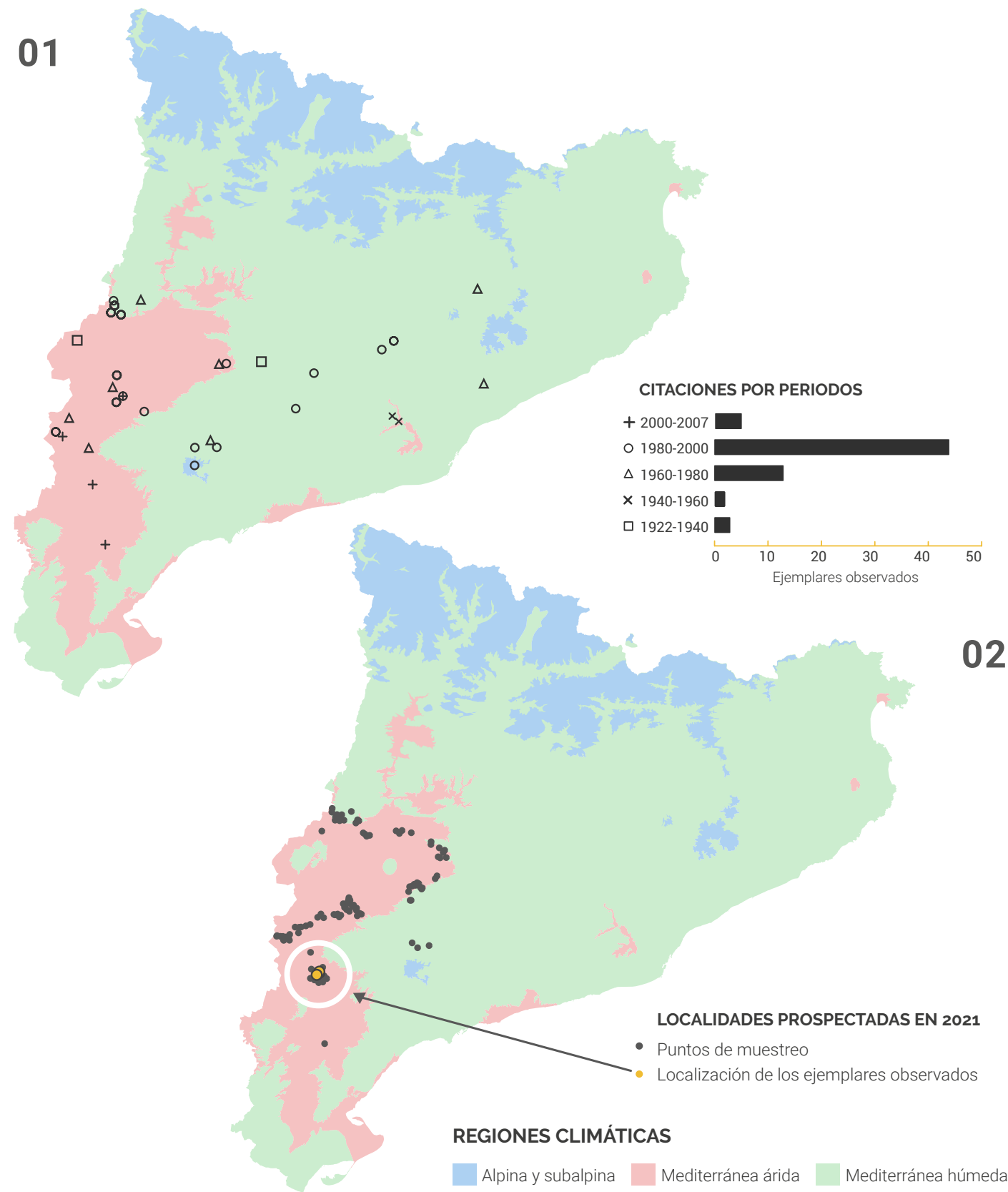


Fig. 14. Distribución de *Zegris eupheme* (Pieridae) en Cataluña. (01) Localización de las citas de 1922 a 2007. (02) Localidades prospectadas en 2021; los puntos amarillos indican la única localidad donde se encontró la especie (Fuente: [24])

do cambios drásticos en la cobertura y la diversidad de las comunidades florales, y ocasionando una disminución importante de la disponibilidad de néctar y polen en los ambientes agrícolas [9-12].

Esta **transformación florística** tiene importantes repercusiones para los polinizadores. Tanto la diversidad taxonómica como la diversidad funcional de las comunidades de polinizadores disminuyen con la intensificación agrícola [6,13-16]. Esta disminución no afecta a todas las especies por igual. Por ejemplo, las abejas de mayor tamaño pueden tener más facilidad para dispersarse y encontrar recursos que las de tamaño pequeño [17,18] pero al mismo tiempo pueden verse más expuestas a plaguicidas al recorrer distancias más largas [19]. En condiciones de escasez de flores, los polinizadores tienen más dificultad para encontrar alimento. Un estudio reciente demuestra que el tamaño corporal de algunas abejas es menor en ambientes agrícolas (y urbanos) que en ambientes naturales [20]. Las abejas reaccionan a la escasez de flores produciendo individuos más pequeños o sesgando la proporción de sexos hacia los machos que tienen un tamaño menor y requieren menos alimento [21,22]. Esta respuesta tiene consecuencias en términos de mortalidad invernal (los individuos pequeños tienen mayor probabilidad de morir durante el invierno) y provocan un desequilibrio en la proporción de sexos de la población.

En Cataluña, varios estudios confirman una pérdida de abundancia y de riqueza de las comunidades de mari-

posas en zonas agrícolas, e identifican algunas especies que podrían ser utilizadas como indicadores del impacto de la intensificación [23]. Por ejemplo, una prospección sistemática en los secanos de Lleida en 2021 indica que la zegrí (*Zegris eupheme*), una mariposa especialista de este tipo de hábitat, ha sufrido un drástico descenso en el último medio siglo, hecho que la sitúa como uno de los invertebrados más amenazados en Cataluña [24] (Fig. 14). El colapso de las poblaciones de esta mariposa está sin duda relacionado con la intensificación de su hábitat, incluida la transformación de una parte de los secanos en frutales de regadío y la progresiva desaparición de barbechos.

Otro estudio, también realizado en las tierras de Lleida, pone de manifiesto grandes cambios en la composición florística de la vegetación asociada a los campos de almendros provocada por el regadío, con importantes repercusiones sobre la composición de las comunidades de abejas. En las zonas de secano, las comunidades de abejas son menos abundantes pero tienden a ser más diversificadas. Además, la composición funcional de estas comunidades es radicalmente diferente. En zona de secano predominan las especies solitarias y en zonas de regadío las sociales [25].

Otro factor íntimamente asociado a la intensificación agrícola y a los declives de polinizadores es el uso de productos fitosanitarios. Debido a su importancia y su complejidad, este tema se trata en un capítulo aparte (Capítulo 4).

## 3.2 CULTIVOS MODIFICADOS GENÉTICAMENTE (MG)

Los **cultivos modificados genéticamente** son variedades de plantas en las que se ha modificado el genoma mediante técnicas de ingeniería genética con la intención de dotar a la planta de nuevas propiedades que puedan mejorar su comportamiento agronómico, como por ejemplo, su resistencia a plagas, enfermedades o herbicidas así como aspectos relacionados con el perfil nutricional y la maduración, entre otros. En referencia a las posibles repercusiones para los polinizadores, podemos distinguir tres tipos de cultivos MG: (1) Los modificados para ser resistentes a herbicidas de amplio espectro, que permiten tratar con estos productos sin afectar

al cultivo; (2) los modificados para producir diversas toxinas con efecto insecticida, principalmente sobre larvas de Lepidópteros y Coleópteros; (3) los modificados mediante la introducción de ARN de doble cadena que es incorporado por los insectos que se alimentan de la planta y que actúa solo sobre la especie diana (la plaga que se quiere combatir) provocando su muerte [26]. Esta última es una metodología reciente que, de momento, se está utilizando en el maíz en algunos países como EE.UU. o China [27,28]. También se está experimentando con la aplicación de este tipo de material genético en forma de spray directamente sobre la planta.



El único cultivo MG permitido en algunos países de la Unión Europea, entre ellos España, es el **maíz** que expresa la toxina Cry1Ab y que da resistencia a dos importantes plagas, los taladradores *Ostrinia nubilalis* y *Sesamia nonagrioides*. En el año 2028, este cultivo ocupaba una superficie de 121.000 hectáreas en la Unión Europea, la mayoría (96 %) en España, donde representa el 35 % del área total de maíz [29]. Después de Aragón, Cataluña es la comunidad autónoma con más superficie (27.152 ha) de maíz MG (más del 50 % de la superficie total de este cultivo [30]). Un posible riesgo asociado a los cultivos MG que sintetizan proteínas Cry, deriva del hecho de que su polen también tiene propiedades insecticidas, de manera que cuando es dispersado por el viento y se deposita sobre plantas nutricias de Lepidópteros o Coleópteros diferentes de la especie plaga, existe el riesgo que pueda ser ingerida pasivamente y provocar su muerte. Esta posibilidad se debatió ampliamente a raíz de un primer estudio que alertaba del riesgo que sufrían las poblaciones de la mariposa monarca, *Danaus plexippus*, en Estados Unidos [31]. Finalmente, no obstante, se concluyó que el descenso de esta mariposa no se podía relacionar con esta ingesta sino con la desaparición de sus plantas nutricias. De forma similar, un estudio realizado en Cataluña con datos climáticos del Baix Empordà y datos poblacionales de la mariposa *Aglaia io*, concluye que la mortalidad por ingestión pasiva de granos de polen procedentes de plantas MG depositados sobre las plantas nutricias es insignificante a distancias superiores a 10 m de los campos de cultivo [32]. En situaciones de escasez de flores, por ejemplo en verano, las abejas

3.3 URBANIZACIÓN

Otro proceso de cambio de usos del suelo que ha transformado radicalmente el paisaje a lo largo del último siglo ha sido el enorme desarrollo en **infraestructuras y urbanización**. Este fenómeno afecta amplias zonas del territorio, con un obvio impacto negativo sobre la vegetación y los hábitats de nidificación y, por lo tanto, sobre los polinizadores [40]. Al mismo tiempo, no obstante, los núcleos urbanos con zonas verdes bien gestionadas pueden presentar también algunas características favorables para los polinizadores, como una elevada diversidad florística que proporciona una continuidad temporal

melíferas pueden recolectar y consumir directamente el polen de maíz [33]. Aun así, la mayoría de los estudios sobre abejas y mariposas no han detectado demasiados efectos sobre la supervivencia ni de los adultos ni de las larvas [29,34-36].

Los cultivos MG **resistentes a los herbicidas** fomentan el uso de estos productos para controlar la vegetación que pueda competir con el cultivo. Por este motivo, pueden tener un efecto negativo indirecto sobre los polinizadores debido a la supresión de plantas que producen flores o sirven de alimento para larvas de mariposas y otros polinizadores. Como se ha dicho, el gran descenso que está sufriendo la mariposa monarca en Norteamérica está relacionado con la desaparición de sus plantas nutricias (diferentes especies del género *Asclepias*) en los campos de maíz MG tratados con herbicida [37,38]. Sobre la base de estas evidencias y siguiendo las recomendaciones de varios estudios [39], la legislación europea no permite la introducción de plantas MG resistentes a herbicidas hasta que se haya evaluado, no solo sus posibles efectos directos sobre los polinizadores, sino también los posibles efectos ambientales derivados del incremento del uso de herbicidas en estos cultivos [29]. De todas las formas, la legislación europea sí permite el uso de variedades que, aunque no son MG, son resistentes a herbicidas. Entre ellas se encuentran algunas variedades de girasol que se han obtenido por hibridación con poblaciones silvestres naturales que expresan diversos genes de resistencia o bien por procesos de mutagénesis artificial.

de recursos florales (aunque a menudo con dominancia de especies exóticas), un uso limitado de plaguicidas y la disponibilidad de sustratos de nidificación artificiales para las especies que hacen el nido en cavidades preestablecidas.

Diversos estudios han comparado las comunidades de polinizadores en ambientes urbanos en contraposición a ambientes agrícolas o ambientes naturales, con resultados contrapuestos. Algunos de estos estudios han hallado que la riqueza o abundancia de abejas y mariposas era

más alta en ambientes urbanos [41-44]. Otros estudios, en cambio, han hallado una relación negativa entre la abundancia y la riqueza de polinizadores y el grado de urbanización [45-49]. La respuesta de los polinizadores a la urbanización depende, entre otros factores, de sus rasgos biológicos. En principio, los abejorros, las abejas solitarias nidificantes en cavidades preestablecidas y las especies de tamaño pequeño son más frecuentes en ambientes urbanos. En cambio, los especialistas florales son raros. En general, los sírfidos tienen una respuesta a la urbanización más negativa que las abejas [50-52].

El efecto de la urbanización sobre los polinizadores también depende en gran parte de la densidad de **zonas verdes**

3.4 POLUCIÓN

Además de los plaguicidas, los polinizadores se pueden ver expuestos a diversas sustancias tóxicas procedentes de la **actividad industrial** y de la urbanización, como metales pesados y otros contaminantes como el selenio, el arsénico y el nitrógeno. Los **metales pesados** (plomo, cadmio y zinc, entre otros) pueden entrar en contacto con los polinizadores a través el aire, el agua o el suelo, y también a través de las flores [53]. Sus efectos se han investigado poco, no obstante, algunos estudios han hallado una relación negativa entre la abundancia, la diversidad y el éxito reproductivo de abejas solitarias y los niveles de contaminación [54,55]. También existen otros estudios que sugieren que la contaminación por metales pesados está relacionada con los declives de la mariposa *Parnassius apollo* en Finlandia [56]. Los **contaminantes** también pueden afectar a los

3.5 FORESTACIÓN

Los insectos polinizadores dependen de las flores para su alimentación, en el caso de las abejas de manera exclusiva. Por este motivo, las comunidades de abejas y otros polinizadores son más ricas y abundantes en ambientes abiertos que en zonas de bosque denso, en las que el sotobosque recibe poca luz y las plantas con flores son escasas. Además, en las zonas abiertas la insolación directa permite una termorregulación más eficiente, necesaria para que la mayoría de los polinizadores puedan mantenerse activos. Por lo tanto, en

y de cómo se gestionan (apartado 9.3). En este sentido, cabe señalar que la mayoría de estudios sobre este tema se han realizado en países del norte y el centro de Europa y en Estados Unidos, con un modelo de urbanización diferente al de la mayoría de países mediterráneos. En Cataluña, la urbanización ha afectado de forma desigual al territorio. Datos del CBMS sobre la dinámica temporal de la distribución de algunas especies de mariposas muestran declives muy fuertes e incluso la extinción local de poblaciones de mariposas que antiguamente ocupaban áreas de la conurbación de Barcelona, el Vallès occidental y el Baix Llobregat, entre otras.

polinizadores de manera indirecta, a través de su efecto sobre la vegetación. Un estudio en California demuestra que la deposición de nitrógeno cerca de las autopistas favorece el crecimiento de gramíneas, reduciendo la abundancia de plantas nutricias de las orugas y provocando al declive de las poblaciones de mariposas [57]. Más recientemente, se ha demostrado experimentalmente [58] que las concentraciones altas de nitrógeno en las plantas nutricias (simulando las que ocupan ambientes sometidos a una agricultura intensiva), afectan negativamente a 4 especies de mariposas diurnas y 2 nocturnas, reduciendo en un tercio la supervivencia larvaria. Los autores concluyen que en muchos ambientes agrícolas, la fertilización excesiva supera la tolerancia fisiológica de muchas mariposas.

zonas forestales, los claros son un elemento paisajístico importante para mantener la diversidad de polinizadores. Un estudio realizado en la Garrotxa demuestra que las comunidades de abejas nidificantes en cavidades preestablecidas son más ricas y abundantes en los claros (básicamente antiguas explotaciones agrícolas extensivas) que en las zonas de bosque adyacentes [59]. En cambio, las comunidades de avispas menos dependientes de las flores, son similares en ambos tipos de ambiente.

En conjunto, el abandono de las prácticas agrícola-ganaderas tradicionales, con el **cierre de hábitats** que ello comporta, es un factor de primer orden en el declive que están padeciendo los polinizadores. Este fenómeno está muy extendido en la cuenca Mediterránea [60,61] y, de manera muy particular, en Cataluña [62]. Este problema se ha analizado en el caso de las mariposas diurnas [63]. Hasta un 91 % de las especies diurnas catalanas prefieren los ambientes abiertos a

los cerrados y su hábitat lo constituyen diferentes tipos de prados y herbazales. Al mismo tiempo, un análisis de los cambios de la vegetación en más de cincuenta localidades monitorizadas durante más de dos décadas, muestra un cierre de la vegetación debido al abandono de las prácticas agrícolas tradicionales. Estos dos hechos combinados explican parte del descenso generalizado que se observa en las poblaciones de muchas especies de mariposas.

3.6 FRAGMENTACIÓN DE LOS HÁBITATS .....

La combinación de algunos de estos factores comentados en el apartados anteriores (intensificación agrícola, urbanización, forestación) ha comportado el fenómeno de la fragmentación de los hábitats favorables para los polinizadores [64]. Este fenómeno supone no solo la disminución sino también la ruptura de la continuidad de estos hábitats, que pasan a formar un conjunto de manchas desconectadas. Como resultado de este proceso, la distancia entre hábitats favorables ha aumentado debido a la creación de **barreras** difícilmente franqueables por los insectos polinizadores, como amplias zonas urbanizadas u ocupadas por bosques densos [65]. Estos cambios en la estructura del paisaje limitan los movimientos y la supervivencia de los polinizadores [66]. Diversos estudios muestran que la fragmentación reduce la abundancia y la diversidad de los polinizadores, con consecuencias sobre

los niveles de polinización y el éxito reproductivo de las plantas entomófilas [65,67-69]. Los efectos de la fragmentación sobre los polinizadores son diversos y dependen de la escala espacial, el hábitat y el grupo de polinizadores estudiado [70]. A pequeña escala, la fragmentación puede reducir la **conectividad entre los hábitats** de nidificación y los hábitats de recursos alimentarios. A mayor escala, puede reducir el flujo genético entre poblaciones. Tanto en abejas como en mariposas, las especies sedentarias (con poca capacidad de dispersión) y con una dieta más especializadas son las que se ven más afectadas por la fragmentación [71,72]. La fragmentación de hábitats ha incidido de forma especial en las especies que se estructuran en metapoblaciones, es decir, poblaciones formadas por un conjunto de poblaciones locales entre las que se da un intercambio de individuos [71].

3.7 CAMBIO CLIMÁTICO .....

El proceso actual de cambio climático se puso de manifiesto a partir de la segunda mitad del siglo XX y comporta una progresiva modificación de los factores climáticos como la **temperatura** y el **régimen de lluvias**, atribuido al aumento de los niveles de CO<sub>2</sub> como consecuencia de la utilización de combustibles fósiles. Las principales consecuencias del cambio climático en la cuenca Mediterránea son el aumento generalizado de la temperatura, la disminución de la precipitación y el aumento en la frecuencia de episodios de condiciones extremas como largos periodos de sequía o precipitaciones intensas [73]. El cambio climático puede afectar a los polinizadores de manera directa e indirecta,

a través de sus efectos sobre las flores y los recursos alimentarios de las larvas. En última instancia, estos efectos pueden incidir no solo en la abundancia y diversidad de los polinizadores sino también en su distribución geográfica, la fenología y las interacciones con las plantas [74-77].

Los efectos del cambio climático están, en parte, condicionados por los rasgos biológicos de las especies y también por la localización de las poblaciones dentro del rango geográfico ocupado por la especie. En este sentido, cabe destacar que, para un número importante de insectos polinizadores, la región mediterránea su-

pone el límite meridional de distribución. Ello significa que, ante un aumento de las temperaturas, las poblaciones mediterráneas pueden quedar rápidamente fuera del nicho térmico al cual están adaptadas estas especies. En las latitudes más altas se da una situa-

ción inversa. En estos casos, el calentamiento del clima puede suponer una nueva oportunidad para ocupar áreas que hasta ahora quedaban fuera de su alcance por ser demasiado frías.

3.7.1 Efectos sobre el ciclo biológico .....

El aumento generalizado de temperaturas tiene un efecto directo sobre la **tasa de desarrollo** de los insectos y sobre su supervivencia [78]. En el caso de las abejas, la evidencia disponible indica que estos efectos pueden tener consecuencias poblacionales importantes. En el sur de Inglaterra, se ha observado que en años con otoños suaves, algunas reinas de abejorros *Bombus terrestris*, no entran en diapausa e inician la formación de colonias en otoño en lugar de esperar hasta la primavera [79]. En estudios paralelos, se ha constatado que las obreras de esta especie son menos resistentes al frío que las reinas, de manera que las colonias iniciadas prematuramente puede desaparecer si durante el invierno se dan episodios largos con temperaturas negativas [80]. Las abejas solitarias del género *Osmia* llegan al estadio adulto en otoño, justo antes de la llegada de las temperaturas invernales y pasan el invierno en este estadio, sin salir del capullo. En años en que se retrasa la llegada del invierno, los adultos se ven expuestos a temperaturas suaves, hecho que comporta un consumo de las reservas lipídicas y una importante pérdida de peso que se puede traducir en un aumento de la mortalidad invernal [81,82].

En Cataluña se está investigando la relación entre las fuertes fluctuaciones anuales de las poblaciones de muchas mariposas y la climatología. Los datos indican que tanto los inviernos cálidos como las primaveras secas influyen muy negativamente en la abundancia de mariposas, muy posiblemente a través de fuertes incrementos de la mortalidad de las larvas [83]. En el primer caso, las temperaturas altas provocan la disminución de las reservas que necesitan las larvas de muchas especies para pasar el invierno, hecho que comporta una disminución de la supervivencia durante este periodo. En el segundo caso, la falta de lluvia provoca un deterioro de las plantas en el momento de máximo desarrollo de las larvas de muchas especies, hecho que también hace disminuir la supervivencia larvaria. Las predicciones de los modelos climáticos en la zona mediterránea indican que ambas anomalías climáticas, las primaveras secas y los inviernos menos fríos, serán cada vez más frecuentes en el futuro, de manera que el cambio climático puede repercutir muy negativamente en las poblaciones de mariposas.

3.7.2 Cambios fenológicos .....

Algunos estudios demuestran que los polinizadores avanzan su periodo de actividad en respuesta al cambio climático [84-89]. Estos **cambios fenológicos** pueden producir desajustes temporales entre el polinizador y las plantas que visita. Por ejemplo, la magnitud de la respuesta al cambio climático puede ser diferente en el polinizador y en la planta, de manera que uno avance más su ciclo que el otro. O bien la fenología del polinizador y la planta puede estar regulada por estímulos diferentes, como la temperatura (que aumenta con el cambio climático) y el fotoperiodo (horas diarias de luz; sin afectación por el cambio climático). Varios es-

tudios han hallado que la respuesta fenológica al cambio climático varía entre flores y polinizadores, aunque no siempre de la misma forma. En algunos casos, la fenología de los polinizadores se avanza más que la de las flores y en otros sucede al contrario [86,90-93]. Estos desajustes pueden ser especialmente graves en el caso de polinizadores especialistas que dependen de un número limitado de especies vegetales. De la misma manera, las condiciones de sequía también pueden provocar desajustes entre el periodo de vuelo de las mariposas y el pico de floración de sus flores preferentes, como se ha podido comprobar con datos a largo plazo



en una localidad de los Aiguamolls de l'Empordà [94]. Recientemente, se han hallado evidencias de que las mariposas que más han descendido en Cataluña son las que tienen menos plasticidad fenológica, un hecho que podría deberse a una pérdida de sincronía con las

plantas de las que dependen [95]. En definitiva, estos desajustes pueden alterar la red de interacciones entre plantas y polinizadores, con consecuencias difíciles de predecir, tanto para el éxito reproductivo de los polinizadores como para el de las plantas.

### 3.7.3 Cambios en la distribución geográfica

El efecto del cambio climático sobre la **distribución geográfica** de los polinizadores se ha estudiado sobre todo en mariposas [96-98] y abejorros [77,99,100]. En estas especies se están viendo desplazamientos latitudinales y altitudinales de las poblaciones hacia zonas históricamente más frías. En el caso de los abejorros de Europa y Estados Unidos, los límites septentrionales de distribución no han cambiado durante el último siglo, pero sí los límites meridionales [100]. Además, se ha constatado que las especies más afectadas por estos cambios son las de distribución más meridional.

Como se ha explicado, la región mediterránea constituye el límite meridional de distribución para muchas especies de polinizadores, hecho que las hace especialmente vulnerables al cambio climático. Esta situación queda perfectamente de manifiesto con las relaciones que se han podido establecer entre la riqueza de especies de mariposas en Cataluña y varias variables climáticas [101]. La riqueza de especies sigue una curva unimodal con la temperatura, con un máximo de especies en zonas más bien frías que se corresponden con los ambientes subalpinos pirenaicos (Fig. 15). A medida que nos movemos hacia zonas más cálidas, la riqueza disminuye muy rápidamente, como también pasa cuando nos desplazamos hacia las zonas más frías

de alta montaña. Por lo tanto, es del todo previsible que un calentamiento del clima comportará una pérdida de especies en paralelo a la disminución de la superficie ocupada por los ambientes de carácter subalpino.

#### LA RIQUEZA DE MARIPOSAS

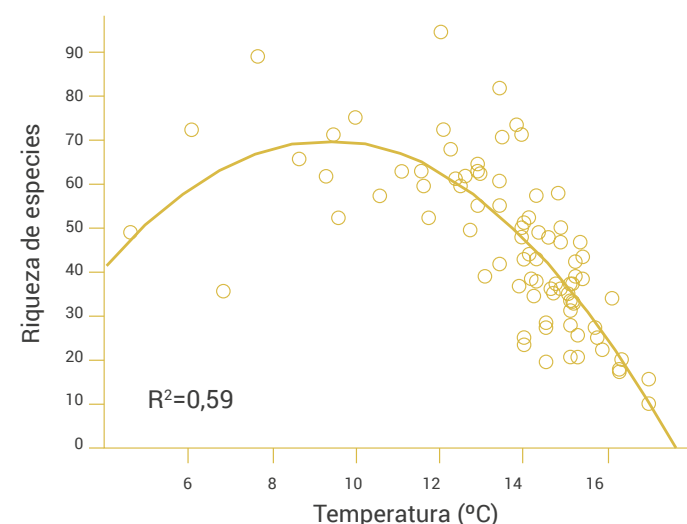


Fig. 15. La riqueza de mariposas sigue una relación unimodal muy fuerte con la temperatura. La máxima riqueza se encuentra en ambientes de la montaña media y del piso subalpino. A medida que la temperatura anual aumenta (por ejemplo, en ambientes progresivamente más mediterráneos), las comunidades de mariposas se empobrecen rápidamente (Fuente: [101]).

### 3.7.4 Cambios en los recursos florales

El cambio climático puede afectar a los polinizadores indirectamente, a través de sus efectos sobre la disponibilidad de recursos florales. Algunos estudios demuestran que la exposición de plantas a escenarios de cambio climático puede hacer disminuir tanto la **intensidad de floración** como la **producción de néctar** [102-104]. De nuevo, existe mucha variabilidad entre especies. En plantas mediterráneas, el aumento de temperatura reduce la producción de néctar en las especies que flo-

cen en verano pero no en las que florecen en primavera [105]. La percepción de que el cambio climático afecta negativamente a la producción de miel está muy extendida entre los apicultores [106-108] y algunos estudios han hallado que en años con temperaturas más altas en verano aumenta la mortalidad invernal de las colonias de abeja melífera [109,110]. En este caso, no obstante, además de la escasez de recursos florales, pueden intervenir otros factores como los ataques del ácaro *Va-*

*roa destructor*. En años con temperaturas más altas en primavera, las colmenas producen más cría, hecho que favorece la proliferación del ácaro [111].

El cambio climático también puede afectar a otros rasgos de las plantas que juegan un papel importan-

te en su atraktividad ante los polinizadores, como las fragancias florales [112]. Al igual que con los desajustes fenológicos, estos cambios pueden afectar a las interacciones entre la comunidad de plantas y de polinizadores y, en última instancia, comportar cambios en su éxito reproductivo.

## 3.8 INVASIONES BIOLÓGICAS

La introducción de **plantas y animales exóticos** (o **alóctonos**), que pueden llegar a ser invasivos, está aumentando de manera alarmante en todo el mundo, y representa una grave amenaza para la biodiversidad en general y para los polinizadores en particular [113]. Algunas de estas especies se han introducido de manera accidental, pero en otros casos la introducción ha sido intencionada y autorizada porque se ha considerado que la especie podía tener efectos beneficiosos en actividades socioeconómicas o ambientales. La introducción de enemigos naturales exóticos para controlar plagas (normalmente también exóticas) se inició a finales del siglo XIX y fue una estrategia de lucha biológica ampliamente utilizada en el siglo XX [114]. El posible impacto de estas introducciones sobre es-

pecies autóctonas y la consiguiente implementación de métodos de evaluación de riesgo y de regulación, han hecho que este método de lucha haya disminuido muy significativamente en las últimas décadas [115,116]. No obstante, existen casos de introducciones recientes, como el parasitoide *Torymus sinensis* para controlar la avispa del castaño (*Dryocosmus kuriphilus*) en España y otros países europeos [117]. No obstante, en el contexto actual de movimiento globalizado de personas y mercancías, la mayoría de especies exóticas se introducen de manera accidental a través de importaciones [118]. En este caso, las mejoras en la regulación de estas importaciones son fundamentales para reducir el impacto de esta vía de introducción (apartado 8.5).

### 3.8.1 Polinizadores exóticos

En el caso de los polinizadores, las **especies invasoras** pueden llegar a competir por recursos alimentarios o de nidificación con las especies autóctonas. Algunos estudios sobre la recientemente introducida abeja asiática, *Megachile sculpturalis*, indican que esta especie a veces destruye los nidos de abejas autóctonas que también nidifican en cavidades preestablecidas [119].

Además, las especies invasoras pueden ser vectores de **parásitos o patógenos exóticos**, que pueden pasar a infectar a las especies autóctonas. Esta transmisión puede tener un gran impacto sobre las poblaciones de polinizadores autóctonos que no han coevolucionado con los parásitos o patógenos exóticos y, por lo tanto, no han desarrollado mecanismos de defensa. En este sentido, son especialmente preocupantes las introducciones voluntarias que se hacen con la

aprobación de las administraciones. La experiencia demuestra que los controles sanitarios a los que se someten las poblaciones introducidas, suelen ser insuficientes para detener la introducción no deseada de parásitos o patógenos. Como se ha explicado en el apartado 2.5, el abejorro europeo *Bombus terrestris* se introdujo en Chile en 1997 para polinizar cultivos de invernadero. Desde entonces, la especie se ha extendido por Chile y Argentina y se ha convertido en la especie de abejorro más abundante en estado salvaje en muchas zonas [120]. Paralelamente al avance de *Bombus terrestris* se ha producido un rápido declive de la especie autóctona *Bombus dahlbomii*. Varios estudios indican que este descenso ha estado propiciado tanto por la competencia de recursos florales [120,121], como por la transferencia de patógenos (el protozoo *Apicystis bombi*) de la especie europea a la especie sudamericana [122,123].

### 3.8.2 Enemigos naturales de la abeja melífera

La abeja melífera es, sin duda, la especie de polinizador que ha recibido un impacto más negativo por parte de **depredadores, parásitos y patógenos exóticos**. En algunos casos, su condición de especie gestionada y la actividad comercial relacionada con la apicultura han favorecido la introducción y la expansión de estos nuevos enemigos.

La avispa asiática, *Vespa velutina*, es un gran depredador de abejas de la miel y otros insectos [124], que llegó a Cataluña en el año 2012. El impacto de la avispa asiática sobre la abeja melífera se debe no solo a la depredación sino también al estrés que causa a las obreras, que no se atreven a salir de la colmena cuando detectan la presencia de la avispa [125]. Sorprendentemente, existe poca información sobre los niveles de incidencia (número de colmenas atacadas) y sobre el impacto económico de este depredador. Datos de la Unión Nacional de Apicultores Franceses indican que un 30 % de las colmenas fueron atacadas en el departamento de Gironde en 2010 [125]. Un estudio realizado en Francia pone de manifiesto que los ataques de *Vespa velutina* causan pérdidas poblacionales importantes, sobre todo en las colmenas más débiles [126]. Este estudio muestra también que cuando el depredador es muy abundante y las obreras no salen a recolectar, aumenta el consumo de reservas de miel, incrementando el riesgo de colapso de la colonia durante el invierno.

*Varroa destructor* es un ácaro de origen asiático que parasita las colmenas de abeja melífera. El huésped original de este ácaro es la abeja melífera asiática, *Apis cerana*, pero pasó a infestar la abeja melífera europea, *Apis mellifera*, a mediados del siglo XX. Con el movimiento comercial de colonias y de material apícola, *Varroa destructor* se extendió por todo el mundo. Llegó a Europa

oriental en los años 60 y a Europa occidental en los años 80. En el año 1985, se detectó su presencia en Cataluña. Este ácaro se alimenta principalmente del cuerpo graso de las larvas, las pupas y los adultos de la abeja, y transmite varios virus, como el de las alas deformadas, que contribuyen a debilitar y causar la muerte de la colonia [127]. La expansión de *Varroa destructor* por todo el planeta ha tenido un impacto devastador sobre las colonias silvestres de *Apis mellifera* [128]. Este ácaro ha condicionado de manera drástica las prácticas apícolas y a día de hoy, continúa siendo uno de los principales problemas de la apicultura en todo el mundo [129]. La aparición de fenómenos de resistencia por parte del ácaro a los acaricidas normalmente utilizados para combatirlo, dificulta de manera especial el control de este parásito [130].

*Nosema ceranae*, es un hongo microsporidio que afecta a la abeja de la miel. Al igual que el ácaro *Varroa destructor*, procede de la abeja melífera asiática, *Apis cerana*, y recientemente ha pasado a infestar las colonias de *Apis mellifera*. Se detectó en la península ibérica por primera vez en 2004 [131]. Aunque sus efectos son menos graves que los de *Varroa destructor*, algunos estudios han relacionado las infecciones de *Nosema ceranae* con el síndrome del despoblamiento de colmenas [132].

*Aethina tumida* es un pequeño escarabajo de origen africano que ataca las colonias de *Apis mellifera*. Llegó a Estados Unidos en 1998 y desde entonces se ha extendido ampliamente por Norteamérica. En 2004, se detectó un foco en Portugal donde fue introducido en cajitas de cría de reinas procedentes de Estados Unidos. Este foco fue erradicado. En 2014, se detectó en Italia, con presencia confirmada en Calabria y Sicilia, donde se ha restringido el movimiento de colonias para frenar su expansión [133].

### 3.8.3 Plantas exóticas

La introducción de **plantas en general**, y de especies entomófilas en concreto, es un fenómeno ampliamente extendido [113]. Muchas de estas introducciones son accidentales, no obstante, otras son intencionadas,

asociadas a la jardinería o a la agricultura. Con frecuencia, estas especies exóticas colonizan el medio natural y se extienden por el territorio. Algunas de las plantas visitadas por polinizadores, que han colonizado

ambientes naturales y seminaturales en Cataluña son la uña de gato (*Carpobrotus* spp.), el arbusto de las mariposas (*Buddleja davidii*), la chumbera (*Opuntia* spp.), el agrio (*Oxalis pes-caprae*), el miraguano falso (*Araujia sericifera*), la amapola de California (*Eschscholzia californica*), la madreselva japonesa (*Lonicera japonica*) y la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*).

En principio, la llegada de una nueva especie que produce polen y néctar se podría considerar beneficiosa para los polinizadores. En realidad, no obstante, la introducción de flores exóticas puede tener consecuencias muy negativas. Debido al carácter generalista de muchos polinizadores, las nuevas especies de flores son rápidamente visitadas por los polinizadores autóctonos [134,135], provocándoles cambios en las decisiones de recolección y desajustes en la estructura de las redes de interacciones [136,137]. Con frecuencia, las plantas exóticas llegan a ser dominantes y además, suelen producir grandes cantidades de polen y néctar en comparación con las plantas autóctonas. En algunos casos, se establece una situación de facilitación en la que las plantas autóctonas se benefician del servicio de los polinizadores atraídos por la planta exótica [138,139]. En cambio, en otros casos, la especie introducida compete con las especies autóctonas por los polinizadores



Fig. 16. Abejorro, *Bombus terrestris* (Apidae), visitando una flor de uña de gato, *Carpobrotus* sp., una especie procedente de Sudáfrica que ha sido introducida intencionadamente como planta ornamental. (Fotografía: N. Vicens).

[139,140]. Estos cambios pueden llegar a modificar los niveles de polinización y el éxito reproductivo de algunas plantas [141,142]. Independientemente de sus efectos sobre los polinizadores, las especies de plantas exóticas pueden convertirse en invasoras y acabar desplazando especies de plantas autóctonas.

### 3.9 POLINIZADORES GESTIONADOS

La introducción de poblaciones de **polinizadores autóctonos gestionados** en campos de cultivo es una práctica muy extendida que ayuda a paliar los déficits de polinización y contribuye a la producción agrícola y a la estabilidad alimentaria. Aun así, la utilización de poblaciones de polinizadores gestionados puede comportar algunos riesgos para los polinizadores silvestres.

En primer lugar, la introducción de grandes poblaciones puede conducir a la **sobreexplotación de recursos** florales, no solo del cultivo sino también de la flora acompañante, de entrada ya poco abundante en ambientes agrícolas. En segundo lugar, los polinizadores gestionados pueden ser un foco de **patógenos y parásitos** que pueden llegar a infectar a las poblaciones locales de polinizadores silvestres. Varios estudios han

documentado la transmisión de patógenos de la abeja de la miel a abejas silvestres, aunque no está claro hasta qué punto esta transmisión puede tener efectos poblacionales sobre estas últimas [143-146]. Por último, la introducción de poblaciones gestionadas de un polinizador en zonas de cultivos también puede comportar apareamientos entre individuos gestionados y silvestres y, por lo tanto, alterar la **composición genética** de las poblaciones naturales. En la década de 1990, en España se importaron muchas colonias de abejorro *Bombus terrestris* de la subespecie de origen norteyropeo (*B. terrestris terrestris*), diferente de la subespecie presente en la península ibérica (*B. terrestris lusitanicus*). Estudios genéticos demuestran que el genotipo de las poblaciones comerciales se ha extendido por toda la península. La gran mayoría de las poblaciones natu-



rales muestran signos de hibridación, sobre todo en zonas cercanas a cultivos de invernadero [147,148]. La introgresión genética resultante de estas hibridaciones puede alterar los procesos de adaptación local de las poblaciones autóctonas. El fenómeno de la introgresión genética también está muy claro en la abeja de la miel. La subespecie típica de la península ibérica es *A. mellifera iberiensis* y la mayoría de las especies gestionadas en España y en Cataluña corresponden a esta subespe-

3.10 INTENSIFICACIÓN APÍCOLA .....

La abeja melífera tiene la capacidad, única entre los insectos polinizadores europeos, de dirigir individuos de la propia colona a una fuente determinada de alimento. Esta cualidad le permite explotar con gran eficacia las áreas más ricas en recursos florales. Por este motivo, y dado que cada colonia contiene decenas de miles de individuos, la instalación de grandes apiarios en zonas naturales puede comportar una **sobreexplotación de los recursos florales**, y llegar a crear situaciones de competencia desfavorables para los polinizadores silvestres. Según cálculos basados en las cantidades de polen y néctar recolectadas por colmena, un apiario de tamaño medio (40 colmenas) consume, en 3 meses, el equivalente a 4 millones de abejas silvestres [151]. Por otra parte, datos de 30 países de la cuenca mediterránea indican que la relación entre la abundancia de abejas silvestres y la abundancia de abejas melíferas (medidas a partir de las visitas observadas en flores silvestres y cultivadas), ha pasado de 4:1 en la década de 1960 a 1:1 en la década de 2010 [152].

Teniendo en cuenta que el área de recolección de una colonia puede medir más de 1,5 km de radio alrededor de la colmena [153], demostrar que se ha llegado a una situación de limitación de recursos florales no es fácil. Varios estudios y revisiones sobre este tema concluyen que los indicios de competencia no son generalizables pero sí relativamente frecuentes [143,154-157]. Un ejemplo paradigmático se da en el Parque Nacional del Teide (Tenerife) donde cada primavera se instalan unas 2.700 colmenas. Este incremento poblacional drástico provoca un empobrecimiento de la diversidad de los polinizadores silvestres y cambios en sus interacciones con las plantas [158]. En un estudio realizado en el Parque Natural del Garraf, se detectó que cerca de los apiarios, coincidiendo

con una mayor densidad de abejas melíferas, aumentaban las tasas de consumo de polen y néctar y disminuía la presencia de abejas silvestres de tamaño corporal grande [159]. En otro estudio realizado en el sur de Francia, se halló que en condiciones de alta densidad de colmenas, las visitas de abejas silvestres se reducían en un 55 % [160]. En este estudio también se detectó que, en situaciones de alta densidad de colmenas, las cantidades de néctar y de polen recolectadas por colmena disminuían un 44 % y un 36 % respectivamente, indicando una situación de competencia intraespecífica entre las propias colonias de abeja melífera. Sería conveniente establecer una **capacidad de carga** de colmenas para cada zona que garantizase unos niveles de recursos florales adecuados tanto para el mantenimiento de las comunidades de polinizadores silvestres como para la productividad de las colmenas. No obstante, establecer estos límites es complejo, en parte debido al mencionado amplio radio de vuelo de la abeja melífera y en parte por las grandes fluctuaciones anuales en la producción de flores [161].

En Cataluña, la ubicación de los asentamientos apícolas tiene que respetar unas distancias mínimas entre explotaciones y respecto a centros de población, viviendas rurales, instalaciones pecuarias y carreteras o caminos vecinales, para evitar el riesgo de picaduras a las personas o el ganado. No obstante, según la legislación vigente, la apicultura se considera una actividad inocua o incluso beneficiosa para el medio ambiente. En Cataluña, existe un programa de subvenciones para la instalación de colmenas cuyo objetivo de mejorar la biodiversidad en los agroecosistemas frágiles donde pueda haber especies relictas, mediante actuaciones dirigidas a promover sistemas de explotación apícola que incluyan una mayor base territorial [162].

3.11 INTERACCIONES ENTRE FACTORES .....

Es importante no perder de vista que los diferentes factores de estrés a los que se ven sometidos los polinizadores actúan de manera conjunta, y que pueden interactuar no solo de manera aditiva sino también **sinérgica** [163,164]. Ello dificulta la atribución de un impacto concreto a cada uno de los factores que afectan al declive de los polinizadores.

Muchos de los factores tratados hasta ahora, como la intensificación agrícola, la destrucción y fragmentación de hábitats naturales, el cambio climático y la intensificación apícola, contribuyen a reducir la disponibilidad de recursos florales para las poblaciones de polinizadores silvestres. El estado nutricional de las poblaciones de polinizadores interactúa de manera muy clara con otros factores. No es sorprendente que las abejas sometidas a estrés nutricional sean más sensibles a los plaguicidas y que la interacción entre estos dos factores sea sinérgica [165-167]. En este sentido, algunos trabajos indican

que una nutrición adecuada puede ayudar a paliar los efectos negativos de los plaguicidas [168,169], hecho que refuerza la importancia de mantener una alta disponibilidad de recursos florales en ambientes agrícolas. Otros estudios muestran que las colmenas de abeja melífera con estrés nutricional son más vulnerables a los patógenos y tienen tasas de supervivencia más bajas [170,171]. De manera similar, numerosos estudios documentan interacciones entre enfermedades y sensibilidad a los plaguicidas. Por ejemplo, dosis subletales de ciertos insecticidas afectan al sistema inmunitario de las abejas de la miel, haciéndolas más vulnerables a los ataques de virus y patógenos y, a su vez, las colonias enfermas son más sensibles a los insecticidas [172-175]. Un estudio reciente demuestra que la incidencia de enfermedades víricas en colmenas de la abeja de la miel es más elevada en zonas de agricultura intensiva, con comunidades empobrecidas de recursos florales y uso frecuente de plaguicidas [176].

3.12 REFERENCIAS .....

1. Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE. 2010 Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* **25**, 345–353. (doi:10.1016/j.tree.2010.01.007)
2. Benton TG, Vickery JA, Wilson JD. 2003 Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* **18**, 182–188. (doi:10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
3. Raven PH, Wagner DL. 2021 Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **118**, e2002548117. (doi:10.1073/PNAS.2002548117)
4. Tscharntke T, Klein AM, Krüess A, Steffan-Dewenter I, Thies C. 2005 Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecol. Lett.* **8**, 857–874. (doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00782.X)
5. Garibaldi LA, Aizen MA, Klein AM, Cunningham SA, Harder LD. 2011 Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **108**, 5909–5914. (doi:10.1073/pnas.1012431108)
6. Kremen C, Williams NM, Thorp RW. 2002 Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **99**, 16812–16816. (doi:10.1073/pnas.262413599)
7. Potts SG *et al.* 2016 Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* **540**, 220–229. (doi:10.1038/NATURE20588)

8. Sutherland WJ. 2002 Restoring a sustainable countryside. *Trends Ecol. Evol.* **17**, 148–150. (doi:10.1016/S0169-5347(01)02421-1)
9. José-María L, Armengot L, Blanco-Moreno JM, Bassa M, Sans FX. 2010 Effects of agricultural intensification on plant diversity in Mediterranean dryland cereal fields. *J. Appl. Ecol.* **47**, 832–840. (doi:10.1111/J.1365-2664.2010.01822.X)
10. Rotchés-Ribalta R, Blanco-Moreno JM, Armengot L, Sans FX. 2016 Responses of rare and common segetal species to wheat competition and fertiliser type and dose. *Weed Res.* **56**, 114–123. (doi:10.1111/WRE.12191)
11. Roschewitz I, Gabriel D, Tschardt T, Thies C. 2005 The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *J. Appl. Ecol.* **42**, 873–882. (doi:10.1111/J.1365-2664.2005.01072.X)
12. Bengtsson J, Ahnström J, Weibull AC. 2005 The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* **42**, 261–269. (doi:10.1111/J.1365-2664.2005.01005.X)
13. Rader R, Bartomeus I, Tylianakis JM, Laliberté E. 2014 The winners and losers of land use intensification: pollinator community disassembly is non-random and alters functional diversity. *Divers. Distrib.* **20**, 908–917. (doi:10.1111/ddi.12221)
14. Forrest JRK, Thorp RW, Kremen C, Williams NM. 2015 Contrasting patterns in species and functional-trait diversity of bees in an agricultural landscape. *J. Appl. Ecol.* **52**, 706–715. (doi:10.1111/1365-2664.12433)
15. Le Féon V, Schermann-Legionnet A, Delettre Y, Aviron S, Billeter R, Bugter R, Hendrickx F, Burel F. 2010 Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. *Agric. Ecosyst. Environ.* **137**, 143–150. (doi:10.1016/J.AGEE.2010.01.015)
16. Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Kleijn D, Tschardt T. 2007 Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: Effects of farming system, landscape composition and regional context. *J. Appl. Ecol.* **44**, 41–49. (doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01259.x)
17. Jauker B, Krauss J, Jauker F, Steffan-Dewenter I. 2013 Linking life history traits to pollinator loss in fragmented calcareous grasslands. *Landsc. Ecol.* **28**, 107–120. (doi:10.1007/s10980-012-9820-6)
18. Klein AM, Cunningham SA, Bos M, Steffan-Dewenter I. 2008 Advances in pollination ecology from tropical plantation crops. *Ecology* **89**, 935–943. (doi:10.1890/07-0088.1)
19. Brittain C, Potts SG. 2011 The potential impacts of insecticides on the life-history traits of bees and the consequences for pollination. *Basic Appl. Ecol.* **12**, 321–331. (doi:10.1016/J.BAAE.2010.12.004)
20. Garlin J, Theodorou P, Kathe E, Quezada-Euán JJG, Paxton RJ, Soro A. 2022 Anthropogenic effects on the body size of two neotropical orchid bees. *BMC Ecol. Evol.* **22**, 1–13. (doi:10.1186/S12862-022-02048-Z/PEER-REVIEW)
21. Peterson JH, Roitberg BD. 2006 Impacts of flight distance on sex ratio and resource allocation to offspring in the leafcutter bee, *Megachile rotundata*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **59**, 589–596. (doi:10.1007/S00265-005-0085-9/TABLES/1)
22. Bosch J. 2008 Production of undersized offspring in a solitary bee. *Anim. Behav.* **75**, 809–816. (doi:10.1016/J.ANBEHAV.2007.06.018)
23. Lee MS, Comas J, Stefanescu C, Albajes R. 2020 The Catalan butterfly monitoring scheme has the capacity to detect effects of modifying agricultural practices. *Ecosphere* **11**, e03004. (doi:10.1002/ECS2.3004)
24. Ubach A, Stefanescu C. 2021 Prospeccions sistemàtiques de dues espècies amenaçades: revisió de la distribució i estat de conservació de *Zegris eupheme* i *Boloria eunomia* a Catalunya. *Butlletí Soc. Catalana Lepidopterol.* , 7–22.
25. Rodríguez-Gasol N. 2019 Habitat management in Mediterranean fruit orchards to foster pollinator and natural enemy communities. Tesis doctoral. Universitat de Lleida.
26. Yan S, Ren B, Zeng B, Shen J. 2020 Improving RNAi efficiency for pest control in crop species. *Biotechniques* **68**, 283–290. (doi:10.2144/BTN-2019-0171/ASSET/IMAGES/LARGE/FIGURE1.JPEG)
27. Huang C, Wang Z, Zhu P, Wang C, Wang C, Xu W, Li Z, Fu W, Zhu S. 2022 RNA Interference-Based Genetic Engineering Maize Resistant to *Apolygus lucorum* Does Not Manifest Unpredictable Unintended Effects Relative to Conventional Breeding: Short Interfering RNA, Transcriptome, and Metabolome Analysis. *Front. Plant Sci.* **13**, 323. (doi:10.3389/FPLS.2022.745708/BIBTEX)
28. Bayer. 2022 Corn traits. See <https://traits.bayer.com/corn/Pages/landing.aspx>.
29. Arpaia S, Smagghe G, Sweet JB. 2021 Biosafety of bee pollinators in genetically modified agro-ecosystems: Current approach and further development in the EU. *Pest Manag. Sci.* **77**, 2659–2666. (doi:10.1002/PS.6287)
30. DACC. 2021 Estadístiques OMG. See <http://agricultura.gencat.cat/ca/departament/estadistiques/agricultura/estadistiques-omg/>.
31. Losey JE, Rayor LS, Carter ME. 1999 Transgenic pollen harms monarch larvae. *Nat.* 1999 3996733 **399**, 214–214. (doi:10.1038/20338)
32. Baudrot V, Walker E, Lang A, Stefanescu C, Rey JF, Soubeyrand S, Messéan A. 2021 When the average hides the risk of Bt-corn pollen on non-target Lepidoptera: Application to Aglais io in Catalonia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **207**. (doi:10.1016/J.ECOENV.2020.111215)
33. Odoux JF, Feuillet D, Aupinel P, Loublier Y, Tasei JN, Mateescu C. 2012 Territorial biodiversity and consequences on physico-chemical characteristics of pollen collected by honey bee colonies. *Apidologie* **43**, 561–575. (doi:10.1007/S13592-012-0125-1)
34. Duan JJ, Marvier M, Huesing J, Dively G, Huang ZY. 2008 A Meta-Analysis of Effects of Bt Crops on Honey Bees (Hymenoptera: Apidae). *PLoS One* **3**, e1415. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0001415)



35. Konrad R, Ferry N, Gatehouse AMR, Babendreier D. 2008 Potential Effects of Oilseed Rape Expressing Oryzacystatin-1 (OC-1) and of Purified Insecticidal Proteins on Larvae of the Solitary Bee *Osmia bicornis*. *PLoS One* **3**, e2664. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0002664)
36. Malone LA, Burgess EPJ. 2009 Impact of genetically modified crops on pollinators. *Environ. Impact Genet. Modif. Crop.*, 199–224. (doi:10.1079/9781845934095.0199)
37. Sears MK, Hellmich RL, Stanley-Horn DE, Oberhauser KS, Pleasants JM, Mattila HR, Siegfried BD, Dively GP. 2001 Impact of Bt corn pollen on monarch butterfly populations: A risk assessment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **98**, 11937–11942. (doi:10.1073/PNAS.211329998)
38. Pleasants JM, Oberhauser KS. 2013 Milkweed loss in agricultural fields because of herbicide use: Effect on the monarch butterfly population. *Insect Conserv. Divers.* **6**, 135–144. (doi:10.1111/J.1752-4598.2012.00196.X)
39. Dicks LV *et al.* 2016 Ten policies for pollinators. *Science*. **354**, 975–976. (doi:10.1126/SCIENCE.AAI9226)
40. Svenningsen CS *et al.* 2022 Flying insect biomass is negatively associated with urban cover in surrounding landscapes. *Divers. Distrib.* **28**, 1242–1254. (doi:10.1111/DDI.13532)
41. Sattler T, Obrist MK, Duelli P, Moretti M. 2011 Urban arthropod communities: Added value or just a blend of surrounding biodiversity? *Landsc. Urban Plan.* **103**, 347–361. (doi:10.1016/J.LANDURBPLAN.2011.08.008)
42. Sirohi MH, Jackson J, Edwards M, Ollerton J. 2015 Diversity and abundance of solitary and primitively eusocial bees in an urban centre: a case study from Northampton (England). *J. Insect Conserv.* **19**, 487–500. (doi:10.1007/S10841-015-9769-2/TABLES/6)
43. McFrederick QS, LeBuhn G. 2006 Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biol. Conserv.* **129**, 372–382. (doi:10.1016/J.BIOCON.2005.11.004)
44. Ramírez Restrepo L, Halffter G. 2013 Butterfly diversity in a regional urbanization mosaic in two Mexican cities. *Landsc. Urban Plan.* **115**, 39–48. (doi:10.1016/J.LANDURBPLAN.2013.03.005)
45. Bates AJ, Sadler JP, Fairbrass AJ, Falk SJ, Hale JD, Matthews TJ. 2011 Changing Bee and Hoverfly Pollinator Assemblages along an Urban-Rural Gradient. *PLoS One* **6**, e23459. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0023459)
46. Clark PJ, Reed JM, Chew FS. 2007 Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosyst.* **10**, 321–337. (doi:10.1007/S11252-007-0029-4/FIGURES/4)
47. Deguines N, Julliard R, de Flores M, Fontaine C. 2012 The Whereabouts of Flower Visitors: Contrasting Land-Use Preferences Revealed by a Country-Wide Survey Based on Citizen Science. *PLoS One* **7**, e45822. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0045822)
48. Hernandez JL, Frankie GW, Thorp RW. 2009 Ecology of Urban Bees: A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study. *Cities Environ.* **2**, 1–15. (doi:10.15365/cate.2132009)
49. Ahrné K, Bengtsson J, Elmqvist T. 2009 Bumble Bees (*Bombus* spp) along a Gradient of Increasing Urbanization. *PLoS One* **4**, e5574. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0005574)
50. Baldock KCR *et al.* 2015 Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **282**. (doi:10.1098/RSPB.2014.2849)
51. Geslin B, Gauzens B, Thébault E, Dajoz I. 2013 Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation. *PLoS One* **8**, e63421. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0063421)
52. Verboven HAF, Uyttenbroeck R, Brys R, Hermy M. 2014 Different responses of bees and hoverflies to land use in an urban–rural gradient show the importance of the nature of the rural land use. *Landsc. Urban Plan.* **126**, 31–41. (doi:10.1016/J.LANDURBPLAN.2014.02.017)
53. Phillips BB *et al.* 2021 Impacts of multiple pollutants on pollinator activity in road verges. *J. Appl. Ecol.* **58**, 1017–1029. (doi:10.1111/1365-2664.13844)
54. Morón D, Szentgyörgyi H, Skórka P, Potts SG, Woyciechowski M. 2014 Survival, reproduction and population growth of the bee pollinator, *Osmia rufa* (Hymenoptera: Megachilidae), along gradients of heavy metal pollution. *Insect Conserv. Divers.* **7**, 113–121. (doi:10.1111/ICAD.12040)
55. Morón D, Grześ IM, Skórka P, Szentgyörgyi H, Laskowski R, Potts SG, Woyciechowski M. 2012 Abundance and diversity of wild bees along gradients of heavy metal pollution. *J. Appl. Ecol.* **49**, 118–125. (doi:10.1111/J.1365-2664.2011.02079.X)
56. Nieminen M, Nourteva P, Tulisalo E. 2001 The Effect of Metals on the Mortality of *Parnassius Apollo* Larvae (Lepidoptera: Papilionidae). *J. Insect Conserv.* **2001 51** **5**, 1–7. (doi:10.1023/A:1011371119290)
57. Weiss SB. 1999 Cars, cows, and checkerspot butterflies: Nitrogen deposition and management of nutrient-poor grasslands for a threatened species. *Conserv. Biol.* **13**, 1476–1486. (doi:10.1046/J.1523-1739.1999.98468.X)
58. Kurze S, Heinken T, Fartmann T. 2018 Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. *Oecologia* **188**, 1227–1237. (doi:10.1007/S00442-018-4266-4)
59. Osorio S, Arnan X, Bassols E, Vicens N, Bosch J. 2015 Local and landscape effects in a host-parasitoid interaction network along a forest-cropland gradient. *Ecol. Appl.* **25**, 1869–1879. (doi:10.1890/14-2476.1)
60. Debussche M, Lepart J, Dervieux A. 1999 Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **8**, 3–15. (doi:10.1046/J.1365-2699.1999.00316.X)
61. Slancarova J, Bartonova A, Zapletal M, Kotilinek M, Fric ZF, Micevski N, Kati V, Konvicka M. 2016 Life History Traits Reflect Changes in Mediterranean Butterfly Communities Due to Forest Encroachment. *PLoS One* **11**, e0152026. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0152026)
62. Cervera T, Pino J, Marull J, Padró R, Tello E. 2019 Understanding the long-term dynamics of forest transition: From deforestation to afforestation in a Mediterranean landscape (Catalonia, 1868–2005). *Land use policy* **80**, 318–331. (doi:10.1016/J.LANDUSEPOL.2016.10.006)
63. Ubach A, Páramo F, Gutiérrez C, Stefanescu C. 2020 Vegetation encroachment drives changes in the composition of butterfly assemblages and species loss in Mediterranean ecosystems. *Insect Conserv. Divers.* **13**, 151–161. (doi:10.1111/ICAD.12397)

64. Lázaro A, Tur C. 2018 Los cambios de uso del suelo como responsables del declive de polinizadores. *Ecosistemas* **27**, 23-33. (doi:10.7818/ECOS.1378)
65. Hadley AS, Betts MG. 2012 The effects of landscape fragmentation on pollination dynamics: absence of evidence not evidence of absence. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* **87**, 526–544. (doi:10.1111/J.1469-185X.2011.00205.X)
66. Lennartsson T. 2002 Extinction Thresholds and Disrupted Plant-Pollinator Interactions in Fragmented Plant Populations. *Ecology* **83**, 3060. (doi:10.2307/3071842)
67. Aizen MA, Feinsinger P. 1994 Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentine 'Chaco Serrano'. *Ecol. Appl* **4**. (doi:10.2307/1941941)
68. Calvillo LM, Ramírez VM, Parra-Tabla V, Navarro J. 2010 Bee diversity in a fragmented landscape of the Mexican neotropic. *J. Insect Conserv.* **14**, 323–334. (doi:10.1007/S10841-010-9262-X)
69. Kennedy CM *et al.* 2013 A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol. Lett.* **16**, 584–599. (doi:10.1111/ele.12082)
70. Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Tschamntke T. 2010 How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *J. Anim. Ecol.* **79**, 491–500. (doi:10.1111/j.1365-2656.2009.01642.x)
71. Hanski I. 1999 *Metapopulation ecology*. Oxford University Press.
72. Burkle LA, Knight TM. 2012 Shifts in pollinator composition and behavior cause slow interaction accumulation with area in plant–pollinator networks. *Ecology* **93**, 2329–2335. (doi:10.1890/12-0367.1)
73. IPCC. 2021 Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. (doi:10.1017/9781009157896.)
74. Hegland SJ, Nielsen A, Lázaro A, Bjerknes AL, Totland Ø. 2009 How does climate warming affect plant-pollinator interactions? *Ecol. Lett.* **12**, 184–195. (doi:10.1111/J.1461-0248.2008.01269.X)
75. Scaven VL, Rafferty NE. 2013 Physiological effects of climate warming on flowering plants and insect pollinators and potential consequences for their interactions. *Curr. Zool.* **59**, 418–426. (doi:10.1093/CZOOLO/59.3.418)
76. Forrest JRK. 2015 Plant–pollinator interactions and phenological change: what can we learn about climate impacts from experiments and observations? *Oikos* **124**, 4–13. (doi:10.1111/OIK.01386)
77. Obeso JR, Herrera JM. 2018 Polinizadores y cambio climático. *Ecosistemas* **27**, 52-59.
78. Bale JS *et al.* 2002 Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Glob. Chang. Biol.* **8**, 1–16. (doi:10.1046/J.1365-2486.2002.00451.X)
79. Stelzer RJ, Chittka L, Carlton M, Ings TC. 2010 Winter Active Bumblebees (*Bombus terrestris*) Achieve High Foraging Rates in Urban Britain. *PLoS One* **5**, e9559. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0009559)
80. Owen EL, Bale JS, Hayward SAL. 2013 Can Winter-Active Bumblebees Survive the Cold? Assessing the Cold Tolerance of *Bombus terrestris audax* and the Effects of Pollen Feeding. *PLoS One* **8**, e80061. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0080061)
81. Bosch J, Sgolastra F, Kemp WP. 2010 Timing of eclosion affects diapause development, fat body consumption and longevity in *Osmia lignaria*, a univoltine, adult-wintering solitary bee. *J. Insect Physiol.* **56**, 1949–1957. (doi:10.1016/J.JINSPHYS.2010.08.017)
82. Sgolastra F, Kemp WP, Buckner JS, Pitts-Singer TL, Maini S, Bosch J. 2011 The long summer: pre-wintering temperatures affect metabolic expenditure and winter survival in a solitary bee. *J. Insect Physiol.* **57**, 1651–1659. (doi:10.1016/J.JINSPHYS.2011.08.017)
83. Ubach A, Páramo F, Prohom M, Stefanescu C. 2022 Weather and butterfly responses: a framework for understanding population dynamics in terms of species' life-cycles and extreme climatic events. *Oecologia* **199**, 427–439. (doi:10.1007/S00442-022-05188-7/FIGURES/3)
84. Roy DB, Sparks TH. 2000 Phenology of British butterflies and climate change. *Glob. Chang. Biol.* **6**, 407–416. (doi:10.1046/J.1365-2486.2000.00322.X)
85. Stefanescu C, Penuelas J, Filella I. 2003 Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the north-west Mediterranean Basin. *Glob. Chang. Biol.* **9**, 1494–1506. (doi:10.1046/J.1365-2486.2003.00682.X)
86. Forrest JRK, Thomson JD. 2011 An examination of synchrony between insect emergence and flowering in Rocky Mountain meadows. *Ecol. Monogr.* **81**, 469–491. (doi:10.1890/10-1885.1)
87. Fründ J, Zieger SL, Tschamntke T. 2013 Response diversity of wild bees to overwintering temperatures. *Oecologia* **173**, 1639–1648. (doi:10.1007/S00442-013-2729-1)
88. Hassall C, Owen J, Gilbert F. 2017 Phenological shifts in hoverflies (Diptera: Syrphidae): linking measurement and mechanism. *Ecography (Cop.)*. **40**, 853–863. (doi:10.1111/ECOG.02623)
89. Dorian NN, McCarthy MW, Crone EE. 2022 Ecological traits explain long-term phenological trends in solitary bees. *J. Anim. Ecol.* **00**, 1–12. (doi:10.1111/1365-2656.13778)
90. Gordo O, Sanz JJ. 2005 Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia* **146**, 484–495. (doi:10.1007/S00442-005-0240-Z)
91. Bartomeus I, Ascher JS, Wagner D, Danforth BN, Colla S, Kornbluth S, Winfree R. 2011 Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **108**, 20645–20649. (doi:10.1073/PNAS.1115559108)
92. Burkle LA, Marlin JC, Knight TM. 2013 Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science* **339**, 1611–1615. (doi:10.1126/SCIENCE.1232728)
93. Kudo G, Cooper EJ. 2019 When spring ephemerals fail to meet pollinators: mechanism of phenological mismatch and its impact on plant reproduction. *Proceedings. Biol. Sci.* **286**. (doi:10.1098/RSPB.2019.0573)



94. Donoso I, Stefanescu C, Martínez-Abraín A, Traveset A. 2016 Phenological asynchrony in plant-butterfly interactions associated with climate: a community-wide perspective. *Oikos* **125**, 1434–1444. (doi:10.1111/OIK.03053)
95. Colom P, Ninyerola M, Pons X, Traveset A, Stefanescu C. 2022 Phenological sensitivity and seasonal variability explain climate-driven trends in Mediterranean butterflies. *Proc. R. Soc. B* **289**. (doi:10.1098/RSPB.2022.0251)
96. Parmesan C *et al.* 1999 Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nat. 1999 3996736* **399**, 579–583. (doi:10.1038/21181)
97. Wilson RJ, Gutiérrez D, Gutiérrez J, Martínez D, Agudo R, Monserrat VJ. 2005 Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecol. Lett.* **8**, 1138–1146. (doi:10.1111/J.1461-0248.2005.00824.X)
98. Devictor V *et al.* 2012 Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nat. Clim. Chang.* 2012 22 **2**, 121–124. (doi:10.1038/nclimate1347)
99. Ploquin EF, Herrera JM, Obeso JR. 2013 Bumblebee community homogenization after uphill shifts in montane areas of northern Spain. *Oecologia* **173**, 1649–1660. (doi:10.1007/S00442-013-2731-7)
100. Kerr JT, Pindar A, Galpern P. 2015 Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Sci. ISSN 0036-8075, Vol. 349, No. 6244, 2015, pp. 177–180* **349**, 177–180.
101. Stefanescu, C., Carnicer, J. & Peñuelas, J. 2011. Determinants of species richness in generalist and specialist Mediterranean butterfly: the negative synergistic forces of climate and habitat change. *Ecography*, **34**: 353–363.
102. Liu Y, Mu J, Niklas KJ, Li G, Sun S. 2012 Global warming reduces plant reproductive output for temperate multi-inflorescence species on the Tibetan plateau. *New Phytol.* **195**, 427–436. (doi:10.1111/J.1469-8137.2012.04178.X)
103. Mu J, Peng Y, Xi X, Wu X, Li G, Niklas KJ, Sun S. 2015 Artificial asymmetric warming reduces nectar yield in a Tibetan alpine species of Asteraceae. *Ann. Bot.* **116**, 899–906. (doi:10.1093/AOB/MCV042)
104. Moss ED, Evans DM. 2022 Experimental Climate Warming Reduces Floral Resources and Alters Insect Visitation and Wildflower Seed Set in a Cereal Agro-Ecosystem. *Front. Plant Sci.* **13**, 193. (doi:10.3389/FPLS.2022.826205/BIBTEX)
105. Takkis K, Tscheulin T, Petanidou T. 2018 Differential effects of climate warming on the nectar secretion of early- and late-flowering mediterranean plants. *Front. Plant Sci.* **9**, 874. (doi:10.3389/FPLS.2018.00874/BIBTEX)
106. Flores JM, Gil-Lebrero S, Gámiz V, Rodríguez MI, Ortiz MA, Quiles FJ. 2019 Effect of the climate change on honey bee colonies in a temperate Mediterranean zone assessed through remote hive weight monitoring system in conjunction with exhaustive colonies assessment. *Sci. Total Environ.* **653**, 1111–1119. (doi:10.1016/J.SCITOTENV.2018.11.004)
107. Degu TK. 2022 Beekeeping in the face of climate change in Ada Berga District, Oromia, Ethiopia. *Int. J. Environ. Stud.* **79**, 450–461. (doi:10.1080/00207233.2021.1920320)
108. Vercelli M, Novelli S, Ferrazzi P, Lentini G, Ferracini C. 2021 A Qualitative Analysis of Beekeepers' Perceptions and Farm Management Adaptations to the Impact of Climate Change on Honey Bees. *Insects* **12**. (doi:10.3390/INSECTS12030228)
109. Switanek M, Crailsheim K, Truhetz H, Brodschneider R. 2017 Modelling seasonal effects of temperature and precipitation on honey bee winter mortality in a temperate climate. *Sci. Total Environ.* **579**, 1581–1587. (doi:10.1016/J.SCITOTENV.2016.11.178)
110. Calovi M, Grozinger CM, Miller DA, Goslee SC. 2021 Summer weather conditions influence winter survival of honey bees (*Apis mellifera*) in the northeastern United States. *Sci. Reports 2021 111* **11**, 1–12. (doi:10.1038/s41598-021-81051-8)
111. Smoliński S, Langowska A, Glazaczow A. 2021 Raised seasonal temperatures reinforce autumn Varroa destructor infestation in honey bee colonies. *Sci. Reports 2021 111* **11**, 1–11. (doi:10.1038/s41598-021-01369-1)
112. Cna'Ani A, Mühlemann JK, Ravid J, Masci T, Klempien A, Nguyen TTH, Dudareva N, Pichersky E, Vainstein A. 2015 *Petunia* × *hybrida* floral scent production is negatively affected by high-temperature growth conditions. *Plant. Cell Environ.* **38**, 1333–1346. (doi:10.1111/PCE.12486)
113. Montero-Castaño A, Calviño-Cancela M, Rojas-Nossa S, De la Rúa P, Arbetman M, Morales CL. 2018 Invasiones biológicas y pérdida de polinizadores. *Ecosistemas* **27**, 42–51. (doi:10.7818/ECOS.1319)
114. Clausen CP. 1978 Introduced parasites and predators of arthropod pests and weeds: a world review.
115. Van Lenteren JC, Bale J, Bigler F, Hokkanen HMT, Loomans AJM. 2006 Assessing risks of releasing exotic biological control agents of arthropod pests. *Annu. Rev. Entomol.* **51**, 609–634. (doi:10.1146/ANNUREV.ENTO.51.110104.151129)
116. Hajek AE, Hurley BP, Kenis M, Garnas JR, Bush SJ, Wingfield MJ, van Lenteren JC, Cock MJW. 2016 Exotic biological control agents: A solution or contribution to arthropod invasions? *Biol. Invasions* **18**, 953–969. (doi:10.1007/S10530-016-1075-8/TABLES/2)
117. Nieves-Aldrey JL *et al.* 2019 *Torymus sinensis* Kamijo, a biocontrol agent against the invasive chestnut gall wasp *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu in Spain: its natural dispersal from France and the first data on establishment after experimental releases. *For. Syst.* **28**, e001–e001. (doi:10.5424/FS/2019281-14361)
118. Bacon SJ, Bacher S, Aebi A. 2012 Gaps in Border Controls Are Related to Quarantine Alien Insect Invasions in Europe. *PLoS One* **7**, e47689. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0047689)
119. Le Féon V, Aubert M, Genoud D, Andrieu-Ponel V, Westrich P, Geslin B. 2018 Range expansion of the Asian native giant resin bee *Megachile sculpturalis* (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae) in France. *Ecol. Evol.* **8**, 1534–1542. (doi:10.1002/ECE3.3758)

120. Morales CL, Arbetman MP, Cameron SA, Aizen MA. 2013 Rapid ecological replacement of a native bumble bee by invasive species. *Front. Ecol. Environ.* **11**, 529–534. (doi:10.1890/120321)
121. Aizen MA, Lozada M, Morales CL. 2011 Comparative nectar-foraging behaviors and efficiencies of an alien and a native bumble bee. *Biol. Invasions* **13**, 2901–2909. (doi:10.1007/S10530-011-9972-3/FIGURES/2)
122. Arbetman MP, Meeus I, Morales CL, Aizen MA, Smagghe G. 2013 Alien parasite hitchhikes to Patagonia on invasive bumblebee. *Biol. Invasions* **15**, 489–494. (doi:10.1007/S10530-012-0311-0/FIGURES/1)
123. Schmid-Hempel R *et al.* 2014 The invasion of southern South America by imported bumblebees and associated parasites. *J. Anim. Ecol.* **83**, 823–837. (doi:10.1111/1365-2656.12185)
124. Villemant C, Barbet-Massin M, Perrard A, Muller F, Gargominy O, Jiguet F, Rome Q. 2011 Predicting the invasion risk by the alien bee-hawking Yellow-legged hornet *Vespa velutina nigrithorax* across Europe and other continents with niche models. *Biol. Conserv.* **144**, 2142–2150. (doi:10.1016/J.BIOCON.2011.04.009)
125. Laurino D, Lioy S, Carisio L, Manino A, Porporato M. 2019 *Vespa velutina*: An alien driver of honey bee colony losses. *Diversity* **12**, 5.
126. Requier F, Rome Q, Chiron G, Decante D, Marion S, Menard M, Muller F, Villemant C, Henry M. 2019 Predation of the invasive Asian hornet affects foraging activity and survival probability of honey bees in Western Europe. *J. Pest Sci. (2004)*. **92**, 567–578. (doi:10.1007/S10340-018-1063-0/FIGURES/7)
127. Barroso-Arévalo S, Fernández-Carrión E, Goyache J, Molero F, Puerta F, Sánchez-Vizcaíno JM. 2019 High Load of Deformed Wing Virus and *Varroa destructor* Infestation Are Related to Weakness of Honey Bee Colonies in Southern Spain. *Front. Microbiol.* **10**, 1331. (doi:10.3389/FMICB.2019.01331)
128. Martin SJ, Highfield AC, Brettell L, Villalobos EM, Budge GE, Powell M, Nikaido S, Schroeder DC. 2012 Global honey bee viral landscape altered by a parasitic mite. *Science* **336**, 1304–1306. (doi:10.1126/SCIEN-CE.1220941)
129. Nazzi F, Le Conte Y. 2016 Ecology of *Varroa destructor*, the Major Ectoparasite of the Western Honey Bee, *Apis mellifera*. *Annu. Rev. Entomol.* **61**, 417–432. (doi:10.1146/ANNUREV-ENTO-010715-023731)
130. Sammartaro D, Untalan P, Guerrero F, Finley J. 2005 The resistance of *Varroa* mites (Acari: Varroidae) to acaricides and the presence of esterase. *Int. J. Acarol.* **31**, 67–74. (doi:10.1080/01647950508684419)
131. Higes M, Martín R, Meana A. 2006 *Nosema ceranae*, a new microsporidian parasite in honeybees in Europe. *J. Invertebr. Pathol.* **92**, 93–95. (doi:10.1016/J.JIP.2006.02.005)
132. Paxton RJ. 2010 Does infection by *Nosema ceranae* cause ‘Colony Collapse Disorder’ in honey bees (*Apis mellifera*)? *J. Apic. Res.* **49**, 80–84. (doi:10.3896/IBRA.1.49.1.11)
133. Mutinelli F *et al.* 2014 Detection of *Aethina tumida* Murray (Coleoptera: Nitidulidae.) in Italy: Outbreaks and early reaction measures. *J. Apic. Res.* **53**, 569–575. (doi:10.3896/IBRA.1.53.5.13)
134. Traveset A, Richardson DM. 2006 Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends Ecol. Evol.* **21**, 208–216. (doi:10.1016/J.TREE.2006.01.006)
135. Vilà M, Bartomeus I, Dietzsch AC, Petanidou T, Steffan-Dewenter I, Stout JC, Tscheulin T. 2009 Invasive plant integration into native plantpollinator networks across Europe. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **276**, 3887–3893. (doi:10.1098/RSPB.2009.1076)
136. Ghazoul J. 2004 Alien Abduction: Disruption of Native Plant-Pollinator Interactions by Invasive Species. *Biotropica* **36**, 156–164. (doi:10.1111/J.1744-7429.2004.TB00308.X)
137. Aizen MA, Morales CL, Morales JM. 2008 Invasive mutualists erode native pollination webs. *PLoS Biol.* **6**. (doi:10.1371/journal.pbio.0060031)
138. Moragues E, Traveset A. 2005 Effect of *Carpobrotus* spp. on the pollination success of native plant species of the Balearic Islands. *Biol. Conserv.* **122**, 611–619. (doi:10.1016/J.BIOCON.2004.09.015)
139. Bartomeus I, Vilà M, Santamaría L. 2008 Contrasting effects of invasive plants in plant-pollinator networks. *Oecologia* **155**, 761–770. (doi:10.1007/S00442-007-0946-1)
140. Brown BJ, Mitchell RJ, Graham SA. 2002 Competition for Pollination between an Invasive Species (Purple Loosetrife) and a Native Congener. *Ecology* **83**, 2328. (doi:10.2307/3072063)
141. Morales CL, Traveset A. 2009 A meta-analysis of impacts of alien vs. native plants on pollinator visitation and reproductive success of co-flowering native plants. *Ecol. Lett.* **12**, 716–728. (doi:10.1111/J.1461-0248.2009.01319.X)
142. Vanbergen AJ, Espíndola A, Aizen MA. 2017 Risks to pollinators and pollination from invasive alien species. *Nat. Ecol. Evol.* **2017 21 2**, 16–25. (doi:10.1038/s41559-017-0412-3)
143. Mallinger RE, Gaines-Day HR, Gratton C. 2017 Do managed bees have negative effects on wild bees?: A systematic review of the literature. *PLoS One* **12**, e0189268. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0189268)
144. Nanetti A, Bortolotti L, Cilia G. 2021 Pathogens Spillover from Honey Bees to Other Arthropods. *Pathog. (Basel, Switzerland)* **10**. (doi:10.3390/PATHOGENS10081044)
145. Piot N *et al.* 2022 Honey bees and climate explain viral prevalence in wild bee communities on a continental scale. *Sci. Reports 2022 121 12*, 1–11. (doi:10.1038/s41598-022-05603-2)
146. Martínez-López V, Ruiz C, la Rúa P. 2022 Migratory beekeeping and its influence on the prevalence and dispersal of pathogens to managed and wild bees. *Int. J. Parasitol. Parasites Wildl.*
147. Bartomeus I, Molina FP, Hidalgo-Galiana A, Ortego J. 2020 Safeguarding the genetic integrity of native pollinators requires stronger regulations on commercial lines. *Ecol. Solut. Evid.* **1**, e12012. (doi:10.1002/2688-8319.12012)
148. Cejas D, López-López A, Muñoz I, Ornos C, De la Rúa P. 2020 Unveiling introgression in bumblebee (*Bombus terrestris*) populations through mitogenome-based markers. *Anim. Genet.* **51**, 70–77. (doi:10.1111/AGE.12874)



149. De La Rúa P, Hernández-García R, Jiménez Y, Galián J, Serrano J. 2005 Biodiversity of *Apis mellifera iberica* (Hymenoptera: Apidae) from northeastern Spain assessed by mitochondrial analysis. *Insect Syst. Evol.* **36**, 21–28. (doi:10.1163/187631205788912822)
150. De La Rúa P, Jaffé R, Dall'Olio R, Muñoz I, Serrano J. 2009 Biodiversity, conservation and current threats to European honeybees. *Apidologie* **40**, 263–284. (doi:10.1051/APIDO/2009027)
151. Cane JH, Tepedino VJ. 2017 Gauging the Effect of Honey Bee Pollen Collection on Native Bee Communities. *Conserv. Lett.* **10**, 205–210. (doi:10.1111/CONL.12263)
152. Herrera CM. 2020 Gradual replacement of wild bees by honeybees in flowers of the Mediterranean Basin over the last 50 years. *Proc. R. Soc. B* **287**. (doi:10.1098/RSPB.2019.2657)
153. Steffan-Dewenter I, Kuhn A. 2003 Honeybee foraging in differentially structured landscapes. *Proceedings. Biol. Sci.* **270**, 569–575. (doi:10.1098/RSPB.2002.2292)
154. Agüero JI, Rollin O, Torretta JP, Aizen MA, Requier F, Garibaldi LA. 2018 Impactos de la abeja melífera sobre plantas y abejas silvestres en hábitats naturales. *Ecosistemas* **27**, 60–69.
155. Angelella GM, McCullough CT, O'Rourke ME. 2021 Honey bee hives decrease wild bee abundance, species richness, and fruit count on farms regardless of wildflower strips. *Sci. Rep.* **11**. (doi:10.1038/S41598-021-81967-1)
156. Lázaro A *et al.* 2021 Impacts of beekeeping on wild bee diversity and pollination networks in the Aegean Archipelago. *Ecography (Cop.)*. **44**, 1353–1365. (doi:10.1111/ECOG.05553)
157. Prendergast KS, Dixon KW, Bateman PW. 2022 The evidence for and against competition between the European honeybee and Australian native bees. *Pacific Conserv. Biol.* (doi:10.1071/PC21064)
158. Valido A, Rodríguez-Rodríguez MC, Jordano P. 2019 Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. *Sci. Reports 2019 91* **9**, 1–11. (doi:10.1038/s41598-019-41271-5)
159. Torné-Noguera A, Rodrigo A, Osorio S, Bosch J. 2016 Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic Appl. Ecol.* **17**, 199–209.
160. Henry M, Rodet G. 2018 Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. *Sci. Reports 2018 81* **8**, 1–10. (doi:10.1038/s41598-018-27591-y)
161. Flo V, Bosch J, Arnan X, Primante C, Martín González AM, Barril-Graells H, Rodrigo A. 2018 Yearly fluctuations of flower landscape in a Mediterranean scrubland: Consequences for floral resource availability. *PLoS One* **13**. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0191268)
162. GENCAT. 2022 Ajuts a l'apicultura per a la millora de la biodiversitat. See [https://agricultura.gencat.cat/ca/tramits/tramits-temes/7762\\_Apicultura-per-a-la-millora-de-la-biodiversitat](https://agricultura.gencat.cat/ca/tramits/tramits-temes/7762_Apicultura-per-a-la-millora-de-la-biodiversitat).
163. Goulson D, Nicholls E, Botías C, Rotheray EL. 2015 Bee declines driven by combined Stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* . **347**. (doi:10.1126/SCIENCE.1255957)
164. González-Varo JP *et al.* 2013 Combined effects of global change pressures on animal-mediated pollination. *Trends Ecol. Evol.* **28**, 524–530. (doi:10.1016/J.TREE.2013.05.008)
165. Sgolastra F *et al.* 2017 Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. *Pest Manag. Sci.* **73**, 1236–1243. (doi:10.1002/PS.4449)
166. Barascou L *et al.* 2021 Pollen nutrition fosters honeybee tolerance to pesticides. *R. Soc. Open Sci.* **8**. (doi:10.1098/RSOS.210818)
167. Crone MK, Grozinger CM. 2021 Pollen protein and lipid content influence resilience to insecticides in honey bees (*Apis mellifera*). *J. Exp. Biol.* **224**. (doi:10.1242/JEB.242040)
168. Park MG, Blitzer EJ, Gibbs J, Losey JE, Danforth BN. 2015 Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **282**. (doi:10.1098/RSPB.2015.0299)
169. Centrella M, Russo L, Moreno Ramírez N, Eitzer B, van Dyke M, Danforth B, Poveda K. 2020 Diet diversity and pesticide risk mediate the negative effects of land use change on solitary bee offspring production. *J. Appl. Ecol.* **57**, 1031–1042. (doi:10.1111/1365-2664.13600)
170. Dolezal AG, Toth AL. 2018 Feedbacks between nutrition and disease in honey bee health. *Curr. Opin. Insect Sci.* **26**, 114–119. (doi:10.1016/J.COIS.2018.02.006)
171. Branchiccela B *et al.* 2019 Impact of nutritional stress on the honeybee colony health. *Sci. Reports 2019 91* **9**, 1–11. (doi:10.1038/s41598-019-46453-9)
172. Alaux C *et al.* 2010 Interactions between *Nosema* microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (*Apis mellifera*). *Environ. Microbiol.* **12**, 774–782. (doi:10.1111/J.1462-2920.2009.02123.X)
173. Aufauvre J *et al.* 2012 Parasite-insecticide interactions: a case study of *Nosema ceranae* and fipronil synergy on honeybee. *Sci. Rep.* **2**. (doi:10.1038/SREP00326)
174. 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. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **110**, 18466–18471. (doi:10.1073/PNAS.1314923110)
175. Sánchez-Bayo F, Goulson D, Pennacchio F, Nazzi F, Goka K, Desneux N. 2016 Are bee diseases linked to pesticides? –A brief review. *Environ. Int.* **89–90**, 7–11. (doi:10.1016/J.ENVINT.2016.01.009)
176. Woodcock BA *et al.* 2022 Citizen science monitoring reveals links between honeybee health, pesticide exposure and seasonal availability of floral resources. *Sci. Reports 2022 121* **12**, 1–13. (doi:10.1038/s41598-022-18672-0)

CAPÍTULO 4  
PRODUCTOS FITOSANITARIOS

4.1 CONSIDERACIONES GENERALES

Los productos fitosanitarios (también denominados **plaguicidas**) se utilizan para controlar plagas, enfermedades y malas hierbas en el ámbito agrícola y, con menos frecuencia en ambientes forestales y urbanos. El uso de plaguicidas ha sido un componente esencial de la intensificación agrícola y se considera un elemento clave en el aumento de la productividad de muchos cultivos. Al mismo tiempo, los plaguicidas tienen una serie de efectos no deseados, como la contaminación del medio ambiente y el impacto sobre organismos no diana, como los polinizadores y los enemigos naturales de plagas, entre muchos otros.

Desde el año 1991, la Unión Europea ha establecido un marco legislativo que regula y autoriza los productos fitosanitarios, priorizando la producción integrada (apartado 9.2.6) y la producción ecológica (apartado 9.2.7), con la finalidad de promover la utilización de métodos preventivos y métodos no químicos en la gestión fitosanitaria. No obstante, los datos disponibles de algunos países europeos y de Estados Unidos, muestran que las ventas de plaguicidas se han mantenido o bien han aumentado desde 1990 [1,2], superando las 350.000 toneladas anuales en la Unión Europea [3]. España es uno de los 4 países de Europa con más venta de plaguici-

TOTAL DE SUSTANCIAS ACTIVAS COMERCIALIZADAS (TONELADAS)

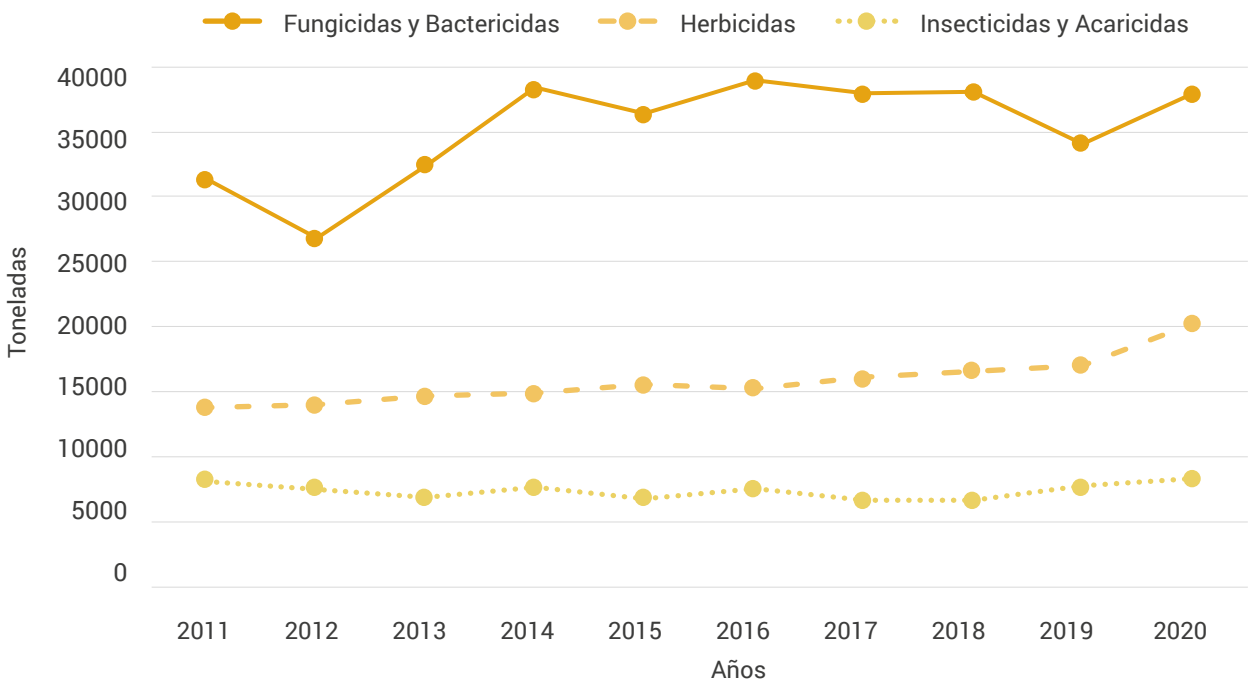


Fig. 17. Venta de plaguicidas durante la última década en España. (Fuente: [4])

das, pero también es uno de los principales productores agrícolas [3]. Desde 2011, la venta de fungicidas y herbicidas en España ha experimentado un ligero aumento, mientras que la de insecticidas se ha mantenido estable [4] (Fig. 17). Uno de los objetivos estratégicos de la nue-

va Política Agraria Comunitaria [5], de la Estrategia de la UE sobre biodiversidad 2030 [6] y de la Estrategia de la UE *From Farm to Fork* [7] es la reducción de la utilización de productos sanitarios en un 50 % para 2030.

4.2 VÍAS DE EXPOSICIÓN

La mayoría de los productos fitosanitarios utilizados en agricultura se aplican disueltos en agua para pulverización (o atomización). No obstante, en algunos cultivos también son frecuentes las aplicaciones en seco (empolvamiento), o como recubrimiento de las semillas (a veces denominadas «semillas blindadas»). Otra forma de aplicación menos frecuente es la disolución del producto en el agua de riego. En Cataluña, la pulverización aérea solo está permitida en determinados tratamientos forestales y en arrozales.

Los polinizadores se pueden ver expuestos a plaguicidas a través de varias vías de exposición, entre las que destaca la ingestión de polen y néctar contaminados [8]. Otras vías de **exposición oral** menos importantes son la melaza de los pulgones, los fluidos de gutación (gotas

de xilema exsudado por las hojas de algunas plantas) y el agua de charcos contaminados [9,10]. La exposición se puede dar por **contacto**, tanto en las flores y otros órganos de las plantas, como en el suelo y otras superficies que hayan estado afectadas por el tratamiento. La exposición a través del suelo puede ser particularmente importante para las abejas y avispas que hacen los nidos bajo tierra. Algunas especies que nidifican en cavidades preestablecidas utilizan barro o productos vegetales para construir su nido (hojas, resina, borra), de manera que también se pueden exponer al recoger y manipular estos materiales. Otra vía de exposición importante es el contacto con el polvo generado durante el proceso de siembra de semillas tratadas con insecticida [10,11]. Este polvo puede entrar en contacto con los polinizadores directamente o a través de las flores.

4.3 TIPOS DE PRODUCTOS FITOSANITARIOS

Em relación con los polinizadores, podemos dividir los plaguicidas en tres grandes categorías: insecticidas (incluidos los acaricidas), fungicidas y herbicidas. Aunque la toxicidad para los polinizadores es, lógica-

mente, más elevada en el caso de los insecticidas, hay que tener en cuenta que las cantidades de fungicidas (38.000 t) y herbicidas (20.000 t) que se aplican en España superan de largo la de los insecticidas [4].

4.3.1 Insecticidas (y acaricidas)

Los insecticidas son sustancias que matan insectos. Con el objetivo de proteger a los polinizadores, la aplicación de la mayoría de los insecticidas está prohibida durante la floración y esta limitación se indica en la etiqueta de los productos.

La mayoría de los insecticidas son productos de síntesis y actúan sobre el sistema nervioso o muscular. Los organoclorados, se han dejado de utilizar en todo

el mundo, y el uso de insecticidas organofosforados y carbamatos está disminuyendo. En cambio, el uso de piretroides se mantiene estable desde los años 70, y los neonicotinoides han experimentado un gran aumento desde principio de los 90 [12]. Los datos disponibles sobre España muestran tendencias similares. [4] No obstante, en los últimos años, ante la acumulación de evidencias que relacionaban los neonicotinoides con efectos letales y subletales en abejas [13-15], la mayoría



de ellos se han prohibido en tratamientos de campo en la UE y su uso se ha restringido en otros países [16,17]. Algunos insecticidas, denominados reguladores del crecimiento, actúan afectando al desarrollo de los insectos. Dentro de este grupo, destacan los inhibidores de la biosíntesis de la quitina, un componente esencial de la cutícula de los insectos. Estos insecticidas afectan a las larvas pero no a los adultos y, en general, su uso está permitido durante la floración. Aunque no tienen efectos sobre las abejas adultas, algunos estudios han demostrado que la exposición a estos productos puede afectar negativamente a la eclosión de los huevos [18].

### 4.3.2 Fungicidas

Los fungicidas son sustancias que matan o inhiben el crecimiento de los hongos. La mayoría de los fungicidas utilizados en agricultura son sintéticos aunque algunos son de origen natural. Su toxicidad para las abejas es mucho más baja que la de los insecticidas [20]. Por este motivo, su utilización durante la floración de los cultivos está permitida. No obstante, algunos fungicidas pueden potenciar de manera sinérgica la toxicidad de ciertos insecticidas y provocar efectos letales y subletales en las abejas. Estos **efectos sinérgicos** se dan sobre todo cuando fungicidas inhibidores de la biosíntesis del ergosterol se mezclan con insecticidas piretroides [21-23] o neonicotinoides [21,24,25]. Es importante tener en cuenta que la expo-

Otros insecticidas, como el aceite de Neem o las piretrinas, son derivados de productos naturales. En esta categoría también se incluyen las esporas de la bacteria *Bacillus thuringiensis* y las toxinas que generan, utilizadas para controlar las larvas de Lepidópteros, Coleópteros y mosquitos. Los insecticidas orgánicos de origen natural suelen ser menos tóxicos y menos nocivos para el medio ambiente que los insecticidas de síntesis, pero también pueden tener efectos negativos sobre las abejas [19].

sición de las abejas a múltiples productos se pueden dar aunque se apliquen por separado y en momentos diferentes. Por ejemplo, un insecticida sistémico (es decir que penetra en la planta y se distribuye por sus tejidos) aplicado en prefloración, puede aparecer en el néctar y el polen del cultivo y mezclarse con el fungicida aplicado en floración. Además de estos efectos sinérgicos con insecticidas, algunos fungicidas por sí solos pueden afectar al comportamiento de las abejas [26,27]. Por ejemplo, la exposición a ciertos fungicidas altera las señales físicas y químicas de los machos de la abeja *Osmia cornuta*, reduciendo el grado de aceptación de las hembras y por lo tanto, su capacidad para aparearse [28].

### 4.3.3 Herbicidas

Los herbicidas son sustancias utilizadas para eliminar plantas no deseadas. La mayoría son sintéticos, aunque algunos son de origen natural. En agricultura, los herbicidas se utilizan sobre todo para reducir la **competencia de la flora espontánea** con el cultivo. Un estudio reciente demuestra que los abejorros no evitan las flores tratadas con herbicidas y, por lo tanto, se exponen a estos productos tanto por vía tópica como oral [29]. Al igual que los fungicidas, los herbicidas tienen una baja toxicidad para las abejas [30]. Con todo, algunos estudios han descubierto que dosis realistas de algunos herbicidas afectan a la capacidad de aprendizaje de la abeja de la miel [27,31,32] y a la capacidad de termorregulación

de los abejorros, esencial para un correcto crecimiento de la colonia [33]. Otros estudios demuestran que la exposición a niveles realistas de herbicida afectan a la flora bacteriana del sistema digestivo de las abejas melíferas, aumentando su susceptibilidad a infecciones por patógenos [34]. Además, los herbicidas tienen un importante efecto indirecto sobre los polinizadores a través de la destrucción de recursos florales [35] y de las plantas nutricias de las larvas de algunos Lepidópteros, como por ejemplo la mariposa monarca (apartado 3.2). Muchas de las plantas tradicionalmente consideradas «**malas hierbas**» son una fuente esencial de polen y néctar para los polinizadores en ambientes agrícolas (apartado 9.2.2).

### 4.3.4 Otros productos

Hay una serie de sustancias que no tienen actividad biocida pero que también se utilizan en agricultura, formando parte de la formulación del producto fitosanitario (**coformulantes**), o mezcladas con insecticidas, fungicidas o herbicidas (adyuvantes). Los coformulantes son sustancias que la industria utiliza para estabilizar y mejorar algunas de las propiedades de los productos fitosanitarios. Varias empresas comerciales utilizan diferentes coformulantes y su composición suele ser

desconocida. Los **adyuvantes** son sustancias que se mezclan con el producto comercial en el tanque de tratamiento para incrementar la efectividad del producto fitosanitario. Ambos tipos de sustancias se consideran inocuas para las abejas, no obstante, algunos estudios han demostrado que ciertos coformulantes y adyuvantes pueden, sobre todo en combinación con algunos insecticidas, tener efectos subletales o incluso letales para los polinizadores [26,36-39].

## 4.4 EFECTOS DE LOS PRODUCTOS FITOSANITARIOS SOBRE LOS POLINIZADORES

Los efectos de los productos fitosanitarios sobre los polinizadores dependen de la **toxicidad** del producto y de los **niveles de exposición**. Un producto muy tóxico puede tener poco impacto sobre los polinizadores si el nivel de exposición es bajo. De la misma manera, un producto poco tóxico puede tener un gran impacto si su nivel de exposición es muy alto o se prolonga en el tiempo. En el caso de los polinizadores, los niveles de exposición suelen ser más elevados en productos aplicados durante la floración, como los fungicidas. Por lo tanto, la cuestión fundamental es si un producto (o una mezcla de productos) es tóxica para un polinizador a niveles de exposición realistas. Otro factor a tener en cuenta es la **persistencia** del producto. Algunos productos pueden persistir en el ambiente durante meses, hecho que aumenta el riesgo de intoxicación por **exposición crónica** [40].

Los efectos de los productos fitosanitarios sobre los polinizadores pueden ser letales o subletales. Lógicamente, los efectos **letales** son más nocivos pero también más fáciles de detectar, al menos en polinizadores gestionados, hecho que puede ayudar a su prevención. En este sentido, es especialmente importante establecer una buena red de registros de incidentes de mortalidad en apiarios de abeja melífera. En países como Alemania, Holanda y Reino Unido, se ha detectado que el número de incidentes relacionados con plaguicidas se ha reducido de unos 200 a unos 50 por año, entre 1980 y 2006 [41,42]. Establecer una relación directa entre una aplicación y un episodio de mortalidad no siempre es fácil debido a la degradación de los productos y porque, en muchos ca-

sos, los análisis clínicos revelan la presencia de múltiples residuos. La detección de un residuo no implica necesariamente que el producto en cuestión haya tenido un impacto negativo. No obstante, cerca del 50 % de las muestras de abejas analizadas en los estudios mencionados contenían insecticidas y un 40 % fungicidas. Para evitar intoxicaciones masivas, es esencial aplicar el producto siguiendo estrictamente las indicaciones de la etiqueta. Un estudio hecho en el Reino Unido concluye que un 65-70 % de los incidentes registrados durante 1981 y 1991 se produjeron por un uso inadecuado del producto [43].

Los efectos **subletales** afectan al comportamiento o a la fisiología del polinizador y son más difíciles de detectar porque no provocan su muerte. En cualquier caso, los efectos subletales alteran la actividad del polinizador y, por lo tanto, su éxito reproductivo, de manera que pueden tener consecuencias importantes a nivel poblacional. Los efectos subletales causados por la exposición a plaguicidas son muy variados e incluyen la inhibición enzimática, la inmunodepresión, la alteración de las respuestas olfativas y visuales, la pérdida de memoria, la regulación térmica, la actividad recolectora, la longevidad y la fecundidad [14,44-52]. Algunos estudios han demostrado que las colonias de *Apis mellifera* expuestas a piretroides o neonicotinoides tienen una mayor tasa de obreras que no vuelven a la colmena, hecho que se atribuye a una pérdida de la capacidad de orientación [13,53,54]. Lógicamente, los efectos letales y subletales de los plaguicidas sobre los polinizadores también afectan al servicio ecosistémico de la polinización.

4.5 RELACIÓN ENTRE EL USO DE PLAGUICIDAS Y LOS DECLIVES DE POLINIZADORES .....

Existe una cierta discrepancia sobre hasta qué punto los efectos causados por los insecticidas en general y los neonicotinoides en particular, pueden, por sí mismos, explicar los declives generalizados de abejas. Las diferentes revisiones sobre esta cuestión ponen de manifiesto la escasez de estudios de campo y la necesidad de establecer medidas fiables de **niveles de exposición realistas** [8,40,63,55-62]. Algunas de estas revisiones concluyen que los efectos hallados en experimentos controlados se dan a niveles de exposición similares o inferiores a los niveles reales a los que se ven expuestas las abejas en situaciones de campo. Otros, en cambio, llegan a una conclusión opuesta. El principal motivo de discrepancia radica en la falta de acuerdo sobre la determinación de los niveles de exposición realistas [59,64]. Medir la cantidad de producto que se aplica en una determinada área es fácil, pero es muy difícil determinar la fracción de esta cantidad que acaba entrando en contacto o siendo ingerida por los polinizadores, sobre todo teniendo en cuenta la exposición crónica (prolongada en el tiempo) y la exposición a múltiples productos.

Los experimentos de campo permiten medir el impacto real de los plaguicidas sobre las poblaciones de abejas, no obstante, la ejecución de estos experimentos también es compleja, sobre todo cuando se trabaja con colonias de la abeja melífera que tienen un radio de vuelo de varios kilómetros. En este sentido, un estudio concluye que la mayoría de estudios de campo con la abeja melífera no tienen suficiente potencia estadística para detectar los posibles efectos subletales de los plaguicidas [57]. Otro estudio, realizado en campos de colza sembrados con semillas tratadas con un neonicotinoide, no halló ningún efecto en colonias de la abeja melífera pero sí en el crecimiento de las colonias de *Bombus terrestris* y, sobre todo, en la nidificación de la abeja solitaria *Osmia bicornis* [15]. Otro estudio en tres países europeos (Reino Unido, Alemania y Hungría) compara el éxito reproductivo de colonias de la abeja de la piel, colonias del abejorro *Bombus terrestris* y poblaciones de la abeja solitaria *Osmia bicornis* entre campos de colza sembrados con

semillas tratadas y no tratadas con neonicotinoides [65]. El estudio halla resultados diferentes según el país y la especie. Por un lado, la fecundidad de *Osmia bicornis* y la producción de reinas en las colonias de *Bombus terrestris* disminuyó con la exposición a los neonicotinoides. Por otro, el crecimiento de las colonias de abeja de la miel fue más bajo en los campos tratados del Reino Unido y Hungría pero más alto en los de Alemania. Las diferencias entre especies observadas en este estudio se pueden explicar por tres motivos. En primer lugar, las especies del género *Osmia* son más sensibles a los neonicotinoides que las abejas melíferas y los abejorros [24,66]. En segundo lugar, diferentes especies de abejas tienen diferentes vías y diferentes niveles de exposición [67]. Por último, y probablemente el motivo más importante en este caso, las especies sociales (los abejorros y sobre todo, la abeja melífera), pueden atenuar los efectos de una intoxicación gracias a la «**resiliencia de colonia**». En estas especies, la muerte o pérdida de vigor de unas cuantas obreras no tiene un gran efecto sobre el éxito reproductivo de la colonia porque pueden ser compensadas por otros individuos. En abejas solitarias, en cambio, la muerte de una hembra implica la anulación inmediata de su capacidad reproductiva.

Otros estudios de campo se han fijado en la relación entre las aplicaciones de productos fitosanitarios y la abundancia y riqueza de las comunidades de polinizadores a diferentes escalas espaciales [68]. Estos estudios han hallado asociaciones negativas entre la riqueza/abundancia de abejas y los niveles de plaguicidas en campos de arándanos [69], manzanas [70] y viñas [71]. Un estudio realizado en 4 localidades californianas monitorizadas durante 40 años, demuestra que el uso de neonicotinoides afecta negativamente a las poblaciones de mariposas, especialmente en especies de tamaño pequeño y con pocas generaciones anuales [72]. Otros autores también hallaron que existe una correlación negativa entre el uso de plaguicidas y la cantidad de mariposas en una extensa red de jardines en Francia [73].

4.6 EXPOSICIÓN MÚLTIPLE .....

Es importante tener en cuenta que en ambientes agrícolas, los polinizadores suelen verse expuestos a múltiples productos simultáneamente. Esta **exposición múltiple** puede ser debida a tratamientos en los que se mezclan varios productos, pero también a productos que se han aplicado en momentos diferentes. Como ya se ha mencionado, en el polen y el néctar pueden aparecer residuos de productos sistémicos aplicados en prefloración [74] y mezclarse con los productos aplicados durante la floración. Esta doble exposición aumenta el riesgo de intoxicación porque, como se ha explicado en el apartado 4.3.2, algunos fungicidas actúan de manera sinérgica con ciertos insecticidas, potenciando su toxicidad. Numerosos estudios han analizado la presencia de residuos de plaguicidas en el cuerpo de las abejas y en su alimento [8]. En Estados Unidos, un estudio realizado en ambientes agrícolas halló medias de 2,5 y 7,1 productos fitosanitarios en el cuerpo de las abejas melíferas y en el polen que llevaban a la colmena, respectivamente [75].

Los productos detectados incluían insecticidas, acaricidas, fungicidas y herbicidas. Un estudio más reciente, también en ambientes agrícolas de Estados Unidos, analizó los niveles de plaguicidas en el suelo, las flores y el cuerpo de varias especies de abejas, gestionadas y silvestres [76]. Este estudio detectó 21 productos fitosanitarios en las muestras de suelo, 16 en la flora de los márgenes y 17 en el cuerpo de las abejas, e incluían sustancias que no se habían utilizado en el mismo campo ni en campos adyacentes. Los niveles de plaguicidas hallados en el cuerpo de las abejas eran más bajos que en las flores, pero más altos que en el suelo. En otro estudio, realizado en zonas de prados y campos de trigo, se detectaron 19 productos fitosanitarios en el cuerpo de las abejas silvestres [77]. Aunque las concentraciones detectadas son bajas, estos estudios demuestran que en ambientes agrícolas, los polinizadores entran en contacto con una gran variedad de productos fitosanitarios. Los posibles efectos de estas mezclas de plaguicidas son desconocidos.

4.7 BUENAS PRÁCTICAS EN LA UTILIZACIÓN DE PLAGUICIDAS .....

La gestión fitosanitaria tiene que seguir la normativa vigente y ello implica, entre otras cosas, utilizar solo productos legalmente permitidos y para los usos legalmente indicados; aplicar las dosis legalmente permitidas y solo en las fases fenológicas de la planta establecidas; y aplicar el producto respetando las medidas de seguridad indicadas en la etiqueta. Todos los tratamientos se tienen que registrar debidamente en los cuadernos de campo según la legislación vigente. El riesgo de un tratamiento fitosanitario para los polinizadores aumenta de manera muy significativa si no se respeta la **información de la etiqueta** o si esta es insuficiente. También si la maquinaria de aplicación es inadecuada

o el tratamiento no se hace correctamente. Por ejemplo, en los tratamientos de posfloración con insecticidas es importante esperar a la caída total de pétalos para no intoxicar a las abejas. También es muy importante no tratar en caso de viento, ya que propicia la **deriva** del producto, y, en general, tomar medidas para evitar que el producto llegue a la flora acompañante. Por lo tanto, la buena formación y el seguimiento de unas buenas prácticas durante el proceso de aplicación son fundamentales para minimizar los riesgos [78]. Varios estudios han demostrado que las plantas ruderales que crecen cerca de los campos contienen niveles significativos de productos fitosanitarios [11,76,79,80].

4.8 EVALUACIÓN DE RIESGO .....

Antes de ser autorizados, los productos fitosanitarios se tienen que someter a un largo proceso de evaluación de riesgo destinado a asegurar que su uso no

comportará **riesgos ambientales**. Entre otros aspectos, esta evaluación incluye una serie de pruebas toxicológicas de laboratorio, semicampo y campo con la





abeja melífera [81]. Los programas de evaluación de riesgo son fundamentales para proteger a las abejas y otros polinizadores y se van actualizando a medida que se ponen a punto nuevos métodos de evaluación. No obstante, estos programas presentan algunas carencias como por ejemplo, una cobertura insuficiente de la **exposición crónica** (por contraposición a la aguda), la exposición a **mezclas de productos** y la detección de **efectos subletales** [16]. Otro aspecto a mejorar es la inclusión de otras especies de abejas,

como los abejorros (*Bombus terrestris*) y las abejas solitarias (*Osmia* spp.) en la evaluación de riesgo, tal y como recomienda la Autoridad Europea para la Seguridad de los Alimentos [82]. Debido a diferencias entre especies en la sensibilidad a diferentes productos [24,83], a diferencias en los rasgos biológicos que condicionan las vías y los niveles de exposición [67], y a la resiliencia de colonia, los resultados obtenidos con la abeja melífera no siempre son extrapolables a otras especies de abejas.

4.9 UTILIZACIÓN DE PLAGUICIDAS EN SISTEMAS NO AGRÍCOLAS .....

Aunque la mayor parte de los tratamientos plaguicidas se hacen en ambientes agrícolas, hay que tener en cuenta también su uso en zonas forestales, urbanas y periurbanas.

En principio, el uso de plaguicidas en **ambientes urbanos** es mucho menor que en zonas de producción agrícola. No obstante, la utilización de estos productos en jardines y huertos, tanto públicos como privados, no es insignificante. En Estados Unidos, se ha calculado que el uso de herbicidas y fungicidas en zonas urbanas es del 8 %, el 15 % y el 10 %, respectivamente, de los totales utilizados en el país [85]. Así pues, no es sorprendente que se encuentren residuos de diferentes productos fitosanitarios en el néctar y el polen de las flores de jardines urbanos [86]. Un estudio en Francia concluye que algunos tratamientos en jardines particulares pueden tener un impacto sobre las poblaciones de mariposas y abejorros [87]. En Cataluña, no se dispone de datos sobre el uso de productos fitosanitarios en ambientes urbanos. Cabe señalar, no obstante, que el uso de plaguicidas en jardines particulares y huertos de producción para consumo familiar está poco regulado. De hecho, clientes que no han recibido ningún tipo de formación sobre el uso de plaguicidas pueden adquirirlos en comercios y plataformas de venta por Internet. Un estudio reciente del Reino Unido indica que, a raíz de la moratoria en el uso de ciertos neonicotinoides, los niveles de exposición de los abejorros han disminuido en zonas rurales, pero no en zonas periurbanas [88]. El uso de plaguicidas en ambientes urbanos y en jardines y huertos privados es más difícil de justificar que en explotaciones agrícolas. En este sentido, existen varias iniciativas en Cataluña para reducir de manera drástica la utilización de plaguicidas en la gestión de zonas verdes públicas y privadas.

Los tratamientos en **ambientes forestales** se hacen sobre todo para controlar especies de Lepidópteros y Coleópteros que pueden llegar a ser plagas importantes. En Cataluña, son habituales los tratamientos biológicos con *Bacillus thuringiensis* para reducir el impacto de la procesionaria del pino, *Thaumetopoea pityocampa*, una especie de mariposa nocturna que además de debilitar a los pinos, puede provocar urticarias graves en los seres humanos debido a los tóxicos liberados por las orugas. Los tratamientos son habituales y afectan miles de hectáreas en la Cataluña central, pero también se hacen a menor escala cerca de núcleos habitados, para minimizar las molestias que provocan las orugas en los seres humanos y los animales de compañía. Puntualmente, estos tratamientos también se han utilizado para combatir explosiones demográficas de la oruga peluda del corcho *Lymantria dispar*, por ejemplo, en los bosques del Montnegre. La utilidad de los tratamientos contra *Lymantria dispar* se ha puesto en duda por su falta de efectividad y por la regulación que ejercen los enemigos naturales que, por sí mismos, reducen la plaga a niveles inocuos en periodos de 1-4 años. Estos tratamientos también se han criticado por su impacto sobre otros Lepidópteros no diana [84].

4.10 REFERENCIAS .....

1. OECD. 2013 Environmental Database. See <http://stats.oecd.org/>.
2. FAOSTAT. 2021 Datos. See <https://www.fao.org/faostat/es/#data/RT>.
3. EUROSTAT. 2022 Agri-environmental indicator - consumption of pesticides. See [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agri-environmental\\_indicator\\_-\\_consumption\\_of\\_pesticides#Data\\_sources](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agri-environmental_indicator_-_consumption_of_pesticides#Data_sources).
4. MAPA. 2020 Encuesta de Comercialización de Productos Fitosanitarios 2020. See [https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/resultadoscomercializacionfitosanitarios2020\\_tcm30-614234.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/resultadoscomercializacionfitosanitarios2020_tcm30-614234.pdf).
5. European Comission. 2022 Pesticides and plant protection. The common agricultural policy encourages the sustainable use of pesticides in EU agriculture. See [https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/sustainability/environmental-sustainability/low-input-farming/pesticides\\_en](https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/sustainability/environmental-sustainability/low-input-farming/pesticides_en).
6. European Comission. 2020 Estrategia sobre Biodiversidad para 2030. See [https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030\\_es](https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_es).
7. European Comission. 2020 Farm to Fork strategy. See [https://food.ec.europa.eu/horizontal-topics/farm-fork-strategy\\_es](https://food.ec.europa.eu/horizontal-topics/farm-fork-strategy_es).
8. Botías C, Sánchez-Bayo F. 2018 Papel de los plaguicidas en la pérdida de polinizadores. *Ecosistemas* **27**, 34-41. (doi:10.7818/ECOS.1314)
9. Samson-Robert O, Labrie G, Chagnon M, Fournier V. 2014 Neonicotinoid-Contaminated Puddles of Water Represent a Risk of Intoxication for Honey Bees. *PLoS One* **9**. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0108443)
10. van Lexmond MB, Bonmatin JM, Goulson D, Noome DA. 2015 Worldwide integrated assessment on systemic pesticides: Global collapse of the entomofauna: exploring the role of systemic insecticides. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* **22**, 1. (doi:10.1007/S11356-014-3220-1)
11. Krupke CH, Hunt GJ, Eitzer BD, Andino G, Given K. 2012 Multiple Routes of Pesticide Exposure for Honey Bees Living Near Agricultural Fields. *PLoS One* **7**, e29268. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0029268)
12. IPBES. 2016 The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.
13. Henry M, Béguin M, Requier F, Rollin O, Odoux JF, Aupinel P, Aptel J, Tchamitchian S, Decourtye A. 2012 A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science* . **336**, 348-350. (doi:10.1126/SCIENCE.1215039)
14. Gill RJ, Ramos-Rodriguez O, Raine NE. 2012 Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nat.* **2012 4917422** **491**, 105-108. (doi:10.1038/nature11585)

15. Rundlöf M *et al.* 2015 Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nat.* 2015 **521**, 77–80. (doi:10.1038/nature14420)
16. Sgolastra F, Medrzycki P, Bortolotti L, Maini S, Porrini C, Simon-Delso N, Bosch J. 2020 Bees and pesticide regulation: Lessons from the neonicotinoid experience. *Biol. Conserv.* **241**, 108356. (doi:10.1016/J.BIOCON.2019.108356)
17. EFSA. 2018 Neonicotinoids: risks to bees confirmed. See [www.efsa.europa.eu/en/press/news/180228](http://www.efsa.europa.eu/en/press/news/180228).
18. Fine JD. 2020 Evaluation and comparison of the effects of three insect growth regulators on honey bee queen oviposition and egg eclosion. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **205**. (doi:10.1016/J.ECOENV.2020.111142)
19. Barbosa WF, De Meyer L, Guedes RNC, Smagghe G. 2015 Lethal and sublethal effects of azadirachtin on the bumblebee *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae). *Ecotoxicology* **24**, 130–142. (doi:10.1007/S10646-014-1365-9)
20. Ladurner E, Bosch J, Kemp WP, Maini S. 2005 Assessing delayed and acute toxicity of five formulated fungicides to *Osmia lignaria* Say and *Apis mellifera*. *Apidologie* **36**, 449–460. (doi:10.1051/APIDO:2005032)
21. Iverson A, Hale C, Richardson L, Miller O, McArt S. 2019 Synergistic effects of three sterol biosynthesis inhibiting fungicides on the toxicity of a pyrethroid and neonicotinoid insecticide to bumble bees. *Apidologie* **50**, 733–744. (doi:10.1007/S13592-019-00681-0/FIGURES/2)
22. Thompson H, Wilkins S. 2003 Assessment of the synergy and repellency of pyrethroid/fungicide mixtures. *Bull. Insectology* **56**, 131–134.
23. Johnson RM, Dahlgren L, Siegfried BD, Ellis MD. 2013 Acaricide, Fungicide and Drug Interactions in Honey Bees (*Apis mellifera*). *PLoS One* **8**, e54092. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0054092)
24. Sgolastra F *et al.* 2017 Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. *Pest Manag. Sci.* **73**, 1236–1243. (doi:10.1002/PS.4449)
25. Sgolastra F, Arnan X, Cabbri R, Isani G, Medrzycki P, Teper D, Bosch J. 2018 Combined exposure to sublethal concentrations of an insecticide and a fungicide affect feeding, ovary development and longevity in a solitary bee. *Proc. R. Soc. B* **285**. (doi:10.1098/RSPB.2018.0887)
26. Artz DR, Pitts-Singer TL. 2015 Effects of Fungicide and Adjuvant Sprays on Nesting Behavior in Two Managed Solitary Bees, *Osmia lignaria* and *Megachile rotundata*. *PLoS One* **10**, e0135688. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0135688)
27. Belsky J, Joshi NK. 2020 Effects of Fungicide and Herbicide Chemical Exposure on *Apis* and Non-*Apis* Bees in Agricultural Landscape. *Front. Environ. Sci.* **8**, 81. (doi:10.3389/FENV.2020.00081/BIBTEX)
28. Boff S, Conrad T, Raizer J, Wehrhahn M, Bayer M, Friedel A, Theodorou P, Schmitt T, Lupi D. 2022 Low toxicity crop fungicide (fenbuconazole) impacts reproductive male quality signals leading to a reduction of mating success in a wild solitary bee. *J. Appl. Ecol.* **59**, 1596–1607. (doi:10.1111/1365-2664.14169)
29. Thompson LJ, Smith S, Stout JC, White B, Zioga E, Stanley DA. 2022 Bumblebees can be Exposed to the Herbicide Glyphosate when Foraging. *Environ. Toxicol. Chem.* (doi:10.1002/ETC.5442)
30. Thompson HM, Levine SL, Doering J, Norman S, Manson P, Sutton P, von Mérey G. 2014 Evaluating exposure and potential effects on honeybee brood (*Apis mellifera*) development using glyphosate as an example. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **10**, 463–470. (doi:10.1002/IEAM.1529)
31. Herbert LT, Vázquez DE, Arenas A, Farina WM. 2014 Effects of field-realistic doses of glyphosate on honeybee appetitive behaviour. *J. Exp. Biol.* **217**, 3457–3464. (doi:10.1242/JEB.109520)
32. Balbuena MS, Tison L, Hahn ML, Greggers U, Menzel R, Farina WM. 2015 Effects of sublethal doses of glyphosate on honeybee navigation. *J. Exp. Biol.* **218**, 2799–2805. (doi:10.1242/JEB.117291)
33. Weidenmüller A, Meltzer A, Neupert S, Schwarz A, Kleineidam C. 2022 Glyphosate impairs collective thermoregulation in bumblebees. *Science* . **376**, 1122–1126. (doi:10.1126/SCIENCE.ABF7482)
34. Motta EVS, Raymann K, Moran NA. 2018 Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **115**, 10305–10310. (doi:10.1073/PNAS.1803880115)
35. Bohnenblust EW, Vaudo AD, Egan JF, Mortensen DA, Tooker JF. 2016 Effects of the herbicide dicamba on nontarget plants and pollinator visitation. *Environ. Toxicol. Chem.* **35**, 144–151. (doi:10.1002/ETC.3169)
36. Straw EA, Thompson LJ, Leadbeater E, Brown MJF. 2022 ‘Inert’ ingredients are understudied, potentially dangerous to bees and deserve more research attention. *Proc. R. Soc. B* **289**. (doi:10.1098/RSPB.2021.2353)
37. Ciarlo TJ, Mullin CA, Frazier JL, Schmehl DR. 2012 Learning impairment in honey bees caused by agricultural spray adjuvants. *PLoS One* **7**. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0040848)
38. Mullin CA, Chen J, Fine JD, Frazier MT, Frazier JL. 2015 The formulation makes the honey bee poison. *Pestic. Biochem. Physiol.* **120**, 27–35. (doi:10.1016/J.PESTBP.2014.12.026)
39. Straw EA, Brown MJF. 2021 Co-formulant in a commercial fungicide product causes lethal and sub-lethal effects in bumble bees. *Sci. Reports 2021 111* **11**, 1–10. (doi:10.1038/s41598-021-00919-x)
40. Simon-Delso N *et al.* 2015 Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* **22**, 5–34. (doi:10.1007/S11356-014-3470-Y)
41. Barnett EA, Charlton AJ, Fletcher MR. 2007 Incidents of bee poisoning with pesticides in the United Kingdom, 1994–2003. *Pest Manag. Sci.* **63**, 1051–1057. (doi:10.1002/PS.1444)
42. Thompson HM, Thorbahn D. 2009 Review of honeybee pesticide poisoning incidents in Europe-evaluation of the hazard quotient approach for risk assessment. *Julius-Kühn-Archiv* , 103–108.
43. Greig-Smith PW, Thompson HM, Hardy AR, Bew MH, Findlay E, Stevenson JH. 1994 Incidents of poisoning of honeybees (*Apis mellifera*) by agricultural pesticides in Great Britain 1981–1991. *Crop Prot.* **13**, 567–581. (doi:10.1016/0261-2194(94)90002-7)



44. Palmer MJ, Moffat C, Saranzewa N, Harvey J, Wright GA, Connolly CN. 2013 Cholinergic pesticides cause mushroom body neuronal inactivation in honeybees. *Nat. Commun.* 2013 41 **4**, 1–8. (doi:10.1038/ncomms2648)
45. 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. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **110**, 18466–18471. (doi:10.1073/PNAS.1314923110)
46. Azpiazu C, Bosch J, Viñuela E, Medrzycki P, Teper D, Sgolastra F. 2019 Chronic oral exposure to field-realistic pesticide combinations via pollen and nectar: effects on feeding and thermal performance in a solitary bee. *Sci. Reports* 2019 91 **9**, 1–11. (doi:10.1038/s41598-019-50255-4)
47. Tasei J-N, Lerin J, Ripault G. 2000 Sub-lethal effects of imidacloprid on bumblebees, *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae), during a laboratory feeding test. *Pest Manag. Sci. Former. Pestic. Sci.* **56**, 784–788.
48. Dechaume FX, Decourtye A, Hennequet-Hantier C, Pons O, Pham-Delègue MH. 2003 Statistical analysis of honeybee survival after chronic exposure to insecticides. *Environ. Toxicol. Chem.* **22**, 3088–3094. (doi:10.1897/02-578)
49. Decourtye A, Devillers J, Genecque E, Le Menach K, Budzinski H, Cluzeau S, Pham-Delègue MH. 2005 Comparative sublethal toxicity of nine pesticides on olfactory learning performances of the honeybee *Apis mellifera*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **48**, 242–250. (doi:10.1007/S00244-003-0262-7)
50. Yang EC, Chang HC, Wu WY, Chen YW. 2012 Impaired Olfactory Associative Behavior of Honeybee Workers Due to Contamination of Imidacloprid in the Larval Stage. *PLoS One* **7**, e49472. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0049472)
51. Whitehorn PR, O'Connor S, Wackers FL, Goulson D. 2012 Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science* . **336**, 351–352. (doi:10.1126/SCIENCE.1215025)
52. Muth F, Leonard AS. 2019 A neonicotinoid pesticide impairs foraging, but not learning, in free-flying bumblebees. *Sci. Reports* 2019 91 **9**, 1–13. (doi:10.1038/s41598-019-39701-5)
53. Bortolotti L, Montanari R, Marcelino J, Medrzycki P, Maini S, Porrini C. 2003 Effects of sublethal imidacloprid doses on the homing rate and foraging activity of honey bees. *Bull. Insectology* **56**, 63–67.
54. Vandame R, Belzunces LP. 1998 Joint actions of deltamethrin and azole fungicides on honey bee thermoregulation. *Neurosci. Lett.* **251**, 57–60. (doi:10.1016/S0304-3940(98)00494-7)
55. Thompson HM. 2003 Behavioural Effects of Pesticides in Bees—Their Potential for Use in Risk Assessment. *Ecotoxicol.* 2003 121 **12**, 317–330. (doi:10.1023/A:1022575315413)
56. Desneux N, Decourtye A, Delpuech JM. 2007 The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annu. Rev. Entomol.* **52**, 81–106. (doi:10.1146/ANNUREV.ENTO.52.110405.091440)
57. Cresswell JE. 2011 A meta-analysis of experiments testing the effects of a neonicotinoid insecticide (imidacloprid) on honey bees. *Ecotoxicology* **20**, 149–157. (doi:10.1007/S10646-010-0566-0)
58. Belzunces LP, Tchamitchian S, Brunet JL. 2012 Neural effects of insecticides in the honey bee. *Apidologie* 2012 433 **43**, 348–370. (doi:10.1007/S13592-012-0134-0)
59. Van der Sluijs JP, Simon-Delso N, Goulson D, Maxim L, Bonmatin JM, Belzunces LP. 2013 Neonicotinoids, bee disorders and the sustainability of pollinator services. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **5**, 293–305. (doi:10.1016/J.COSUST.2013.05.007)
60. Pisa LW *et al.* 2014 Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **22**, 68–102. (doi:10.1007/S11356-014-3471-X/TABLES/7)
61. Blacquièrre T, Smagghe G, Van Gestel CAM, Mommaerts V. 2012 Neonicotinoids in bees: A review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology* **21**, 973–992. (doi:10.1007/S10646-012-0863-X/TABLES/4)
62. Goulson D. 2013 REVIEW: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *J. Appl. Ecol.* **50**, 977–987. (doi:10.1111/1365-2664.12111)
63. Godfray HCJ, Blacquièrre T, Field LM, Hails RS, Petrokofsky G, Potts SG, Raine NE, Vanbergen AJ, McLean AR. 2014 A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **281**. (doi:10.1098/RSPB.2014.0558)
64. Carreck NL, Ratnieks FLW. 2014 The dose makes the poison: Have ‘field realistic’ rates of exposure of bees to neonicotinoid insecticides been overestimated in laboratory studies? *J. Apic. Res.* **53**, 607–614. (doi:10.3896/IBRA.1.53.5.08)
65. Woodcock BA *et al.* 2017 Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science* . **356**, 1393–1395. (doi:10.1126/SCIENCE.AAA1190)
66. Uhl P, Awanbor O, Schulz RS, Brühl CA. 2019 Is *Osmia bicornis* an adequate regulatory surrogate? Comparing its acute contact sensitivity to *Apis mellifera*. *PLoS One* **14**, e0201081. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0201081)
67. Sgolastra F *et al.* 2019 Pesticide Exposure Assessment Paradigm for Solitary Bees. *Environ. Entomol.* **48**, 22–35. (doi:10.1093/EE/NVY105)
68. Braak N, Neve R, Jones AK, Gibbs M, Breuker CJ. 2018 The effects of insecticides on butterflies – A review. *Environ. Pollut.* **242**, 507–518. (doi:10.1016/J.ENVPOL.2018.06.100)
69. Tuell JK, Isaacs R. 2010 Community and species-specific responses of wild bees to insect pest control programs applied to a pollinator-dependent crop. *J. Econ. Entomol.* **103**, 668–675. (doi:10.1603/EC09314)
70. Park MG, Blitzer EJ, Gibbs J, Losey JE, Danforth BN. 2015 Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **282**. (doi:10.1098/RSPB.2015.0299)
71. Brittain CA, Vighi M, Bommarco R, Settele J, Potts SG. 2010 Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic Appl. Ecol.* **11**, 106–115. (doi:10.1016/J.BAAE.2009.11.007)

72. Forister ML *et al.* 2016 Increasing neonicotinoid use and the declining butterfly fauna of lowland California. *Biol. Lett.* **12**. (doi:10.1098/RSBL.2016.0475)
73. Fontaine B, Bergerot B, Le Viol I, Julliard R. 2016 Impact of urbanization and gardening practices on common butterfly communities in France. *Ecol. Evol.* **6**, 8174–8180. (doi:10.1002/ECE3.2526)
74. Kyriakopoulou K, Kandris I, Pachiti I, Kasiotis KM, Spyropoulou A, Santourian A, Kitromilidou S, Pappa G, Glossioti M. 2017 Collection and analysis of pesticide residue data for pollen and nectar – Final Report. *EFSA Support. Publ.* **14**. (doi:10.2903/SP.EFSA.2017.EN-1303)
75. Mullin CA, Frazier M, Frazier JL, Ashcraft S, Simonds R, vanEngelsdorp D, Pettis JS. 2010 High Levels of Miticides and Agrochemicals in North American Apiaries: Implications for Honey Bee Health. *PLoS One* **5**, e9754. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0009754)
76. Ward LT, Hladik ML, Guzman A, Winsemius S, Bautista A, Kremen C, Mills NJ. 2022 Pesticide exposure of wild bees and honey bees foraging from field border flowers in intensively managed agriculture areas. *Sci. Total Environ.* **831**, 154697. (doi:10.1016/J.SCITOTENV.2022.154697)
77. Hladik ML, Vandever M, Smalling KL. 2016 Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. *Sci. Total Environ.* **542**, 469–477. (doi:10.1016/J.SCITOTENV.2015.10.077)
78. RURALCAT. 2011 Dossier Tècnic. Núm. 51. Maquinària d'aplicació de fitosanitaris. See [http://agricultura.gencat.cat/web/.content/ag\\_agricultura/ag04\\_centre\\_mecanitzacio\\_agraria/documents/fitxers\\_estatics/any\\_2011/dossier\\_tecnic\\_51.pdf](http://agricultura.gencat.cat/web/.content/ag_agricultura/ag04_centre_mecanitzacio_agraria/documents/fitxers_estatics/any_2011/dossier_tecnic_51.pdf).
79. 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. *Environ. Sci. Technol.* **49**, 12731–12740. (doi:10.1021/ACS.EST.5B03459)
80. David A, Botías C, Abdul-Sada A, Nicholls E, Rotheray EL, Hill EM, Goulson D. 2016 Widespread contamination of wildflower and bee-collected pollen with complex mixtures of neonicotinoids and fungicides commonly applied to crops. *Environ. Int.* **88**, 169–178. (doi:10.1016/J.ENVINT.2015.12.011)
81. EPPO, Mediterranean Plant Protection Organization. 2010 Environmental risk assessment scheme for plant protection products, Chapter 10: honeybees. *EPPO Bull* **40**, 323–331.
82. EFSA GOF. 2013 EFSA Guidance Document on the risk assessment of plant protection products on bees (*Apis mellifera*, *Bombus* spp. and solitary bees). *EFSA J.* **11**, 3295.
83. Biddinger DJ, Robertson JL, Mullin C, Frazier J, Ashcraft SA, Rajotte EG, Joshi NK, Vaughn M. 2013 Comparative Toxicities and Synergism of Apple Orchard Pesticides to *Apis mellifera* (L.) and *Osmia cornifrons* (Radoszkowski). *PLoS One* **8**, e72587. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0072587)
84. Stefanescu C, Soldevila A, i Perearnau CG, Torre I, Ubach A, Miralles M. 2020 Explosions demogràfiques de l'eruga peluda del suro, *Lymantria dispar* (Linnaeus, 1758), als boscos del Montnegre el 2019 i 2020: possibles causes, impactes i idoneïtat dels tractaments per combatre la plaga. *Butlletí la Inst. Catalana d'Història Nat.* , 267-279.
85. Bush EA. 2018 Reducing pesticide use in the home lawn and garden. Virginia Cooperative Extension. *VCE Publ.* **450**, 450–725.
86. Démares FJ *et al.* 2022 Honey Bee (*Apis mellifera*) Exposure to Pesticide Residues in Nectar and Pollen in Urban and Suburban Environments from Four Regions of the United States. *Environ. Toxicol. Chem.* **41**, 991–1003. (doi:10.1002/ETC.5298)
87. Muratet A, Fontaine B. 2015 Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biol. Conserv.* **182**, 148–154. (doi:10.1016/J.BIOCON.2014.11.045)
88. Nicholls E *et al.* 2018 Monitoring Neonicotinoid Exposure for Bees in Rural and Peri-urban Areas of the U.K. during the Transition from Pre- to Post-moratorium. *Environ. Sci. Technol.* **52**, 9391–9402. (doi:10.1021/ACS.EST.7B06573)



# CAPÍTULO 5

## POLINIZACIÓN DE CULTIVOS EN CATALUÑA: DÉFICITS Y ESTRATEGIAS

### 5.1 DÉFICITS DE POLINIZACIÓN .....

Como se ha explicado en el apartado 1.7, muchos cultivos dependen de la polinización por insectos para conseguir niveles de producción económicamente viables. Al mismo tiempo, algunas prácticas agrícolas, sobre todo asociadas a la agricultura intensiva, tienen un impacto negativo en las poblaciones de polinizadores (apartado 3.1). Por este motivo, especialmente en cultivos de floración masiva que producen muchas flores durante un periodo de tiempo corto, las poblaciones de polinizadores silvestres pueden ser insuficientes para proporcionar un servicio de polinización

adecuado. Cuando se da esta situación, es importante potenciar la polinización, favoreciendo las poblaciones de polinizadores silvestres o aportando poblaciones de polinizadores gestionados (apartado 5.2). La decisión de potenciar la polinización se suele basar en la percepción del productor y en el conocimiento previo que se tiene sobre el cultivo concreto y la variedad. De manera ideal, habría que determinar si realmente existe un **déficit de polinización** (apartado 1.2; [1]) y si esta afecta de manera significativa al rendimiento o la calidad del cultivo.

### 5.2 ESTRATEGIAS DE POLINIZACIÓN: POLINIZADORES SILVESTRES Y POLINIZADORES GESTIONADOS .....

Los cultivos entomófilos atraen una serie de **polinizadores silvestres** que visitan sus flores y las polinizan de manera natural. Aunque tradicionalmente este servicio ecosistémico se ha considerado insuficiente para garantizar los niveles de polinización adecuados y estables en el tiempo, cada vez hay más estudios que demuestran que la contribución de las poblaciones naturales de polinizadores a la producción agrícola es muy significativa y, a veces, equiparable o incluso superior a la contribución de los polinizadores gestionados [2]. Por lo tanto, favorecer el establecimiento de comunidades naturales de polinizadores en los campos puede ser una estrategia económicamente rentable. Las medidas para potenciar las poblaciones de polinizadores naturales se explican en el capítulo 9 y la importancia

de disponer de una comunidad de polinizadores funcionalmente diversa, con un alto grado de complementariedad, se explica en el apartado 1.7. En general, las poblaciones de polinizadores silvestres son mucho menos abundantes que las de polinizadores gestionados, aunque muchas veces esto queda compensado por su elevada eficacia polinizadora [3]. Cada vez disponemos de más evidencias científicas sobre los efectos positivos de la diversidad y la abundancia de polinizadores silvestres en la producción y la calidad de los cultivos [4-8].

La decisión de aportar poblaciones de **polinizadores gestionados** en un campo o una zona determinada se debería tomar solo cuando se considere que existe un déficit de polinización. Los déficits de polinización se

dan, sobre todo, en zonas de agricultura intensiva, con comunidades de polinizadores naturales típicamente empobrecidas, campos de grandes dimensiones y poca diversidad de correos. El proceso de intensificación agrícola a lo largo del último siglo ha hecho que el uso de polinizadores gestionados sea una práctica bastante habitual que sigue aumentando [9,10]. Como se ha explicado (apartado 3.9), la utilización de poblaciones de polinizadores gestionados puede suponer algunos riesgos para los polinizadores silvestres. Además, la dependencia de una sola especie de polinizador implica también una pérdida de diversidad funcional que puede afectar negativamente a la función de la polinización (apartado 1.8). En cualquier caso, la aportación de poli-

nizadores gestionados, sean abejas melíferas, abejorros o abejas solitarias, se tendría que hacer siempre a las densidades recomendadas [11].

También se puede aplicar una estrategia mixta, compatibilizando el uso de especies gestionadas con la potenciación de la diversidad de polinizadores naturales en los entornos agrícolas [2]. Esta estrategia podría incluir el uso de más de una especie gestionada. En este caso, no obstante, habría que reducir la densidad de cada especie para no provocar una situación de limitación de recursos florales que pondría en peligro la sostenibilidad de las poblaciones de polinizadores silvestres.

### 5.3 VALORACIÓN DE LA POLINIZACIÓN POR INSECTOS EN LOS CULTIVOS DE CATALUÑA .....

Al igual que en el resto del mundo, la polinización por insectos es un servicio ecosistémico clave para la producción agrícola de Cataluña. La figura 18 muestra la superficie cultivada y la producción agrícola de los diferentes grupos de cultivos en Cataluña. Entre los cultivos que ocupan más superficie encontramos los cereales (43 %), el olivo (14 %) y la viña (7 %), que no dependen de los insectos polinizadores. Entre los cultivos que sí dependen de los polinizadores destacan los **frutales** (especialmente el almendro pero también el cerezo, el manzano y el peral) que se han mantenido más o menos estables en Cataluña en los últimos cinco años, ocupando un 14 % de la superficie cultivada [12]. Otros cultivos que dependen de la polinización son algunas **leguminosas** (p. ej., judía verde, haba; 1 %), **hortalizas** (tomate, melón, sandía, fresa; 1 %), y algunos **cultivos industriales** (colza, girasol; 2 %). La superficie de colza como alternativa al monocultivo tradicional de cereales de invierno ha experimentado un importante incremento en Cataluña en los últimos años (de 8.710 ha en 2014 a 12.658 ha en 2020; [12]). Cabe señalar también los **cultivos forrajeros** (entre los que está la alfalfa, la esparceta o la veza), que ocupan un gran superficie en Cataluña (17 %). Aunque la mayor parte de esta superficie se dedica a la producción de forraje y, por lo tanto, no requiere polinización, la semilla que se utiliza para sembrar los campos depende de la polinización por in-

sectos. En términos de producción, los cultivos forrajeros representan un 50 % del total en Cataluña (Fig. 18).

La Tabla 1 muestra la lista de cultivos entomófilos en Cataluña, su superficie y producción, y su **grado de dependencia** de la polinización por insectos según la FAO [13]. Hay que tener en cuenta que este grado de dependencia es muy variable según la variedad y, por lo tanto, las estimaciones son solo orientativas. En términos de hectáreas cultivadas, destacan los campos de almendros (39.424 ha), melocotoneros/nectarinos (19.293 ha), perales (9.687 ha) y manzanos (9.272 ha). En términos de producción, los manzanos son el primer cultivo (235.434 t), seguidos de los melocotoneros (202.499 t), los nectarinos (140.183 t) y los perales (138.044 t) [12]. Por otra parte, Cataluña produce anualmente más de 200.000 toneladas de hortalizas en más de 9.500 hectáreas que representan, después de los frutales, el grupo de cultivos comercialmente más productivos. Aproximadamente un 40 % de los cultivos de hortaliza dependen de la polinización entomófila en mayor o menor medida [12]. Algunos de ellos, como la calabaza, el calabacín, el melón o la sandía, son altamente dependientes de la polinización por insectos [13].

Es importante tener en cuenta que, por término medio, los cultivos que dependen de la polinización por insectos

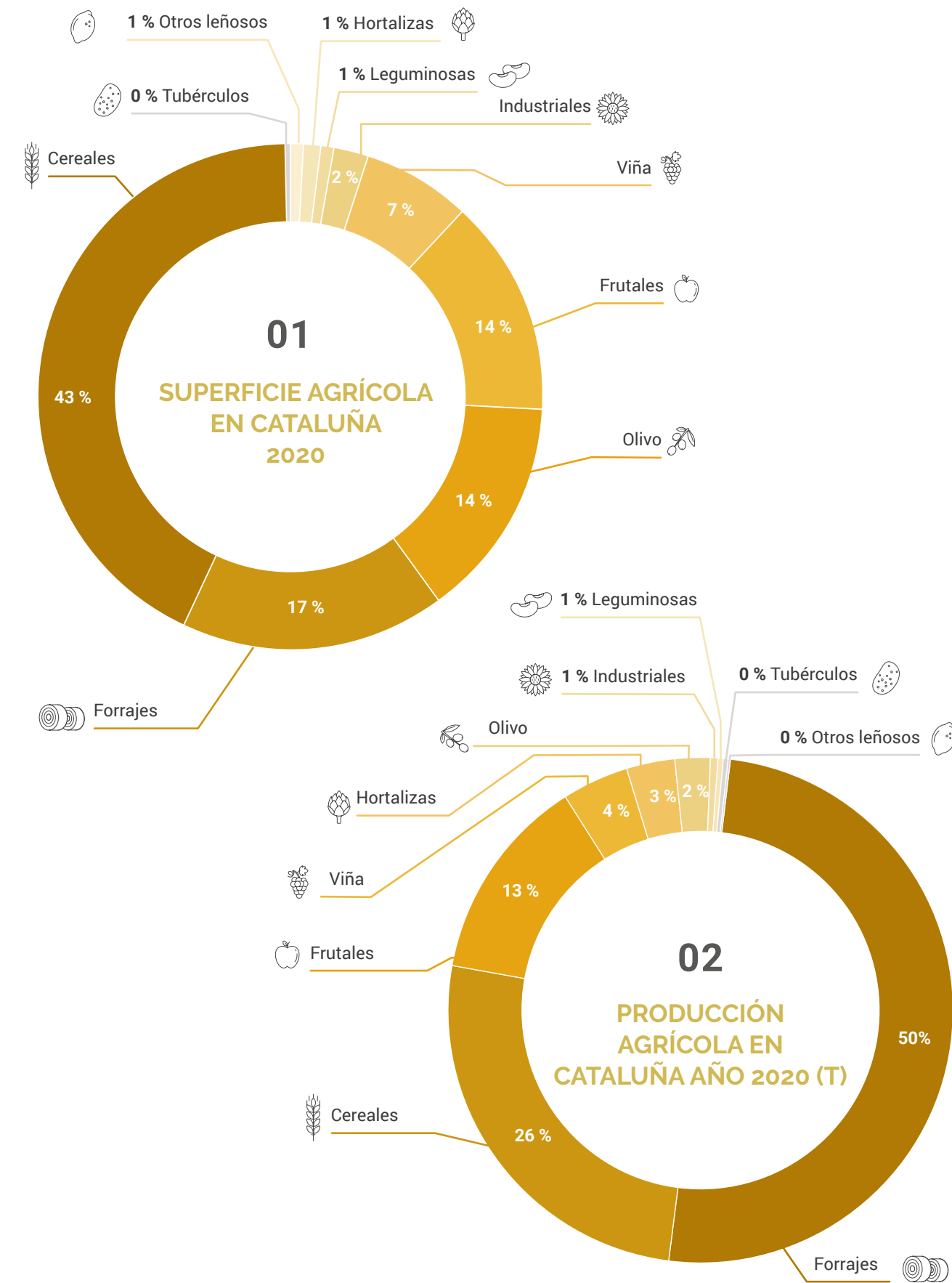


Fig. 18. Superficie en hectáreas (01) y producción en toneladas (02) de los principales cultivos en Cataluña. (Fuente: [12])



| CULTIVO         | SUPERFICIE (Ha) | PRODUCCIÓN (T) | GRADO DE DEPENDENCIA DE POLINIZADORES (%) (FAO) |
|-----------------|-----------------|----------------|---|
| CÍTRICOS        |                 |                |   |
| Naranja         | 2180            | 43546          | 0-10  |
| Mandarina       | 6585            | 135601         | 0-10  |
| Limón           | 31              | 152            | 0-10  |
| Pomelo          | 1               | 0              | 0-10  |
| FRUTALES        |                 |                |   |
| Kiwi            | 61              | 835            | >90   |
| Manzano         | 9272            | 235434         | 40-90   |
| Peral           | 9687            | 138044         | 40-90   |
| Níspero         | 1               | 11             | 40-90   |
| Albaricoquero   | 1885            | 9399           | 40-90   |
| Cerezo y guindo | 2771            | 8127           | 40-90   |
| Melocotonero    | 10541           | 202499         | 40-90   |
| Nectarino       | 8752            | 140183         | 40-90   |
| Ciruelo         | 395             | 4669           | 40-90   |
| Aguacate        | 6               | 36             | 40-90   |
| Almendro        | 39424           | 25840          | 40-90   |
| Arándano        | 2               | 8              | 40-90   |
| Frambuesa       | 2               | 18             | 40-90   |
| Higuera         | 556             | 5834           | 10-40   |
| Granado         | 137             | 1723           | 10-40   |
| Castaña (fruto) | 101             | 43             | 10-40   |
| Grosellero      | 2               | 16             | 10-40   |
| Membrillero     | 103             | 1278           | 0-10  |
| Caqui           | 119             | 1782           | 0-10  |
| HORTALIZAS      |                 |                |   |
| Sandía          | 267             | 7597           | >90   |
| Melón           | 244             | 4730           | >90   |
| Calabaza        | 411             | 10984          | >90   |
| Calabacín       | 263             | 8201           | >90   |
| Pepino          | 177             | 9506           | 40-90   |
| Nabo y otros    | 101             | 1816           | 40-90   |
| Hinojo          | 81              | 1620           | 40-90   |
| Berenjena       | 126             | 3275           | 10-40   |
| Pimiento        | 183             | 4517           | 10-40   |
| Guindilla       | 10              | 158            | 10-40   |
| Fresa y fresón  | 64              | 1964           | 10-40   |
| Guisante verde  | 254             | 1189           | 10-40   |
| Haba tierna     | 303             | 2994           | 10-40   |
| Tomate          | 1029            | 42684          | 0-10  |
| Judía verde     | 384             | 6320           | 0-10  |
| INDUSTRIALES    |                 |                |   |
| Girasol         | 2724            | 5652           | 10-40   |
| Colza           | 12658           | 27417          | 10-40   |

Tabla 1. Superficie, producción y grado de dependencia de la polinización por insectos de los cultivos de Cataluña. (Fuente: [12],[13]).



tos tienen precios de mercado por tonelada cinco veces más elevados que los no dependientes [14]. El **valor de la polinización** de cultivos por insectos en Cataluña se calcula en unos 290-321 millones de euros [15,16]. Es importante destacar que estas cuantificaciones son conservadoras ya que se calculan considerando el valor medio del rango de dependencia de la polinización de cada cultivo y solo consideran los cultivos de consumo directo humano, es decir, no incluye cultivos forrajeros, prados de pasto y huertos familiares. En Cataluña, el sector frutícola genera más de 980 millones de euros anuales [17,18].

5.4 REFERENCIAS .....

1. Vaissière B, Freitas BM, Gemmill-Herren B. 2011 *Protocol to detect and assess pollination deficits in crops: a handbook for its use*. FAO.

2. Garibaldi LA *et al.* 2013 Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* . **340**, 1608–1611. (doi:10.1126/SCIENCE.1230200)

3. Roquer-Beni L, Arnan X, Rodrigo A, Bosch J. 2022 What makes a good pollinator? Relationship between pollinator traits and pollination effectiveness in apple flowers. *Entomol. Gen.*

4. Brittain C, Kremen C, Klein AM. 2013 Biodiversity buffers pollination from changes in environmental conditions. *Glob. Chang. Biol.* **19**, 540–547. (doi:10.1111/GCB.12043)

5. Garibaldi LA *et al.* 2016 Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science* . **351**, 388–391. (doi:10.1126/SCIENCE.AAC7287)

6. Hoehn P, Tscharnkte T, Tylianakis JM, Steffan-Dewenter I. 2008 Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **275**, 2283–2291. (doi:10.1098/RSPB.2008.0405)

7. Miñarro M, García D, Martínez-Sastre R. 2018 Los insectos polinizadores en la agricultura: importancia y gestión de su biodiversidad. *Ecosistemas* **27**, 81–90. (doi:10.7818/ECOS.1394)

8. Woodcock B a. *et al.* 2019 Meta-analysis reveals that pollinator functional diversity and abundance enhance crop pollination and yield. *Nat. Commun.* **10**, 1481. (doi:10.1038/s41467-019-09393-6)

9. Aizen MA, Harder LD. 2009 The Global Stock of Domesticated Honey Bees Is Growing Slower Than Agricultural Demand for Pollination. *Curr. Biol.* **19**, 915–918. (doi:10.1016/J.CUB.2009.03.071)

10. Osterman J *et al.* 2021 Global trends in the number and diversity of managed pollinator species. *Agric. Ecosyst. Environ.* **322**, 107653. (doi:10.1016/J.AGEE.2021.107653)

11. Free JB. 1993 *Insect pollination of crops*. Academic press.

12. GENCAT. 2021 Estadístiques definitives de conreus. See <https://agricultura.gencat.cat/ca/departament/estadistiques/agricultura/estadistiques-definitives-conreus/>.

13. FAO. 2020 FAO’s Global Action on Pollination Services for Sustainable Agriculture. See <https://www.fao.org/pollination/pollination-database/what-are-the-pollination-needs-of-a-particular-crop/en/>.

14. UNEP. 2010 UNEP Emerging issues: global honey bee colony disorder and other threats to insect pollinators.

15. DARP. 2018 Informe sobre l’anàlisi metodològic dels beneficis econòmics del desplegament de l’estratègia del patrimoni natural i la biodiversitat de Catalunya. See [https://mediambient.gencat.cat/web/.content/home/ambits\\_dactuacio/patrimoni\\_natural/estrategia\\_patrimoni\\_biodiversitat/informe-economic-EsNatura.pdf](https://mediambient.gencat.cat/web/.content/home/ambits_dactuacio/patrimoni_natural/estrategia_patrimoni_biodiversitat/informe-economic-EsNatura.pdf).

16. GreenPeace. 2014 Alimentos bajo amenaza. Valor económico de la polinización y vulnerabilidad de la agricultura española ante el declive de las abejas y otros polinizadores. See <http://archivo-es.greenpeace.org/espana/Global/espana/2014/Report/abejas/alimentos bajo amenaza BR.pdf>.

17. PRODECA. 2022 Promotora dels aliments catalans. See <https://www.prodeca.cat/ca/sectors/el-sector-de-la-fruita-i-lhorta-catalunya>.

18. DACC. 2021 Observatori de la fruita fresca. See <https://agricultura.gencat.cat/ca/departament/estadistiques/agricultura/sectors-agraris/fruita-fresca/>.

## CAPÍTULO 6

# MEJORAS EN EL CONOCIMIENTO DE LOS POLINIZADORES

La elaboración de este informe ha permitido identificar una serie de carencias en el conocimiento sobre los polinizadores en Cataluña (y a veces, también en todo el mundo) que se detallan en este capítulo.

### 6.1 DISTRIBUCIÓN, ESTATUS Y TENDENCIAS POBLACIONALES DE LOS POLINIZADORES SILVESTRES EN CATALUÑA

Gracias al CBMS ([www.catalanbms.org](http://www.catalanbms.org)), en Cataluña existe información de gran calidad sobre las poblaciones de mariposas diurnas, que ha permitido poner de manifiesto las tendencias poblacionales negativas de muchas especies y contar con una buena base científica para establecer su estatus de conservación. Desgraciadamente, este tipo de información no existe para otros grupos de polinizadores. Especialmente relevante es la falta de un **catálogo** de las especies **de abejas y sírfidos**, así como información sobre sus tendencias poblacionales. Los Coleópteros son un grupo especialmente bien estudiado a nivel taxonómico y

faunístico en Cataluña, no obstante, tampoco existe información sobre sus tendencias poblacionales. El establecimiento de un **programa de seguimiento** de las poblaciones de polinizadores en Cataluña y la elaboración de catálogos y mapas de distribución de los principales grupos de polinizadores (abejas y sírfidos) son una prioridad para resolver esta limitación. Otra línea de investigación prioritaria sería el análisis comparativo de las tendencias poblacionales en áreas situadas dentro y fuera de los espacios protegidos, para poder evaluar si su gestión es o no adecuada para la conservación de los polinizadores.

### 6.2 USO DE PRODUCTOS FITOSANITARIOS Y EVALUACIÓN DE LOS NIVELES DE RESIDUOS

En ambientes agrícolas, las abejas se ven sometidas a una **exposición** más o menos crónica de varios productos fitosanitarios. No obstante, existe muy poca información sobre los niveles reales de esta exposición. Un informe reciente elaborado por un Tribunal de Cuentas Europeo con el objetivo de evaluar si la Unión Europea está reduciendo la utilización de productos fitosanitarios, indica que las ventas de estos productos se han mantenido estables durante los últimos 10 años [1]. El informe también destaca la falta de registros de

tallados y de estadísticas sobre los productos fitosanitarios, hecho que impide analizar datos de manera rigurosa y hacer comparaciones entre años y zonas. En este sentido, es importante establecer un programa de seguimiento de los **niveles de residuos** a que están expuestas las abejas. Este seguimiento se puede hacer estableciendo una red de puntos de muestreo en los que se realizan análisis multirresiduos de varias matrices relacionadas con las abejas (flores, suelo, miel, polen) o de las propias abejas.

### 6.3 EVALUACIÓN DE RIESGO DE LOS PLAGUICIDAS

La evaluación de riesgo previa a la comercialización de cualquier plaguicida es un proceso fundamental para la protección de los polinizadores, ya que determina las condiciones en las que se puede utilizar un producto. Por este motivo, es importante que la evaluación de riesgo sea lo más exhaustiva posible. Algunos aspectos

a mejorar son una mayor cobertura de la **exposición crónica**, la evaluación de ciertas **mezclas de productos**, una ampliación de las pruebas de **efectos subletales**, y la **inclusión de otras especies** de polinizadores además de la abeja melífera.

### 6.4 POTENCIACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL ÁMBITO AGRÍCOLA

A pesar de las llamadas de diferentes administraciones para reducir la dependencia de los plaguicidas, el uso de estos productos no ha disminuido en las últimas décadas. Un argumento que se suele utilizar para justificar el uso de plaguicidas es la afirmación de que la producción es más baja cuando se reduce de manera drástica la aplicación de productos fitosanitarios. Al mismo tiempo, los sistemas de gestión fitosanitaria con menos carga de plaguicidas, como por

ejemplo la producción ecológica o la integrada, tienen un impacto menor en el medio ambiente. Por lo tanto, una línea de investigación prioritaria a nivel mundial debería ser el estudio de estrategias de **mejora de la productividad** de los sistemas agrícolas basados en la potenciación de los servicios ecosistémicos (**intensificación ecológica**) y en el uso de especies y variedades poco demandantes de productos fitosanitarios. La instalación de números elevados de colmenas de la

### 6.5 CAPACIDADES DE CARGA APÍCOLAS

abeja melífera es una preocupación creciente entre los gestores de parques naturales y otros espacios protegidos en Cataluña y en toda Europa. Evaluar la capacidad de carga de un paisaje es complejo, pero es una me-

didada necesaria para establecer umbrales de densidad que permitan compatibilizar la producción de miel con la conservación de los polinizadores.

### 6.6 REFERENCIAS

1. European Court of Auditors. 2020 *Uso sostenible de productos fitosanitarios : pocos progresos en la medición y en la reducción de riesgos. Informe especial, N.º 05, 2020*. Publications Office. (doi:10.2865/412799)



## CAPÍTULO 7

# CONCLUSIONES Y MENSAJES CLAVE

De toda la información aportada en el diagnóstico sobre el estatus y las tendencias de los insectos polinizadores y el análisis de las principales amenazas que les afectan, se pueden extraer las siguientes conclusiones y mensajes clave:

- ✓ La polinización por insectos es un proceso ecológico fundamental, esencial para la formación de frutos y semillas de muchas plantas y para el buen funcionamiento de los ecosistemas. Además de las plantas, muchos animales dependen indirectamente de este proceso.
- ✓ La polinización por insectos también es un servicio ecosistémico vital para la salud y el bienestar de la especie humana. El 75 % de las especies de plantas que se cultivan en el mundo para la alimentación de las poblaciones humanas dependen de los insectos polinizadores para producir frutos y semillas.
- ✓ Las evidencias científicas indican que los insectos polinizadores están sufriendo un descenso sin precedentes y muy preocupante a escala global. Esta tendencia también se evidencia en Cataluña gracias a los seguimientos de poblaciones de mariposas. No obstante, la información sobre tendencias poblacionales de otros grupos de polinizadores importantes (abejas, sírfidos, coleópteros florícolas) es casi inexistente en Cataluña.
- ✓ La disminución de insectos polinizadores comporta una reducción de su abundancia, diversidad de especies y diversidad funcional. La pérdida de diversidad funcional se traduce en una reducción de la re-

siliencia de los sistemas naturales y agrícolas frente a los desequilibrios ambientales impulsados por el cambio de usos del suelo y el cambio climático.

- ✓ Las causas del declive de los insectos polinizadores son múltiples y suelen interactuar de manera sinérgica. La intensificación agrícola es, probablemente, uno de los factores que más ha contribuido a este declive. La agricultura intensiva implica un aprovechamiento más intensivo del territorio en detrimento de los hábitats naturales y se basa en una serie de prácticas que dan lugar a una disminución de la abundancia y de la continuidad de los recursos florales, alteran los sustratos de nidificación de muchos polinizadores y comportan un aumento de la carga ambiental de productos tóxicos.
- ✓ El cambio climático es otra causa muy importante, no obstante, sus efectos a nivel poblacional no han sido suficientemente investigados. Varios estudios han documentado cambios en las áreas de distribución de las poblaciones de abejorros y mariposas, que se desplazan en latitud y en altitud buscando zonas más frías. Otros estudios han documentado alteraciones del ciclo de vida de algunos polinizadores y cambios en sus épocas de vuelo que podrían provocar desajustes con el periodo de floración de las plantas que visitan.
- ✓ Otros factores importantes son la urbanización, la pérdida de espacios abiertos por el cierre de los hábitats forestales (forestación), la fragmentación de los hábitats y, en el caso de los polinizadores gestionados, la llegada de parásitos y patógenos exóticos. La intensificación apícola tiende a homogeneizar

las comunidades de polinizadores y puede provocar situaciones de competencia por los recursos florales frente a los polinizadores silvestres.

- ✓ La Unión Europea ha establecido un marco legislativo que regula y autoriza los productos sanitarios, priorizando la producción integrada y la producción ecológica. No obstante, desde 2011, las ventas de plaguicidas se han mantenido estables, en alrededor de las 350.000 toneladas anuales en la Unión Europea. Uno de los objetivos estratégicos de la nueva Política Agraria Europea (CAP), de la Estrategia de la UE sobre biodiversidad 2030 y de la Estrategia de la UE From Farm to Fork es la reducción del riesgo de plaguicidas químicos en un 50 % para 2030.
- ✓ Tal y como sucede en todo el mundo, la polinización por insectos es un servicio ecosistémico clave para la producción agrícola en Cataluña. Entre los frutales (764.000 toneladas anuales) los que presentan mayor grado de dependencia de los polinizadores son muchas variedades de almendros, los cerezos, los albaricoqueros y los ciruelos, seguidos de los manzanos y los perales.
- ✓ Otros cultivos importantes en Cataluña con dependencia de los polinizadores son la colza y el girasol (33.000 toneladas anuales). La superficie de colza ha experimentado un incremento notable en los últimos años. Un 40 % de los cultivos de hortalizas (200.000 toneladas) dependen también de la polinización por insectos. Algunos de ellos, como la calabaza, el calabacín, el melón o la sandía, son altamente dependientes. Por término medio, los cultivos que dependen de la polinización por insectos tienen precios de mercado más elevados que los no dependientes.

SEGUNDA PARTE

# ÁMBITOS PRIORITARIOS DE ACTUACIÓN Y MEDIDAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS POLINIZADORES EN CATALUÑA

Macho de abeja solitaria *Eucera cineraria* pasando la noche agarrado a una flor de esparceta. (Fotografía: J. Compte).





## CAPÍTULO 8

# IDENTIFICACIÓN DE ÁMBITOS Y OBJETIVOS PRIORITARIOS DE ACTUACIÓN

La Estrategia del patrimonio natural y la biodiversidad de Cataluña 2030 prevé la elaboración de un **Plan intersectorial de conservación de los polinizadores silvestres** para dar respuesta a la pérdida de biodiversidad que supone el declive de los insectos polinizadores, y cuyo punto de partida es este diagnóstico. En este apartado se proponen los ámbitos prioritarios de actuación en los que se debería centrar la elaboración del Plan.

La propuesta de **ámbitos prioritarios** se formula conforme a los resultados del diagnóstico, y también de acuerdo con las determinaciones de los diversos informes e instrumentos estratégicos de ámbito nacional e internacional sobre la conservación de los polinizadores silvestres que se han publicado hasta ahora:

- Informe de evaluación de la Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos [1]
- Iniciativa de la UE sobre los polinizadores [2]
- Estrategia de la UE sobre Biodiversidad 2030 [3]
- Estrategia Nacional para la Conservación de los Polinizadores [4].

*Informe de evaluación del IPBES*

El informe publicado en 2016 por la **Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos** es una evaluación de los cambios que se están produciendo en todo el mundo, en las poblaciones de polinizadores y sus causas. Aborda las consecuencias de estos cambios sobre las redes de inte-

racciones planta-polinizador, la polinización de las plantas silvestres, y los servicios de polinización, así como los impactos en la producción de alimentos y el bienestar humano. El informe señala las principales respuestas políticas que se deberían dar a los descensos de polinizadores y los déficits de polinización, desde la toma de decisiones de los gobiernos, el sector privado y la sociedad civil.

A partir del informe del IPBES, un grupo de científicos publicó un decálogo de recomendaciones para las administraciones interesadas en impulsar planes de protección de los polinizadores [5]. Las **10 recomendaciones**, seleccionadas, al menos en parte, por su factibilidad son:

1. Incrementar los estándares de regulación de plaguicidas.
2. Promover la producción integrada en agricultura.
3. Incluir los efectos indirectos y subletales en la evaluación de riesgo de los cultivos modificados genéticamente.
4. Regular el movimiento de polinizadores gestionados.
5. Desarrollar incentivos para ayudar a los agricultores a beneficiarse de los servicios ecosistémicos como alternativa al uso de plaguicidas.
6. Identificar la polinización como una aportación agrícola en los servicios de extensión agraria y actividades de transferencia de tecnología.
7. Promover la diversificación agrícola.
8. Conservar y restaurar las «estructuras verdes» (red de hábitats favorables para los polinizadores) en paisajes agrícolas y urbanos.

9. Poner en marcha un programa de seguimiento de los polinizadores y la polinización.
10. Financiar la investigación participativa para mejorar la producción en agricultura ecológica y en sistemas agrícolas diversificados y basados en la intensificación ecológica.

*Iniciativa de la UE sobre los polinizadores*

La **Iniciativa de la UE sobre los polinizadores**, publicada por la Comisión Europea el 1 de junio de 2018, pretende contribuir a acelerar la consecución del objetivo de la UE de detener y revertir la pérdida de diversidad de polinizadores y del servicio ecosistémico de la polinización, como respuesta a las llamadas de atención del Parlamento y el Consejo Europeo para que se protejan los polinizadores y sus hábitats. De acuerdo con este marco, la Iniciativa establece tres prioridades para la definición de objetivos y medidas:

**Prioridad I:** mejorar el conocimiento sobre la disminución de los polinizadores, las causas y las consecuencias.

**Prioridad II:** abordar desde la gestión de las políticas, las causas de disminución de los polinizadores.

**Prioridad III:** sensibilizar e implicar a la sociedad en su conjunto y fomentar la colaboración.

Las tres prioridades se definieron para contribuir a la consecución de los objetivos de la Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad hasta 2020, y de las políticas sectoriales, como la política agraria común y la política de cohesión. No obstante, han quedado incluidas en la nueva Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad 2030. De la misma manera, el desarrollo de estas prioridades tiene que proporcionar información valiosa sobre los avances de la UE hacia la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas.

La Iniciativa tiene que funcionar en sinergia con el plan de acción en beneficio de la naturaleza, las personas y la economía y, en concreto, con las futuras directrices sobre infraestructura verde a escala de la UE, y de integración de los servicios ecosistémicos en los procesos de toma de decisiones. Además, también se

prevé que la Iniciativa tenga impacto en los nuevos marcos de financiación plurianual posteriores a 2020. *Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad 2030*

La nueva **Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad** para 2030, establece una visión para el año 2050 en el que todos los ecosistemas del mundo han sido restaurados, son resilientes y están adecuadamente protegidos. En este contexto, el objetivo de la UE para 2030 es poner la biodiversidad de Europa en el camino de la recuperación para el beneficio de las personas, el pla-

### ESTRATEGIA DE LA UE SOBRE LA BIODIVERSIDAD

#### UNA VISIÓN

En 2050, todos los ecosistemas del mundo han sido restaurados, son resilientes y están adecuadamente protegidos

#### UN OBJETIVO

Poner la biodiversidad de la UE en el camino de la recuperación para 2030 en beneficio de las personas, el planeta, el clima y la economía

#### CUATRO PILARES



neta, el clima y la economía. Para conseguirlo, la Estrategia prevé **39 compromisos y objetivos específicos**, agrupados en **4 pilares**, y **37 acciones clave** que tiene que ejecutar específicamente la Comisión Europea.

Entre los compromisos y objetivos específicos del pilar 2, relativo a la restauración de la naturaleza en Europa, se incluye el objetivo de revertir el declive de los polinizadores. De acuerdo con este objetivo, la Comi-



sión garantizará la plena implementación en la UE de la Iniciativa de polinizadores mediante el desarrollo de acciones para mejorar el conocimiento de las causas y consecuencias de la disminución de los polinizadores y abordarlas. La Comisión también se centrará en concienciar e implicar a la ciudadanía, y en promover la colaboración entre todas las partes interesadas.

Entre las acciones clave que va a desarrollar la Comisión Europea, se establece la necesidad de revisar la Iniciativa de la UE sobre los polinizadores, acción que ya se está llevando a cabo actualmente.

*Estrategia Nacional para la Conservación de los Polinizadores.*

En línea con los compromisos asumidos por España, como miembro de la Coalición Internacional para la Conservación de los Polinizadores. en el contexto del Convenio de Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica, y en el marco de la Iniciativa de la Unión Europea sobre Polinizadores, se elaboró la **Estrategia nacional para la conservación de los polinizadores**, aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente en su reunión del 21 de septiembre de 2020.

La Estrategia presenta, en primer lugar, un diagnóstico sobre la situación y las tendencias de los polinizadores y las principales causas de su declive. Sobre la base de este diagnóstico, establece 6 objetivos:

- **Objetivo A.** Conservar las especies polinizadoras amenazadas y sus hábitats.
- **Objetivo B.** Promover hábitats favorables para los polinizadores.
- **Objetivo C.** Mejorar la gestión de los polinizadores y reducir los riesgos derivados de plagas, patógenos y especies invasoras.
- **Objetivo D.** Reducir el riesgo derivado del uso de los productos fitosanitarios para los polinizadores.
- **Objetivo E.** Apoyar la investigación para la mejora del conocimiento.
- **Objetivo F.** Garantizar el acceso a la información y divulgar la importancia de los polinizadores.

Para conseguir estos objetivos, la Estrategia define **37 medidas a desarrollar hasta 2027**. Se puede consultar la lista resumen de medidas en el Anexo del documento de la Estrategia [4].

En la preparación de la Estrategia, se han identificado las actuaciones prácticas desarrolladas en el contexto de diversas políticas sectoriales existentes y futuras que, de una u otra manera, contribuyen a la conservación de los polinizadores. La estrategia, además, establece otras actuaciones que las complementan y mejoran.

Con las determinaciones y objetivos de estos documentos, y teniendo en cuenta los actores clave que pueden ser determinantes en la conservación de los polinizadores, se considera que el Plan intersectorial para la conservación de los polinizadores silvestres de Cataluña debería establecer **objetivos prioritarios** y medias en los siguientes ámbitos:

**1) Mejora del conocimiento**

- Mejorar el conocimiento sobre el estado de conservación de los polinizadores silvestres
- Mejorar el conocimiento sobre las causas del declive de los polinizadores silvestres

**2) Medio productivo agrario y de la alimentación**

- Incrementar las buenas prácticas en el medio agrícola que favorezcan la conservación de los polinizadores silvestres
- Promover hábitats favorables para los polinizadores en el medio agrario
- Mejorar la gestión de los polinizadores y reducir los riesgos derivados de parásitos, patógenos y depredadores

**3) Medio urbano y periurbano**

- Promover hábitats favorables para los polinizadores en el medio urbano
- Incorporar la conservación de los polinizadores silvestres en la gestión de los espacios verdes y de los parques urbanos y periurbanos

- Adoptar medidas para favorecer las poblaciones de polinizadores en los entornos asociados a infraestructuras de transporte, energía y otros servicios

**4) Reducir el uso de productos fitosanitarios**

- Identificar y reducir los efectos perjudiciales de los productos fitosanitarios
- Reducir el riesgo derivado de los productos fitosanitarios para los polinizadores en el ámbito agrícola
- Reducir el riesgo derivado de los productos fitosanitarios para los polinizadores en entornos urbanos y grandes infraestructuras

**5) Apicultura y polinizadores silvestres**

- Asegurar la compatibilidad de la actividad apícola con la conservación de los polinizadores silvestres

**6) Ámbito de la sociedad y las entidades**

- Promover la divulgación de la importancia de los polinizadores
- Fomentar la participación en las medidas de conservación de los polinizadores
- Garantizar el acceso a la información sobre polinizadores y polinización

8.1 REFERENCIAS

1. IPBES. 2016 The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.
2. European Comission. 2018 EU Pollinators Initiative. See [https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/pollinators/policy\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/pollinators/policy_en.htm).
3. European Comission. 2020 Estrategia sobre Biodiversidad para 2030. See [https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030\\_es](https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_es).
4. MITECO. 2020 Estratègia Nacional per a la Conservació dels Pol·linitzadors. See [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/estrategiaconservacionpolinizadores\\_tcm30-512188.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/estrategiaconservacionpolinizadores_tcm30-512188.pdf).
5. Dicks LV *et al.* 2016 Ten policies for pollinators. *Science* . **354**, 975–976. (doi:10.1126/SCIENCE.AAI9226)





## CAPÍTULO 9

# MEDIDAS Y BUENAS PRÁCTICAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS POLINIZADORES SILVESTRES

A partir del conocimiento disponible, a continuación se indican algunas medidas y buenas prácticas para favorecer la conservación de los polinizadores silvestres [1,2].

### 9.1 PRÁCTICAS PARA FAVORECER A LOS POLINIZADORES EN AMBIENTES NATURALES PROTEGIDOS

Un 32,8 % del territorio catalán se encuentra dentro de espacios naturales protegidos, que incluyen un extenso conjunto de figuras de protección cuyo objetivo es conservar la biodiversidad y hacer que el aprovechamiento de los recursos y la actividad de las personas que lo habitan sean compatibles con este objetivo. Aunque esto debería asegurar la conservación de las poblaciones de polinizadores, existen numerosos ejemplos de **especies que han descendido mucho**, incluso con extinciones locales tras la declaración de espacio protegido. Un caso paradigmático es el de la hormiguera de lunares (*Phengaris arion*), una mariposa protegida por la **Directiva de Hábitats**. A principios de la década de los 2000, esta especie desapareció del Parque Natural del Montseny, espacio protegido de la red Natura 2000, que constituía uno de los límites meridionales de esta mariposa en Europa. Los motivos de estas extinciones posiblemente estén relacionadas con

las sequías de las últimas décadas, pero también con el **cierre del hábitat** debido al avance del bosque como consecuencia del abandono del pastoreo. Este problema está afectando a poblaciones de muchas otras especies de mariposas en espacios protegidos del país [3] y empobreciendo las comunidades de abejas en ambientes forestales [4]. Históricamente, los claros de hábitat abierto se habían creado y mantenido mediante actividades de explotación de baja intensidad como el pastoreo tradicional [5], las pequeñas explotaciones de agricultura extensiva [6] y un bajo grado de explotación silvícola [7]. La implementación de medidas de gestión podría ayudar a revertir la pérdida de estos hábitats. Otras medidas para favorecer a los polinizadores en espacios protegidos son la regulación de las densidades de colmenas de abeja melífera y la limitación de las visitas de personas a las zonas de vegetación especialmente frágiles (apartado 3.10).

### 9.2 PRÁCTICAS PARA FAVORECER A LOS POLINIZADORES EN AMBIENTES AGRÍCOLAS

#### 9.2.1 Consideraciones generales

La agricultura ocupa un 25 % de la superficie de Cataluña. Como se ha explicado en el capítulo 3, la intensificación agrícola se considera uno de los principales factores que han propiciado los declives de polinizadores. Las consecuencias negativas de la **intensificación agrícola** para el medio ambiente y la creciente demanda alimentaria, obligan a pensar en modelos de producción agrícola alternativos. En este sentido, en la última década se ha definido una nueva aproximación a la producción agrícola denominada **intensificación ecológica** por contraposición a la intensificación agrícola. La intensificación ecológica se basa en la integración de la gestión de los servicios ecosistémicos en los sistemas productivos con los objetivos de mantener altos niveles de producción, aumentar la resiliencia de los sistemas agrícolas y minimizar los impactos negativos de la agricultura sobre el medio ambiente [8,9]. En este contexto, la intensificación ecológica promueve prácticas que potencian un conjunto de servicios ecosistémicos como la polinización, el control biológico de plagas y la mejora de las propiedades del suelo. A escala local, estas prácticas incluyen un uso más limitado de productos fitosanitarios, la diversificación y rotación de cultivos, la reducción del tamaño de los campos, la implantación y mantenimiento de cubiertas vegetales y el establecimiento de hábitats seminaturales en forma de espacios marginales no labrados, entre otros. A escala de paisaje, incluye un aumento de los espacios naturales que, en última instancia, son los que actúan como reservorio de biodiversidad. La intensificación ecológica es una aproximación prioritaria en países donde la producción agrícola ya ha alcanzado máximos de producción y se hace necesario reducir los costes ambientales y la presión negativa a la que se ven sometidos los servicios ecosistémicos.

Desde principios de los años 90, las reformas de la **Política Agraria Común (PAC [10])** han incluido en sus objetivos la reducción de la presión de la agricultura sobre los ecosistemas y, con esta finalidad, han ido proporcionando financiación a los estados miembros de la Unión Europea para implementar diferentes instrumen-

tos y **medidas agroambientales**. La última reforma de la PAC, que se aplicará para el periodo 2023-2027, refuerza todavía más la atención al medio ambiente y la acción para el clima [11]. En este sentido, el **Plan Estratégico de la PAC** presentado por España, propone tres objetivos medioambientales: contribuir a la adaptación al cambio climático y a su mitigación, promover el desarrollo sostenible y la gestión eficiente de los recursos naturales, y contribuir a detener e invertir la pérdida de biodiversidad, potenciando los servicios ecosistémicos y conservando los hábitats y los paisajes [11]. Para conseguir los objetivos del Plan Estratégico de la PAC, se articulan diversos mecanismos (condicionalidad reforzada, ecoesquemas, programas sectoriales y medidas de desarrollo rural) de los que algunos proponen acciones que inciden, directa o indirectamente, en la protección de los polinizadores. Dentro de estas acciones, destacan la rotación de cultivos, la promoción de sistemas alternativos a la lucha química para la gestión fitosanitaria y la creación de barbechos. También se incluye la creación de franjas de protección en los márgenes de los ríos donde no se apliquen ni fertilizantes ni productos fitosanitarios, y la gestión del pastoreo para evitar una erosión excesiva del suelo, así como el establecimiento de márgenes multifuncionales, destinar parte de la superficie de la finca a elementos no productivos (setos vivos, árboles aislados, islas de vegetación) y la prohibición de la quema de rastrojos. En definitiva, estos programas pretenden, con la implicación de los agricultores y otros gestores del territorio, prestar un servicio ambiental al conjunto de la sociedad mediante la introducción y el mantenimiento de prácticas agrícolas que contribuyan a la protección y mejora de los recursos naturales, el suelo y la diversidad genética, así como la mitigación del cambio climático. En Cataluña, el Programa de Desarrollo Rural (PDR [12]) fomenta los sistemas alternativos a la lucha química, la producción integrada, la gestión de la fertilización y la diversidad de cultivos, así como la apicultura como medida para mejorar la biodiversidad [13].

El éxito de las medidas propuestas en todos estos pro-



gramas dependerá, en gran medida, de su grado de aplicación. Algunas organizaciones de conservación de la biodiversidad consideran que algunos de los ecoesquemas propuestos son insuficientes para alcanzar los

objetivos ambientales planteados, y que determinados sectores pueden tener dificultades para conseguir las ayudas destinadas a fomentar estas prácticas [14,15].

### 9.2.2 Diversidad de cultivos, configuración espacial y recursos florales

Los monocultivos de cultivos entomófilos proporcionan una gran cantidad de recursos florales, aunque poco diversos y durante un periodo de tiempo muy corto. En estas condiciones, solo unas pocas especies de polinizadores que coincidan fenológicamente con la floración del cultivo podrán prosperar. A nivel de paisaje, existe una correlación positiva entre la **diversidad de cultivos** y la diversidad de polinizadores [16]. Al margen de los **recursos florales** que puedan proporcionar los cultivos, la flora espontánea que crece en los márgenes y los caminos de los ambientes agrícolas también contribuye a diversificar la oferta floral (Fig. 19). Las denominadas «malas hierbas» son una fuente importantísima de polen y néctar y su presencia favorece claramente a los polinizadores [17-19]. En este sentido, algunos estudios demuestran que la abundancia y la diversidad de polinizadores aumentan en zonas con campos pequeños y una alta densidad de márgenes bien estructurados [16,20-22]. Los márgenes no solo proporcionan recursos florales y de nidificación sino

que también actúan como corredores que favorecen el movimiento de los insectos polinizadores. Las plantas de los márgenes y la flora espontánea en general, también juegan un papel fundamental para atraer y proporcionar alimento a muchos enemigos naturales de las plagas [23]. Por lo tanto, es muy importante hacer una buena gestión de estos márgenes. En este sentido, habría que evitar el uso de herbicidas y planificar la frecuencia y temporalidad de las siegas, de manera que no se eliminen de golpe todos los recursos florales y plantas nutricias de las orugas de mariposas. A pesar de su contribución al fomento de las poblaciones de polinizadores, estas actuaciones tienen un carácter muy local. Un paso más allá lo constituye el establecimiento de barbechos (campos que se dejan de cultivar durante uno o más ciclos) y yermos (campos abandonados donde se deja prosperar la vegetación natural), así como la **restauración y conservación de espacios naturales y seminaturales** y cercanos a las zonas de cultivo (Fig. 20).



Fig. 19. Márgenes de flora espontánea (01) Margen de un campo de colza con rabaniza blanca (*Diplotaxis eruroides*). La rabaniza empieza a florecer antes que la colza y ayuda a mantener las poblaciones de polinizadores que visitan la colza. (02) Margen con herbazal ruderal en una finca de viñas ecológicas (Fotografías: A. Martínez-Olalla y M. A. Fuentes).



Fig. 20. Zonas de vegetación natural o seminatural próximas a cultivos. Estos hábitats actúan como reservorio de biodiversidad y son esenciales para mantener comunidades de polinizadores ricas y abundantes. (01) Prado de hierba para guadañar de tierra baja con una zona inundable y cultivo de forraje de regadío al fondo; (02) prado húmedo de montaña dedicado a la hierba para guadañar y el pasto; (03) prado seco con terófitos y matorral de estepa y brezo cerca de un alcornocal; (04) herbazal de lastón florido en un campo abandonado; (05) matorral mediterráneo silicícola con estepas. (Fotografías: M. A. Fuentes (01, 02, 03), S. Pérez-Segú (04), N. Vicens (05)).



### 9.2.3 Infraestructuras ecológicas para potenciar los recursos florales .....

La disponibilidad de **recursos florales** también se puede potenciar de manera activa, ya sea mediante setos vivos o mediante bandas florales. Los setos vivos utilizan plantas leñosas para crear barreras que actúan de cortavientos o para favorecer los enemigos naturales de las plagas [24]. Estos setos favorecen la presencia de presas y huéspedes que atraen insectos depredadores y parasitoides, como los sírfidos y varios grupos de avispas que ayudan a mantener las comunidades de estos enemigos naturales y, por lo tanto, potencian el control biológico de las plagas del cultivo [25,26]. La inclusión en estos setos de árboles o arbustos que producen flores entomófilas proporciona también recursos florales que sirven de alimento a los adultos de estos enemigos naturales para también a muchos polinizadores, así como recursos tróficos para las larvas de muchos Lepidópteros [27].

De manera similar, el mantenimiento de bandas florales, en los bordes de los campos o en el interior,

ha demostrado ser muy efectiva para fomentar las poblaciones de enemigos naturales y polinizadores [28-31]. La disponibilidad de semillas de plantas silvestres está aumentando y empiezan a comercializarse mezclas de semillas. Es importante sembrar siempre especies autóctonas, preferentemente de origen local, que en conjunto proporcionen una floración continuada, de manera que no queden periodos sin disponibilidad de flores. En el caso de los cultivos entomófilos, es especialmente importante aportar recursos antes y después de la floración del campo, para ayudar a sostener las poblaciones de polinizadores que visitan el cultivo. También es importante que la mezcla incluya un abanico lo más amplio posible de familias de plantas y tipologías florales, a fin de potenciar la diversidad de polinizadores. Lógicamente, la efectividad de estas infraestructuras agroecológicas está sujeta a un mantenimiento correcto para evitar que interfieran con otras prácticas agrícolas. Entre otras cosas, hay que tener en cuenta que las bandas de flores se pueden

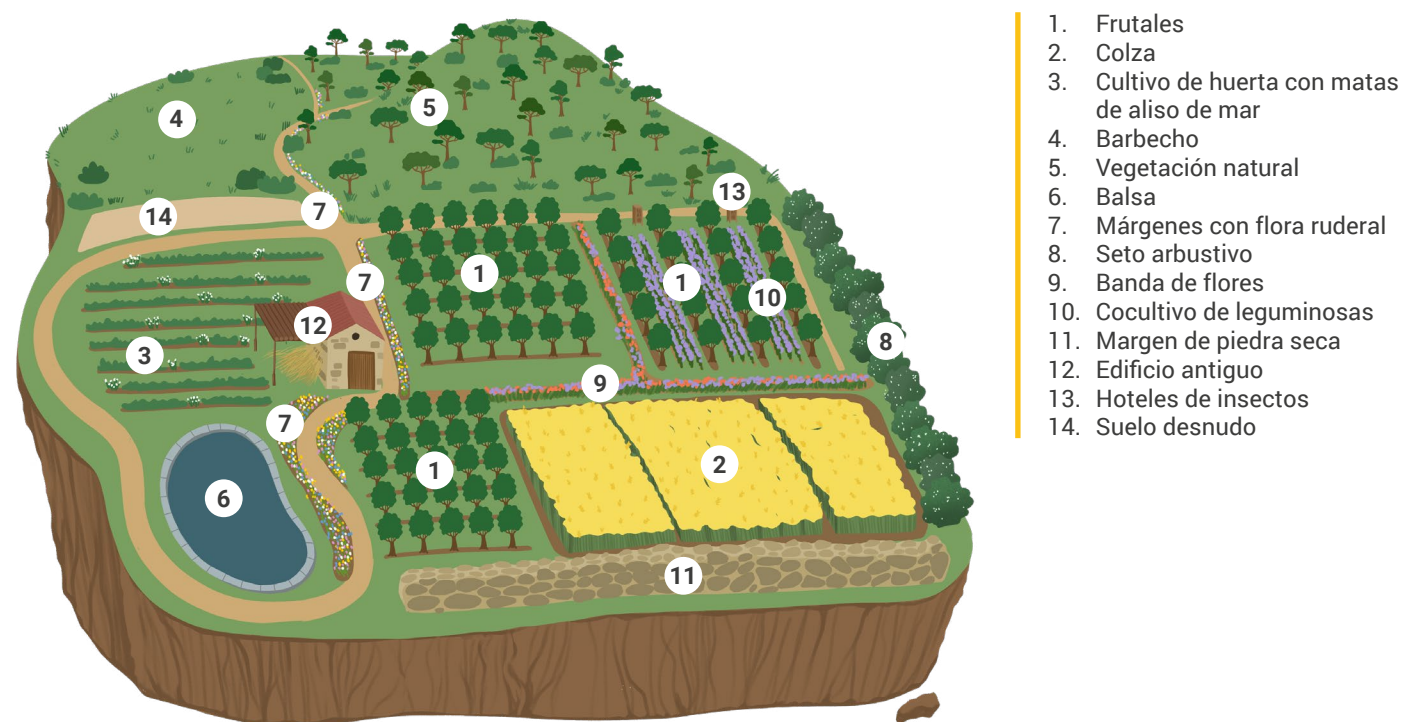


Fig. 21. Finca agrícola favorable para los polinizadores, con una estructura en mosaico formada por diferentes cultivos (frutales, colza, huerto) (1,2,3), un barbecho (4), una zona de vegetación natural (5) y una balsa (6). Los márgenes con vegetación ruderal espontánea (7), el seto arbustivo (8) y las bandas florales sembradas (9), así como el cocultivo de leguminosas (10) y las matas de aliso de mar, *Lobularia maritima*, (3) proporcionan recursos florales abundantes y diversos. Esta vegetación también asegura la proliferación de sírfidos y otros enemigos naturales de las plagas. El margen de piedra seca (11), el edificio con paredes de piedra y barro, vigas de madera y tejado de caña (12); y los hoteles de insectos (13) ofrecen lugares de nidificación para las abejas que nidifican en cavidades preestablecidas. El área de suelo desnudo (14) favorece la nidificación de abejas que hacen el nido bajo tierra.

ver afectadas por los tratamientos fitosanitarios [32] y entonces, podrían llegar a actuar como trampas para los polinizadores.

La efectividad de las medidas agroambientales dependen del contexto en el que se apliquen, tanto en cuanto a la cantidad y configuración del paisaje como a la gestión de los campos [33,34]. Por ejemplo,

### 9.2.4 Sustratos de nidificación .....

Las poblaciones de abejas y avispas dependen no solo de los recursos florales sino también de los **recursos de nidificación**. Por este motivo, es necesario respetar los sustratos de nidificación que pueda haber alrededor de las fincas, como las áreas de

no tendrá el mismo efecto sembrar bandas florales en campos donde ya hay muchos recursos florales que en campos donde la destrucción de los márgenes o el uso de herbicidas ha eliminado la flora acompañante [35]. De la misma manera, dejar de utilizar plaguicidas en un campo, tendrá diferentes efectos sobre los polinizadores en función de los tratamientos aplicados a los campos de alrededor [36].



Fig. 22. Sustratos de nidificación de abejas silvestres. (01) Nidos de *Lasioglossum* (parecidos a hormigueros) en un camino de tierra; (02) Pared vertical de arcilla con nidos de *Anthophora*; (03) Tocón de árbol con agujeros de coleópteros xilófagos aprovechados por *Osmia*, *Megachile*, *Hoplitis* y otras abejas que hacen el nido en cavidades preestablecidas. (04) Edificio antiguo con diferentes tipos de cavidades (grietas entre las piedras, agujeros en las vigas, cañas) donde también nidifican estas especies. (Fotografías: N. Vicens (01, 04), S. Pérez-Segú (03), A. Martínez-Olalla (02)).





22). En este sentido, son especialmente interesantes las paredes de tapia y los márgenes de piedra seca. También se pueden crear activamente sustratos de nidificación para diferentes grupos de abejas. Ejemplos de estos sustratos son los denominados «hoteles de insectos» para abejas que nidifican en cavidades

preestablecidas [37], los montículos de tierra para las abejas que nidifican bajo tierra [38] y los fardos de paja para los abejorros [39]. Las abejas que nidifican en cavidades preestablecidas también requieren materiales para construir el nido como barro, hojas de determinadas plantas o resina.

9.2.5 Reducción de tratamientos fitosanitarios

Además de recursos florales y sustratos de nidificación, las comunidades de polinizadores requieren un ambiente lo más limpio de plaguicidas posible. Existen una serie de **métodos de control de plagas alternativos** a la lucha química. Estos métodos incluyen, en primer lugar, la potenciación de las comunidades naturales de depredadores y parasitoides (control biológico por conservación), y también la confusión sexual mediante feromonas, las trampas de captura masiva y la aportación de enemigos naturales criados *ex situ* (control biológico por inundación/inoculación; [40]). Los tratamientos con plaguicidas se tendrían que hacer solo basándose en una **evaluación de los umbrales de afectación** o de las condiciones ambientales favorables para la plaga o enfermedad y

teniendo en cuenta la posible presencia de enemigos naturales. Cuando sea necesario tratar, se pueden escoger productos de baja toxicidad para las abejas [41]. Igualmente importante es minimizar el riesgo de exposición para los polinizadores. Ello implica seguir siempre las instrucciones de la etiqueta, utilizar maquinaria de aplicación adecuada y en buen estado, y evitar la deriva del producto a la flora acompañante [42]. En los tratamientos de prefloración es muy importante tratar antes de que abran las primeras flores. De manera similar, los tratamientos de posfloración o caída de pétalos, se deberían hacer solo cuando no quede ninguna flor en el campo. La producción integrada y la producción ecológica son dos aproximaciones a la reducción de plaguicidas.

9.2.6 Producción Integrada

La **producción integrada** (PI), a veces también denominada **gestión integrada de plagas** (IPM, en inglés), es un concepto que surge en la década de 1970 y se regula a partir de los años 90 gracias a la **Organización Internacional de Lucha Biológica (OILB: <https://www.iobc-global.org/>)**. Se define como un sistema agrario de producción de alimentos que prioriza la utilización de los recursos y mecanismos de regulación naturales, con el objetivo de optimizar los métodos de producción, evitar las aportaciones perjudiciales al medio ambiente y asegurar, a largo plazo, una agricultura y una ganadería sostenibles [43]. La PI se centra en la prevención de la infestación de plagas y enfermedades, y se basa en el principio de «tratar solo cuando sea realmente necesario», siempre y cuando se asegure la viabilidad económica de las explotaciones. Con esta idea, la PI efectúa seguimientos de los niveles de plaga y establece unos valores umbral que ayudan a decidir si es necesario realizar una aplicación o no.

La decisión de tratar con un plaguicida solo se toma cuando se han agotado otros métodos de control no químicos. Además, la PI promueve otras prácticas agrícolas sostenibles, como el mantenimiento de cubiertas vegetales, el establecimiento de refugios para insectos y la promoción de recursos alimentarios para enemigos naturales y polinizadores [44].

La PI constituye una parte importante de la política de la UE en materia de productos fitosanitarios. La Unión Europea estableció que en 2014, todos los estados miembro debían incluir un plan de acción para la gestión integrada de plagas. En Cataluña, la PI se desarrolla a partir del año 1992, y a partir del año 1995 se publican las primeras normativas. Del 2007 al 2015, la superficie agrícola en PI se duplicó en Cataluña, llegando a las 50.750ha (un 8 % de la superficie agrícola). En los últimos años, la superficie de PI se ha mantenido en alrededor del 6,5 % de la superficie agrícola

(excluidos los forrajes), respecto a un 86 % de gestión convencional y un 7,5 % de gestión ecológica [45]. La PI tiene mucha relevancia en el sector de la fruta dulce,

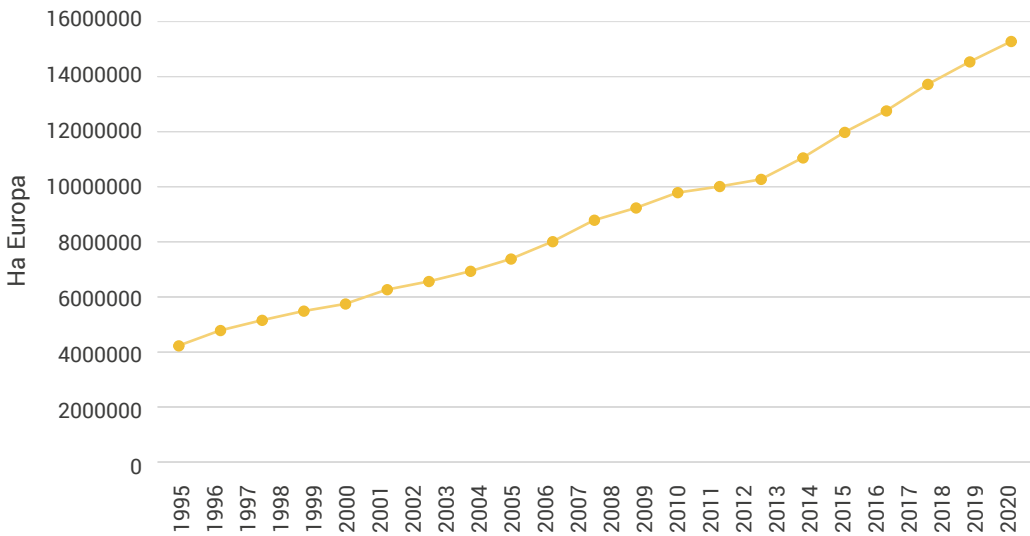
en el que representa un 32 % de la superficie cultivada, respecto a un 64 % de producción convencional y un 4 % de producción ecológica [45].

9.2.7 Agricultura ecológica

La **agricultura ecológica** (también denominada **biológica u orgánica**) tiene como objetivo obtener alimentos de máxima calidad y respetar la salud de los ecosistemas. La agricultura ecológica empezó a popularizarse a partir de los años 80 en Europa, después de una toma de conciencia sobre los efectos negativos de la intensificación agrícola, y desde entonces no ha dejado de crecer.

La agricultura ecológica se basa en el uso de técnicas de producción respetuosas con los ciclos naturales, potenciadoras de la biodiversidad y que comporten una drástica reducción de medios externos en la explotación agrícola. En este sentido, el uso de material vegetal poco sensible o resistente a plagas y enfermedades, la potenciación del control biológico para conservación, y la implementación de prácticas que

EVOLUCIÓN DE SUPERFICIE EN AGRICULTURA ECOLÓGICA EN EUROPA (2000-2020)



EVOLUCIÓN DE SUPERFICIE EN AGRICULTURA ECOLÓGICA EN CATALUÑA (1995-2020)

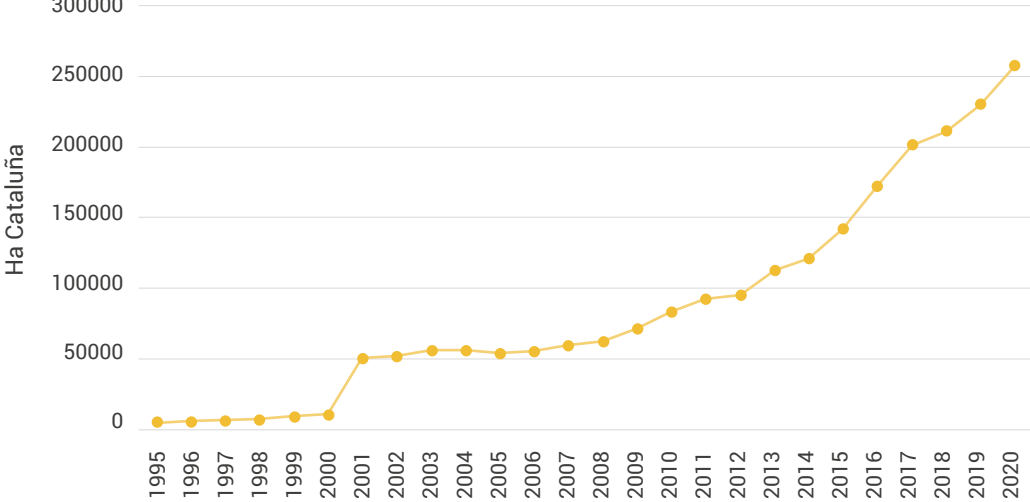


Fig. 23. Superficie de agricultura ecológica en Europa y en Cataluña a lo largo de las últimas décadas. (Fuente: [55])



disminuyan la incidencia de plagas y enfermedades y hagan un uso responsable de los recursos naturales, son elementos clave para conseguir los objetivos de la agricultura ecológica.

Algunas de las prácticas utilizadas en agricultura ecológica (control biológico de plagas, rotación de cultivos, confusión sexual para el control de plagas, entre otros) también son utilizadas en producción integrada, pero en el caso de la agricultura ecológica, solo se pueden utilizar plaguicidas aceptados por la normativa europea de producción ecológica. Otra diferencia importante respecto a la producción integrada es que la agricultura ecológica prohíbe el uso de herbicidas y de organismos modificados genéticamente.

La agricultura ecológica fomenta la implantación de cubiertas vegetales permanentes y el mantenimiento de márgenes y setos vivos. Numerosos estudios demuestran que la gestión ecológica tiene un impacto positivo sobre las comunidades de insectos en general

[36,46] y de polinizadores en particular [47-50]. Otros estudios demuestran que la diversidad de polinizadores en campos ecológicos permite asegurar servicios de polinización y producción similares a los obtenidos en producción integrada [50,51].

Desde el año 1991 existe en la Unión Europea una normativa comunitaria que define la Producción Agraria Ecológica (CEE 2992/91). Desde principios de los 90, la superficie de gestión ecológica ha crecido mucho en Europa (Fig. 23). En Cataluña, el **Consejo Catalán de la Producción Agraria Ecológica (CCPAE)** es el órgano encargado de regular la producción ecológica [52]. La superficie de cultivos ecológicos en Cataluña se ha duplicado en los últimos años (Fig. 23), llegando a las 257.000 ha en 2020 (22,1 % de la superficie agrícola incluidos los forrajes) [53]. Los cultivos que más han aumentado la superficie de gestión ecológica en los últimos años son la viña (27.161 ha), seguido de los frutales (1.749 ha) y los pastos, prados y forrajes (183.077 ha) [54].

### 9.2.8 Otros modelos de producción agrícola

Además de la producción integrada y la agricultura ecológica, existen otros modelos de agricultura sostenible que incorporan una **visión holística de los sistemas agrícolas** y que están cada vez más extendidos. Entre estos modelos se encuentran la **agricultura biodinámica**, la **agricultura regenerativa** y la **permacultura**, aunque las dos últimas no disponen de sello de certificación.

En el marco de la nueva Ley de agricultura sostenible, liderada por el Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural (DACC), ha nacido la **Producción Agrícola Sostenible (PAS)**, que se plantea como un nuevo modelo productivo que permite evaluar, clasificar y reconocer las explotaciones agrícolas catalanas según su nivel de sostenibilidad, desde una vertiente ambiental, social y económica de forma objetiva y cuantitativa [56]. Este nuevo modelo pretende fomentar prácticas agrícolas más sostenibles basándose en los principios de la agroecología. La PAS quiere hacer compatible la producción de alimentos

con la conservación de recursos, preservación del medio ambiente (aire, agua, biodiversidad, suelo, materiales y energía), objetivos sociales y económicos.

La PAS también pretende contribuir a mitigar el cambio climático y a adaptarse a sus impactos, revertiendo la pérdida de diversidad. El objetivo para el año 2030, es que una gran parte de las explotaciones agrícolas en Cataluña puedan formar parte de esta nueva producción sostenible. El PAS se presenta como un modelo integrador, que da cabida a la agricultura ecológica e incorpora las prácticas de la PI, que se podrán complementar para conseguir una sostenibilidad de triple vertiente (económica, social y ambiental) [56]. Este nuevo modelo pretende ser un sistema certificado que permita la clasificación pública y voluntaria como vía de diferenciación de productos procedentes de estas explotaciones. Desde la perspectiva ambiental, se prevé monitorizar los datos de las explotaciones agrícolas para calcular sus huellas ambientales [56].

## 9.3 PRÁCTICAS PARA FAVORECER A LOS POLINIZADORES EN AMBIENTES URBANOS Y ESTRUCTURAS VIARIAS

Como se ha explicado en el apartado 3.3, una buena gestión de las **zonas verdes públicas** y los **jardines y huertos** particulares en áreas urbanas y semiurbanas, puede transformar estas zonas en hábitats favorables para algunos grupos de polinizadores. En este sentido, es importante aumentar la superficie ocupada por zonas verdes, pero también establecer corredores de conexión entre ellas y con las zonas verdes naturales y seminaturales que pueda haber en la periferia del núcleo urbano [57]. Dentro de la trama urbana, el ajardinamiento de avenidas y calles es una buena medida para establecer conexiones entre zonas verdes. En el área periurbana, la restauración y la revegetación de los márgenes de las **infraestructuras viarias** también favorece las poblaciones de polinizadores, no solo en zonas periurbanas sino también en zonas forestales densas y continuas [58]. Las infraestructuras viarias también pueden servir de conectores entre diferentes áreas naturales. En Cataluña, una red de corredores verdes sería especialmente interesante para conectar los espacios naturales de las cordilleras litorales y prelitorales en una zona altamente urbanizada como es la plana del Vallès.

El diseño y la gestión de la infraestructura verde es fundamental para asegurar su efectividad para fomentar polinizadores y otros grupos faunísticos. En primer lugar, hay que utilizar especies de plantas que sean autóctonas a nivel local, incluyendo, en la medida de lo posible, especies herbáceas, arbustivas y arbóreas de diferentes familias botánicas. Esta diversidad florística favorecerá la diversidad de polinizadores. Igualmente importante es combinar especies que florezcan en diferentes épocas del año y que, en su conjunto, garanticen una continuidad de recursos florales durante todo el periodo de actividad de los polinizadores. Para favorecer a los polinizadores, es importante escoger plantas que produzcan cantidades elevadas de polen y néctar [59], así como plantas nutricias de los estadios larvarios de las mariposas [60]. En la web del Departamento de Medio Ambiente de la Generalitat de Cataluña, se pueden consultar listas de plantas autóctonas que son atractivas para las abejas silvestres en diferentes zonas bioclimáticas de Cataluña [59]. El Museo de Ciencias Naturales de Granollers ha publicado un manual práctico para la creación de jardi-

nes que favorezcan las mariposas, con listas de especies que actúan como fuente de néctar para los adultos o como plantas nutricias para las orugas [61]. La creación de estos hábitats favorables para los polinizadores solo tiene sentido si también se reducen al máximo los tratamientos con productos fitosanitarios. La utilización de estos productos en jardinería está menos justificada que en agricultura, y existen diversas iniciativas en Cataluña, tanto de las administraciones como de las asociaciones de jardinería, para eliminar su uso en la gestión de parques y jardines.



Fig. 24. Hotel de insectos en un parque de la ciudad de Barcelona. (Fotografía: P. Bosch).



Todas estas medidas tienen que ir acompañadas de un **plan de gestión** diseñado para cada espacio verde. Una buena medida para favorecer a los polinizadores es la proliferación de herbazales en substitución de los espacios de «césped». Cuando sea necesario el mantenimiento de zonas de césped, estas se pueden compatibilizar con otros tipos de vegetación en los espacios menos frecuentados por los usuarios, y en las zonas de difícil acceso, como por ejemplo taludes. La racionalización de los programas de siegas, sobre todo fuera del periodo de riesgo de incendios, también es una medida importante para favorecer a los polinizadores. Por ejemplo, incluso en espacios donde sea necesario segar con frecuencia, se pueden dejar algunas zonas con flores que permitan dar continuidad temporal a los recursos florales. De manera similar, en los márgenes de las infraestructuras de transporte, se pueden segar diferentes tramos de manera alternativa para ase-

gurar que haya flores durante todo el año [62]. Lógicamente, esta planificación de siegas se tiene que hacer respetando los criterios de visibilidad y seguridad en la conducción, así como la prevención contra incendios.

Además de proporcionar alimento para los polinizadores, los espacios urbanos pueden acoger zonas de nidificación para abejas y avispas, como áreas de suelo desnudo para las especies que hacen el nido bajo tierra, y estaciones de nidificación para las que hacen el nido en cavidades preestablecidas. Las abejas y avispas que nidifican en estas estructuras no son agresivas y, por lo tanto, no suponen ningún riesgo para los usuarios. Varios parques y jardines urbanos de Cataluña tienen hoteles de insectos (Fig. 24) que además de facilitar la nidificación de abejas y avispas solitarias, son un importante recurso educativo para fomentar la concienciación sobre la importancia de los polinizadores.

## 9.4 MEDIDAS PARA MEJORAR LA TRAZABILIDAD DE LOS PLAGUICIDAS .....

El informe elaborado por el **Tribunal de Cuentas Europeo** para evaluar si la Unión Europea está cumpliendo los objetivos de reducción de la utilización de productos fitosanitarios [63], subraya la necesidad de incrementar la **trazabilidad del uso de plaguicidas**. Ello implica mejorar la información registrada sobre los productos, dosis, métodos de aplicación, datos y cultivos, de manera que las estimaciones de uso de productos no se basen únicamente en los datos de toneladas de producto vendidas [64]. Los envases de los productos fitosanitarios tienen un número de registro y un número de lote que permiten su trazabilidad desde el punto de venta hasta el comprador. No obstante, la anotación del número de lote en los cuadernos de explotación no es obligatoria, hecho que dificulta el seguimiento de cuándo y dónde se utiliza el producto. En Cataluña, la venta de plaguicidas para uso profesional solo la pueden hacer personas que posean el carné de aplicadores y manipuladores de productos fitosanitarios. En fincas grandes, las aplicaciones tienen que estar asesoradas por un profesional con la formación adecuada, no obstante, las explotaciones consideradas pequeñas o de baja utilización de productos fitosanitarios (como por ejemplo muchos cultivos de secano) están exentas de este asesoramiento. La aplicación del

producto solo la puede hacer una persona que haya obtenido, tras un periodo de formación y capacitación, el carné de aplicador y manipulador de productos fitosanitarios. Las personas que aplican los productos fitosanitarios tienen la obligación de registrar los tratamientos fitosanitarios utilizados en un **cuaderno de explotación** que deben estar validados por un técnico cualificado y acreditado por el Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural. Tanto los cuadernos de explotación como los registros de compras de productos están sujetos a **inspecciones** aleatorias por este Departamento. Estas inspecciones sirven para garantizar que solo se utilizan productos autorizados y en las dosis y épocas adecuadas, y para asegurar que los niveles de residuo en el producto final son adecuados para el consumo. En este sentido, las inspecciones son especialmente estrictas y frecuentes en las explotaciones que solicitan la certificación de producción ecológica u otras certificaciones de calidad, aunque, en principio, estos tipos de gestión son los que utilizan menos plaguicidas o productos menos tóxicos.

Aunque la superficie afectada es mucho menor, los plaguicidas también se utilizan en pequeños huertos y jardines particulares. Algunos productos fitosanitarios

pueden ser adquiridos por los particulares, en pequeñas cantidades, en tiendas de jardinería, almacenes de material agrícola y plataformas de comercio electrónico sin ningún tipo de acreditación. En este caso, no

es obligatorio tener asesoramiento ni tampoco existe la obligación legal de obtener una acreditación para aplicar los productos. Algunos municipios de Cataluña limitan el uso de plaguicidas en huertos urbanos.

## 9.5 REGULACIÓN DE LA IMPORTACIÓN Y MOVIMIENTO DE POLINIZADORES ..

La introducción de polinizadores exóticos comporta una serie de riesgos, como la posible competencia con los polinizadores autóctonos y la introducción de parásitos y patógenos asociados. En las últimas décadas, han aumentado de manera alarmante las **introducciones de insectos exóticos** asociadas al **comercio internacional**. En este sentido, es muy importante ejercer un buen control sobre las medidas de cuarentena y saneamiento de mercancías importadas susceptibles de contener especies exóticas.

Las especies exóticas, no obstante, también pueden ser introducidas intencionadamente. En el actual escenario de globalización, cada vez es más fácil conseguir todo tipo de productos, incluidos insectos vivos, procedentes de otros países. En España, la importación de especies exóticas de polinizadores y, de hecho, de cualquier animal alóctono, está prohibida. De todas formas, se pueden obtener autorizaciones si existen garantías suficientes de que la introducción no afectará negativamente a la conservación de la biodiversidad autóctona. Estas autorizaciones solo se pueden obtener previa presentación de un informe del solicitante que demuestre

que la especie no es susceptible de competir con las especies autóctonas, alterar su pureza o los equilibrios ecológicos [65,66].

No obstante, los riesgos asociados al movimiento de polinizadores, no se limitan a las introducciones de especies exóticas. Algunas especies, autóctonas, de polinizadores gestionados como la abeja melífera y los abejorros (*Bombus terrestris*), se pueden importar legalmente de otros países. En este sentido, el comercio internacional de material apícola, reinas de abeja melífera y colmenas pobladas, está permitido, aunque en los últimos años se ha suspendido cautelarmente durante algunos periodos por motivos sanitarios. La importación de abejorros de otros países también está permitida. Esta especie está registrada como un producto comercial para uso en agricultura, tal como sucede con algunos insectos y ácaros que se comercializan como enemigos naturales de plagas, siempre y cuando se trate de especies autóctonas. Como se ha explicado, estas importaciones pueden afectar a la composición genética de las poblaciones autóctonas y pueden ser una vía de entrada de parásitos y patógenos no deseados.

## 9.6 MEDIDAS DE FOMENTO, SENSIBILIZACIÓN Y DIVULGACIÓN .....

Es importante generar **orientaciones técnicas** y **buenas prácticas** que concuerden con la conservación de los polinizadores para cada uno de los sectores y agentes territoriales que pueden tener protagonismo e implicación en la conservación de los polinizadores silvestres. En este sentido, cabe destacar el papel fundamental del sector agrario, de las empresas de producción y distribución de fitosanitarios, de los municipios y otros entes locales, de las entidades ambientales y conservacionistas, así como de otras organizaciones ciudadanas representativas de la sociedad civil. El apoyo a las iniciativas

que desarrollen estos sectores mediante ayudas, incentivos económicos, medidas de fomento, asesoramiento y mejora de la visibilidad de los proyectos que impulsen, puede contribuir de forma significativa al objetivo de conservar los hábitats de polinizadores a diferentes escalas territoriales.

En este sentido, se pueden promover campañas y **programas de información y sensibilización**, dirigidas específicamente a los diferentes colectivos, sobre la importancia de los polinizadores para la ecología, la eco-





nomía y el bienestar y la salud humanos, y la promoción de buenas prácticas para su conservación. La concienciación social sobre los efectos de los plaguicidas en las abejas melíferas ha aumentado mucho en los últimos años. Aun así, la percepción del riesgo suele limitarse a las intoxicaciones masivas que causan grandes mortalidades en las colmenas. Todavía se tiene poca concienciación sobre los efectos subletales y la gran diversidad de polinizadores que pueden verse afectados. Las

campañas de información, dirigidas tanto a agricultores profesionales como a particulares, podrían tener un gran impacto para mejorar esta situación.

De la misma manera, también son necesarias iniciativas para mejorar, coordinadamente, el conocimiento de los polinizadores, su distribución y seguimiento, mediante mecanismos de participación e implicación de la población, como la ciencia ciudadana.

## 9.7 REFERENCIAS

- Gill RJ *et al.* 2016 Protecting an Ecosystem Service: Approaches to Understanding and Mitigating Threats to Wild Insect Pollinators. *Adv. Ecol. Res.* **54**, 135–206. (doi:10.1016/BS.AECR.2015.10.007)
- Drossart M, Gérard M. 2020 Beyond the Decline of Wild Bees: Optimizing Conservation Measures and Bringing Together the Actors. *Insects 2020, Vol. 11, Page 649* **11**, 649. (doi:10.3390/INSECTS11090649)
- Ubach A, Páramo F, Gutiérrez C, Stefanescu C. 2020 Vegetation encroachment drives changes in the composition of butterfly assemblages and species loss in Mediterranean ecosystems. *Insect Conserv. Divers.* **13**, 151–161. (doi:10.1111/ICAD.12397)
- Osorio S, Arnan X, Bassols E, Vicens N, Bosch J. 2015 Local and landscape effects in a host-parasitoid interaction network along a forest-cropland gradient. *Ecol. Appl.* **25**, 1869–1879. (doi:10.1890/14-2476.1)
- Penado A, Rebelo H, Goulson D, Wood TJ, Porto M, Rotheray EL, Beja P. 2022 From pastures to forests: Changes in Mediterranean wild bee communities after rural land abandonment. *Insect Conserv. Divers.* **15**, 325–336. (doi:10.1111/ICAD.12562)
- Twerd L, Sobieraj-Betlińska A. 2020 Wild bee (Apiformes) communities in contrasting habitats within agricultural and wooded landscapes: implications for conservation management. *Agric. For. Entomol.* **22**, 358–372. (doi:10.1111/AFE.12391)
- Taki H, Okochi I, Okabe K, Inoue T, Goto H, Matsumura T, Makino S. 2013 Succession Influences Wild Bees in a Temperate Forest Landscape: The Value of Early Successional Stages in Naturally Regenerated and Planted Forests. *PLoS One* **8**, e56678. (doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0056678)
- Bommarco R, Kleijn D, Potts SG. 2013 Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol. Evol.* **28**, 230–238. (doi:10.1016/J.TREE.2012.10.012)
- Miñarro M, García D, Martínez-Sastre R. 2018 Los insectos polinizadores en la agricultura: importancia y gestión de su biodiversidad. *Ecosistemas* **27**, 81–90. (doi:10.7818/ECOS.1394)
- European Commission. 2022 Política agrícola común. See [https://agriculture.ec.europa.eu/common-agricultural-policy\\_es](https://agriculture.ec.europa.eu/common-agricultural-policy_es).
- MAPA. 2021 Versión inicial del plan estratégico de la pac 2023-2027 de España. See [https://www.mapa.gob.es/es/pac/post-2020/version-inicial-del-plan-estrategico-de-la-politica-agraria-comun-para-espana-pepac\\_tcm30-582410.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/pac/post-2020/version-inicial-del-plan-estrategico-de-la-politica-agraria-comun-para-espana-pepac_tcm30-582410.pdf).
- GENCAT. In press. Programa de Desenvolupament Rural. See <https://agricultura.gencat.cat/ca/ambits/desenvolupament-rural/programa-desenvolupament-rural/>.
- DACC. 2015 Conceptes generals dels ajuts d'agroambient i clima. See <http://agricultura.gencat.cat/web/.content/09-desenvolupament-rural/contracte-global-explotacio/enllacos-documents/fitxers-binari/fitxa-10100-conceptes-generals-vf-20150604.pdf>.
- GreenPeace. 2019 Greenpeace denuncia que el borrador del Plan de Polinizadores no contempla medidas ambiciosas para reducir el uso de los plaguicidas. See <https://es.greenpeace.org/es/sala-de-prensa/comunicados/greenpeace-denuncia-que-el-borrador-del-plan-de-polinizadores-no-contempla-medidas-ambiciosas-para-reducir-el-uso-de-los-plaguicidas/>.
- WWF, Life SB. 2021 Una Política Agraria Común para el futuro. Análisis dinámico de la contribución del Plan Estratégico de la PAC a la transición agroecológica. See <https://www.mapa.gob.es/es/pac/post-2020/plan-estrategico-pac.aspx#ancla4>.
- Sirami C *et al.* 2019 Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **116**, 16442–16447. (doi:10.1073/PNAS.1906419116)
- Marshall EJP, Brown VK, Boatman ND, Lutman PJW, Squire GR, Ward LK. 2003 The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields\*. *Weed Res.* **43**, 77–89. (doi:10.1046/J.1365-3180.2003.00326.X)
- Morrison J, Izquierdo J, Hernández Plaza E, González-Andújar JL. 2021 The Attractiveness of Five Common Mediterranean Weeds to Pollinators. *Agron. 2021, Vol. 11, Page 1314* **11**, 1314. (doi:10.3390/AGRONOMY11071314)
- Balfour NJ, Ratnieks FLW. 2022 The disproportionate value of 'weeds' to pollinators and biodiversity. *J. Appl. Ecol.* **59**, 1209–1218. (doi:10.1111/1365-2664.14132)
- Ouin A, Burel F. 2002 Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* **93**, 45–53. (doi:10.1016/S0167-8809(02)00004-X)
- Merckx T, Marini L, Feber RE, MacDonald DW. 2012 Hedgerow trees and extended-width field margins enhance macro-moth diversity: Implications for management. *J. Appl. Ecol.* **49**, 1396–1404. (doi:10.1111/J.1365-2664.2012.02211.X)
- Hass AL *et al.* 2018 Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **285**. (doi:10.1098/RSPB.2017.2242)
- Alins G, Lordan J, Rodríguez-Gasol N, Belmonte J, De Linares C, Alegre S, Arnó J, Avilla J, Sarasúa MJ. 2019 *Guia de plantes per afavorir els enemics naturals de les plagues*. IRTA.



24. Alins G, Rodríguez-Gasol N, Alegre S, Lordan J, Aparicio Y, Gabarra R, Artigues M, Arnó J. 2015 Infraestructuras ecológicas en frutales: un cambio de paradigma | Request PDF. *Horticultura* **319**, 16-19.
25. Miñarro M, Prida E. 2013 Hedgerows surrounding organic apple orchards in north-west Spain: Potential to conserve beneficial insects. *Agric. For. Entomol.* **15**, 382–390. (doi:10.1111/AFE.12025)
26. Rodríguez-Gasol N, Avilla J, Aparicio Y, Arnó J, Gabarra R, Riudavets J, Alegre S, Lordan J, Alins G. 2019 The Contribution of Surrounding Margins in the Promotion of Natural Enemies in Mediterranean Apple Orchards. *Insects* **10**. (doi:10.3390/INSECTS10050148)
27. Garratt MPD, Senapathi D, Coston DJ, Mortimer SR, Potts SG. 2017 The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context. *Agric. Ecosyst. Environ.* **247**, 363–370. (doi:10.1016/J.AGEE.2017.06.048)
28. Blaauw BR, Isaacs R. 2014 Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop. *J. Appl. Ecol.* **51**, 890–898. (doi:10.1111/1365-2664.12257)
29. Albrecht M *et al.* 2020 The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecol. Lett.* **23**, 1488–1498. (doi:10.1111/ELE.13576)
30. Hevia V, Carmona CP, Azcárate FM, Heredia R, González JA. 2021 Role of floral strips and semi-natural habitats as enhancers of wild bee functional diversity in intensive agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* **319**, 107544. (doi:10.1016/J.AGEE.2021.107544)
31. Fountain MT. 2022 Impacts of Wildflower Interventions on Beneficial Insects in Fruit Crops: A Review. *Insects* 2022, Vol. 13, Page 304 **13**, 304. (doi:10.3390/INSECTS13030304)
32. Ward LT, Hladik ML, Guzman A, Winsemius S, Bautista A, Kremen C, Mills NJ. 2022 Pesticide exposure of wild bees and honey bees foraging from field border flowers in intensively managed agriculture areas. *Sci. Total Environ.* **831**, 154697. (doi:10.1016/J.SCITOTENV.2022.154697)
33. Kleijn D, Rundlöf M, Scheper J, Smith HG, Tscharntke T. 2011 Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends Ecol. Evol.* **26**, 474–481. (doi:10.1016/J.TREE.2011.05.009)
34. Marja R, Kleijn D, Tscharntke T, Klein AM, Frank T, Batáry P. 2019 Effectiveness of agri-environmental management on pollinators is moderated more by ecological contrast than by landscape structure or land-use intensity. *Ecol. Lett.* **22**, 1493–1500. (doi:10.1111/ELE.13339)
35. Scheper J *et al.* 2015 Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *J. Appl. Ecol.* **52**, 1165–1175. (doi:10.1111/1365-2664.12479)
36. Tuck SL, Winqvist C, Mota F, Ahnström J, Turnbull LA, Bengtsson J. 2014 Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* **51**, 746–755. (doi:10.1111/1365-2664.12219)
37. MacIvor JS. 2017 Cavity-nest boxes for solitary bees: a century of design and research. *Apidologie* **48**, 311–327. (doi:10.1007/S13592-016-0477-Z/TABLES/2)
38. Neumüller U *et al.* 2022 Artificial Nesting Hills Promote Wild Bees in Agricultural Landscapes. *Insects* **13**, 726. (doi:10.3390/INSECTS13080726)
39. Lindström SAM, Rundlöf M, Herbertsson L. 2022 Simple and farmer-friendly bumblebee conservation: Straw bales as nest sites in agricultural landscapes. *Basic Appl. Ecol.* **63**, 196–205. (doi:10.1016/J.BAAE.2022.06.008)
40. Barzman M *et al.* 2015 Eight principles of integrated pest management. *Agron. Sustain. Dev.* **35**, 1199–1215. (doi:10.1007/S13593-015-0327-9/FIGURES/8)
41. Osservatorio Nazionale Miele. 2021 Tossicità delle sostanze attive impiegate in agricoltura nei confronti delle api. See <https://www.informamiele.it/wp-content/uploads/2021/05/depliant-Tossicità-delle-sostanze-attive-impiegate-in-agricoltura-nei-confronti-delle-api.pdf>.
42. RURALCAT. 2011 Dossier Tècnic. Núm. 51. Maquinària d'aplicació de fitosanitaris. See [http://agricultura.gencat.cat/web/.content/ag\\_agricultura/ag04\\_centre\\_mecanitzacio\\_agraria/documents/fitxers\\_estatics/any\\_2011/dossier\\_tecnic\\_51.pdf](http://agricultura.gencat.cat/web/.content/ag_agricultura/ag04_centre_mecanitzacio_agraria/documents/fitxers_estatics/any_2011/dossier_tecnic_51.pdf).
43. GENCAT. 2022 Producció Integrada. See [http://agricultura.gencat.cat/ca/ambits/agricultura/produccio-integrada/dar\\_definicio\\_sistemes\\_control/](http://agricultura.gencat.cat/ca/ambits/agricultura/produccio-integrada/dar_definicio_sistemes_control/).
44. RURALCAT. 2005 Dossier Tècnic. Núm. 03. Producció integrada. See [https://ruralcat.gencat.cat/documents/20181/126164/624707\\_dossier\\_tecnic\\_03baixa.pdf/f2840023-ddd7-4903-99ae-4cd7724eafb7](https://ruralcat.gencat.cat/documents/20181/126164/624707_dossier_tecnic_03baixa.pdf/f2840023-ddd7-4903-99ae-4cd7724eafb7).
45. CCPI. 2022 Consell Català de la Protecció Integrada. See <https://producciointegrada.cat/el-consell-estadistiques/>.
46. Porcel M, Andersson GKS, Pålsson J, Tasin | Marco. 2018 Organic management in apple orchards: Higher impacts on biological control than on pollination. *J Appl Ecol* **55**, 2779–2789. (doi:10.1111/1365-2664.13247)
47. Forrest JRK, Thorp RW, Kremen C, Williams NM. 2015 Contrasting patterns in species and functional-trait diversity of bees in an agricultural landscape. *J. Appl. Ecol.* **52**, 706–715. (doi:10.1111/1365-2664.12433)
48. Rundlöf M, Nilsson H, Smith HG. 2008 Interacting effects of farming practice and landscape context on bumble bees. *Biol. Conserv.* **141**, 417–426. (doi:10.1016/J.BIOCON.2007.10.011)
49. Rader R *et al.* 2016 Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **113**, 146–151. (doi:10.1073/pnas.1517092112)
50. Roquer-Beni L *et al.* 2021 Management-dependent effects of pollinator functional diversity on apple pollination services: A response-effect trait approach. *J. Appl. Ecol.* **58**, 2843–2853. (doi:10.1111/1365-2664.14022)
51. Ponisio LC, M'gonigle LK, Mace KC, Palomino J, Valpine P De, Kremen C. 2015 Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **282**. (doi:10.1098/RSPB.2014.1396)





52. CCPAE. 2022 Consell Català de la Producció Agrària Ecològica. See [http://www.ccpae.org/index.php?option=com\\_content&task=view&id=400&Itemid=232&lang=ca\\_ES#.YkQeqOdBxPY](http://www.ccpae.org/index.php?option=com_content&task=view&id=400&Itemid=232&lang=ca_ES#.YkQeqOdBxPY).
53. IDESCAT. 2021 Superfície dedicada a agricultura ecològica. See <https://www.idescat.cat/indicadors/?id=ods&n=13480>.
54. CCPAE. 2021 Estadístiques CCPAE. See [http://www.ccpae.org/index.php?option=com\\_content&task=view&id=400&Itemid=1&lang=ca\\_ES#.YynBYnZBxPY](http://www.ccpae.org/index.php?option=com_content&task=view&id=400&Itemid=1&lang=ca_ES#.YynBYnZBxPY).
55. IDESCAT. 2022 Superfície agrícola. See <https://www.idescat.cat/indicadors/?id=aec&n=15422&t=202100>.
56. RURALCAT. 2021 Dossier Tècnic. Núm. 111. Sistemes agroalimentaris sostenibles. See [https://ruralcat.gencat.cat/documents/20181/8501621/DT111\\_web.pdf/1688cf50-f49f-4a1b-9114-315251f02f44](https://ruralcat.gencat.cat/documents/20181/8501621/DT111_web.pdf/1688cf50-f49f-4a1b-9114-315251f02f44).
57. Pla-Narbona C, Stefanescu C, Pino J, Cabrero-Sañudo FJ, García-Barros E, Munguira ML, Melero Y. 2022 Butterfly biodiversity in the city is driven by the interaction of the urban landscape and species traits: a call for contextualised management. *Landsc. Ecol.* **37**, 81–92. (doi:10.1007/S10980-021-01347-Y/FIGURES/2)
58. Villemey A *et al.* 2018 Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for insects in temperate landscapes? A systematic review. *Environ. Evid.* **7**, 1–33. (doi:10.1186/S13750-018-0117-3/TABLES/10)
59. Rodrigo A, Bosch J. 2019 Mesures per afavorir els pol·linitzadors en la restauració ambiental . Generalitat de Catalunya. Departament de territori i sostenibilitat [https://mediambient.gencat.cat/ca/05\\_ambits\\_dactuacio/avaluacio\\_ambiental/eines\\_documentacio\\_tecnica/eines/mesures-p](https://mediambient.gencat.cat/ca/05_ambits_dactuacio/avaluacio_ambiental/eines_documentacio_tecnica/eines/mesures-p).
60. Vila R, Stefanescu C, Sesma JM. 2018 *Guia de les papallones diürnes de Catalunya*. Lynx edicions.
61. Museu de Ciències Naturals de Granollers (2022). Com dissenyar un jardí de papallones. Guia pràctica. Garden Birds Distribucions.
62. MEDDE. 2014 Aménagements d'accotements routiers du réseau national en faveur des pollinisateurs Rapport final de l'expérimentation 2010 - 2012. 62. European Court of Auditors. 2020 *Uso sostenible de productos fitosanitarios : pocos progresos en la medición y en la reducción de riesgos. Informe especial, N.º 05, 2020*. Publications Office. (doi:10.2865/412799)
63. European Court of Auditors. 2020 *Uso sostenible de productos fitosanitarios : pocos progresos en la medición y en la reducción de riesgos. Informe especial, N.º 05, 2020*. Publications Office. (doi:10.2865/412799)
64. López-Ballesteros A, Delaney A, Quirke J, Stout JC, Saunders M, Carolan JC, White B, Stanley DA. 2022 Assessing availability of European plant protection product data: an example evaluating basic area treated. *PeerJ* **10**, e13586. (doi:10.7717/PEERJ.13586/FIG-3)
65. AEBOE. 2022 <https://www.boe.es/eli/es/l/2007/12/13/42/con>.
66. AEBOE. 2022 <https://www.boe.es/eli/es/rd/2020/06/16/570/con>.



**RESUMEN EJECUTIVO**

**DIAGNÓSTICO,  
ÁMBITOS DE  
ACTUACIÓN Y  
MEDIDAS PARA LA  
CONSERVACIÓN**

*Eupeodes corollae* (Diptera, Syrphidae), sobre flor de rosal salvaje, *Rosa canina*.  
(Fotografía: N. Vicens).



## RESUMEN EJECUTIVO

### PRIMERA PARTE: DIAGNÓSTICO

#### 1. IMPORTANCIA DE LA POLINIZACIÓN Y DE LOS POLINIZADORES

##### La polinización como proceso clave en el funcionamiento de los ecosistemas naturales

La polinización es el transporte de granos de polen desde las anteras de una flor (parte masculina) hasta el estigma (parte femenina). Se trata de un proceso previo y necesario para la reproducción sexual de muchas plantas y constituye un proceso ecológico esencial para el funcionamiento de los ecosistemas. Cerca del 90 % de las plantas silvestres que hacen flores dependen, en mayor o menor medida, de los polinizadores (principalmente insectos) para la formación de frutos y semillas. Por lo tanto, un declive generalizado de polinizadores afectaría no solo a la reproducción de muchas plantas sino también a la supervivencia de muchos animales que se alimentan de frutos y semillas y, en definitiva, a la estabilidad de toda la cadena trófica.

##### La polinización como un servicio ecosistémico

Los polinizadores nos proporcionan un servicio ecosistémico fundamental en forma de polinización de cultivos. El 75 % de las plantas cultivadas en el mundo dependen de los polinizadores para producir frutos y semillas. Entre ellas, destacan el melón, la sandía, la calabaza, el kiwi, el cacao y algunas variedades de almendro, con un grado de dependencia muy elevado (90-100 %). Otros cultivos que dependen de los polinizadores son muchos frutales (manzanos, perales, cerezos), el pepino, el mango o el aguacate (40-90 % de dependencia), así como muchas hortalizas, como la berenjena, los guisantes, las habas, los pimientos y las fresas y algunas oleaginosas como la colza o el girasol (10-40 %). En Cataluña, más de 100.000 hectáreas de cultivo dependen, al menos en parte, de la polinización por insectos.

##### Los insectos polinizadores

La diversidad de insectos que visitan las flores para alimentarse de polen o néctar es muy elevada. La mayoría son Coleópteros (unas 750 especies de escarabajos florícolas en la península ibérica), Lepidópteros (230 mariposas diurnas y muchas nocturnas), Dípteros (sobre todo Sífidos y Bombílidos, 400 y 200 especies respectivamente, pero también muchos otros) e Himenópteros (hormigas, avispas y abejas). Las abejas (1.100 especies en la península ibérica) recogen néctar y polen no solo para su propio consumo sino también para alimentar a sus larvas. Por este motivo, visitan muchas flores. Algunas especies de abeja, como la abeja melífera y los abejorros, son sociales, pero la gran mayoría (90 %) son solitarias. La mayoría de especies de abejas excavan nidos bajo tierra. La diversidad de abejas es especialmente elevada en zonas de clima mediterráneo.

##### Eficacia polinizadora

La eficacia polinizadora (definida como el número de granos de polen transferidos por visita floral) es muy variable y depende, no solo de la especie de polinizador, sino también de la especie de planta. Para la mayoría de las plantas, las abejas son los polinizadores más eficaces y que más contribuyen a la polinización. También es importante la calidad del polen transferido. Los polinizadores que visitan muchas flores de la misma planta favorecen la autopolinización y por lo tanto, la autogamia. Los polinizadores que visitan pocas flores por planta y que recorren largas distancias entre plantas, favorecen la exogamia y el flujo génico y, por lo tanto, la diversidad genética.

##### Las redes de interacciones planta-polinizador

En una comunidad vegetal suele haber decenas de especies de plantas y cientos de especies de polinizadores.

Algunas especies de polinizadores solo visitan una o unas pocas especies de planta, no obstante, la mayoría se comportan como generalistas y visitan una gran variedad. Las relaciones que mantienen los polinizadores y las plantas forman complejas redes de interacciones. En los matorrales del Parque Natural de El Garraf, una especie de polinizador visita por término medio, 4-5 especies de plantas, y una especie de planta recibe visitas de 30-40 especies de polinizadores por término medio. Este elevado grado de conectividad hace que una alteración, como por ejemplo la extinción de una especie o la introducción de una nueva, pueda afectar al conjunto de la comunidad.

##### La importancia de la diversidad

La diversidad de polinizadores es fundamental para garantizar el funcionamiento de los ecosistemas. Las comunidades con una alta diversidad funcional de polinizadores son más resilientes ante las perturbaciones, tanto de origen natural como antrópico. Las comunidades diversas tienen un alto grado de complementariedad (especies con funciones diferentes) que permite que todas las plantas reciban un buen servicio de polinización. La complementariedad también se pone de manifiesto cuando diferentes especies de polinizadores visitan la misma planta pero en circunstancias diferentes (por ejemplo, en diferentes condiciones climáticas). Las comunidades diversas también tienen un alto grado de redundancia (especies con funciones similares). Esta redundancia permite que si una especie se reduce o desaparece, otras puedan mantener el servicio de polinización.

#### 2. ESTATUS Y TENDENCIAS DE LAS COMUNIDADES Y POBLACIONES DE POLINIZADORES

##### Declives de polinizadores en el mundo

A lo largo del último siglo, se han detectado declives muy importantes en la diversidad y abundancia de los insectos polinizadores, especialmente abejas y mariposas. Estos declives se han documentado en países del norte de Europa y de América, donde existen buenos registros históricos de comunidades de insectos polinizadores. Un estudio de Alemania señala pérdidas de biomasa de insectos voladores del 70 % en los últimos 25 años. Es importante destacar que los declives no afectan a todas las especies por igual. En el caso de las abejas, la especies

de tamaño corporal grande, las de lengua larga y las que tienen un alto grado de especialización, tanto de hábitat como de dieta, son las más afectadas. Esta afectación diferencial conduce a un empobrecimiento de la diversidad funcional y a una homogeneización biótica que pone en peligro el servicio de polinización en la comunidad.

##### Declives de mariposas en Cataluña

En Cataluña, gracias a la monitorización realizada por el CBMS (Catalan Butterfly Monitoring Scheme) durante las tres últimas décadas, se dispone de información de gran calidad sobre las tendencias poblacionales de las mariposas diurnas. Los registros del CBMS muestran declives en un 70 % de las especies de Cataluña. De manera similar a lo que ocurre con las abejas, las mariposas que se comportan como especialistas de hábitat o de dieta son las que han sufrido declives más fuertes. Por ejemplo, las mariposas asociadas a prados y herbazales han descendido mucho más que las que prefieren ambientes forestales. El CBMS también ha permitido detectar que un 5 % de las poblaciones de mariposas monitorizadas en Cataluña han padecido extinciones locales.

##### Especies amenazadas

De las más de 2.000 especies de abejas existentes en Europa, un 9 % se consideran amenazadas y un 37 % se encuentran en declive. Destaca el grupo de los abejorros, con un 26 % de las especies amenazadas. También es importante poner de manifiesto que no se dispone de información suficiente del 57 % de las especies de abejas, sobre todo de la zona mediterránea. En el caso de las mariposas diurnas, la lista roja europea estima que el 9% se encuentran amenazadas y el 31% están en declive. Basándose en los datos del CBMS, el Catálogo de la fauna salvaje autóctona amenazada de Cataluña incluye 45 especies de mariposas nocturnas, de las cuales 12 figuran como «en peligro de extinción», 32 como «vulnerables» y una como «extinta como reproductora en Cataluña», lo que supone un 22 % de especies amenazadas. Aparte de las mariposas, no existen datos poblacionales de otros grupos de polinizadores en Cataluña.

##### Tendencias poblacionales de la abeja melífera

A pesar de las crecientes dificultades que está experimentando el sector apícola debido al cambio climático, la llegada de nuevos enemigos naturales y la competencia

comercial con los grandes países productores de miel, las poblaciones de la abeja melífera (*Apis mellifera*) no están en declive ni en España ni en Cataluña. En Cataluña el número de colmenas ha aumentado de 46.500 en 1996 a 122.000 en 2020. La mayoría de las explotaciones apícolas catalanas (78 %) son trashumantes y se dedican a la producción de miel (71 %) o compaginan la producción de miel con la polinización de cultivos (23 %).

### Polinizadores gestionados

La abeja melífera es, con diferencia, el polinizador gestionado más utilizado en la gran mayoría de cultivos de todo el mundo. Ante el riesgo de depender de una única especie, se han desarrollado métodos de cría y gestión de algunas otras especies de abejas para cultivos determinados. En América del Norte se utilizan poblaciones comerciales de una abeja cortadora de hojas (*Megachile rotundata*) para polinizar la alfalfa. En diferentes partes del mundo, se utilizan colonias de abejorros (*Bombus* spp.) para polinizar cultivos de invernadero y, más recientemente, cultivos al aire libre. La utilización de poblaciones de abejas solitarias del género *Osmia* para polinizar almendros y otros frutales está creciendo en Asia oriental, América del Norte y Europa.

### Polinizadores exóticos

Debido al incremento del comercio intercontinental, la introducción accidental de insectos está creciendo de manera alarmante en las últimas décadas. La llegada de especies exóticas (o alóctonas), de animales y plantas, puede tener impactos ecológicos y económicos muy importantes. Estas especies pueden competir con las especies autóctonas y propiciar la llegada de nuevos parásitos y enfermedades. Las especies de polinizadores exóticos en Cataluña son la abeja gigante de la resina (*Megachile sculpturalis*), la avispa asiática (*Vespa velutina*) y varias mariposas y avispas solitarias.

## 3. CAUSAS DEL DECLIVE DE POLINIZADORES

### Consideraciones generales

Las causas del declive de los insectos polinizadores son múltiples, entre ellas, los cambios de uso del suelo (intensificación agrícola, urbanización, fragmentación de hábitats, cierre de espacios abiertos) y el cambio climático, entre otras. Es importante tener en cuenta que estos factores pueden actuar de forma simultánea y producir

efectos, no solo aditivos, sino también sinérgicos. Por ejemplo, el estrés nutricional hace que los polinizadores sean más vulnerables a las enfermedades o a los plaguicidas. Por este motivo, es difícil otorgar una magnitud a la influencia de cada factor.

### Intensificación agrícola

La agricultura intensiva implica un aprovechamiento más intensivo del territorio, y se basa en una serie de prácticas como el uso de maquinaria pesada, el aumento del tamaño de las parcelas cultivadas, la tendencia al monocultivo y el uso de fertilizantes y plaguicidas químicos. Este proceso comporta la destrucción de los márgenes de los campos y la desaparición de barbechos, yermos y hábitats seminaturales, que da lugar a una disminución de la abundancia y la continuidad de los recursos florales y la alteración de los sustratos de nidificación de las abejas. También comporta un aumento de la carga ambiental de productos tóxicos. La intensificación agrícola es, probablemente, uno de los factores que más ha contribuido al declive de los polinizadores. Debido a su importancia y su complejidad, el tema de los productos fitosanitarios se trata en un capítulo aparte (Capítulo 4).

### Cultivos modificados genéticamente (MG)

El único cultivo MG permitido en la Unión Europea es el maíz modificado para expresar la toxina Cry1Ab con efecto insecticida. En Cataluña, se cultivan unas 27.000 ha de maíz, de las cuales un 50 % son de maíz MG. En estudios iniciales hechos en Estados Unidos se consideró que el polen de maíz MG podía suponer un peligro para las mariposas monarca. No obstante, varios estudios han demostrado que los niveles de ingestión accidental de polen MG por las orugas de las mariposas es insignificante. Tampoco se han encontrado grandes efectos del polen MG sobre las abejas en estudios de laboratorio y de campo. Los cultivos MG con resistencia a los herbicidas (no autorizados en la Unión Europea) favorecen el uso de estos productos para controlar las denominadas «malas hierbas» y, por lo tanto, pueden tener un efecto indirecto negativo sobre los polinizadores debido a la reducción de recursos florales y plantas nutricias.

### Urbanización

La urbanización representa una transformación radical del paisaje, con un impacto obvio en los recursos y los hábitats de nidificación de muchos polinizadores. Sin

embargo, los núcleos urbanos con zonas verdes adecuadamente gestionadas pueden presentar también algunas características favorables para los polinizadores, como una alta diversidad florística, un uso limitado de plaguicidas y la disponibilidad de sustratos de nidificación artificiales. Algunos estudios han encontrado comunidades de polinizadores más ricas en zonas periurbanas que en zonas agrícolas o naturales adyacentes.

### Polución

El impacto de la polución en los polinizadores se ha estudiado poco. Algunos trabajos indican efectos negativos de metales pesados y otros contaminantes que pueden entrar en contacto con los polinizadores a través del aire, el agua o el suelo. Los contaminantes también pueden afectar a los polinizadores de manera indirecta, a través de su efecto sobre la vegetación.

### Forestación

Las comunidades de polinizadores son más ricas y abundantes en ambientes abiertos que en zonas de bosque denso, en las que el sotobosque recibe poca luz y las plantas con flores son escasas. Durante las últimas décadas, la cuenca mediterránea en general, y Cataluña en particular, han experimentado un proceso de abandono de las explotaciones agrícola-ganaderas tradicionales de baja intensidad, hecho que ha propiciado el avance del bosque y el cierre de claros, prados y herbazales. Este fenómeno está comportando una disminución de la diversidad de mariposas y abejas en los ambientes forestales de Cataluña.

### Fragmentación de los hábitats

Como consecuencia de los cambios de usos del suelo mencionados anteriormente, los hábitats favorables para los polinizadores se han ido fragmentando. La fragmentación supone no solo la disminución, sino también el aislamiento de los hábitats favorables, que acaban formando un conjunto de manchas desconectadas. La fragmentación hace que disminuya la abundancia y la diversidad de los polinizadores, con consecuencias sobre los niveles de polinización y el éxito reproductivo de las plantas. Además, la fragmentación dificulta el flujo genético entre poblaciones.

### Cambio climático

El cambio climático puede afectar a los polinizadores de

manera directa, por ejemplo, aumentando el gasto energético en inviernos cálidos, o modificando las tasas de desarrollo y los ciclos biológicos. Algunas especies de polinizadores están cambiando su época de vuelo, que tiende a avanzarse. Estos cambios fenológicos pueden provocar desajustes temporales con acontecimientos clave, como la llegada del invierno, las floraciones o la disponibilidad de recursos alimentarios para las larvas. El cambio climático también está afectando a las áreas de distribución de muchos polinizadores, que se están desplazando en latitud y altitud hacia zonas históricamente más frías. El cambio climático también puede afectar a los polinizadores de manera indirecta, a través de su efecto sobre las plantas. Por ejemplo, las altas temperaturas y la sequía pueden alterar la producción de flores y la secreción de néctar, y también afectar negativamente a las plantas nutricias de las orugas de muchas mariposas.

### Invasiones biológicas

La introducción, accidental o voluntaria, de especies exóticas comporta una serie de riesgos ambientales y socioeconómicos. En el caso de los polinizadores, las especies invasoras pueden llegar a competir con las especies autóctonas por recursos alimentarios y de nidificación. Además, las especies invasoras pueden ser vectores de parásitos o patógenos exóticos, que pueden pasar a infectar a las especies autóctonas. A finales de los 1990, se autorizó la introducción de poblaciones comerciales de abejorro europeo *Bombus terrestris* en Chile, para polinizar cultivos de invernadero. Desde su llegada, se ha extendido rápidamente, al mismo tiempo que han descendido rápidamente las poblaciones de abejorros autóctonos. La apicultura ha sufrido impactos muy negativos por la introducción de depredadores, parásitos y patógenos exóticos, como el ácaro *Varroa destructor*, el hongo *Nosema ceranae* y la avispa asiática, *Vespa velutina*. Algunas plantas exóticas pueden convertirse en fuentes importantes de néctar y polen para los polinizadores, pero también en invasoras y provocar cambios importantes en la estructura de las redes planta-polinizador.

### Polinizadores gestionados

La introducción de poblaciones de polinizadores autóctonos gestionados en campos de cultivo, contribuye a la producción agrícola y a la estabilidad alimentaria, pero también puede comportar algunos riesgos para los polinizadores silvestres. Los polinizadores gestionados



pueden ser un foco de patógenos y parásitos, y llegar a infectar a las poblaciones locales de polinizadores silvestres. Además, los polinizadores gestionados se pueden aparear con individuos silvestres de la misma especie y por lo tanto, alterar la composición genética de las poblaciones naturales. En la península ibérica, se han documentado importantes niveles de introgresión genética en la abeja melífera y el abejorro *Bombus terrestris*.

### Intensificación apícola

La abeja melífera forma grandes colonias con decenas de miles de individuos y, gracias a su capacidad de reclutar, explota las floraciones con gran eficacia. La instalación de grandes densidades de colmenas en zonas naturales puede llegar a comportar una sobreexplotación de los recursos florales y provocar situaciones de competencia con los polinizadores silvestres. El cálculo de las capacidades de carga apícola de una zona determinada es complejo, no obstante, varios estudios indican que, a las densidades actuales, estas situaciones de competencia se están dando en algunos espacios naturales.

## 4. PRODUCTOS FITOSANITARIOS

### Productos fitosanitarios

El uso de plaguicidas (básicamente insecticidas, fungicidas y herbicidas) es un componente esencial de la intensificación agrícola. Aparte del efecto beneficioso que puedan tener para controlar ciertas plagas y enfermedades, los plaguicidas tienen una serie de efectos no deseados, como la contaminación del medio ambiente y el impacto sobre organismos no diana. La producción integrada y la producción ecológica son dos aproximaciones a la reducción de productos fitosanitarios. Ambas estrategias se han impulsado en la Unión Europea desde los años 1990, no obstante, las ventas de plaguicidas no han descendido. Uno de los objetivos de la nueva Política Agraria Europea, de la Estrategia sobre biodiversidad 2030 y de la Estrategia *From Farm to Fork* es la reducción de la utilización de productos fitosanitarios para 2030. La utilización de plaguicidas también se tendría que reducir en ambientes urbanos, donde su uso es más difícil de justificar que en las explotaciones agrícolas.

### Vías de exposición y efectos de los plaguicidas

Los polinizadores se pueden contaminar con plaguicidas a través de varias vías de exposición, entre las que

destaca la ingestión de polen y néctar contaminados, y el contacto con superficies que han recibido el tratamiento, como las plantas y el suelo. La exposición a través del suelo es especialmente relevante para las abejas y avispas que hacen los nidos bajo tierra. Otravía de exposición importante es el contacto con el polvo generado durante el proceso de siembra de semillas tratadas con insecticida. Los efectos de los plaguicidas sobre los polinizadores pueden ser letales o subletales. Aunque menos drásticos, los efectos subletales alteran la actividad del polinizador y su éxito reproductivo, de manera que también pueden tener consecuencias muy negativas a nivel poblacional.

### Fungicidas y herbicidas

La toxicidad de los fungicidas para los insectos es baja y, por este motivo, su utilización durante la floración de los cultivos está permitida. No obstante, algunos fungicidas pueden potenciar de manera sinérgica la toxicidad de ciertos insecticidas y provocar efectos letales y subletales. Los herbicidas también tienen una baja toxicidad para las abejas pero pueden tener efectos subletales, como la alteración de la flora bacteriana del sistema digestivo de las abejas. Además, los herbicidas tienen un importante efecto indirecto sobre los polinizadores a través de la destrucción de recursos florales y de las plantas nutricias de las larvas de las mariposas.

### Insecticidas

La mayoría de insecticidas son tóxicos para las abejas y su uso está prohibido durante la floración del cultivo. No obstante, hay que tener en cuenta que los insecticidas sistémicos aplicados en prefloración pueden aparecer en el polen y el néctar de los cultivos tratados, y que algunos insecticidas tienen un alto grado de persistencia en el suelo. También se han encontrado insecticidas en flores silvestres, probablemente por deriva de tratamientos fitosanitarios en cultivos. Ante la acumulación de evidencias que relacionaban los neonicotinoides con efectos letales y subletales en las abejas, en 2018 la UE prohibió el uso de varios productos de este grupo de insecticidas en tratamientos de campo. No obstante, en muchos otros países, no se han aplicado restricciones de este tipo.

### Exposición múltiple

En ambientes agrícolas, los polinizadores se ven expuestos a múltiples productos simultáneamente. Esta exposición múltiple puede ser debida a aplicaciones en las que

se mezclan varios productos, pero también a productos que se han aplicado en momentos diferentes. Los residuos de insecticidas sistémicos aplicados en prefloración que aparecen en las flores de los cultivos tratados, se pueden mezclar con tratamientos de fungicidas aplicados en floración. Los análisis de polen recolectado por las abejas en ambientes agrícolas suelen contener múltiples residuos de insecticidas, acaricidas, fungicidas y herbicidas. Aunque sea a concentraciones bajas, los posibles efectos de esta exposición múltiple son desconocidos.

### Evaluación de riesgo

La evaluación de riesgo de los productos fitosanitarios incluye una serie de pruebas toxicológicas de laboratorio, semicampo y campo con la abeja melífera. La evaluación de riesgo es un proceso fundamental para proteger a las abejas y otros polinizadores, y se van actualizando a medida que se desarrollan nuevos métodos de evaluación. Algunos aspectos a mejorar de los programas de evaluación de riesgo son una cobertura más amplia de la exposición crónica, la exposición a mezclas de productos y la detección de efectos subletales. Los resultados obtenidos con la abeja melífera, *Apis mellifera*, no siempre son extrapolables a las demás especies de abejas. Por este motivo, la Autoridad Europea para la Seguridad de los Alimentos (EFSA) recomienda la inclusión de abejorros (*Bombus terrestris*) y abejas solitarias (*Osmia* spp.) en los programas de evaluación de riesgo.

## 5. POLINIZACIÓN DE CULTIVOS EN CATALUÑA: DÉFICITS Y ESTRATEGIAS

### Déficits de polinización y estrategias de polinización de cultivos

Las comunidades de polinizadores silvestres contribuyen de manera muy significativa a la polinización de los cultivos. No obstante, en algunos casos, como por ejemplo en cultivos de floración muy masiva o en zonas de agricultura intensiva, los polinizadores silvestres pueden ser insuficientes para proporcionar un servicio de polinización adecuado. Ante una situación de déficit de polinización, se puede actuar tomando medidas para potenciar las comunidades de polinizadores silvestres. En este sentido, es importante favorecer no solo la abundancia, sino también la diversidad funcional de estos polinizadores. Una segunda estrategia de

actuación es la introducción de polinizadores gestionados, como las abejas melíferas, los abejorros o las ósmias. Estas introducciones se tienen que hacer siempre a las densidades recomendadas para no provocar situaciones de sobreexplotación de recursos florales.

### Valoración de la polinización por insectos en los cultivos de Cataluña

La polinización por insectos es un servicio ecosistémico clave para la producción agrícola de Cataluña. Entre los cultivos que dependen de los polinizadores, destacan los frutales (14 % de la superficie cultivada), como el almendro, el cerezo, el manzano y el peral. Otros cultivos que dependen de la polinización son algunas leguminosas (1 %) como la judía verde y el haba, varias hortalizas (1 %) como el tomate, el melón, la sandía y la fresa, y algunos cultivos industriales (2 %) como la colza y el girasol. Cabe señalar también los cultivos de forraje (17 %), algunos de los cuales, como la alfalfa, la esparceta o la veza, se siembran con semillas producidas gracias a la polinización por insectos. Por término medio, los cultivos que dependen de la polinización por insectos tienen precios de mercado más elevados que los no dependientes. El valor de la polinización de cultivos por insectos en Cataluña se sitúa en 290-321 millones de euros anuales.

## 6. MEJORAS EN EL CONOCIMIENTO SOBRE LOS DECLIVES DE POLINIZADORES

Este informe ha permitido identificar una serie de carencias en el conocimiento sobre los declives de polinizadores en Cataluña. En primer lugar, es necesario establecer un programa de seguimiento de las poblaciones de polinizadores, y elaborar catálogos y mapas de distribución de los principales grupos de polinizadores (abejas y sírfidos) comparables a los que ya existen para las mariposas. También es importante evaluar en qué medida la gestión de los espacios protegidos es adecuada para la conservación de los polinizadores. En segundo lugar, es fundamental determinar el impacto real de los tratamientos fitosanitarios sobre los polinizadores. Ello implica aumentar la investigación en condiciones realistas de campo, y establecer un programa de seguimiento de los niveles de residuos en ambientes agrícolas. Un informe del Tribunal de Cuentas Europeo destaca la falta de registros detallados y estadísticas sobre los productos fitosanitarios, hecho que impide realizar un análisis riguroso de

los datos. En tercer lugar, es importante revisar algunos aspectos de los programas de evaluación de riesgo de plaguicidas, con una mayor cobertura de la exposición crónica, las mezclas de productos, los efectos subletales y la inclusión de otras especies de polinizadores además

de la abeja de la miel. Por último, es necesario desarrollar métodos para evaluar la capacidad de carga apícola del paisaje, para poder establecer umbrales de densidad de colmenas que permitan compatibilizar la producción de miel con la conservación de los polinizadores silvestres.

## SEGUNDA PARTE

# ÁMBITOS PRIORITARIOS DE ACTUACIÓN Y MEDIDAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS POLINIZADORES EN CATALUÑA

### 7. IDENTIFICACIÓN DE ÁMBITOS Y OBJETIVOS PRIORITARIOS DE ACTUACIÓN

#### Consideraciones generales

La Estrategia del patrimonio natural y la biodiversidad de Cataluña 2030 prevé la elaboración de un Plan intersectorial de conservación de los polinizadores silvestres. La propuesta de ámbitos prioritarios de actuación se formula de acuerdo con el presente documento de diagnóstico, y varios informes e instrumentos estratégicos de ámbito nacional e internacional, como el informe de evaluación de la Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (2016), la Iniciativa de la UE sobre los polinizadores (2018), la Estrategia de la UE sobre Biodiversidad 2030 (2020) y la Estrategia Nacional para la Conservación de los Polinizadores. (2020).

#### Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad

La nueva Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad para 2030, establece una visión para el año 2050 en el que todos los ecosistemas del mundo han sido restaurados, son resilientes y están adecuadamente protegidos. En este contexto, el objetivo para 2030 es poner la biodiversidad de Europa en el camino de la recuperación para el beneficio de las personas, el planeta, el clima y la economía. Entre los compromisos y objetivos específicos relativos a la restauración de la naturaleza en Europa, se incluye el objetivo de revertir el declive de los polinizadores. De acuerdo con este objetivo, la Comisión Europea garantizará la plena implementación en la UE de la Iniciativa

de polinizadores mediante el desarrollo de acciones para mejorar el conocimiento de las causas y consecuencias de la disminución de los polinizadores y abordarlas. La Comisión también se centrará en concienciar e implicar a la ciudadanía, y en promover la colaboración entre todas las partes interesadas.

#### Estrategia Nacional para la Conservación de los Polinizadores.

Dentro de este marco europeo, la Estrategia Nacional para la Conservación de los Polinizadores, establece 6 objetivos: 1) Conservar las especies polinizadoras amenazadas y sus hábitats; 2) Promover hábitats favorables para los polinizadores; 3) Mejorar la gestión de los polinizadores y reducir los riesgos derivados de plagas, patógenos y especies invasoras; 4) Reducir el riesgo derivado del uso de los productos fitosanitarios para los polinizadores; 5) Apoyar la investigación para la mejora del conocimiento; 6) Garantizar el acceso a la información y divulgar la importancia de los polinizadores. Para conseguir estos objetivos, la Estrategia define 37 medidas a desarrollar hasta 2027.

#### Objetivos y medidas prioritarias del Plan intersectorial para la conservación de los polinizadores silvestres de Cataluña

En este contexto, el Plan intersectorial para la conservación de los polinizadores silvestres de Cataluña debería establecer objetivos prioritarios y medias en los siguientes ámbitos: 1) Mejora del conocimiento: mejorar el co-

nocimiento sobre el estado de conservación de los polinizadores silvestres y las causas de su declive; 2) Medio productivo agrario y de la alimentación: incrementar las buenas prácticas en el medio agrícola que favorezcan la conservación de los polinizadores; promover hábitats favorables para los polinizadores en el medio agrario; mejorar la gestión de los polinizadores y reducir los riesgos derivados de parásitos, patógenos y depredadores; 3) Medio urbano y periurbano: promover hábitats favorables para los polinizadores en el medio urbano; incorporar la conservación de los polinizadores silvestres en la gestión de los espacios verdes y de los parques urbanos y periurbanos; adoptar medidas para favorecer a las poblaciones de polinizadores en los entornos asociados a infraestructuras de transporte, energía y otros servicios; 4) Reducción del uso de productos fitosanitarios: identificar y reducir los efectos perjudiciales de los productos fitosanitarios para los polinizadores en el ámbito agrícola y en entornos urbanos y grandes infraestructuras; 5) Apicultura y polinizadores silvestres: asegurar la compatibilidad de la actividad apícola con la conservación de los polinizadores silvestres; 6) Ámbito de la sociedad y las entidades: promover la divulgación de la importancia de los polinizadores; fomentar la participación en las medidas de conservación de los polinizadores; garantizar el acceso a la información sobre polinizadores y polinización.

### 8. MEDIDAS Y BUENAS PRÁCTICAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS POLINIZADORES SILVESTRES

Partiendo del conocimiento disponible, tanto a nivel general como en el contexto de Cataluña, se pueden plantear algunas medidas para responder a los objetivos del apartado anterior.

#### Prácticas para favorecer a los polinizadores en ambientes naturales protegidos

Un 32,8 % del territorio catalán se encuentra dentro de espacios naturales protegidos cuyo objetivo es conservar la biodiversidad y hacer que el aprovechamiento de los recursos y la actividad de las personas que lo habitan sean compatibles con este objetivo. Esto debería asegurar la conservación de las poblaciones de polinizadores, no obstante, existen varios ejemplos de especies que han descendido mucho, incluso con extinciones locales, en espacios protegidos. Para revertir esta situación, se de-

berían aplicar medidas de gestión activa que ayudasen a mantener los hábitats favorables para los polinizadores. Otras medidas a tener en cuenta en los espacios protegidos, son la limitación de las visitas a las zonas de vegetación especialmente vulnerable y la regulación de las densidades de colmenas de abeja melífera.

#### Prácticas para favorecer a los polinizadores en ambientes agrícolas

La agricultura ocupa un 25 % de la superficie de Cataluña. En contraposición a la intensificación agrícola, en la última década se ha propuesto una nueva aproximación denominada intensificación ecológica. La intensificación ecológica se basa en la integración de los servicios ecosistémicos en los sistemas productivos, con los objetivos de mantener altos niveles de producción, aumentar la resiliencia de los sistemas agrícolas y minimizar los impactos negativos de la agricultura intensiva sobre el medio ambiente. La intensificación ecológica promueve prácticas que potencien no solo la polinización, sino también otros servicios ecosistémicos como el control biológico de plagas y la protección del suelo.

Estas prácticas incluyen, en primer lugar, una reducción del uso de productos fitosanitarios. Esta reducción pasa por adoptar métodos de control de plagas alternativos, siguiendo las directrices de distintos modelos de agricultura, como la Producción integrada, la Producción agrícola sostenible y la Agricultura ecológica. Las buenas prácticas en el uso de productos fitosanitarios, respetando las condiciones indicadas en la etiqueta y los estadios fenológicos del cultivo, y evitando que el producto llegue a la flora acompañante, son también fundamentales para reducir el impacto de los productos fitosanitarios sobre los polinizadores. Otras medidas son la diversificación y rotación de cultivos, la reducción del tamaño de los campos, la conservación de márgenes multifuncionales, la promoción de hábitats beneficiosos para la fauna y la flora, como los yermos y los barbechos, y la implantación de cubiertas y setos vivos. Estas medidas tienen que ir acompañadas de una reducción del uso de herbicidas, y de una planificación de la frecuencia y temporalidad de las siegas.

Desde los años 1990, la Política Agraria Comunitaria (PAC) ha financiado a los Estados miembro para estimular la aplicación de este tipo de medidas agroambienta-



les. La nueva Política Agrícola Comunitaria, que entrará en vigor en 2023, hace hincapié en aspectos climáticos y ambientales mediante la promoción de prácticas agrícolas que contribuyan a la protección y mejora de los recursos naturales, el suelo y la diversidad genética, así como la mitigación del cambio climático. La efectividad de las medidas agroambientales depende del contexto en el que se apliquen. En este sentido, es importante actuar tanto a nivel local, incidiendo en la gestión de los campos y su entorno inmediato, como a nivel de paisaje preservando los entornos naturales.

#### Prácticas para favorecer a los polinizadores en ambientes urbanos y estructuras viarias

Una buena gestión de las zonas verdes públicas y de los jardines y huertos en áreas urbanas y semiurbanas, puede transformar estas zonas en hábitats favorables para algunos grupos de polinizadores. En este sentido, es importante aumentar la superficie ocupada por vegetación favorable a los polinizadores, como los herbazales, pero establecer también corredores de conexión entre ellas y con las zonas naturales mediante, por ejemplo, el ajardinamiento de infraestructuras viarias. La creación y mantenimiento de estos hábitats, tienen que ir acompañados de programas de siegas racionalizadas, y de una reducción de los tratamientos fitosanitarios cuyo uso está menos justificado en jardinería que en agricultura.

#### Medidas para mejorar la trazabilidad de los plaguicidas

El informe elaborado por el Tribunal de Cuentas Europeo para evaluar si la Unión Europea está cumpliendo los objetivos de reducción de productos fitosanitarios subraya la necesidad de incrementar la trazabilidad del uso de plaguicidas. Ello implica mejorar la información registrada sobre los productos, dosis, métodos de aplicación, datos y cultivos, de manera que las estimaciones de uso de productos no se basen únicamente en los datos de toneladas de producto vendidas. Tanto los cuadernos de explotación como los registros de compras de productos están sujetos a inspecciones aleatorias. Estas inspecciones sirven para garantizar que solo se utilizan productos autorizados y en las dosis y épocas adecuadas, y para asegurar que los niveles de residuo en el producto final son adecuados para el consumo. En este sentido, las inspecciones son especialmente estrictas y frecuen-

tes en las explotaciones con certificación de producción ecológica u otras certificaciones de calidad, aunque, en principio, estas son las que utilizan menos plaguicidas o productos menos tóxicos.

#### Regulación de la importación y movimiento de polinizadores

En las últimas décadas, han aumentado de manera alarmante las introducciones de insectos exóticos asociadas al comercio internacional. En este sentido, es muy importante ejercer un buen control sobre las medidas de cuarentena y saneamiento de mercancías importadas susceptibles de contener especies exóticas. Los riesgos asociados al movimiento de polinizadores se limitan a las introducciones de especies exóticas. Algunas especies, autóctonas de polinizadores gestionados como la abeja melífera y los abejorros (*Bombus terrestris*) se pueden importar legalmente de otros países. Estas importaciones facilitan la llegada de parásitos y patógenos, y alteran la composición genética de las poblaciones locales.

#### Medidas de fomento, sensibilización y divulgación

Es importante generar orientaciones técnicas y buenas prácticas para los diferentes sectores y agentes territoriales implicados en la conservación de los polinizadores silvestres. En este sentido, cabe destacar el papel fundamental del sector agrario, de las empresas de producción y distribución de fitosanitarios, de los municipios y otros entes locales, y de las entidades ambientales y conservacionistas, así como de otras organizaciones ciudadanas representativas de la sociedad civil. El apoyo a las iniciativas que desarrollen estos sectores mediante ayudas, incentivos económicos, medidas de fomento, asesoramiento y mejora de la visibilidad de los proyectos que impulsen, puede contribuir de forma significativa al objetivo de conservar los hábitats de polinizadores a diferentes escalas territoriales. Para conseguir este objetivo, se pueden promover campañas y programas de información y sensibilización, dirigidas específicamente a los diferentes colectivos, sobre la importancia ecológica y económica de los polinizadores silvestres, y la promoción de buenas prácticas para su conservación. Finalmente, cabe señalar el papel fundamental que pueden tener las iniciativas de ciencia ciudadana para documentar las tendencias poblacionales de los polinizadores.



Campo de colza (*Brassica napus*) en el Montseny. (Fotografía: Jose Luis Ordóñez).