pipol

PLA INTERSECTORIAL DE CONSERVACIÓ DELS POL·LINITZADORS SILVESTRES DE CATALUNYA

ELS POL·LINITZADORS SILVESTRES A CATALUNYA

Informe sobre estatus, amenaces i àmbits prioritaris d'actuació per a la seva conservació

Generalitat de Catalunya
Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural

ELS POL·LINITZADORS SILVESTRES A CATALUNYA

Informe sobre estatus, amenaces i àmbits prioritaris d'actuació per a la seva conservació

Coordinació

Santi Pérez[1], Sara Pont[1], Jordi Bosch[2]

[1]Servei de Planificació de l'Entorn Natural. Subdirecció General de Biodiversitat i Medi Natural. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Generalitat de Catalunya

[2] Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF)

Autoría

Jordi Bosch Gras[1], Constantí Stefanescu Bonet[2], Laura Roquer-Beni[1,3], Anselm Rodrigo Domínguez[1,3], Georgina Alins Valls[4], Santi Pérez Segú[5]

[1] Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF)
[2] Museu de Ciències Naturals de Granollers (MCNG)
[3] Universitat Autònoma de Barcelona
[4] Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries (IRTA)
[5] Servei de Planificació de l'Entorn Natural. Subdirecció General de Biodiversitat i Medi Natural. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Generalitat de Catalunya

Disseny

Nora Soler, José Luis Ordóñez i Anna Ramón. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF)

Col·laboracions i revisions

Jaume Cambra. Botànic i expert en apicultura.
David Carrera. Servei de Gestió d'Espais Naturals. Diputació de Barcelona.
Ana Maria Garcia Codina. Servei d'Ordenació Ramadera. Direcció General d'Agricultura i Ramaderia. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.
Marina Julià Mateu. Servei de Sanitat Vegetal. Direcció General d'Agricultura i Ramaderia. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.
Josep Maria Olmo. Servei de Fauna i Flora. Subdirecció General de Biodiversitat i Medi Natural. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.
Rosa Mari Pedrol Esteve. Servei d'Ordenació Agrícola. Direcció General d'Agricultura i Ramaderia. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.
Maria José Salvador Escalona. Servei de Prevenció en Salut Animal. Direcció General d'Agricultura i Ramaderia. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.
Fabio Sgolastra. Departament de Ciències i Tecnologies Agroalimentàries. Università di Bologna.
Narcís Vicens. Servei de Medi Ambient. Diputació de Girona.

Fotografies de portada

De dalt a baix i d'esquerra a dreta. (01) *Amegilla quadrifasciata* (Hymenoptera, Apidae), (02) *Callicera* sp. (Diptera, Syrphidae), (03) *Zerynthia rumina* (Lepidoptera, Papilionidae), (04) *Mediimorda bipunctata* (Coleoptera, Mordellidae).
Autors: N. Vicens (01, 02, 04), M. A. Fuentes (03).

Citació recomanada:

Bosch J, Stefanescu C, Roquer-Beni L *et al*. (2022) Els pol·linitzadors silvestres a Catalunya; *Informe sobre estatus, amenaces i àmbits prioritaris d'actuació per a la seva conservació*. Barcelona. Generalitat de Catalunya. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural

Els pol·linitzadors silvestres a Catalunya
Informe sobre estatus, amenaces i àmbits prioritaris d'actuació per a la seva conservació
Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural, Generalitat de Catalunya

Llicència:

Reconeixement-NoComercial-CompartirIgual
CC BY-NC-SA

Vegeu el resum de la llicència | Vegeu el codi legal

ISBN: 978-84-19695-21-5

Anthophora bimaculata, Hymenoptera: Apidae.(Fotografia: N. Vicens).

ÉSNATURA | ESTRATÈGIA DEL PATRIMONI NATURAL I LA BIODIVERSITAT DE CATALUNYA 2030

INSTITUCIONS COL·LABORADORES

OBSERVATORI DEL PATRIMONI NATURAL I LA BIODIVERSITAT

CREAF

EXCEL·LÈNCIA SEVERO OCHOA

UAB Universitat Autònoma de Barcelona

MUSEU DE CIÈNCIES NATURALS DE GRANOLLERS

IRTA Institute of Agrifood Research and Technology

ÍNDEX

INTRODUCCIÓ 6

PRIMERA PART: DIAGNOSI 8

Capítol 1: Importància de la pol·linització i dels pol·linitzadors 10

1.1 La pol·linització i els sistemes reproductius de les plantes 10
1.2 Formació de fruits i llavors 11
1.3 Pol·linitzadors 12
1.3.1 *Coleòpters (escarabats)* 12
1.3.2 *Lepidòpters (papallones i arnes)* 14
1.3.3 *Dípters (mosques i mosquits)* 15
1.3.4 *Himenòpters (vespes, formigues i abelles)* 16
1.4 Interaccions entre plantes i pol·linitzadors 18
1.5 Eficàcia i contribució pol·linitzadora 20
1.6 La pol·linització com a procés clau en el funcionament dels ecosistemes naturals 20
1.7 La pol·linització com a servei ecosistèmic 21
1.8 La importància de la diversitat 22
1.9 Referències 25

Capítol 2. Estatus i tendències de les comunitats i poblacions de pol·linitzadors 29

2.1 Declivis generalitzats de pol·linitzadors 29
2.2 Espècies amenaçades 30
2.3 Tendències poblacions de l'abella de la mel 31
2.4 Pol·linitzadors gestionats 33
2.5 Espècies exòtiques 34
2.5.1 *Abelles* 34
2.5.2 *Vespes* 34
2.5.3 *Papallones* 35
2.6 Evidències sobre canvis en les interaccions planta-pol·linitzador 36
2.7 Referències 36

Capítol 3. Causes del declivi dels pol·linitzadors 41

3.1 Intensificació agrícola 41
3.2 Cultius modificats genèticament (MG) 43
3.3 Urbanització 44
3.4 Pol·lució 45
3.5 Aforestació 45
3.6 Fragmentació dels hàbitats 46
3.7 Canvi climàtic 46
3.7.1 *Efectes sobre el cicle biològic* 47
3.7.2 *Canvis fenològics* 47
3.7.3 *Canvis en la distribució geogràfica* 48
3.7.4 *Canvis en els recursos florals* 48
3.8 Invasions biològiques 49
3.8.1 *Pol·linitzadors exòtics* 49
3.8.2 *Enemics naturals de l'abella de la mel* 50
3.8.3 *Plantes exòtiques* 50
3.9 Pol·linitzadors gestionats 51
3.10 Intensificació apícola 52
3.11 Interaccions entre factors 53
3.12 Referències 53

Capítol 4. Productes fitosanitaris 66

4.1 Consideracions generals 66
4.2 Vies d'exposició 67
4.3 Tipus de productes fitosanitaris 67
4.3.1 *Insecticides (i acaricides)* 67
4.3.2 *Fungicides* 68
4.3.3 *Herbicides* 68
4.3.4 *Altres productes* 69
4.4 Efectes dels productes fitosanitaris sobre els pol·linitzadors 69
4.5 Relació entre l'ús de plaguicides i els declivis de pol·linitzadors 70
4.6 Exposició múltiple 71
4.7 Bones pràctiques en la utilització de plaguicides 71
4.8 Avaluació de risc 71
4.9 Utilització de plaguicides en sistemes no agrícoles 72
4.10 Referències 73

Capítol 5. Pol·linització de conreus a Catalunya: dèficits i estratègies 80

5.1 Dèficits de pol·linització 80
5.2 Estratègies de pol·linització: pol·linitzadors silvestres i pol·linitzadors gestionats 80
5.3 Valoració de la pol·linització per insectes als conreus de Catalunya 81
5.4 Referències 84

Capítol 6. Millores en el coneixement dels pol·linitzadors 86

6.1 Distribució, estatus i tendències poblacionals dels pol·linitzadors silvestres a Catalunya 86
6.2 Ús de productes fitosanitaris i avaluació dels nivells de residus 86
6.3 Avaluació de risc dels plaguicides 87
6.4 Potenciació dels serveis ecosistèmics en l'àmbit agrícola 87
6.5 Capacitats de càrrega apícoles 87
6.6 Referències 87

Capítol 7. Conclusions i missatges clau 88

SEGONA PART: ÀMBITS PRIORITARIS D'ACTUACIÓ I MESURES PER A LA CONSERVACIÓ DELS POL·LINITZADORS SILVESTRES A CATALUNYA 90

Capítol 8. Identificació d'àmbits i objectius prioritaris d'actuació 92

8.1 Referències 95

Capítol 9. Mesures i bones pràctiques per a la conservació dels pol·linitzadors silvestres 96

9.1 Pràctiques per afavorir els pol·linitzadors en ambients naturals 96
9.2 Pràctiques per afavorir els pol·linitzadors en ambients agrícoles 97
9.2.1 *Consideracions generals* 97
9.2.2 *Diversitat de cultius, configuració espacial i recursos florals* 98
9.2.3 *Infraestructures ecològiques per a potenciar els recursos florals* 100
9.2.4 *Substrats de nidificació* 101
9.2.5 *Reducció de tractaments fitosanitaris* 102
9.2.6 *Producció Integrada* 102
9.2.7 *Agricultura ecològica* 103
9.2.8 *Altres models de producció agrícola sostenible* 104
9.3 Pràctiques per afavorir els pol·linitzadors en ambients urbans i estructures viàries 105
9.4 Mesures per millorar la traçabilitat dels plaguicides 106
9.5 Regulació de la importació i moviment de pol·linitzadors 107
9.6 Mesures de foment, sensibilització i divulgació 108
9.7 Referències 108

RESUM EXECUTIU 114

INTRODUCCIÓ

Els insectes pol·linitzadors són fonamentals per al correcte funcionament dels ecosistemes terrestres. Globalment, gairebé el 90% de les plantes amb flors depenen dels insectes per transferir el pol·len i assegurar la seva reproducció sexual. Per tant, la pol·linització és un procés ecològic clau que està en la base de la producció de recursos essencials per a multitud d'espècies i és vital en la configuració de molts hàbitats i paisatges naturals que reconeixem i gaudim.

A més a més, la pol·linització que realitzen els insectes és fonamental per a l'agricultura i per tant per la alimentació de les poblacions humanes. El 75% de les principals plantes conreades al món necessiten els insectes per garantir la quantitat, la qualitat o l'estabilitat de les collites, fet que els atorga una importància econòmica molt destacable, però sovint insuficientment considerada en els balanços d'aquesta activitat. L'any 2016 la Plataforma Intergovernamental sobre la Biodiversitat i els Serveis Ecosistèmics de les Nacions Unides (IPBES) va publicar una extensa avaluació sobre el declivi global dels pol·linitzadors silvestres i els seus efectes sobre la pol·linització i la producció d'aliments, que situa el valor econòmic de la pol·linització dels conreus a tot el món entre 235-577 mil milions de dòlars anuals [1]. En aquesta línia, una revisió realitzada sobre 90 estudis fets en 1.400 camps de conreu en països de cinc continents, conclou que la contribució de les abelles silvestres en la producció dels conreus dependents de pol·linització per insectes supera els 3.000 dòlars per hectàrea i any [2]. Però el valor dels insectes com a pol·linitzadors de conreus va més enllà dels beneficis econòmics. Els conreus pol·linitzats per insectes aporten varietat a la nostra dieta, proporcionant-nos nutrients essencials per a mantenir un bon estat de salut i contribuint, en definitiva, al nostre benestar. Per la importància dels serveis que ens proporcionen, els insectes pol·linitzadors també són espècies bandera, gaudeixen d'una certa popularitat i sovint es consideren indicadors per avaluar la qualitat ambiental dels entorn naturals en què vivim.

L'evidència científica demostra que l'abundància i la diversitat d'aquests insectes ha sofert importants davallades al llarg del segle XX, fet que ha comportat que en els darrers temps diverses administracions hagin posat en marxa plans de conservació dels pol·linitzadors. Entre aquestes iniciatives destaquen, per la seva rellevància territorial, la Iniciativa per als pol·linitzadors de la Unió Europea [3] i el Pla Estratègic per a la Protecció dels Pol·linitzadors dels Estats Units [4]. Així mateix, diversos països i regions europees, com per exemple Alemanya, Gran Bretanya, Gales, Irlanda, Escòcia, Bèlgica, Països Baixos o França, han elaborat estratègies específiques de conservació per a frenar el declivi de pol·linitzadors. A nivell espanyol, el *Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico* va aprovar recentment l'Estratègia Nacional per a la Conservació dels Pol·linitzadors [5], que inclou un diagnòstic sobre la situació i les tendències dels pol·linitzadors i les principals causes del seu declivi a Espanya.

En el context català, l'Estratègia del patrimoni natural i la biodiversitat de Catalunya 2030, el full de ruta del Govern de la Generalitat per a frenar la pèrdua de biodiversitat, preveu l'elaboració d'un Pla intersectorial de conservació dels pol·linitzadors silvestres a Catalunya (línia d'actuació 35) per donar resposta al declivi d'aquests insectes. D'acord amb l'Estratègia, el Pla s'ha d'impulsar tenint en compte els resultats de l'informe de l'IPBES. El Pla tindrà per objectiu garantir la conservació dels pol·linitzadors silvestres i mantenir la funcionalitat i la productivitat dels ecosistemes agraris mitjançant una bateria d'accions orientades, entre d'altres aspectes, a recuperar els marges multifuncionals, afavorir la fauna útil dels conreus i divulgar els serveis i beneficis que proveeixen els pol·linitzadors silvestres. No obstant això, l'aprovació i publicació de l'Estratègia Nacional per a la Conservació dels Pol·linitzadors i la nova Estratègia de la UE sobre la Biodiversitat 2030 obliguen a ampliar i adaptar el Pla a les noves determinacions que sorgeixen d'aquests instruments.

El present informe té com a objectiu recollir i sistematitzar la informació científica de la qual es disposa actualment per a elaborar i desplegar el Pla intersectorial per a la conservació dels pol·linitzadors silvestres a Catalunya. La problemàtica que envolta els declivis de pol·linitzadors és àmplia i complexa i aquest fet ha condicionat l'estructura i el contingut d'aquest informe.

L'informe consta de dues parts ben diferenciades. La primera part conté una **diagnosi** sobre la importància de la pol·linització i dels pol·linitzadors; una anàlisi sobre l'estatus i les tendències poblacionals dels pol·linitzadors; la identificació i descripció de les causes dels declivis i les conseqüències per a la pol·linització de les plantes, tant silvestres com conreades; l'anàlisi de la relació entre els pol·linitzadors i l'agricultura, tant des del punt de vista del servei ecosistèmic de la pol·linització com des del punt de vista de l'agricultura intensiva com a factor clau en el declivi de pol·linitzadors; i finalment, un capítol sobre els reptes i les millores en el coneixement que cal atendre per avançar en la cerca de solucions. Al llarg del text d'aquesta primera part s'introdueix tant una visió general de la situació dels pol·linitzadors silvestres a nivell global i europeu com una visió centrada en el territori català, fet que permet identificar llacunes en el coneixement sobre els pol·linitzadors a Catalunya. Cada capítol inclou una secció amb les **referències bibliogràfiques** científiques i tècniques corresponents. La primera part finalitza amb un capítol sobre les principals conclusions i missatges clau que se'n poden extraure com a resultat de la diagnosi.

A la segona part del document s'identifiquen els **àmbits prioritaris** en què caldria centrar les actuacions del Pla intersectorial per a la conservació dels pol·linitzadors silvestres com a resultat de la diagnosi i de l'anàlisi dels instruments de planificació estratègica, nacionals i internacionals, actualment vigents. També es proposen algunes de les **mesures** que es podrien considerar en el Pla, tenint en compte els principals factors de risc i d'amenaça que afecten els pol·linitzadors i les oportunitats i sinèrgies favorables que poden existir en el context específic del territori català.

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 Comission. 2018 EU Pollinators Initiative. See 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.

PRIMERA PART

DIAGNOSI

Aurora dels guarets, *Zegris eupheme*, una papallona fortament amenaçada a Catalunya. (Fotografia: Jana Marco Tresserras).

CAPÍTOL 1
IMPORTÀNCIA DE LA POL·LINITZACIÓ I DELS POL·LINITZADORS

1.1 LA POL·LINITZACIÓ I ELS SISTEMES REPRODUCTIUS DE LES PLANTES

La pol·linització és un procés clau en la **reproducció sexual de les plantes**. Consisteix en el transport de grans de pol·len des de les anteres d'una flor (part masculina) cap a un estigma (part femenina). Un cop dipositat a l'estigma, el gra de pol·len forma un tub pol·línic per on passen les gàmetes masculines fins arribar a l'ovari, on té lloc la fusió amb l'òvul (fecundació), desencadenant la formació de la llavor i el fruit (Fig. 1).

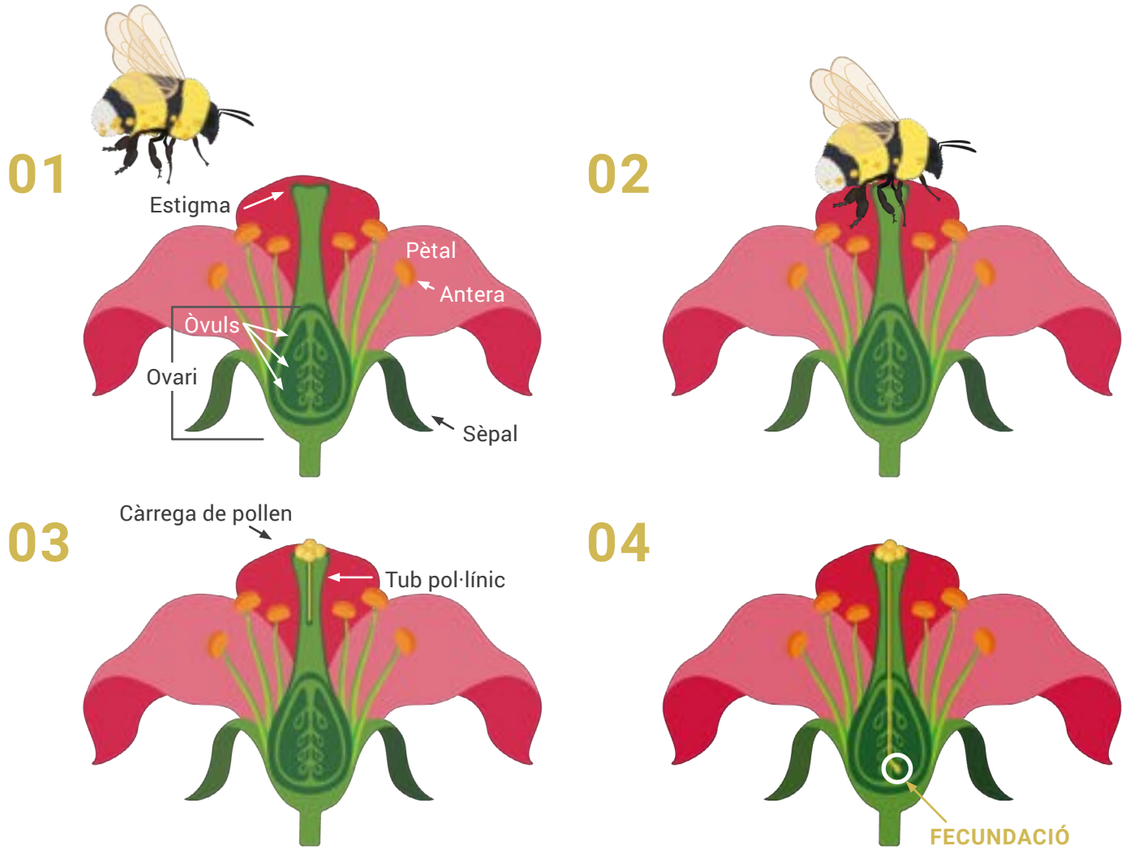


Fig. 1. Representació esquemàtica del procés de pol·linització i fecundació d'una flor. (01) Arribada d'un pol·linitzador carregat de pol·len; (02) deposició de grans de pol·len a l'estigma; (03) germinació dels grans de pol·len i formació del tub pol·línic; (04) fecundació de l'òvul.

Aquest transport de pol·len pot donar-se per diferents vectors. En algunes plantes, com per exemple els pins, els roures, les alzines i els cereals, el pol·len és transportat pel vent. En altres plantes, que generalment tenen flors vistoses, el pol·len és transportat per determinats grups d'animals, entre els que destaquen els insectes (**pol·linització entomòfila**). Per últim, en un reduït grup de plantes, el pol·len és transportat per l'aigua.

Independentment del vector que el transporti, podem distingir diferents tipus de pol·linització segons l'origen del pol·len. Normalment la transferència es dona entre individus de la mateixa espècie (pol·linització **conespecífica**). De vegades, però, es pot produir entre individus de diferents espècies (pol·linització **heteroespecífica**). La pol·linització heteroespecífica entre espècies molt properes pot donar lloc a híbrids, però per regla general quan les gàmetes masculines i l'òvul són d'espècies diferents no es produeix fecundació. Dins de la pol·linització conespecífica, parlem d'autopol·linització quan el pol·len dipositat a l'estigma prové de la mateixa flor o d'una altra flor del mateix individu. El procés de fecundació resultant d'aquestes dues variants d'autopol·linització s'anomena autogàmia i geitonogàmia, respectivament. Des d'un punt de vista genètic, l'autogàmia i la geitonogàmia són equivalents i es poden agrupar sota el terme "autofecundació". Quan el pol·len prové d'una flor d'un altre individu parlem de pol·linització creuada. La fecundació resultant, anomenada al·logàmia o xenogàmia, implica la combinació de material genètic de dos individus diferents.

Moltes plantes (anomenades **autocompatibles** o autofèrtils) poden ser fecundades i formar llavors viables tant per autofecundació com per xenogàmia, si bé sovint les llavors fecundades per xenogàmia presenten un major grau de viabilitat. Altres plantes, anomenades autoincompatibles, tenen xenogàmia obligada, és a dir només formen fruits i llavors si el pol·len prové d'un individu genèticament diferent.

1.2 FORMACIÓ DE FRUITS I LLAVORS

Els grans de pol·len dipositats en un estigma germinen i emeten un tub pol·línic que creix fins arribar a l'ovari (Fig. 1). A través d'aquest tub pol·línic viatgen dues gàmetes masculines. Una d'elles fecunda l'ovocèl·lula que conté l'òvul donant lloc a un zigot que acaba formant l'embrió. L'altre gàmeta s'uneix als anomenats nuclis polars de l'òvul originant un teixit nutrici (endosperma secundari) que protegeix i nodreix el creixement inicial de l'embrió. El conjunt de l'embrió i l'endosperma formen la **llavor**, amb capacitat de formar una nova planta. Paral·lelament a la fecundació, la resta dels teixits de l'ovari es transformen en **fruit**, que protegeix les llavors i que sovint participa en la seva dispersió. En moltes plantes els ovaris contenen més d'un òvul i per tant un fruit pot contenir múltiples llavors.

La pol·linització és un pas necessari, però no suficient, per la formació dels fruits. Una flor pol·linitzada correctament només acabarà produint un fruit si rep prou recursos en forma d'**aigua i nutrients**. Per tant, una baixa producció de fruits pot ser deguda a una pol·linització inadequada o insuficient, però també a altres causes. Per valorar la fructificació d'una planta s'utilitzen dues mesures. Una, anomenada **percentatge de fructificació**, és la proporció de flors que acaben formant fruits. Aquesta mesura està relacionada amb el nombre de flors que han estat ben pol·linitzades.

L'altra mesura és el **nombre de llavors formades per fruit** que està relacionada amb el nombre de grans de pol·len que ha rebut la flor.

Fins i tot en condicions òptimes, només una fracció de les flors acaben produint fruits. Per tant, és important saber si en una població de plantes silvestres o en un conreu la producció de fruits i llavors està limitada per la pol·linització o per altres factors. Per respondre a aquesta pregunta cal comparar el percentatge de fructificació i el nombre de llavors per fruit entre flors pol·linitzades de manera natural pels pol·linitzadors i flors pol·linitzades manualment amb pol·len compatible. Aquest darrer grup de flors proporciona una mesura de la producció màxima que pot assolir la planta quan la pol·linització no és limitant. Si els valors de producció de les flors pol·linitzades de manera natural són significativament més baixos que els de les flors pol·linitzades manualment vol dir que la producció està limitada per una pol·linització insuficient. Aquesta situació es sol donar en camps de conreu i en zones on els pol·linitzadors són escassos, o bé quan les condicions meteorològiques són adverses per a l'activitat dels pol·linitzadors. En aquests casos, és necessari prendre mesures per corregir el **dèficit de pol·linització** (capítol 5). A més de la quantitat de grans de pol·len dipositats, la producció de llavors també pot estar limitada per la "qualitat genètica" del pol·len dipositat [1]. Per exemple, com s'ha explicat abans, els embrions provinents d'òvuls fecundats per autogàmia poden tenir menys probabilitat de sobreviure.

1.3 POL·LINITZADORS

La vida de diversos grups animals està estretament lligada a les flors. La majoria d'aquests animals, que anomenem **florícoles**, visiten les flors per obtenir aliment, principalment pol·len i nèctar i, excepcionalment, olis florals. Durant les visites, aquests animals poden, de manera accidental, transferir pol·len als estigmes de les flors i per tant actuar com a pol·linitzadors. Altres animals visiten les flors per refugiar-se, per escalfar-se, per aparellar-se o per depredar altres visitants florals. Encara que ocasionalment també poden transferir pol·len, en general la seva eficàcia pol·linitzadora és molt baixa.

En zones tropicals (i de vegades en sistemes insulars), alguns grups de rèptils (llangardaixos), ocells (per exemple, els colibrís) i mamífers (alguns rat-penats i primats) són pol·linitzadors importants d'algunes plantes. En general però, a nivell global i, sobretot, a nivell europeu, els principals pol·linitzadors de la majoria de les plantes són insectes [2]. Dintre dels insectes, els ordres que inclouen més grups de pol·linitzadors són els Coleòpters, els Lepidòpters, els Dípters i els Himenòpters. Alguns Heteròpters, Ortòpters i Dictiòpters també visiten les flors de manera més o menys ocasional però el seu paper com a pol·linitzadors és molt menor.

1.3.1 Coleòpters (escarabats)

L'Ordre dels **Coleòpters** inclou diverses famílies amb espècies que, en estadi adult, s'alimenten principalment de pol·len i nèctar (Fig. 2). A la península Ibèrica s'estima que hi ha unes 750 espècies de Coleòpters que es poden considerar clarament florícoles [3].

A diferència d'altres grups d'insectes pol·linitzadors, que presenten òrgans bucals especialitzats en forma de llengua, les peces bucals dels Coleòpters adults són de tipus mastegador. Les larves s'alimenten de productes d'origen no floral, com ara fusta, llavors o altres matèries d'origen vegetal.

Els Coleòpters visiten sobretot flors obertes, amb el nèctar i el pol·len fàcilment accessibles. En general, els Coleòpters passen molt temps visitant cada flor, de manera que visiten poques flors per unitat de temps. A més a més, en alguns casos s'alimenten parcialment dels pètals i altres òrgans florals. Per aquests motius sovint es considera que la contribució pol·linitzadora dels Coleòpters és més aviat baixa. De totes maneres, en alguns casos, la seva eficàcia pol·linitzadora (nombre de grans de pol·len dipositats per visita) és molt elevada [4] i en ambients mediterranis poden arribar a ser molt abundants, compensant així la seva baixa taxa de visites.

Fig. 2. Coleòpters. (**01**) Dos mascles d'*Oedemera nobilis* (Oedemeridae) sobre una flor de xicoira, *Cichorium intybus* i (**02**) una femella d'*Anthaxia hungarica* (Buprestidae) sobre una flor de llongera integrifòlia, *Andryala integrifolia*. (Fotografies: N. Vicens).

1.3.2 Lepidòpters (papallones i arnes)

L'Ordre dels **Lepidòpters** es divideix en dos grans grups, els Ropalòcers i els Heteròcers. Els Ropalòcers (**papallones diürnes**) inclouen unes 230 espècies a la península Ibèrica repartides en 6 famílies. Els Heteròcers (**arnes o papallones nocturnes**) inclouen unes 4800 espècies a la península Ibèrica però moltes no actuen com a pol·linitzadores perquè no s'alimenten de productes florals [3]. La majoria són nocturnes, però algunes tenen hàbits diürns.

Tots els Lepidòpters florícoles s'alimenten de nèctar en estadi adult. Presenten una llengua, anomenada espiritrompa perquè en repòs es manté enrotllada formant una espiral, que pot arribar a ser molt llarga, i que utilitzen per xuclar el nèctar. Les femelles ponen els ous en fulles i altres òrgans vegetals dels quals s'alimenten les larves (erugues). En molts casos, la dieta larvària és bastant especialitzada, restringida a unes poques espècies de plantes.

Encara que visiten tot tipus de flors, les papallones mostren una certa preferència per les flors roses i liles amb corol·les tubulars profundes. Les arnes de la família **Sphingidae** visiten sobretot flors grans que produeixen molt nèctar. Altres grups d'arnes visiten sobretot flors amb colors suaus i/o fortament aromàtiques. Degut a la llargada de l'espiritrompa, el contacte entre el cos de les papallones i els òrgans reproductors de les flors sol ser lleu. Per aquest motiu, sovint es considera que els Lepidòpters són pol·linitzadors poc eficaços en comparació a altres grups. Tot i així, poden ser pol·linitzadors importants de plantes amb corol·les profundes. Per exemple, algunes papallones pol·linitzen el marcòlic (*Lillium martagon*) [5]. En aquest cas, la pol·linització es fa a partir de pol·len que les papallones porten enganxat a les ales, en un procés denominat pol·linització alar. Algunes plantes que obren les flors durant la nit són pol·linitzades principalment per Sphingidae. A diferència d'altres grups de pol·linitzadors, els Lepidòpters solen fer vols llargs entre flors visitades consecutivament. D'aquesta manera, potencien la pol·linització encreuada entre plantes allunyades, i per tant afavoreixen l'exogàmia [6,7].

Fig. 3. Lepidòpters. (**01**) Papallona reina (*Papilio machaon*; Papilionidae) libant d'una flor de lilà (Syringa persica); (**02**) Aparellament de la turquesa meridional (*Glaucopsyche melanops*; *Lycaenidae*), una espècie en forta regressió a Catalunya (Fotografies: A. Arrizabalaga; M. A. Fuentes).

1.3.3 Dípters (mosques i mosquits)

L'Ordre del Dípters es divideix en dos subordres, els Nematocera (mosquits i grups afins) i els Brachycera (mosques i grups afins). Es tracta d'un grup molt nombrós, amb més de 6400 espècies a la península Ibèrica [8]. Els Nematocera rarament visiten les flors. Dins dels Brachycera, en canvi, trobem algunes famílies eminentment florícoles, com ara els Syrphidae (unes 400 espècies a la península Ibèrica) i els Bombyliidae (prop de 200 espècies). La majoria dels Syrphidae i alguns Bombyliidae tenen aspecte d'abella o de vespa i sovint mostren un vol estàtic característic. Altres famílies, que popularment coneixem com a "mosques", també inclouen espècies que visiten les flors assíduament [3].

Fig. 4. Dípters. (**01**) Femella de *Sphaerophoria scripta* (Syrphidae) visitant una flor de blenera, *Verbascum pulverulentum*; (**02**) femella d'*Eristalis tenax* (Syrphidae) visitant una flor de mirabolà, *Prunus cerasifera*; (**03**) mascle de *Bombylella atra* (Bombyliidae) visitant una flor de margaridoia, *Bellis perennis*. (Fotografies: N. Vicens).

Els dípters florícoles s'alimenten de nèctar i pol·len i poden jugar un paper molt important en la pol·linització [9,10]. Presenten un aparell bucal en forma de trompa que els hi permet xuclar el nèctar i que pot arribar a ser bastant llarg en alguns Bombyliidae. A més a més, moltes mosques acudeixen a les flors per refugiar-se durant la nit o per escalfar-se. La dieta de les larves dels dípters florícoles no inclou productes florals. Moltes s'alimenten d'excrements i altres tipus de matèria orgànica en descomposició. Altres són parasitoides d'altres insectes. Les larves de molts Syrphidae són depredadores de pugons i per tant són importants agents de control biològic en sistemes agrícoles.

Els dípters visiten preferentment flors de colors clars (blanc, groc) amb corol·les poc profundes i el pol·len

i nèctar fàcilment accessibles. En aquestes espècies de plantes (per exemple en moltes umbel·líferes) poden arribar a ser els visitants més nombrosos i la seva eficàcia pol·linitzadora pot ser bastant elevada, sobretot entre els sírfids [4]. Alguns Bombyliidae de trompa llarga visiten freqüentment flors de corol·la tubular. El paper dels dípters com a pol·linitzadors és especialment important en hàbitats de muntanya, on les abelles són més escasses [11,12].

1.3.4 Himenòpters (vespes, formigues i abelles)

Els **Himenòpters** són un ordre molt divers que inclou el que comunament anomenem vespes, formigues i abelles. En total inclou unes 9000 espècies a la península Ibèrica. Si bé els termes "formiga" i "abella" corresponen a grups monofilètics ben establerts, el terme "vespa" s'aplica a diversos grups poc emparentats entre ells, fet que dificulta la seva definició. Tradicionalment, l'ordre dels Himenòpters es pot dividir en tres grans grups, els Symphyta (vespes fitòfagues), els Parasitica (que inclou vespes parasitoides i vespes que formen gales) i els Aculeata (que inclou les formigues, les abelles, les vespes depredadores i algunes vespes parasitoides) [2].

Els **Symphyta** inclouen vàries famílies que en estat larvari s'alimenten de teixits vegetals. Se les anomena "vespes amb serra" degut a la forma del seu ovipositor. A diferència de la resta d'Himenòpters, no presenten una constricció entre el tòrax funcional i el gàster (abdomen funcional), motiu pel qual també se les anomena "vespes sense cintura". Els adults d'aquestes espècies s'alimenten de nèctar i pol·len i de vegades també de petits insectes. Algunes espècies mostren un cert grau d'especialització envers certes espècies de plantes i el seu paper com a pol·linitzadores pot arribar a ser important [3].

Els **Parasitica** són un grup extremadament divers que inclou sobretot vespes parasitoides. Les femelles ponen els ous en insectes o aràcnids que serveixen d'aliment a les larves. La majoria són espècies de mida petita. Els adults d'algunes famílies visiten esporàdicament les flors per alimentar-se de nèctar. En general, degut a la seva petita mida corporal i a la baixa freqüència de visita, el paper d'aquestes vespes com a pol·linitzadores és poc rellevant. Una important excepció és l'espècie *Blastophaga psenes*, de la família Agaonidae, que és l'únic pol·linitzador de les figues silvestres (cabrafigues; *Ficus carica*).

Els **Aculeata** es caracteritzen per la transformació del seu ovipositor en un fibló que utilitzen com a òrgan d'atac i/o defensa. Inclouen les formigues, les abelles i diverses famílies de vespes. Totes les **formigues** (unes 300 espècies a la península Ibèrica) són socials, és a dir viuen en societats formades per una o més reines (femelles fèrtils) i moltes obreres (femelles estèrils). Les obreres de diverses espècies (sobretot de la subfamília Formicinae), recol·lecten nèctar i poden arribar a ser molt abundants en algunes flors. La dieta larvària és molt variable i pot ser carnívora (insectes i altres artròpodes) o herbívora (llavors i altres productes vegetals) segons les espècies. Les formigues visiten sobretot flors amb els nectaris accessibles. Degut a la seva mida petita, moltes vegades accedeixen els nectaris sense contactar els òrgans reproductors de la flor, actuant com a "lladres de nèctar". Tot i així, en certes plantes poden arribar a tenir un paper rellevant com a pol·linitzadores [3].

Els Aculeata inclouen diverses famílies de **vespes** que poden ser depredadores o bé parasitoides, els adults de les quals s'alimenten del nèctar de les flors. Les espècies depredadores construeixen nius i els aprovisionen amb preses (insectes o aranyes) per alimentar les seves larves. Les espècies parasitoides no construeixen nius i ponen els ous directament sobre els seus hostes. Algunes espècies depredadores són socials, però la gran majoria són solitàries, de manera que cada femella cria la seva descendència sense cooperació amb altres femelles. Dins de la família Vespidae, els membres de la subfamília Masarinae (11 espècies a la península Ibèrica) han abandonat la dieta carnívora i aprovisionen els nius amb pol·len i nèctar per alimentar les seves larves. Com les formigues, les vespes amb fibló visiten sobretot flors poc profundes, amb nectaris accessibles. Rarament arriben a ser molt abundants sobre les flors, però la seva taxa de visita és molt més alta que la de les formigues i la seva eficàcia pol·linitzadora pot ser bastant elevada. A més a més, els mascles d'algunes espècies visiten i pol·linitzen de manera exclusiva certes espècies d'orquídies [3].

Les **abelles** comprenen unes 1100 espècies a la península Ibèrica, repartides en més de 50 gèneres i 6 famílies [13]. Algunes espècies, com l'abella de la mel i els borinots o abellots són socials, però la majoria són solitàries. En tots dos casos, les femelles construeixen nius i els aprovisionen amb pol·len i nèctar per alimentar les seves larves. Per aquest motiu, les femelles d'aquestes espècies visiten les flors no només per alimentar-se de nèctar sinó també per a recol·lectar pol·len i nèctar per a les seves larves. Aquesta dependència dels recursos florals fa que les abelles visitin, més que cap altre grup de pol·linitzadors, un gran nombre de flors. També hi ha algunes espècies (anomenades abelles cucut) que ponen els ous en nius d'altres abelles. Les larves d'aquestes espècies maten l'ou de l'hoste i s'alimenten de les provisions de pol·len i nèctar

Fig. 5. Himenòpters. (**01**) Vespa solitària depredadora, *Odynerus consobrinus* (Vespidae), sobre flors de farigola, *Thymus vulgaris*; (**02**) obrera d'abella de la mel, *Apis mellifera* (Apidae), agafant pol·len i nèctar en una flor de borratja, *Borago officinalis*; (**03**) mascle de l'abella solitària *Hoplitis cf adunca* (Megachilidae) sobre escabiosa marítima, *Scabiosa atropurpurea*; (**04**) abella cleptoparàsita *Thyreus cf histrionicus* (Apidae) agafant nèctar en una flor d'aloc, *Vitex agnus-castus*. (Fotografies: N. Vicens).

(cleptoparasitisme). Els adults de les abelles cucut, així com els mascles de les espècies que construeixen nius, només visiten les flors per a alimentar-se de nèctar. Per a la majoria d'espècies de plantes, les abelles són els visitants florals més importants [14,15]. A més de recursos florals, les poblacions d'abelles requereixen també substrats de nidificació adequats. La majoria d'espècies excaven nius sota terra, però també hi ha espècies que nidifiquen en cavitats pre-establertes, com ara forats en troncs d'arbres morts o cavitats entre roques. Un nombre més reduït d'espècies excaven nius en substrats de fusta morta o en tiges de plantes, com ara els esbarzers, i unes poques espècies construeixen nius de fang o de resina sobre roques o sobre la vegetació. Els abellots solen nidificar en caus abandonats de rosegadors.

1.4 INTERACCIONS ENTRE PLANTES I POL·LINITZADORS

La majoria d'espècies de pol·linitzadors són **generalistes** i visiten un ampli ventall de flors d'espècies molt diverses. Altres, en canvi, són molt **especialistes** i visiten només una o unes poques espècies de planta. El grau d'especialització d'una espècie de pol·linitzador depèn d'una sèrie de factors.

En algunes espècies, el cicle vital del pol·linitzador està íntimament lligat a una espècie de planta. Per exemple, les larves de la vespa *Blastophaga psenes* només es desenvolupen en les infructescències de les figueres [16]. De manera semblant, les larves de l'escarabat *Derelomus chamaeropsis* es desenvolupen exclusivament en les inflorescències de margalló (*Chamaerops humilis* [17]). En aquests casos, el pol·linitzador visita només la seva planta hoste, de la qual n'és l'únic o el principal pol·linitzador, de manera que el grau d'interdependència entre la planta i el pol·linitzador és total. En altres casos, el pol·linitzador restringeix les seves visites a unes poques espècies de planta. Per exemple, algunes abelles solitàries només recol·lecten pol·len d'un gènere de plantes (monolèctia) o d'una família (oligolèctia) [18]. Tot i així, aquestes espècies poden visitar altres plantes per a obtenir nèctar. La resta d'espècies d'abelles recol·lecten pol·len de diverses famílies de plantes (polilèctia). Malgrat ser generalistes, molts pol·linitzadors mostren preferències per determinats trets morfològics o fisiològics de les flors. Per exemple, els pol·linitzadors amb requeriments alimentaris elevats (espècies socials i espècies de mida corporal gran) solen visitar flors que o bé són molt abundants o produeixen grans quantitats de pol·len i/o nèctar [19,20]. La facilitat d'accés als recursos florals també juga un paper important en la selecció de les flors visitades per part dels pol·linitzadors. Existeix una certa correlació entre la longitud de les peces bucals dels pol·linitzadors i la profunditat de la corol·la de les flors que visiten [21–23]. Per últim, alguns pol·linitzadors mostren preferències per certs colors o per certes olors florals [24,25].

Tot i aquestes preferències, la selecció de flors visitades per part d'un pol·linitzador depèn en gran part del context floral i de la resta de la comunitat local de pol·linitzadors. En molts casos, els pol·linitzadors poden ajustar les seves preferències en funció de l'oferta de recursos florals disponibles, que varia tant en l'espai com en el temps. Per exemple, una planta a priori molt atractiva pot deixar de ser-ho si rep una gran quantitat de visites que rebaixen els seus nivells de pol·len i nèctar. En definitiva, a nivell de comunitat, les relacions entre plantes i pol·linitzadors solen ser bastant generalistes i sovint oportunistes. A la brolla del Parc Natural del Garraf, una espècie de pol·linitzador visita, de mitjana, 4-5 espècies de planta i una espècie de planta rep, de mitjana, visites de 30-40 espècies de pol·linitzadors [26]. Aquestes relacions formen complexes **xarxes d'interaccions** (Fig. 6). L'elevat grau de connectivitat d'aquestes xarxes fa que una pertorbació, com per exemple l'extinció d'una espècie determinada o la introducció d'una nova espècie, pugui afectar un gran nombre d'espècies de la comunitat.

XARXA D'INTERACCIONS PLANTA-POL·LINITZADOR DE LA BROLLA DEL PARC NATURAL DEL GARRAF

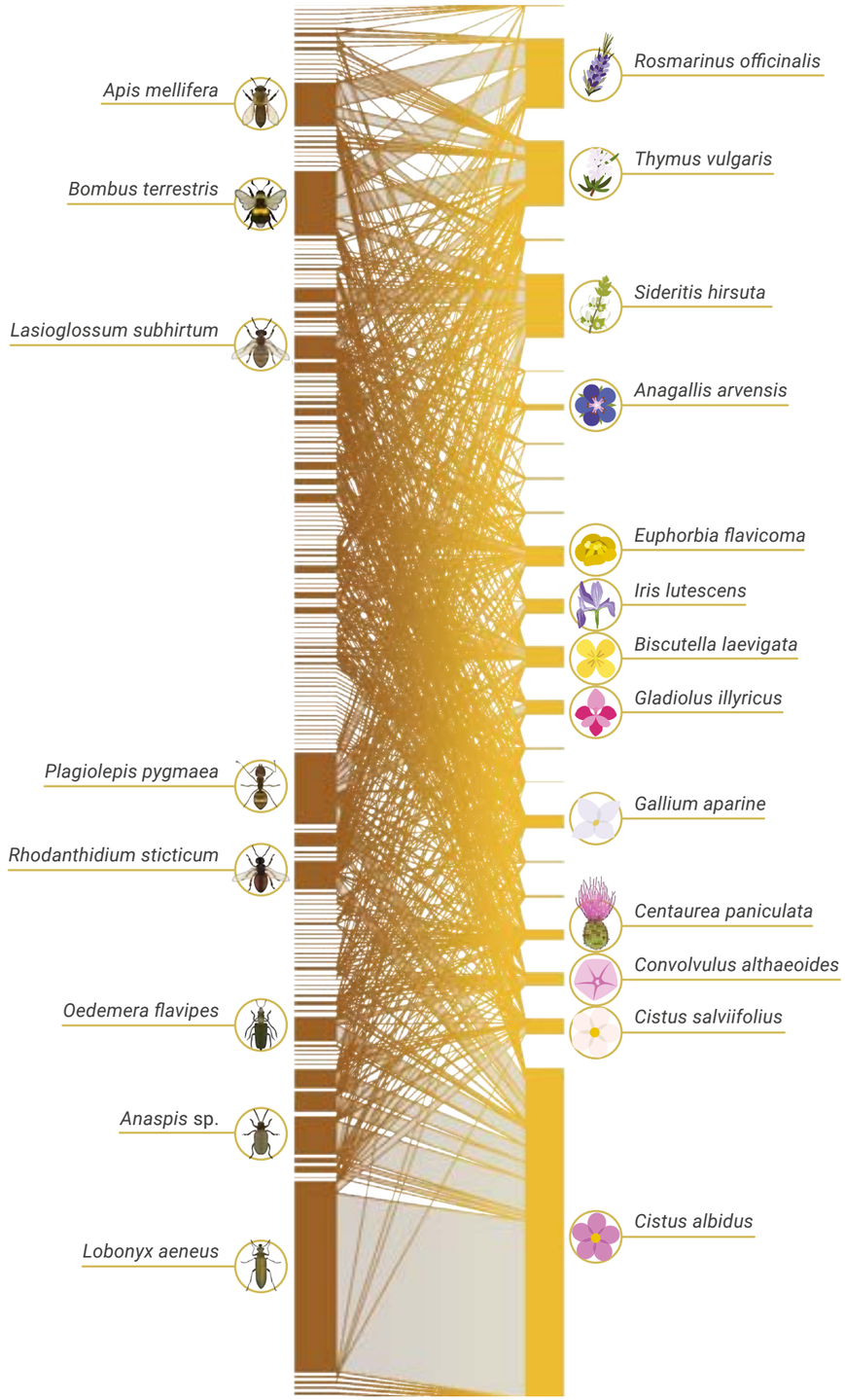


Fig. 6. Xarxa d'interaccions planta-pol·linitzador de la brolla del Parc Natural del Garraf. Les 23 principals plantes entomòfiles interactuen amb 201 espècies d'insectes pol·linitzadors formant més de 900 interaccions. Cada espècie està representada per un rectangle. L'alçada dels rectangles reflecteix la freqüència d'interacció de cada espècie. Alguns pol·linitzadors concentren la major part de les seves visites en unes poques espècies de planta però la majoria visiten moltes plantes. (Font: [26]).

1.5 EFICÀCIA I CONTRIBUCIÓ POL·LINITZADORA

Entenem com a **eficàcia pol·linitzadora** la quantitat de pol·len que un pol·linitzador diposita a l'estigma (o estigmes) d'una flor durant una visita. Hi ha molts factors que afecten aquesta eficàcia [4]. En primer lloc, és fonamental el comportament recol·lector, és a dir el posicionament i els moviments que fa el pol·linitzador sobre la flor. Per exemple, en algunes flors el pol·linitzador pot accedir als nectaris de manera frontal o de manera lateral. L'accés frontal garanteix el contacte amb les anteres i els estigmes i, per tant, afavoreix un bon nivell de recollida i deposició de pol·len. L'accés lateral, en canvi permet extraure el nèctar sense contactar els òrgans reproductors de la flor. Un cas extrem d'aquest comportament és el d'algunes abelles que mosseguen la base de les flors de corol·les profundes per introduir la trompa des de fora i "robar el nèctar" sense ni tan sols entrar a la flor [27]. L'eficàcia pol·linitzadora sol estar relacionada amb el tipus de recurs recol·lectat. Sovint, els pol·linitzadors que recol·lecten pol·len són més eficaços que els que recol·lecten nèctar. L'eficàcia pol·linitzadora també depèn del temps de visita. Les visites curtes solen dipositar menys pol·len que les visites llargues. La mida corporal és un altre factor important, els pol·linitzadors grans solen ser més eficaços que els petits [4].

En qualsevol cas, la quantitat de pol·len que una planta rep dels diferents pol·linitzadors que la visiten (**contribució pol·linitzadora**) no depèn només de l'eficàcia pol·linitzadora, sinó també de la freqüència de visites de cada pol·linitzador. En aquest sentit, un pol·linitzador poc eficaç pot fer una gran contribució si realitza moltes visites. La freqüència de visites d'una espècie de pol·linitzador a una espècie de planta concreta dependrà de l'abundància poblacional del pol·linitzador, la seva dependència dels recursos florals i la seva afinitat per la planta.

Fins ara s'ha considerat l'eficàcia pol·linitzadora en termes quantitatius (grans de pol·len dipositats als estigmes). Com s'ha explicat a l'apartat 1.2, però, la formació de llavors també pot estar limitada per la **qualitat dels grans de pol·len** dipositats a l'estigma [1]. En plantes de floració massiva, com ara arbres i arbusts, alguns pol·linitzadors visiten consecutivament moltes flors del mateix individu, de manera que la major part del pol·len transferit prové de flors del propi individu, fet que afavoreix l'**autogàmia** [28]. Altres pol·linitzadors, en canvi, visiten poques flors en cada planta i per tant afavoreixen la **pol·linització encreuada**. En principi, el grau de parentiu entre dues plantes de la mateixa població disminueix amb la distància, de manera que els pol·linitzadors que visiten poques flors per planta i fan vols llargs entre plantes potencien el **flux gènic** dins d'una població [7].

Un altre aspecte important és el de la **constància floral**, definida com la tendència d'un pol·linitzador a visitar consecutivament flors de la mateixa espècie. La majoria de pol·linitzadors mostren un alt grau de constància floral, fet que evita la pol·linització heteroespecífica. En alguns casos, però, sobretot quan la disponibilitat de recursos és baixa, un pol·linitzador pot alternar visites entre espècies diferents o bé visitar una espècie per obtenir pol·len i una altra per obtenir nèctar. En general, la deposició de pol·len heteroespecífic és poc important, però en casos extrems pot arribar a bloquejar l'estigma de la flor i dificultar la germinació de grans de pol·len conespecífics [29].

1.6 LA POL·LINITZACIÓ COM A PROCÉS CLAU EN EL FUNCIONAMENT DELS ECOSISTEMES NATURALS

La pol·linització és un procés cabdal per al **funcionament dels ecosistemes** terrestres. A nivell mundial, prop del 90% de les espècies de plantes amb flors depenen, en major o menor mesura, dels pol·linitzadors per la seva reproducció sexual [30]. Un estudi recent estima que en absència de pol·linitzadors, la meitat de les plantes amb flors patiria una reducció en la producció de llavors igual o superior al 80% [31]. Aquesta reducció arribaria al 100% en un terç de les espècies. Per tant, un declivi generalitzat de pol·linitzadors afectaria l'èxit reproductiu de moltes plantes i transformaria els ecosistemes terrestres de manera radical. L'abundància de moltes plantes disminuiria i algunes fins i tot podrien extingir-se. Això comportaria un empobriment de les comunitats de plantes i una dominància de les espècies que tenen menys dependència dels pol·linitzadors, com ara les pol·linitzades pel vent o les que tenen mecanismes de reproducció asexual. S'ha demostrat que fins i tot canvis relativament petits en l'abundància i composició dels pol·linitzadors que visiten una espècie de planta poden tenir un impacte apreciable en la seva reproducció i demografia [28]. Com s'ha explicat a l'apartat 1.4, les plantes i els pol·linitzadors formen xarxes d'interaccions altament connectades de manera que canvis demogràfics en una sola espècie de planta poden acabar afectant al conjunt de la comunitat de plantes i pol·linitzadors.

Canvis en l'èxit reproductiu de les plantes afectarien de manera directa els animals que depenen d'elles com a font d'aliment, sobretot els que s'alimenten de fruits i llavors. La dieta de diversos grups d'animals, com ara molts insectes, entre els quals les formigues granívores, i molts ocells, es basa de manera gairebé exclusiva en les llavors i/o els fruits de les plantes pol·linitzades per insectes. Per a altres grups d'animals, com ara alguns mamífers i ocells, les llavors i els fruits no són el component majoritari de la seva dieta, però sí un element important en termes nutritius i energètics, sobretot en determinades èpoques de l'any. Per tant, en última instància, els pol·linitzadors són fonamentals per garantir l'estabilitat de la **xarxa tròfica** que es construeix al voltant de les plantes.

1.7 LA POL·LINITZACIÓ COM A SERVEI ECOSISTÈMIC

La pol·linització per animals constitueix un **servei ecosistèmic** de gran importància pels humans ja que contribueix de manera decisiva a la **producció agrícola**. Dels principals conreus del món, un 75% depenen en major o menor grau de la pol·linització per animals, principalment per insectes, per a produir fruits i llavors [32]. Aquest **grau de dependència** es mesura com el percentatge de producció que es perdria en absència de pol·linitzadors. Entre els conreus pels quals els pol·linitzadors són essencials (grau de dependència del 90-100%) es troben el cacau, el meló, la síndria, la carabassa el kiwi i moltes varietats (autoincompatibles) d'ametller. Altres conreus, com ara la majoria dels arbres fruiters, el cogombre, el mango, o l'alvocat tenen grau de dependència elevat (40-90%), moderat (10-40%; l'albergínia, les maduixes) o baix (10%; el tomàquet, alguns cítrics, la papaia) (Fig. 7). Altres conreus, entre els quals destaquen els cereals, però també les olives i el raïm, no depenen de

GRAU DE DEPENDÈNCIA DE POL·LINITZADORS

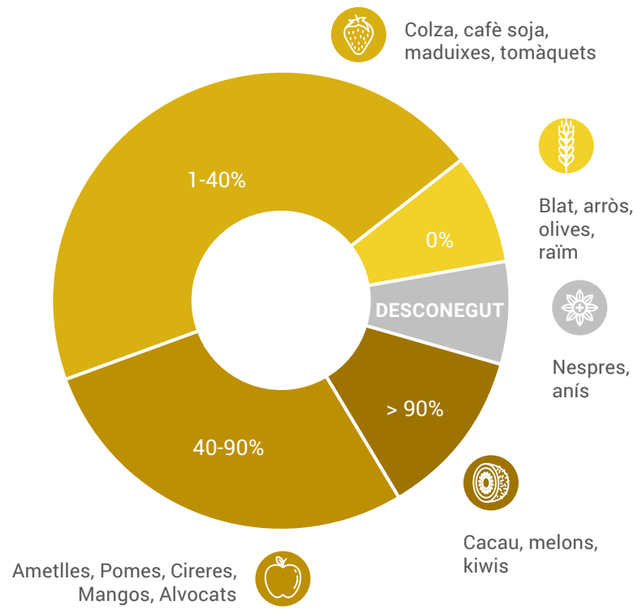


Fig. 7. Percentatge de conreus amb diferents graus de dependència de la pol·linització per animals a nivell mundial. (Font:[32,33]).

la pol·linització per insectes. Per últim, hi ha alguns conreus (com ara algunes lleguminoses, els nespres i l'anís) pels quals es desconeix el grau de dependència dels pol·linitzadors.

En conjunt, els conreus pol·linitzats per insectes inclouen principalment fruites, moltes hortalisses i alguns fruits secs, i també conreus les llavors dels quals s'utilitzen per fer oli com el gira-sol i la colza. Cal destacar, a més a més, el paper dels pol·linitzadors en la producció de llavors de molts cultius farratgers, com ara l'alfals o el trèvol, i de conreus que no proporcionen aliments però sí altres materials importants pels humans, com ara el cotó [34]. A nivell global, els conreus que depenen dels pol·linitzadors representen un 35% de la producció mundial [35]. La resta la composen cereals i conreus d'arrel (60%), que es pol·linitzen pel vent, i conreus dels quals no es coneix el seu grau de dependència dels pol·linitzadors (5%) [36]. El **valor econòmic** del servei ecosistèmic de la pol·linització a nivell mundial s'estima entre 235 i 577 mil milions de dòlars anuals [36]. La distribució dels beneficis econòmics de la pol·linització per animals no és uniforme arreu del món. Les regions més beneficiades per aquest servei ecosistèmic són l'Àsia Oriental, l'Orient Mitjà, l'Europa mediterrània i l'Amèrica del Nord.

A Europa, els cultius que requereixen pol·linització entomòfila representen un 15% de la producció i un 31% dels beneficis agrícoles [34]. Una absència de pol·linitzadors suposaria una disminució de la producció del 7% [34], amb pèrdues de més de 3 bilions d'euros l'any [37]. El grau de dependència de la pol·linització en la producció agrícola de Catalunya i el seu valor econòmic es tracten al capítol 5.

A part del valor econòmic, és important tenir en compte que els aliments provinents de conreus pol·linitzats per insectes són especialment rics en micronutrients, com ara vitamines, minerals i certs antioxidants (sobretot fruites, hortalisses), i també en lípids (llavors oleaginoses) [38]. Aquests elements són essencials per a garantir una **nutrició saludable** de les poblacions humanes. Des d'una perspectiva de Salut Global (*One Health* en anglès, una aproximació que reconeix que la salut de les persones està íntimament connectada amb la salut dels ecosistemes i del medi ambient que compartim), una disminució d'aquests productes en la dieta humana implicaria un augment de certes malalties i carències nutricionals [39,40]. Per tant, els pol·linitzadors són cabdals per garantir l'alimentació de les poblacions humanes no només a nivell quantitatiu sinó també qualitatiu.

La superfície conreada amb conreus entomòfils ha incrementat al llarg de les últimes dècades, de manera que es preveu que la demanda del servei de pol·linització augmenti [41,42]. Malauradament, en algunes regions de gran producció agrícola, com ara els Estats Units, Brasil, Argentina i alguns països europeus, el creixement de superfície destinada a cultius entomòfils ha anat acompanyada d'una tendència al monocultiu, fet que provoca una pèrdua de biodiversitat [42]. Com s'explica a l'apartat 1.8, la diversitat de pol·linitzadors és fonamental per garantir l'**estabilitat** del servei ecosistèmic de la pol·linització. En aquest sentit, s'ha constatat que, al llarg dels últims 50 anys, els conreus amb un major grau de dependència dels pol·linitzadors han tingut una productivitat més inestable [43].

En definitiva, una reducció generalitzada del servei de pol·linització per insectes provocaria pèrdues de producció molt importants a nivell local i mundial. Aquestes pèrdues tindrien un impacte en el benefici econòmic dels productors i comportarien problemes de subministrament amb el conseqüent increment de preus pels consumidors.

1.8 LA IMPORTÀNCIA DE LA DIVERSITAT

Parlem de diversitat d'una comunitat d'animals o plantes per referir-nos a la riquesa d'espècies (nombre total d'espècies presents a la comunitat) però també a la distribució equitativa de l'abundància de les diferents espècies. És a dir, una comunitat és més diversa si té més espècies, però també si les abundàncies de les diferents espècie són semblants. En canvi, una comunitat és menys diversa quan té poques espècies i/o quan una o poques espècies són molt dominants.

La diversitat és important pel **funcionament dels ecosistemes** perquè les comunitats diverses tenen més capacitat de resistir i recuperar-se de les pertorbacions. Això és degut a que una alta diversitat d'espècies també implica una alta diversitat de trets o característiques biològiques (**diversitat funcional**). Davant una pertorbació, sigui d'origen natural o antròpic, com més espècies amb característiques diferents hi hagi a la comunitat, més probable és que algunes d'elles puguin fer front a la pertorbació i que la comunitat no es col·lapsi i es pugui mantenir el funcionament de l'ecosistema [44,45]. Per tant, mantenir comunitats de pol·linitzadors diverses en zones naturals, seminaturals, agroforestals i agràries garanteix una major **resistència i resiliència** davant pertorbacions com ara el canvi climàtic o els canvis d'usos del sòl.

La diversitat de pol·linitzadors és fonamental per garantir la funció de la pol·linització i assegurar la persistència de les comunitats de plantes [46,47]. Una comunitat de plantes està formada per un nombre determinat d'espècies cadascuna de les quals té característiques morfològiques i funcionals diferents. Aquestes diferències inclouen l'època de la floració, la mida i la forma de la flor, la profunditat de la corol·la, la posició de les anteres i els estigmes, o el nombre de grans de pol·len que han de rebre els estigmes per assolir una producció de llavors màxima. En definitiva, aquestes característiques, entre altres, condicionen els tipus de pol·linitzadors que poden pol·linitzar adequadament una espècie de planta. En una comunitat de pol·linitzadors diversa hi haurà espècies amb diferents períodes de vol, amb preferències per diferents trets florals i tipus de pol·len, i amb aparells bucals de diferents llargàries que els permetran accedir a corol·les més o menys profundes. Aquesta diversitat funcional de pol·linitzadors garantirà que totes les espècies de plantes de la comunitat rebin un servei de pol·linització adequat [48]. En definitiva, una comunitat de plantes diversa només pot perdurar en el temps si compta amb una comunitat de pol·linitzadors igualment diversa. Al mateix temps, una comunitat vegetal diversa ajudarà a mantenir una comunitat de pol·linitzadors diversa [49].

La importància de la diversitat de pol·linitzadors sobre la funció de la pol·linització també es posa de manifest si considerem una única espècie de planta. Alguns estudis han demostrat una relació positiva entre la diversitat de pol·linitzadors i la producció de llavors i fruits en diverses plantes silvestres [50]. Aquest relació és especialment forta quan la comunitat de pol·linitzadors inclou diferents grups funcionals com ara abelles socials, abelles solitàries i sírfids [51]. Aquest tipus de relació també s'ha demostrat en certs conreus, en els quals el servei de pol·linització augmenta amb la diversitat funcional de pol·linitzadors [52–54]. Aquest efecte positiu de la diversitat funcional dels pol·linitzadors sobre la pol·linització es pot explicar per dos mecanismes. El primer és la **complementarietat**. Diferents espècies de pol·linitzadors poden tenir trets complementaris. Per exemple, un pol·linitzador pot ser més actiu al matí i un altre a la tarda. O bé un pol·linitzador pot visitar preferentment les flors de la part superior d'un arbre i un altre les flors de la part més baixa (Fig. 8.1). D'aquesta manera, el servei de pol·linització serà més complet quan coexisteixin les dues espècies [49]. El segon mecanisme que explica

EXEMPLE DE COMPLEMENTARIETAT FUNCIONAL

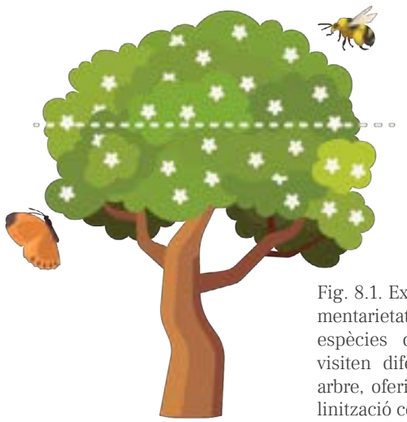


Fig. 8.1. Exemple de complementarietat funcional. Dues espècies de pol·linitzadors visiten diferents parts d'un arbre, oferint serveis de pol·linització complementaris.

la relació positiva entre diversitat de pol·linitzadors i funció pol·linitzadora és la **redundància**. En una comunitat de pol·linitzadors rica hi haurà diverses espècies amb trets funcionals similars. Les poblacions de pol·linitzadors poden patir grans fluctuacions d'un any a l'altre. La redundància permet que si una espècie de pol·linitzador esdevé molt escassa o inclús desapareix, la seva funció pol·linitzadora pugui ser substituïda per altres espècies funcionalment equivalents (Fig. 8.2).

En definitiva, la diversitat de pol·linitzadors és un element clau per assegurar el bon funcionament dels ecosistemes i garantir el servei ecosistèmic de la pol·linització dels conreus, i per tant garantir la conservació de les comunitats de plantes i pol·linitzadors tant en sistemes naturals com agrícoles.

EXEMPLE DE REDUNDÀNCIA FUNCIONAL

Fig. 8.2. Exemple de redundància funcional. En una comunitat diversa (esquerra), la pèrdua d'una espècie de pol·linitzador es veu compensada per les altres espècies; en canvi, en una comunitat empobrida (dreta), la pèrdua d'una espècie comporta una disminució dràstica del servei de pol·linització.

1.9 REFERÈNCIES

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-Picńn L, Cerdá X, Marcos García M, Micń 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 CÁ, Stefanescu C. 2018 Evidence of butterfly wing pollination in the martagon lily Lilium margaton 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-Tolrá M. 2002 Catálogo de los Diptera 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, Ornosa 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-Opllinator 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–flowervisitorweb. *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. *http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095601* **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:10.2307/177130)

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/SUPPL_FILE/SCIADV.ABD3524_DATA_FILES_AND_R_CODE.ZIP)

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: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/SUPPL_FILE/PNAS.201012431SI.PDF)

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. Kühsel 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, Tscharntke 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, Tscharntke 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)

CAPÍTOL 2
ESTATUS I TENDÈNCIES DE LES COMUNITATS I POBLACIONS DE POL·LINITZADORS

2.1 DECLIVIS GENERALITZATS DE POL·LINITZADORS

Existeixen nombroses evidències que indiquen que les poblacions de moltes espècies d'insectes estan experimentant **davallades poblacionals**. Aquestes evidències augmenten ràpidament a mesura que s'acumulen sèries temporals més llargues de programes de seguiment o monitoratge. Diverses revisions conclouen que els insectes estan patint una davallada sense precedents i molt preocupant a escala global [1–4]. En zones naturals protegides d'Alemanya s'ha estimat que la biomassa dels insectes voladors ha disminuït al voltant d'un 75% en els últims 25 anys [5].

Els insectes pol·linitzadors són un clar exponent d'aquesta tendència, i el declivi d'aquest grup s'accepta actualment com un fenomen d'abast mundial i de magnituds molt importants [6–13]. Aquestes davallades s'han estudiat sobretot en **papallones** i **abelles** i, en menor grau, en **sírfids** (Syrphidae). És important destacar que els declivis no afecten a totes les espècies per igual. Per exemple, en el cas de les abelles, les espècies de mida corporal gran, les de trompa llarga i les que tenen un alt grau d'especialització, tant d'hàbitat com de dieta, són les més afectades [8,10,14]. Aquesta relació entre trets biològics i declivis condueix a un **empobriment de la diversitat funcional** i a una **homogeneïtzació biòtica** que pot posar en perill la funció pol·linitzadora a nivell de comunitat, tal com s'ha explicat a l'apartat 1.8.

A Catalunya, l'únic grup d'insectes pol·linitzadors pels quals es disposa d'informació sobre tendències poblacionals són les papallones diürnes. El monitoratge al llarg de les darreres tres dècades d'un gran nombre de poblacions a Catalunya, Andorra i les illes Balears en el marc del **CBMS** (**Catalan Butterfly Monitoring Scheme**; www.catalanbms.org) mostra

REGRESSIÓ DE LA TURQUESA MEDITERRÀNIA

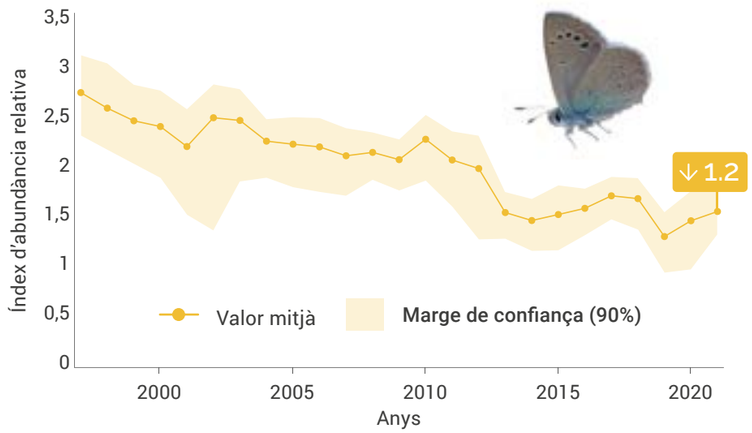


Fig. 9. Regressió de la turquesa mediterrània (*Glaucopsyche melanops*; Lycaenidae) a Catalunya en el període 1998-2021 (Font: CBMS, https://www.catalanbms.org/; MCNG, http://www.mcng.cat/).

declivis en un 70% de les espècies [15–17] (Fig. 9), confirmant les tendències negatives detectades a escala europea i global. Les conclusions derivades de diferents tipus d'anàlisis són molt coincidents i defineixen uns patrons molt robustos. De manera semblant al que passa amb les abelles, les papallones que es comporten com especialistes d'hàbitat són les que han patit declivis més forts [18]. A nivell europeu, els declivis són especialment importants en les espècies associades a espais oberts [19]. Aquesta tendència també s'observa a Catalunya, on les papallones associades a prats i herbassars han davallat molt més que les que prefereixen ambients forestals [20]. Una anàlisi recent també mostra que els declivis més importants es donen en espècies de papallones que són especialistes tròfics en la seva fase larvària [17]. Aquest resultat és, fins a cert punt, previsible perquè diferents trets ecològics (com ara el grau d'especialització de larves, dels adults i la mobilitat) es correlacionen entre ells i configuren un gradient que va des d'una estratègia ecològica de tipus generalista fins a una de caire especialista [21]. Tal com passa amb les abelles, aquestes tendències condueixen cap a una homogeneïtzació de les comunitats que s'explica en darrer terme per les extincions locals que pateixen determinades espècies. Les dades del CBMS, han permès estimar que aquestes extincions locals afecten aproximadament el 5% de les poblacions de papallones monitoritzades a Catalunya [22].

2.2 ESPÈCIES AMENAÇADES

A diferència del que passa amb molts grups de vertebrats i de plantes, el coneixement sobre la distribució i les tendències poblacionals de la majoria de pol·linitzadors és escàs, un fet que en limita la seva inclusió en les llistes d'espècies amenaçades i, en darrer terme, la seva protecció legal. Malgrat això, els darrers anys la IUCN ha publicat diverses **Llistes Vermelles** d'insectes pol·linitzadors a Europa, basades en part en el criteri d'experts, que ajuden a emmarcar aquesta problemàtica. Per exemple, la llista vermella de les abelles europees estima que un 37% de les espècies amb suficient informació es troben en declivi, i en classifica com amenaçades un 9%. Destaca el grup dels abellots, amb un 26% de les espècies amenaçades. Alhora, aquesta llista vermella reconeix que un 57% de les espècies tenen dades insuficients per poder avaluar el seu estatus de conservació [7, 23]. En el cas de les papallones diürnes, la llista vermella europea estima que el 31% de les espècies estan en declivi i el 9% es troben amenaçades [24]. A nivell de cada país, les proporcions d'espècies en cada categoria d'amenaça reflecteix en bona part el nivell de coneixement de la fauna regional. Així, una anàlisi de les 34 llistes vermelles disponibles mostra que als països del sud, amb faunes més riques però alhora molt menys conegudes, el valor mitjà de categories d'amenaça és molt més baix que als països del centre i nord [25].

La Llista Vermella d'Invertebrats d'Espanya [26] inclou 35 espècies de pol·linitzadors en diverses categories de conservació (Fig. 10). Entre aquestes hi ha una espècie de coleòpter florícola (classificada com a vulnerable), 3 espècies de sírfids (de les quals una en perill d'extinció), 17 espècies d'abella (quatre d'elles en perill d'extinció) i 14 espècies de Lepidòpters (tres de les quals en perill d'extinció). La llista també inclou altres 36 espècies de pol·linitzadors possiblement amenaçats però amb dades insuficients.

A Catalunya el **Catàleg de la Fauna Salvatge Autòctona Amenaçada** inclou un llistat de les espècies d'animals per a les quals hi ha evidències sòlides d'un estatus d'amenaça. En aquest Catàleg apareixen 45 espècies de papallones diürnes (12 en perill d'extinció, 32 vulnerables i una extinta com a reproductora a Catalunya). Aquesta llista s'ha compilat en base a la proposta de categories d'amenaça que apareix a la guia de papallones diürnes de Catalunya [27], establerta a partir de dades de distribució i de tendències prou acurades. Gràcies a aquestes dades es pot afirmar que un 20% de les espècies de papallones diürnes de Catalunya es troben amenaçades. Per a la resta dels pol·linitzadors l'escassetat d'espècies amenaçades reflecteix únicament el desconeixement de la distribució i estatus poblacional, cosa que impedeix una classificació objectiva. El catàleg

Fig. 10. El brocat variable (*Euphydryas aurinia*; Nymphalidae) és una espècie protegida per la Directiva d'Hàbitats de Catalunya. Malgrat això, les poblacions que ocupen el sector mediterrani (la gran majoria) estan patint un regressió molt pronunciada, que s'explica pel tancament d'antics prats i herbassars, i per la progressiva reducció i fragmentació del seu hàbitat (Foto: J. Corbera).

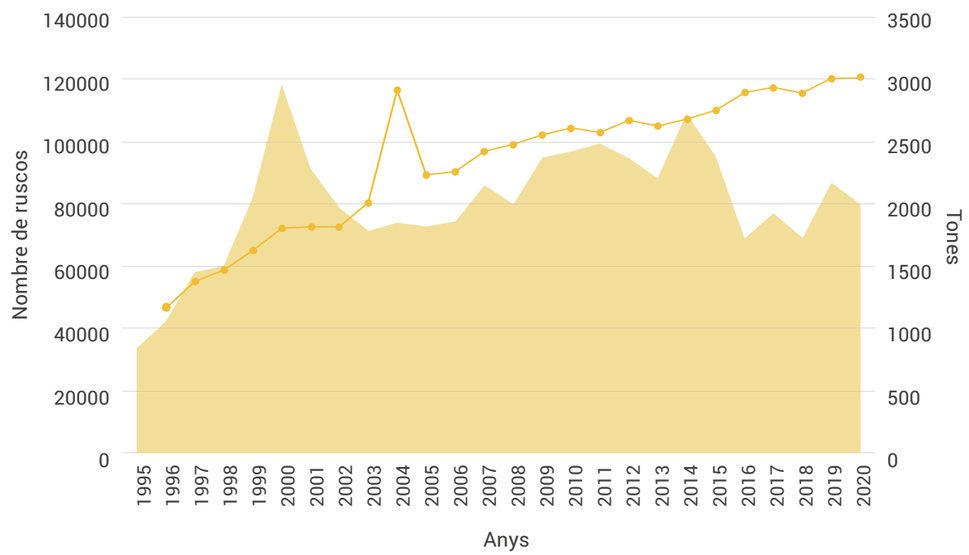
català no inclou cap dípter, però sí tres Coleòpters florícoles (un d'ells classificat com en perill d'extinció i els altres dos com a vulnerables), i dues espècies d'abellots (totes dues classificades com a vulnerables). A països on hi ha informació sobre les tendències poblacionals de les abelles, com ara Alemanya, un 49% de les espècies es considera que estan en declivi [28]. Un estudi fet al Regne Unit, assenyala que un 33% de les espècies d'abelles i sírfids han declinat i un 10% han augmentat des de 1980 [29].

2.3 TENDÈNCIES POBLACIONALS DE L'ABELLA DE LA MEL

A nivell popular s'ha parlat molt del declivi de les poblacions d'abella de la mel, *Apis mellifera*. Tot i que, al llarg de les últimes dècades, el nombre de ruscos ha disminuït de manera molt significativa en alguns països com ara els Estats Units i Alemanya, aquesta tendència no és generalitzada [30]. Malgrat les creixents dificultats a les quals s'enfronta el sector apícola en forma de noves plagues i malalties, síndrome de despoblament dels ruscos i alts nivells de mortalitat hivernal, i competència per la importació de mel d'altres països [31], el nombre de ruscos a Espanya ha augmentat de manera consistent des dels anys 80 (Fig. 11; [32]). A Catalunya el **nombre de ruscos** ha augmentat de 46.500 al 1996 a 122.000 al 2020 (Fig. 11; [32]). La major part d'aquests ruscos (78%) són transhumants [32]. La majoria de les explotacions apícoles catalanes (71%) es dediquen a la producció de mel, mentre que un 23% compaginen la producció de mel amb la pol·linització de conreus i un 3% es dedica exclusivament a la pol·linització [32]. Cal remarcar que en els últims anys, tant a Catalunya com a Espanya, l'increment de ruscos no va acompanyat d'un increment en la producció de mel (Fig. 11). Les causes d'aquesta aparent davallada en la producció de mel per rusc no estan clares i indubtablement hi intervenen múltiples factors. Els períodes de sequera associats a l'escenari actual de canvi climàtic tenen un gran impacte negatiu sobre les floracions. Això comporta un estat de malnutrició que debilita les abelles, afectant la seva capacitat immunitària per fer front a paràsits com la varroa i als virus transmesos per aquesta, així com a altres agents patògens (fongs, bactèries i altres virus) [33–36]. Tot això condueix al **debilitament de les colònies**, comprometent la seva capacitat de producció de mel (apartat 3.8.2).

01

EVOLUCIÓ DEL NOMBRE DE RUSCOS I PRODUCCIÓ DE MEL A CATALUNYA (1995-2020)



02

EVOLUCIÓ DEL NOMBRE DE RUSCOS I PRODUCCIÓ DE MEL A ESPANYA (1985 -2020)

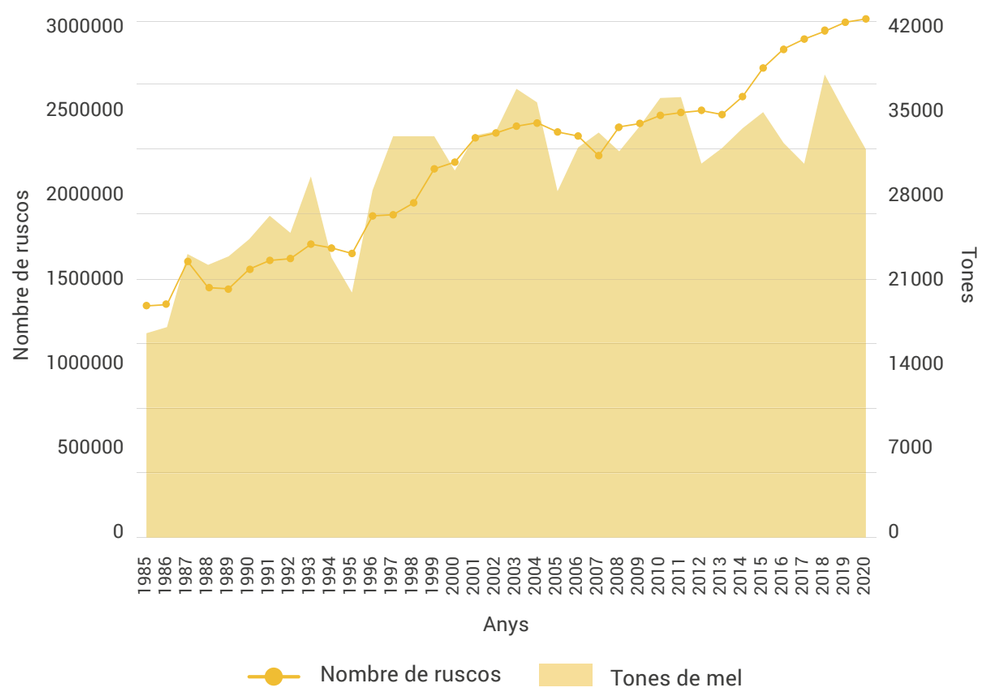


Fig. 11. Nombre de ruscos enregistrats i producció de mel a Catalunya (01) i a Espanya (02) al llarg de les últimes dècades. (Font: [32])

2.4 POL·LINITZADORS GESTIONATS

A partir de principis del segle XX, les colònies d'**abella de la mel**, *Apis mellifera*, es van començar a fer servir no només per a obtenir mel, cera i altres productes apícoles, sinó també per a augmentar la pol·linització en camps de conreu. Des de llavors, gràcies a la seva disponibilitat en grans quantitats i la seva versatilitat, aquesta espècie s'ha utilitzat com el principal, i en molts casos únic, pol·linitzador gestionat en la majoria de conreus arreu del món.

Dependre d'una sola espècie de pol·linitzador per a tots els conreus, però, és arriscat. En primer lloc, problemes en el subministrament d'aquest pol·linitzador podrien tenir conseqüències greus sobre el conjunt de la producció agrícola. En segon lloc, tot i que l'abella de la mel és una espècie eminentment generalista, que visita pràcticament qualsevol tipus de flor, en alguns conreus la seva eficàcia pol·linitzadora no és molt elevada o bé prefereix visitar altres floracions, fet que obliga a utilitzar altes densitats (ruscos per hectàrea) per assolir uns bons nivells de pol·linització. Per aquests motius, s'han desenvolupat mètodes de cria i gestió d'altres espècies d'abelles per a cultius concrets (Fig. 12). Des dels anys 60, als Estats Units i al Canadà, es comercialitzen poblacions d'una abella solitària talladora de fulles, *Megachile rotundata*, per a produir llavor d'alfals [37]. Més recentment, als anys 90 a Europa, es van començar a utilitzar colònies d'abellots (*Bombus terrestris*) per a pol·linitzar tomàquets i altres conreus d'hivernacle [38]. La cria d'**abellots** ha crescut de manera molt ràpida i actualment també s'utilitzen per a pol·linitzar fruiters [39]. El seu ús a Catalunya està bastant estès, tant en conreus d'hivernacle (maduixes) com

Fig. 12. Tres espècies de pol·linitzadors gestionats visitant flors de fruiter. (**01**) Abella de la mel (*Apis mellifera*; Apidae); (**02**) abellot comú (*Bombus terrestris*; Apidae); (**03**) òsmia dels fruiters (*Osmia cornuta*; Megachilidae). (Fotografies: N. Vicens).

en fruiters. Quatre espècies d'**abelles solitàries** del gènere *Osmia* s'estan utilitzant a l'est d'Àsia (*Osmia cornifrons*), Nord-Amèrica (*Osmia lignaria*) i Europa (*Osmia cornuta* i *Osmia bicornis*) per a pol·linitzar fruiters [40] però la comercialització d'aquestes espècies no ha crescut tant com la dels abellots. A Catalunya, algunes associacions de fruiters estan criant poblacions d'*Osmia cornuta* a petita escala.

Els pol·linitzadors gestionats tenen un clar impacte positiu sobre els nivells de pol·linització i la productivitat de molts conreus. Tot i així, tal com s'explica a l'apartat 3.9, el seu ús també pot comportar alguns riscos pels pol·linitzadors silvestres.

2.5 ESPÈCIES EXÒTIQUES

La introducció d'**espècies exòtiques** (o **al·lòctones**), sigui de manera accidental o voluntària, comporta una sèrie de riscos importants. Algunes d'aquestes espècies poden esdevenir invasives i interferir en el funcionament dels ecosistemes, arribant a afectar negativament l'economia productiva i el benestar de les poblacions humanes [41].

La **introducció voluntària** de pol·linitzadors no és una pràctica freqüent, però a finals dels anys 1970 es va introduir una abella solitària asiàtica, *Osmia cornifrons*, als Estats Units per pol·linitzar fruiters [42].

Des de llavors aquesta espècie ha establert poblacions naturals en àmplies zones del país. Més recentment, l'any 1997, l'abellot europeu *Bombus terrestris* va ser introduït a Xile per afavorir la pol·linització de conreus d'hivernacle [43]. Actualment s'ha escampat per Xile i Argentina amb conseqüències molt negatives per a algunes espècies d'abellots autòctons (apartat 3.8.1).

El nombre d'espècies exòtiques d'animals i plantes a Catalunya s'eleva a 1235 [44]. Entre aquestes, hi trobem alguns pol·linitzadors.

2.5.1 Abelles

L'abella gegant de la resina, *Megachile sculpturalis* (Fig. 13), es va detectar per primer cop a Europa prop de Marsella (França) l'any 2008. La via d'introducció no es coneix, però tractant-se d'una espècie que fa el niu en cavitats pre-establertes (per exemple, en canyes) és probable que alguns nius fossin introduïts amb algun carregament de mercaderies. La seva expansió ha sigut molt ràpida i actualment es troba en 13 països europeus. A Catalunya es va detectar per primer cop l'any 2018 [45,46]. Aquesta espècie també ha estat introduïda als Estats Units d'Amèrica, on ha colonitzat la major part dels estats de l'est del país.

2.5.2 Vespes

La vespa asiàtica, *Vespa velutina* (Fig. 13), és una vespa social originària de l'Àsia oriental, que va ser detectada per primer cop a Europa (al sud-oest de França) l'any 2004. Probablement va arribar a França en forma d'una o més reines fecundades en contenidors d'importació de terrissa provinents de la Xina. Des de llavors ha tingut una expansió bastant ràpida i ja s'ha detectat en 8 països europeus [47]. A Catalunya es va detectar per primer cop l'any 2012 [48]. Des de llavors s'ha escampat per la major part del territori, amb principal incidència a la província de Girona [49]. La vespa asiàtica construeix grans nius, amb colònies que poden arribar a tenir milers d'individus [47]. És un depredador generalista però les abelles de la mel suposen una part important de la seva dieta [50], de manera que la seva expansió suposa una amenaça per l'apicultura (apartat 3.8.2). Com altres vespes socials, la vespa asiàtica defensa el seu niu activament. Normalment nidifica a les branques

Fig. 13. Dues espècies d'himenòpters exòtics. (**01**) Abella gegant de la resina (*Megachile sculpturalis*; Megachilidae), visitant flors d'aloc, *Vitex agnus-castus*; (**02**) vespa asiàtica (*Vespa velutina*; Vespidae), visitant flors de romaní, *Rosmarinus officinalis* (Fotografies: N. Vicens).

d'arbres a certa alçada, i en aquestes condicions no representa un gran perill per les poblacions humanes, però de vegades fa nius en talussos, tanques vegetals, edificis i altres construccions en zones habitades, creant una percepció d'inseguretat per la salut pública. Recentment, s'ha detectat un niu d'una altra vespa exòtica, *Vespa orientalis*, al port de Barcelona [51]. Aquest niu ha estat eliminat i de moment es desconeix si es tracta d'un fet aïllat o si hi ha altres nius a la zona. Nius d'aquesta espècie, que també és depredadora de l'abella de la mel, s'han detectat en els últims anys a Andalusia i València [52]. Una altra vespa exòtica, *Vespa bicolor*, també d'origen asiàtic, s'ha trobat a Andalusia [53]. Aquestes tres espècies exòtiques estan emparentades amb la vespa xana, *Vespa crabro*, una espècie autòctona que no suposa cap amenaça per les abelles de la mel i que està protegida en alguns països de Centre Europa. Altres vespes exòtiques, totes elles solitàries, presents a Catalunya són *Isodontia mexicana*, *Sceliphron curvatum* i *Trypoxylon petiolatum* [53–55]

2.5.3 Papallones

L'única papallona diürna exòtica de la nostra fauna és la barrinadora del gerani, *Cacyreus marshalli*, una espècie originària de Sudàfrica que es va introduir accidentalment a Catalunya el 1989 a través de la importació de geranis de jardineria (gènere *Pelargonium*) [56]. A principis dels 90 va assolir una inusual abundància, possiblement a causa de l'absència d'enemics naturals. Posteriorment, el seu nombre s'ha anat moderant, segurament a mesura que alguns parasitoides l'han anat incorporant a la seva dieta. Tot i així, aquesta espècie s'ha convertit en un habitant regular i fins i tot abundant dels pobles i ciutats catalanes aprofitant el costum d'utilitzar geranis com a plantes ornamentals. Una altra papallona diürna no autòctona que apareix ocasionalment a Catalunya és la papallona monarca, *Danaus plexippus*. Encara que les primeres observacions, que daten del 2003 i 2004 del Delta de l'Ebre, es poden atribuir a l'arribada força excepcional de migradors procedents del sud peninsular (on existeixen poblacions estables des de fa més d'un segle), a partir de 2011 s'han anat succeint noves observacions en indrets costaners (inclosa la ciutat de Barcelona). Més rarament, l'espècie s'ha detectat a l'interior, corresponent gairebé segur a exemplars de cria alliberats en celebracions de casaments i aniversaris. Aquesta pràctica, que s'ha convertit en

habitual al llarg de la darrera dècada en diferents punts del territori espanyol, s'ha pogut documentar també a Catalunya [57]. Encara que algunes femelles alliberades s'han pogut reproduir amb èxit gràcies a la presència de plantes nutrícies de les erugues (Asclepiadiàcies naturalitzades), amb l'arribada de l'hivern les poblacions d'aquesta papallona subtropical s'extingeixen.

Cal esmentar també la detecció en els darrers anys d'alguns exemplars de papallones del gènere *Morpho*, originària de Mèxic, Amèrica Central i el nord de Sud Amèrica, en diversos indrets catalans, sobretot a la ciutat de Barcelona. Aquestes papallones molt possiblement s'han escapat de papallonaris o bé d'esdeveniments privats (festes) o públics (exposicions artístiques).

La problemàtica de les espècies invasores és molt més greu en el cas d'algunes papallones nocturnes, entre les que destaca la papallona del boix, el cràmbid *Cydalima perspectalis*, detectada per primer cop a la Garrotxa l'any 2014 i que poc després s'ha constituït com una plaga greu dels boixos en diferents comarques catalanes [58]. Aquesta espècie és originària de les regions subtropicals de l'est asiàtic (Corea, Xina i Japó). Es va detectar per primer cop a Europa el 2007, al sud-oest d'Alemanya, on va ser introduïda de forma involuntària, molt probablement mitjançant al comerç de plantes ornamentals del gènere *Buxus* [59].

2.6 EVIDÈNCIES SOBRE CANVIS EN LES INTERACCIONS PLANTA-POL·LINITZADOR

A més de canvis en les tendències poblacionals i en la composició de les comunitats de pol·linitzadors, al llarg de l'últim segle s'han donat també canvis en les relacions que els pol·linitzadors estableixen amb les plantes. En un estudi realitzat als Països Baixos, es va analitzar el pol·len recol·lectat per abelles silvestres en exemplars de museu d'abans i després de 1950 [60]. Aquesta anàlisi va posar de manifest que moltes espècies d'abella havien canviat substancialment la seva dieta i que aquests canvis eren especialment clars en les espècies que havien declinat més. L'estudi aporta també evidències que els canvis d'abundància i distribució de les plantes han propiciat el canvi de dieta cap a plantes menys idònies. La situació actual de canvi climàtic afecta la fenologia tant de les plantes com dels pol·linitzadors. Tal com s'explica a l'apartat 3.7.2, una resposta diferencial a les condicions climàtiques per part d'aquests dos grups d'organismes pot crear desajustos temporals, obligant els pol·linitzadors a recol·lectar pol·len i nèctar en plantes menys preferents.

2.7 REFERÈNCIES

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 (80-.).* **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/SUPPL_FILE/ST09.DOC)

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 (80-.).* **346**, 1360–1362. (doi:10.1126/SCIENCE.1257259/SUPPL_FILE/OLLERTON.SM.PDF)

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.

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*. *http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ento-120709-144836* **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. *Proc. 4th Int. Symp. Pollination.maryl. Agric. Exp. Stn. Misc. Publ.* (doi:10.3/JQUERY-UI.JS)

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/.

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, Maldes 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* **90**, 153–171. (doi:10.3897/JHR.90.78581)

56. Sarto i Monteys V, Masó A. 1991 Confirmación de Cacyreus marshalli Butler, 1898 (Lycaenidae, Polyommatinae) 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/SUPPL_FILE/PNAS.201412973SI.PDF)

CAPÍTOL 3
CAUSES DEL DECLIVI DELS POL·LINITZADORS

Les causes que hi ha al darrera dels declivis dels pol·linitzadors són múltiples, però a grans trets coincideixen en les diferents àrees geogràfiques estudiades i es relacionen molt directament amb el fenomen del canvi global, que inclou tant el canvi recent en els usos del sòl i el paisatge, com el canvi climàtic.

3.1 INTENSIFICACIÓ AGRÍCOLA

Un dels màxims exponents del canvi d'usos del sòl i de la transformació del paisatge ha estat el canvi dràstic que ha experimentat l'agricultura a partir de la Revolució Verda de les dècades dels 50-60, amb un nou paradigma basat en la **industrialització agrícola** i l'augment de la producció gràcies a l'aplicació de noves pràctiques i tecnologies. Aquest conjunt de canvis ha donat lloc al que es coneix com **intensificació de l'agricultura**, caracteritzada per un aprofitament més intensiu del territori i una sèrie de pràctiques com ara l'ús de maquinària pesada, l'augment de la mida de les parcel·les conreades, la tendència al **monocultiu** i l'ús de **fertilitzants i plaguicides** químics [1]. Aquest procés comporta la destrucció dels marges dels camps i la **desaparició d'hàbitats semi-naturals** i guarets, fent disminuir l'abundància i la continuïtat dels recursos florals i l'alteració dels substrats de nidificació. També comporta un augment de la càrrega ambiental de productes tòxics. En general, la intensificació agrícola ha suposat un fort augment de l'**homogeneïtzació a escala de paisatge**, reduint la configuració en mosaic i la connectivitat entre hàbitats, amb conseqüències molt negatives per a la biodiversitat en general [2]. Un altre factor directament associat a la intensificació agrícola és el regadiu, que permet incrementar de manera dràstica la producció agrícola però al mateix temps comporta una transformació profunda del paisatge i la vegetació que acompanya els conreus. Un article recent [3] fa una síntesi de la problemàtica de la intensificació agrícola en relació al declivi dels insectes, que és particularment important en el cas dels pol·linitzadors [4,5]. La major part de la producció agrícola mundial es concentra a les zones d'agricultura intensiva. Al mateix temps, en aquestes zones és on les espècies de pol·linitzadors es veuen més amenaçades, fet que suposa un problema tant per la seva conservació com pel manteniment del servei ecosistèmic que proporcionen [6,7].

A escala de paisatge, la intensificació agrícola es caracteritza per la pèrdua d'hàbitats semi-naturals i una reducció de la diversitat de cultius. A escala local, es caracteritza per un increment en l'ús de fertilitzants i productes fitosanitaris, una simplificació dels esquemes de rotació, una disminució de la diversitat de cultius i un augment en la freqüència i profunditat de les pertorbacions del sòl [8]. Aquestes pràctiques tenen un fort impacte en les plantes arvenses (espècies herbàcies pròpies dels camps de conreu), provocant canvis dràstics en la cobertura i diversitat

DISTRIBUCIÓ HISTÒRICA DE *ZEGRIS EUPHEME* A CATALUNYA

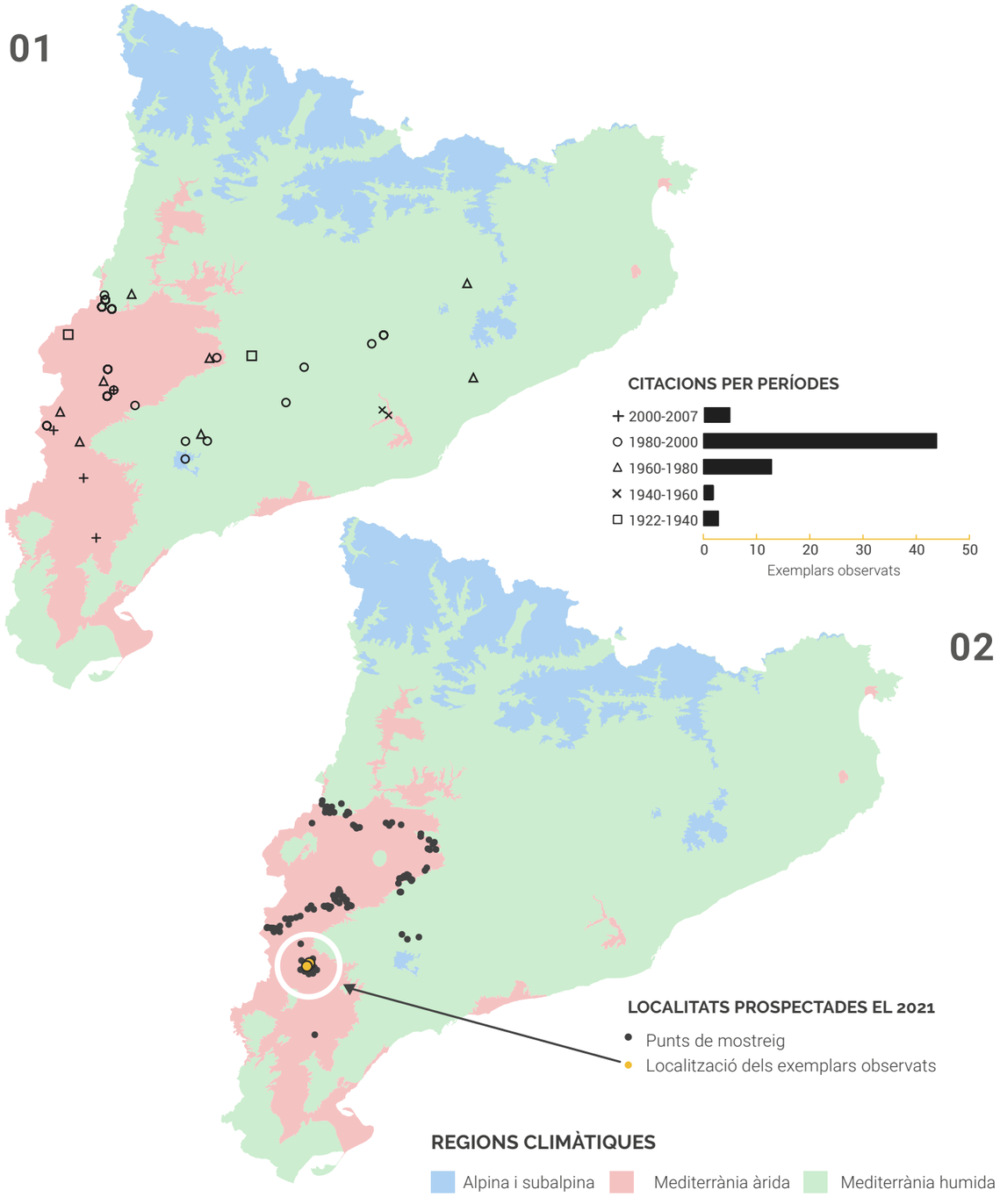


Fig. 14. Distribució de *Zegris eupheme* (Pieridae) a Catalunya. (**01**) Localització de les citacions de 1922 a 2007. (**02**) Localitats prospectades el 2021; els punts grocs indiquen l'única localitat on es va trobar l'espècie (Font: [24])

de les comunitats florals, i ocasionant una disminució important de la disponibilitat de nèctar i pol·len en els ambient agrícoles [9–12].

Aquesta **transformació florística** té importants repercussions pels pol·linitzadors. Tant la diversitat taxonòmica com la diversitat funcional de les comunitats de pol·linitzadors disminueixen amb la intensificació agrícola [6,13–16]. Aquesta disminució no afecta a totes les espècies per igual. Per exemple, les abelles de mida corporal més gran poden tenir més facilitat de dispersar-se i trobar recursos que les de mida petita [17,18] però a la vegada es poden veure més exposades a plaguicides al recórrer distàncies més grans [19]. En condicions d'escassetat de flors, els pol·linitzadors tenen més dificultat per trobar aliment. Un estudi recent demostra que algunes abelles tenen una mida corporal més petita en ambients agrícoles (i urbans) que en ambients naturals [20]. Les abelles reaccionen a l'escassetat de flors produint individus més petits o esbiaixant la proporció de sexes cap als mascles que tenen una mida corporal més petita i requereixen menys aliment [21,22]. Aquesta resposta té conseqüències en termes de mortalitat hivernal (els individus petits tenen una probabilitat més alta de morir durant l'hivern) i provoquen un desequilibri en la proporció de sexes de la població.

A Catalunya, diversos estudis confirmen una pèrdua d'abundància i de riquesa de les comunitats de papallones en zones agrícoles, alhora que identifiquen algunes espècies que podrien ser utilitzades com indicadores de l'impacte de la intensificació [23]. Per exemple, una prospecció sistemàtica als secans de Lleida el 2021 indica que l'aurora dels guarets (*Zegris eupheme*), una papallona especialista d'aquest tipus d'hàbitat, ha patit una dràstica davallada en el darrer mig segle, cosa que la situa com un dels invertebrats més amenaçats a Catalunya [24] (Fig. 14). El col·lapse de les poblacions d'aquesta papallona indubtablement es relaciona amb la intensificació del seu hàbitat, inclosa la transformació d'una part dels secans en fruiterars de regadiu i la progressiva desaparició de guarets.

Un altre estudi, també realitzat a les terres de Lleida, posa de manifest grans canvis en la composició florística de la vegetació associada als camps d'ametllers provocada pel regadiu, amb importants repercussions sobre la composició de les comunitats d'abelles. A les zones de secà les comunitats d'abelles són menys abundants però tendeixen a ser més diversificades. A més a més, la composició funcional d'aquestes comunitats és radicalment diferent. En zones de secà predominen les espècies solitàries i en zones de regadiu les socials [25].

Un altre factor íntimament associat a la intensificació agrícola i als declivis de pol·linitzadors és l'ús de productes fitosanitaris. Degut a la seva importància i la seva complexitat, aquest tema es tracta en un capítol apart (Capítol 4).

3.2 CULTIUS MODIFICATS GENÈTICAMENT (MG)

Els **cultius modificats genèticament** són varietats de plantes en les quals s'ha modificat el genoma mitjançant tècniques d'enginyeria genètica amb la intenció de dotar la planta de noves propietats que puguin millorar el seu comportament agronòmic com per exemple la seva resistència a plagues, malalties, herbicides així com aspectes relacionats amb el perfil nutricional i la maduració, entre altres. En referència a les possibles repercussions pels pol·linitzadors, podem distingir tres tipus de cultius MG: (1) Els modificats per ser tolerants als herbicides d'ampli espectre, que permeten tractar amb aquests productes sense afectar el conreu; (2) els modificats per produir diverses toxines amb efecte insecticida, principalment sobre larves de Lepidòpters i Coleòpters; (3) els modificats mitjançant la introducció de RNA de doble cadena que és incorporat pels insectes que s'alimenten de la planta i que actua només sobre l'espècie diana (la plaga que es vol combatre) provocant la seva mort [26]. Aquesta última és una metodologia recent que de moment s'està fent servir en blat de moro en alguns països com ara els EUA o la Xina [27,28]. També s'està experimentant amb l'aplicació d'aquest tipus de material genètic en forma d'esprai directament sobre la planta.

L'únic cultiu MG permès en alguns països de la Unió Europea, entre ells Espanya, és el **blat de moro** que expressa la toxina Cry1Ab i que dona resistència a dues importants plagues, els barrinadors *Ostrinia nubilalis* i *Sesamia nonagrioides*. A l'any 2018 aquest conreu ocupava una superfície de 121.000 hectàrees a la Unió Europea, la majoria de les quals (96%) a Espanya, on representa el 35% de l'àrea total de blat de moro [29]. Després d'Aragó, Catalunya és la comunitat autònoma amb més superfície (27.152 ha) de blat de moro MG (més del 50% de la superfície total d'aquest conreu; [30]). Un possible risc associat als conreus MG que sintetitzen proteïnes Cry deriva del fet que el seu pol·len també té propietats insecticides, de manera que quan es dispersa pel vent i es diposita sobre plantes nutrícies de Lepidòpters o Coleòpters diferents a les espècies plaga hi ha el risc que pugui ser ingerit passivament i provocar la seva mort. Aquesta possibilitat es va debatre àmpliament arran d'un primer estudi que alertava del risc que patien les poblacions de la papallona monarca, *Danaus plexippus*, als Estats Units [31]. Finalment, però, es va concloure que la davallada d'aquest papallona no es podia relacionar amb aquesta ingesta sinó amb la desaparició de les seves plantes nutrícies. De manera semblant, un estudi realitzat a Catalunya amb dades climàtiques del Baix Empordà i dades poblacionals de la papallona *Aglais io* conclou que la mortalitat derivada de la ingestió passiva de grans de pol·len provinent de plantes MG dipositats sobre les plantes nutrícies és negligible a distàncies superiors a 10 m dels camps de conreu [32]. En situacions d'escassetat de flors, per exemple a l'estiu, les abelles de la mel poden recol·lectar i consumir directament pol·len de blat de moro [33]. Tot i així, la majoria d'estudis sobre abelles i papallones no han detectat gaires efectes sobre la supervivència ni dels adults ni de les larves [29,34–36].

Els cultius MG **tolerants als herbicides** fomenten l'ús d'aquests productes per a controlar la vegetació que pugui competir amb el conreu. Per aquest motiu, poden tenir un efecte negatiu indirecte sobre els pol·linitzadors degut a la supressió de plantes que produeixen flors i/o serveixen d'aliment per a les larves de papallones i altres pol·linitzadors. Com s'ha dit, la gran davallada que està patint la papallona monarca a Nord Amèrica està relacionada amb la desaparició de les seves plantes nutrícies (diferents espècies del gènere *Asclepias*) als camps de blat de moro MG tractats amb herbicida [37,38]. En base a aquestes evidències i seguint recomanacions de diversos estudis [39], la legislació europea no permet la introducció de plantes MG tolerants als herbicides fins que s'hagi avaluat, no només el seus possibles efectes directes sobre els pol·linitzadors, sinó també els possibles efectes ambientals derivats de l'increment en l'ús d'herbicides associat a aquests conreus [29]. Tot i així, la legislació europea sí que permet l'ús de varietats que, tot i no ser MG, són tolerants als herbicides. Entre aquestes es troben algunes varietats de gira-sol que s'han obtingut o bé per hibridació amb poblacions silvestres naturals que expressen diversos gens de tolerància o bé per processos de mutagènesi artificial.

3.3 URBANITZACIÓ

Un altre procés de canvi d'usos del sòl que ha transformat radicalment el paisatge al llarg de l'últim segle ha estat l'enorme desenvolupament en **infraestructures i urbanització**. Aquest fenomen afecta àmplies zones de territori, amb un obvi impacte negatiu sobre la vegetació i els hàbitats de nidificació i per tant sobre els pol·linitzadors [40]. Al mateix temps, però, els nuclis urbans amb zones verdes adequadament gestionades poden presentar també algunes característiques favorables pels pol·linitzadors, com ara una alta diversitat florística que proporciona una continuïtat temporal de recursos florals (tot i que sovint amb dominància d'espècies exòtiques), un ús limitat de plaguicides i la disponibilitat de substrats de nidificació artificials per a les espècies que fan el niu en cavitats pre-establertes.

Diversos estudis han comparat les comunitats de pol·linitzadors en ambients urbans en contraposició a ambients agrícoles i/o ambients naturals, amb resultats contraposats. Alguns d'aquests estudis han trobat que la riquesa i/o abundància d'abelles i papallones era més alta en ambient urbans [41–44]. Altres estudis, en canvi, han trobat una relació negativa entre l'abundància i riquesa de pol·linitzadors i el grau d'urbanització [45–49]. La resposta dels pol·linitzadors a la urbanització depèn, entre altres factors, dels seus trets biològics. En principi, els abellots, les abelles solitàries nidificants en cavitats pre-establertes i les espècies de mida petita són més freqüents en ambients urbans. En canvi, els especialistes florals són rars. En general, els sírfids tenen una resposta més negativa que les abelles a la urbanització [50–52].

L'efecte de la urbanització sobre els pol·linitzadors també depèn en gran part de la densitat de z**ones verdes** i de la gestió que es faci de les mateixes (apartat 9.3). En aquest sentit, cal remarcar que la majoria d'estudis sobre aquest tema s'han realitzat en països del nord i centre d'Europa i dels Estats Units, amb un model d'urbanització diferent del de la majoria de països mediterranis. A Catalunya, la urbanització ha afectat de forma desigual el territori. Dades del CBMS sobre la dinàmica temporal de la distribució d'algunes espècies de papallones mostren declivis molt forts i inclús l'extinció local de poblacions de papallones que antigament ocupaven àrees de la conurbació de Barcelona, el Vallès occidental i el Baix Llobregat, entre altres.

3.4 POL·LUCIÓ

A més a més dels plaguicides, els pol·linitzadors es poden veure exposats a diverses substàncies tòxiques provinents de l'**activitat industrial** i de la urbanització com ara metalls pesants i altres contaminants com el seleni, l'arsènic i el nitrogen. El **metalls pesants** (plom, cadmi i zenc, entre altres) poden entrar en contacte amb els pol·linitzadors a través de l'aire, l'aigua o el sòl, i també a través de les flors [53]. Els seus efectes han estat poc investigats, però alguns estudis han trobat una relació negativa entre l'abundància, la diversitat i l'èxit reproductiu d'abelles solitàries i els nivells de contaminació [54,55]. També hi ha estudis que suggereixen que la contaminació per metalls pesants està relacionada amb els declivis de la papallona *Parnassius apollo* a Finlàndia [56]. Els **contaminants** també poden afectar els pol·linitzadors de manera indirecta, a través del seu efecte sobre la vegetació. Un estudi fet a Califòrnia demostra que la deposició de nitrogen prop de les autopistes afavoreix el creixement de gramínies, reduint l'abundància de plantes nutrícies de les erugues i provocant el declivi de les poblacions de papallones [57]. Més recentment, s'ha demostrat experimentalment [58] que les concentracions altes de nitrogen a les plantes nutrícies (simulant les que ocupen ambients sotmesos a una agricultura intensiva) afecten negativament 4 espècies de papallones diürnes i 2 de nocturnes, reduint en un terç la supervivència larvària. Els autors conclouen que en molts ambients agrícoles, la fertilització excessiva excedeix la tolerància fisiològica de moltes papallones.

3.5 AFORESTACIÓ

Els insectes pol·linitzadors depenen de les flors per a la seva alimentació, en el cas de les abelles de manera exclusiva. Per aquest motiu, les comunitats d'abelles i altres pol·linitzadors són més riques i abundants en ambients oberts que en zones de bosc dens, en les que el sotabosc rep poca llum i les plantes amb flors són escasses. A més a més, a les zones obertes la insolació directa permet una termoregulació més eficient, necessària per a que la majoria dels pol·linitzadors puguin mantenir-se actius. Per tant, en zones forestals, les clarianes són un element paisatgístic important per a mantenir la diversitat de pol·linitzadors. Un estudi realitzat a la Garrotxa demostra que les comunitats d'abelles nidificants en cavitats pre-establertes són més riques i abundants en clarianes (bàsicament antigues explotacions agrícoles extensives) que en les zones de bosc adjacents [59]. En canvi, les comunitats de vespes, menys dependents de les flors, són similars en els dos tipus d'ambients.

En conjunt, l'abandonament de les pràctiques agrícola-ramaderes tradicionals, amb el **tancament dels hàbitats** que això comporta, és un factor de primer ordre en el declivi que estan patint els pol·linitzadors. Aquest fenomen està molt estès a la conca Mediterrània [60,61] i, de manera molt particular, a Catalunya [62]. Aquest problema s'ha analitzat en el cas de les papallones diürnes [63]. Fins a un 91% de les espècies de papallones diürnes catalanes prefereixen els ambients oberts als tancats i el seu hàbitat el constitueixen diferents tipus de prats i herbassars. Alhora, una anàlisi dels canvis de la vegetació en més d'una cinquantena de localitats monitoritzades durant més de dues dècades, mostra un tancament de la vegetació a causa de l'abandonament de les pràctiques agrícoles tradicionals. Aquests dos fets combinats expliquen part de la davallada generalitzada que s'observa en les poblacions de moltes espècies de papallones.

3.6 FRAGMENTACIÓ DELS HÀBITATS

La combinació d'alguns dels factors discutits en els apartats precedents (intensificació agrícola, urbanització, aforestació) ha comportat el fenomen de la fragmentació dels hàbitats favorables per als pol·linitzadors [64]. Aquest fenomen suposa no només la disminució sinó també el trencament de la continuïtat d'aquests hàbitats, que passen a formar un conjunt de taques desconnectades. Com a resultat d'aquest procés, la distància entre hàbitats favorables ha augmentat degut a la creació de **barreres** difícilment franquejables pels insectes pol·linitzadors, com ara àmplies zones urbanitzades o ocupades per boscos densos [65]. Aquests canvis en l'estructura del paisatge limiten els moviments i la supervivència dels pol·linitzadors [66]. Diversos estudis mostren que la fragmentació redueix l'abundància i la diversitat dels pol·linitzadors, amb conseqüències sobre els nivells de pol·linització i l'èxit reproductiu de les plantes entomòfiles [65,67–69]. Els efectes de la fragmentació sobre els pol·linitzadors són diversos i depenen de l'escala espacial, l'hàbitat i el grup de pol·linitzadors estudiat [70]. A petita escala, la fragmentació pot reduir la **connectivitat entre els hàbitats** de nidificació i els hàbitats de recursos alimentaris. A més gran escala pot reduir el flux genètic entre poblacions. Tant en abelles com en papallones les espècies sedentàries (amb poca capacitat de dispersió) i amb una dieta més especialitzada són les que es veuen més afectades per la fragmentació [71,72]. La fragmentació d'hàbitats ha incidit de forma especial sobre les espècies que s'estructuren en metapoblacions, és a dir, poblacions formades per un conjunt de poblacions locals entre les que es dona un intercanvi d'individus [71].

3.7 CANVI CLIMÀTIC

El procés actual de canvi climàtic es va posar de manifest a partir de la segona meitat del segle XX i comporta una progressiva modificació dels factors climàtics com ara la **temperatura** i el **règim de pluges**, atribuït a l'augment dels nivells de CO_2 com a conseqüència de la utilització de combustibles fòssils. Les principals conseqüències del canvi climàtic a la conca Mediterrània són l'augment generalitzat de la temperatura, la disminució de la precipitació i l'augment en la freqüència d'episodis de condicions extremes, com ara períodes llargs de sequera o precipitacions intenses [73]. El canvi climàtic pot afectar els pol·linitzadors tant de manera directa com indirecta, a través del seus efectes sobre les flors i els recursos alimentaris de les larves. En última instància, aquests efectes poden incidir no només en l'abundància i diversitat dels pol·linitzadors sinó també en la seva distribució geogràfica, la fenologia i les interaccions amb les plantes [74–77].

Els efectes del canvi climàtic estan, en part, condicionats pels trets biològics de les espècies i també per la localització de les poblacions dins del rang geogràfic que ocupa l'espècie. En aquest sentit, cal destacar que, per a un nombre important d'insectes pol·linitzadors, la regió mediterrània suposa el límit meridional de distribució. Això significa que, davant d'un augment de les temperatures, les poblacions mediterrànies ràpidament poden quedar fora del nínxol tèrmic al qual estan adaptades aquestes espècies. A les latituds més altes es dona una situació inversa. En aquests casos, l'escalfament del clima pot suposar una nova oportunitat per ocupar àrees que fins ara quedaven fora del seu abast per ser massa fredes.

3.7.1 Efectes sobre el cicle biològic

L'augment generalitzat de temperatures té un efecte directe sobre la **taxa de desenvolupament** dels insectes i sobre la seva supervivència [78]. En el cas de les abelles, l'evidència disponible indica que aquests efectes poden tenir conseqüències poblacionals importants. Al sud d'Anglaterra s'ha observat que en anys amb tardors suaus, algunes reines d'abellots, *Bombus terrestris*, no entren en diapausa i inicien la formació de colònies a la tardor en comptes d'esperar fins a la primavera [79]. En estudis paral·lels s'ha constatat que les obreres d'aquesta espècie són menys resistents al fred que les reines, de manera que les colònies iniciades prematurament poden desaparèixer si durant l'hivern es donen episodis llargs amb temperatures negatives [80]. Les abelles solitàries del gènere *Osmia* arriben a l'estadi adult a la tardor, just abans de l'arribada de les temperatures hivernals i passen l'hivern en aquest estadi sense sortir del capoll. En anys en que s'endarrereix l'arribada de l'hivern, els adults es veuen exposats a temperatures suaus, fet que comporta un consum de les reserves lipídiques i una important pèrdua de pes, que es pot traduir en un augment de la mortalitat hivernal [81,82].

A Catalunya s'està investigant la relació entre les fortes fluctuacions anuals de les poblacions de moltes papallones i la meteorologia. Les dades indiquen que tant els hiverns càlids com les primaveres seques influeixen molt negativament sobre l'abundància de les papallones, molt possiblement a través de forts increments en la mortalitat que experimenten les larves [83]. En el primer cas, les temperatures altes provoquen la disminució de les reserves que necessiten les larves de moltes espècies per passar l'hivern, fet que comporta una disminució de la supervivència durant aquest període. En el segon cas, la manca de pluja provoca un deteriorament de les plantes en el moment en que hi ha el màxim desenvolupament de les larves de moltes espècies, fet que també fa disminuir la supervivència larvària. Les prediccions dels models climàtics a la zona mediterrània indiquen que ambdues anomalies climàtiques, les primaveres seques i els hiverns menys freds, seran cada cop més freqüents en el futur, de manera que el canvi climàtic pot repercutir molt negativament sobre les poblacions de papallones.

3.7.2 Canvis fenològics

Alguns estudis demostren que els pol·linitzadors avancen el seu període d'activitat en resposta al canvi climàtic [84–89]. Aquests **canvis fenològics** poden produir desajustos temporals entre el pol·linitzador i les plantes que visita. Per exemple, la magnitud de la resposta al canvi climàtic pot ser diferent en el pol·linitzador i en la planta, de manera que un avança més el seu cicle que l'altre. O bé la fenologia del pol·linitzador i la planta pot estar regulada per estímuls diferents, com ara la temperatura (que augmenta amb el canvi climàtic) i el fotoperíode (hores diàries de llum; que no es veu afectat pel canvi climàtic). Diversos estudis han trobat que la resposta fenològica al canvi climàtic varia entre flors i pol·linitzadors, tot i que no sempre de la mateixa manera. En alguns casos la fenologia dels pol·linitzadors s'avança més que la de les flors i en altres succeeix el contrari [86,90–93]. Aquests desajustos poden ser especialment greus en el cas de pol·linitzadors especialistes, que depenen d'un nombre reduït d'espècies vegetals. Així mateix, les condicions de sequera poden provocar també desajustos entre el període de vol de les papallones i el pic de floració de les seves flors preferents, com s'ha pogut comprovar amb dades a llarg termini en

una localitat dels Aiguamolls de l'Empordà [94]. Recentment, s'han trobat evidències que les papallones que més han davallat a Catalunya són les que tenen menys plasticitat fenològica, un fet que podria ser degut a una pèrdua de sincronia amb les plantes de les quals depenen [95]. En definitiva, aquests desajustos poden alterar la xarxa d'interaccions entre plantes i pol·linitzadors, amb conseqüències difícils de predir tant per l'èxit reproductiu dels pol·linitzadors com de les plantes.

3.7.3 Canvis en la distribució geogràfica

L'efecte del canvi climàtic sobre la **distribució geogràfica** dels pol·linitzadors s'ha estudiat sobretot en papallones [96–98] i abellots [77,99,100]. En aquestes espècies s'estan veient desplaçaments latitudinals i altitudinals de les poblacions cap a zones històricament més fredes. En el cas dels abellots d'Europa i Estats Units, els límits septentrionals de distribució no han canviat al llarg de l'últim segle, però sí els límits meridionals [100]. A més a més, s'ha constatat que les espècies més afectades per aquests canvis són les de distribució més meridional.

Com s'ha explicat, la regió mediterrània suposa el límit meridional de distribució per a moltes espècies de pol·linitzadors, fet que les fa especialment vulnerables al canvi climàtic. Aquesta situació queda perfectament palesa amb les relacions que s'han pogut establir entre la riquesa d'espècies de papallones a Catalunya i diverses variables climàtiques [101]. La riquesa d'espècies segueix una corba unimodal amb la temperatura, amb un màxim d'espècies en zones més aviat fredes que es corresponen amb els ambients subalpins pirinencs (Fig. 15). A mesura que ens movem cap a zones més càlides, la riquesa disminueix molt ràpidament, com també passa quan ens desplacem cap a les zones més fredes de l'alta muntanya. Per tant, és del tot previsible que un escalfament del clima comportarà una pèrdua d'espècies en paral·lel a la disminució en la superfície ocupada pels ambients de caràcter subalpí.

LA RIQUESA DE PAPALLONES

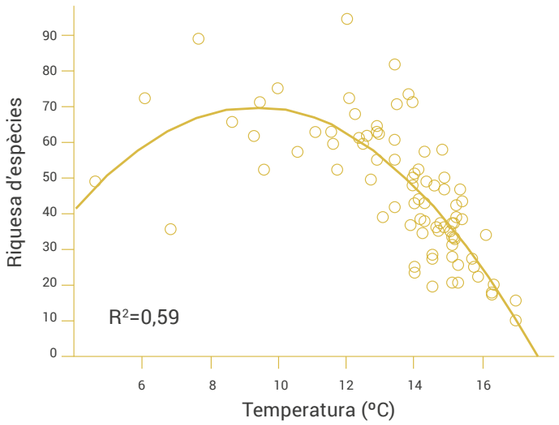


Fig. 15. La riquesa de papallones segueix una relació unimodal molt forta amb la temperatura. El màxim de riquesa es troba en ambients de la muntanya mitjana i de l'estatge subalpí. A mesura que la temperatura anual augmenta (per exemple, en ambients progressivament més mediterranis), les comunitats de papallones s'empobreixen ràpidament (Font: [101]).

3.7.4 Canvis en els recursos florals

El canvi climàtic pot afectar els pol·linitzadors indirectament, a través del seus efectes sobre la disponibilitat de recursos florals. Alguns estudis demostren que l'exposició de plantes a escenaris de canvi climàtic pot fer disminuir tant la **intensitat de floració** com la **producció de nèctar** [102–104]. De nou, existeix molta variabilitat entre espècies. En plantes mediterrànies, l'augment de temperatura redueix la producció de nèctar en les espècies que floreixen a l'estiu però no en les que floreixen a la primavera [105]. La percepció que el canvi climàtic afecta negativament la producció de mel està molt estesa entre els apicultors [106–108] i alguns estudis han trobat que en anys amb temperatures altes durant l'estiu augmenta la mortalitat hivernal de les colònies de l'abella de la mel [109,110]. En aquest cas, però, a més a més de l'escassetat de recursos florals poden intervenir altres factors, com ara els atacs de l'àcar *Varroa destructor*. En anys amb temperatures més altes durant la primavera els ruscos produeixen més cria, fet que afavoreix la proliferació de l'àcar [111].

El canvi climàtic també pot afectar altres trets de les plantes que juguen un paper important en la seva atractivitat envers els pol·linitzadors com ara les fragàncies florals [112]. Tal com passa amb els desajustos fenològics, aquests canvis poden afectar les interaccions entre la comunitat de plantes i de pol·linitzadors, i en última instància comportar canvis en el seu èxit reproductiu.

3.8 INVASIONS BIOLÒGIQUES

La introducció de **plantes i animals exòtics** (o **al·lòctons**), que poden arribar a ser invasives, està augmentant de manera alarmant arreu del món i representa una greu amenaça per a la biodiversitat en general i pels pol·linitzadors en concret [113]. Algunes d'aquestes espècies s'han introduït de manera accidental, però altres casos la introducció ha estat intencionada i autoritzada perquè s'ha considerat que l'espècie podia tenir efectes beneficiosos en activitats socioeconòmiques o ambientals. La introducció d'enemics naturals exòtics per controlar plagues (normalment també exòtiques) es va iniciar a finals del segle XIX i va ser una estratègia de lluita biològica àmpliament utilitzada al llarg del segle XX [114]. El possible impacte d'aquestes introduccions sobre espècies autòctones i la conseqüent implementació de mètodes d'avaluació de risc i de regulació han fet que aquest mètode de lluita hagi disminuït molt significativament en les últimes dècades [115,116]. No obstant, hi ha casos d'introduccions recents com el del parasitoide *Torymus sinensis* per controlar la vespeta del castanyer (*Dryocosmus kuriphilus*) a Espanya i a altres països europeus [117]. En el context actual de moviment globalitzat de persones i mercaderies, però, la majoria d'espècies exòtiques s'introdueixen de manera accidental a través d'importacions [118]. En aquest cas, millores en la regulació d'aquestes importacions són fonamentals per reduir l'impacte d'aquesta via d'introducció (apartat 8.5).

3.8.1 Pol·linitzadors exòtics

En el cas dels pol·linitzadors, les **espècies invasores** poden arribar a competir per recursos alimentaris o de nidificació amb les espècies autòctones. Alguns estudis sobre la recentment introduïda abella asiàtica, *Megachile sculpturalis,* indiquen que aquesta espècie de vegades destrueix els nius d'abelles autòctones que també nidifiquen en cavitats pre-establertes [119].

A més a més, les espècies invasores poden ser vectors de **paràsits o patògens exòtics**, que poden passar a infectar les espècies autòctones. Aquesta transmissió pot tenir un gran impacte sobre les poblacions de pol·linitzadors autòctons, que no han coevolucionat amb els paràsits o patògens exòtics i, per tant, no han desenvolupat mecanismes de defensa. En aquest sentit, són especialment preocupants les introduccions voluntàries que es fan amb l'aprovació de les administracions. L'experiència demostra que els controls sanitaris als quals són sotmeses les poblacions introduïdes sovint són insuficients per aturar la introducció no desitjada de paràsits i/o patògens. Com s'ha explicat a l'apartat 2.5, l'abellot europeu *Bombus terrestris* va ser introduït a Xile l'any 1997 per a pol·linitzar cultius d'hivernacle. Des de llavors, l'espècie s'ha estès per Xile i Argentina i ha passat a ser l'espècie d'abellot més abundant en estat salvatge en moltes zones [120]. Paral·lelament a l'avenç de *Bombus terrestris* s'ha produït un ràpid declivi de l'espècie autòctona *Bombus dahlbomii*. Diversos estudis indiquen que aquesta davallada ha estat propiciada tant per la competència per recursos florals [120,121], com per la transferència de patògens (el protozou *Apicystis bombi*) de l'espècie europea a l'espècie sud-americana [122,123].

3.8.2 Enemics naturals de l'abella de la mel

L'abella de la mel és, sens dubte, l'espècie de pol·linitzador que ha rebut un impacte més negatiu per part de **depredadors, paràsits i patògens exòtics**. En alguns casos, la seva condició d'espècie gestionada i l'activitat comercial relacionada amb l'apicultura han afavorit la introducció i l'expansió d'aquests nous enemics.

La vespa asiàtica, *Vespa velutina*, és un gran depredador d'abelles de la mel i altres insectes [124], que va arribar a Catalunya l'any 2012. L'impacte de la vespa asiàtica sobre l'abella de la mel es deu no només a la depredació, sinó també a l'estrès que causa sobre les obreres, que no s'atreveixen a sortir del rusc quan detecten la presència de la vespa [125]. Sorprenentment, hi ha poca informació sobre els nivells d'incidència (nombre de ruscos atacats) i sobre l'impacte econòmic d'aquest depredador. Dades de la Unió Nacional d'Apicultors Francesos indiquen que un 30% dels ruscos van ser atacats al departament de Gironde l'any 2010 [125]. Un estudi realitzat a França posa de manifest que els atacs de *Vespa velutina* causen pèrdues poblacionals importants, sobretot en els ruscos més dèbils [126]. Aquest estudi mostra també que quan el depredador és molt abundant i les obreres no surten a recol·lectar augmenta el consum de reserves de mel, incrementant el risc de col·lapse de la colònia durant l'hivern.

Varroa destructor és un àcar d'origen asiàtic que parasita els ruscos d'abella de la mel. L'hoste originari d'aquest àcar és l'abella de la mel asiàtica, *Apis cerana*, però va passar a infestar l'abella de la mel europea, *Apis mellifera*, a mitjans del segle XX. Amb el moviment comercial de colònies i de material apícola, *Varroa destructor* es va escampar per tot el món. Va arribar a Europa oriental als anys 60 i a Europa occidental als anys 80. A l'any 1985 es va detectar la seva presència a Catalunya. Aquest àcar s'alimenta principalment del cos gras de les larves, les pupes i els adults de l'abella, i transmet diversos virus, com el virus de les ales deformades, que contribueixen a debilitar i causar la mort de la colònia [127]. L'expansió de *Varroa destructor* a nivell mundial va tenir un impacte devastador sobre les colònies silvestres d'*Apis mellifera* [128]. Aquest àcar ha condicionat de manera dràstica les pràctiques apícoles i a dia d'avui continua sent un dels principals problemes de l'apicultura arreu del món [129]. L'aparició de fenòmens de resistència per part de l'àcar als acaricides normalment emprats en la seva lluita dificulta de manera especial el control d'aquest paràsit [130].

Nosema ceranae, és un fong microsporidi, que afecta l'abella de la mel. Com l'àcar *Varroa destructor*, prové de l'abella de la mel asiàtica, *Apis cerana*, i recentment ha passat a infestar les colònies d'*Apis mellifera*. Es va detectar a la península Ibèrica per primer cop el 2004 [131]. Encara que els seus efectes són menys greus que els de *Varroa destructor*, alguns estudis han relacionat les infeccions de *Nosema ceranae* amb la síndrome del despoblament dels ruscos [132].

Aethina tumida és un petit escarabat d'origen africà que ataca les colònies d'*Apis mellifera*. Va arribar als Estats Units el 1998 i des de llavors s'ha estès àmpliament per Nord Amèrica. El 2004 es va detectar un focus a Portugal on va ser introduït en caixetes de cria de reines provinents dels Estats Units. Aquest focus va ser erradicat. Al 2014 es va detectar a Itàlia, amb presència confirmada a Calabria i Sicília, on s'ha restringit el moviment de colònies per frenar la seva expansió [133].

3.8.3 Plantes exòtiques

La introducció de **plantes en general**, i d'espècies entomòfiles en concret, és un fenomen àmpliament estès [113]. Moltes d'aquestes introduccions són accidentals, però altres són intencionades, associades a la jardineria o a l'agricultura. Sovint, aquestes espècies exòtiques colonitzen el medi natural i s'escampen pel territori. Algunes de les plantes visitades per pol·linitzadors que han colonitzat ambients naturals i semi-naturals a Catalunya són el bàlsam (*Carpobrotus* spp.), la budleia (*Buddleja davidii*), la figuera de moro (*Opuntia* spp.), l'agret (*Oxalis pes-caprae*), el miraguà fals (*Araujia sericifera*), la rosella de Califòrnia (*Eschscholzia californica*), el lligabosc del Japó (*Lonicera japonica*) i la robínia (*Robinia pseudoacacia*).

En principi l'arribada d'una nova espècie que produeix pol·len i nèctar es podria considerar beneficiosa pels pol·linitzadors. En realitat, però, la introducció de flors exòtiques pot tenir conseqüències molt negatives. Degut al caràcter generalista de molts pol·linitzadors, les noves espècies de flors són ràpidament visitades pels pol·linitzadors autòctons [134,135], provocant canvis en les decisions de recol·lecció per part dels pol·linitzadors i desajustos en l'estructura de les xarxes d'interaccions [136,137]. Sovint, les plantes exòtiques arriben a ser dominants i a més a més solen produir grans quantitats de pol·len i nèctar en comparació amb les plantes autòctones. En alguns casos, s'estableix una situació de facilitació, en la qual les plantes autòctones es beneficien del servei dels pol·linitzadors atrets per la planta exòtica [138,139]. En canvi, en altres casos, l'espècie introduïda competeix amb les espècies autòctones pels pol·linitzadors [139,140]. Aquests canvis poden arribar a modificar els nivells de pol·linització i l'èxit reproductiu d'algunes plantes [141,142]. Independentment dels seus efectes sobre els pol·linitzadors, les espècies de plantes exòtiques poden esdevenir invasores i acabar desplaçant espècies de plantes autòctones.

Fig. 16. Abellot, *Bombus terrestris* (Apidae), visitant una flor de bàlsam o ungla de gat, *Carpobrotus* sp., una espècie provinent de Sud-Àfrica que ha estat intencionadament introduïda com a planta ornamental. (Fotografia: N. Vicens).

3.9 POL·LINITZADORS GESTIONATS

La introducció de poblacions de **pol·linitzadors autòctons gestionats** en camps de conreu és una pràctica molt estesa que ajuda a pal·liar els dèficits de pol·linització i contribueix a la producció agrícola i a l'estabilitat alimentària. Tot i així, la utilització de poblacions de pol·linitzadors gestionats pot comportar alguns riscos pels pol·linitzadors silvestres.

En primer lloc, la introducció de grans poblacions pot conduir a la **sobreexplotació de recursos** florals, no només del conreu sinó també de la flora acompanyant, d'entrada ja poc abundant en ambients agrícoles. En segon lloc, els pol·linitzadors gestionats poden ser un focus de **patògens i paràsits** que poden arribar a infectar les poblacions locals de pol·linitzadors silvestres. Diversos estudis han documentat la transmissió de patògens de l'abella de la mel a abelles silvestres, tot i que no està clar fins a quin punt aquesta transmissió pot tenir efectes poblacionals sobre les últimes [143–146]. Per últim, la introducció de poblacions gestionades d'un pol·linitzador en zones de conreus també pot comportar aparellaments entre individus gestionats i silvestres i per tant alterar la **composició genètica** de les poblacions naturals. Als anys 1990, a Espanya es van importar moltes colònies d'abellot *Bombus terrestris* de la subespècie d'origen nord-europeu (*B. terrestris terrestris*), diferent de la subespècie present a la península Ibèrica (*B. terrestris lusitanicus*). Estudis genètics demostren que el genotipus de les poblacions comercials s'ha escampat per tota la península. La gran majoria de les poblacions naturals mostren signes d'hibridació,

sobretot en zones properes a conreus d'hivernacle [147,148]. La introgressió genètica resultant d'aquestes hibridacions pot alterar els processos d'adaptació local de les poblacions autòctones. El fenomen de la introgressió genètica és també molt clar en l'abella de la mel. La subespècie típica de la península Ibèrica és *A. mellifera iberiensis* i la majoria de colònies gestionades a Espanya i a Catalunya corresponen a aquesta subespècie [149]. Tot i així, el comerç internacional de reines estan propiciant la hibridació amb subespècies d'altres zones d'Europa (sobretot la subespècie *ligustica* provinent d'Itàlia) i amb varietats seleccionades, com ara la Buckfast. Aquesta hibridació pot erosionar la composició genètica de la subespècie autòctona amb la conseqüent pèrdua de trets comportamentals i fisiològics que s'han anat configurant a través de llargs períodes d'adaptació local [150].

3.10 INTENSIFICACIÓ APÍCOLA

L'abella de la mel té la capacitat, única entre els insectes pol·linitzadors europeus, de dirigir individus de la pròpia colònia a una font determinada d'aliment. Aquesta qualitat li permet explotar de forma molt eficaç les àrees més riques en recursos florals. Per aquest motiu, i donat que cada colònia conté desenes de milers d'individus, la instal·lació de grans apiaris en zones naturals pot comportar una **sobreexplotació dels recursos florals**, arribant a crear situacions de competència desfavorable pels pol·linitzadors silvestres. Segons càlculs basats en la quantitat de pol·len i nèctar recol·lectat per rusc, un apiari de mida mitjana (40 ruscos) consumeix, al llarg de 3 mesos, l'equivalent a 4 milions d'abelles silvestres [151]. D'altra banda, dades de 30 països de la conca mediterrània indiquen que la relació entre l'abundància d'abelles silvestres i l'abundància d'abelles de la mel (mesurades en base a les visites observades tant en flors silvestres com conreades), ha passat de 4:1 als anys 1960 a 1:1 als anys 2010 [152].

Tenint en compte que l'àrea de recol·lecció d'una colònia pot mesurar més d'1,5 km de radi al voltant del rusc [153], demostrar l'assoliment d'una situació de limitació de recursos florals no és fàcil. Diversos estudis i revisions sobre aquest tema conclouen que els indicis de competència no són generalitzables però sí relativament freqüents [143,154–157]. Un exemple paradigmàtic es dona el Parc Nacional de el Teide (Tenerife) on cada primavera s'instal·len uns 2700 ruscos. Aquest increment poblacional dràstic provoca un empobriment de la diversitat dels pol·linitzadors silvestres i canvis en les seves interaccions amb les plantes [158]. En un estudi dut a terme al Parc Natural del Garraf, es va detectar que prop dels apiaris, coincidint amb una major densitat d'abelles de la mel, augmentaven les taxes de consum de pol·len i nèctar i disminuïa la presència d'abelles silvestres de mida corporal gran [159]. Un altre estudi realitzat al sud de França va trobar que en condicions d'alta densitat de ruscos les visites d'abelles silvestres es reduïen un 55% [160]. Aquest estudi també va detectar que, en situacions d'alta densitat de ruscos, les quantitats de nèctar i de pol·len recol·lectats per rusc disminuïen un 44% i un 36%, respectivament, indicant una situació de competència intraespecífica entre les pròpies colònies d'abella de la mel. Idealment caldria establir una **capacitat de càrrega** de ruscos per a cada zona que garantís uns nivells de recursos florals adequats tant per al manteniment de les comunitats de pol·linitzadors silvestres com per la productivitat dels ruscos. Establir aquests llindars, però, és complex, en part degut a l'esmentat ampli radi de vol de l'abella de la mel i en part degut a les grans fluctuacions anuals en la producció de flors [161].

A Catalunya, la ubicació dels assentaments apícoles ha de respectar unes distàncies mínimes entre explotacions i en relació a centres de població, habitatges rurals, instal·lacions pecuàries i carreteres o camins veïnals, per evitar el risc de picades a les persones o al bestiar. Tanmateix, segons la legislació vigent, l'apicultura es considera una activitat innòcua o fins i tot beneficiosa pel medi ambient. A Catalunya hi ha un programa de subvencions per a la instal·lació de ruscos amb l'objectiu de millorar la biodiversitat en els agroecosistemes fràgils on hi pugui haver espècies relictes, mitjançant actuacions dirigides a promoure sistemes d'explotació apícola que incloguin una major base territorial [162].

3.11 INTERACCIONS ENTRE FACTORS

És important no perdre de vista que els diversos factors d'estrès a que es veuen sotmesos els pol·linitzadors actuen de manera conjunta, i que poden interactuar no només de manera additiva sinó també **sinèrgica** [163,164]. Això fa que sigui difícil atribuir un impacte concret a cada un dels factors que afecten el declivi dels pol·linitzadors.

Molts dels factors tractats fins ara, com ara la intensificació agrícola, la destrucció i fragmentació d'hàbitats naturals, el canvi climàtic i la intensificació apícola contribueixen a reduir la disponibilitat de recursos florals per a les poblacions de pol·linitzadors silvestres. L'estat nutricional de les poblacions de pol·linitzadors interactua de manera molt clara amb altres factors. No és sorprenent que les abelles sotmeses a estrès nutricional siguin més sensibles als plaguicides i que la interacció entre aquests dos factors sigui sinèrgica [165–167]. En aquest sentit, alguns treballs indiquen que una nutrició adequada pot ajudar a pal·liar els efectes negatius dels plaguicides [168,169], fet que reforça la importància de mantenir una alta disponibilitat de recursos florals en ambients agrícoles. Altres estudis mostren que els ruscos d'abella de la mel amb estrès nutricional són més vulnerables als patògens i tenen taxes de supervivència més baixes [170,171]. De manera similar, nombrosos estudis documenten interaccions entre malalties i sensibilitat als plaguicides. Per exemple, dosis subletals de certs insecticides afecten el sistema immunitari de les abelles de la mel, fent-les més vulnerables als atacs de virus i patògens i, al mateix temps, les colònies malaltes són més sensibles als insecticides [172–175]. Un estudi recent demostra que la incidència de malalties víriques en ruscos de l'abella de la mel és més elevada en zones d'agricultura intensiva, amb comunitats empobrides de recursos florals i ús freqüent de plaguicides [176].

3.12 REFERÈNCIES

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/ASSET/E4B53E21-F3B6-4826-B889-A0DB0FC7A08C/ASSETS/IMAGES/LARGE/PNAS.2002548117FIG01.JPG)

4. Tscharntke T, Klein AM, Kruess 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/SUPPL_FILE/PNAS.201012431SI.PDF)

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, Tscharntke 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, Tscharntke 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 Estadistiques 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/ASSET/92BD98B1-C543-404F-BE37-CA75638478AF/ASSETS/GRAPHIC/PQ2113299003.JPEG)

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 L V. *et al.* 2016 Ten policies for pollinators. *Science (80-.).* **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. Moroń 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. Moroń 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/TABLES/4)

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, Tscharntke 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 northwest 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, Tscharntke 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/SUPPL_FILE/ST02.DOCX)

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, págs. 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/SCIENCE.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. Sammataro 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 Loosestrife) 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.* **18**, 184-193.

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, Ornosa 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 mel{\'\i}fera 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.

163. Goulson D, Nicholls E, Botías C, Rotheray EL. 2015 Bee declines driven by combined Stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science (80-.).* **347**. (doi:10.1126/SCIENCE.1255957/ASSET/25ACDBB7-03E0-4D87-BEC1-0935B850C29F/ASSETS/GRAPHIC/347_1255957_FA.JPEG)

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/SUPPL_FILE/FRANCESCOPENNACCHIOPODCAST.MP3)

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)

CAPÍTOL 4
PRODUCTES FITOSANITARIS

4.1 CONSIDERACIONS GENERALS

Els productes fitosanitaris (també anomenats **plaguicides**) s'utilitzen per a controlar plagues, malalties i males herbes en l'àmbit agrícola i, menys freqüentment, en ambients forestals i urbans. L'ús de plaguicides ha estat un component essencial de la intensificació agrícola i es considera un element clau en l'augment de la productivitat de molts conreus. Al mateix temps, els plaguicides tenen una sèrie d'efectes no desitjats, com ara la contaminació del medi ambient i l'impacte sobre organismes no-diana, com ara els pol·linitzadors i els enemics naturals de plagues entre molts altres.

Des de l'any 1991, la Unió Europea ha establert un marc legislatiu que regula i autoritza els productes fitosanitaris i la producció ecològica (apartat 9.2.7), amb la finalitat de promoure la utilització de mètodes preventius i mètodes no-químics en la gestió fitosanitària. Paral·lelament, algunes regions europees han afavorit la producció integrada (apartat 9.2.6), que prioritza els mètodes preventius i els usos racionals dels productes fitosanitaris. Tanmateix, les dades disponibles d'alguns països europeus i dels Estats Units mostren que les vendes de plaguicides es mantenen o bé augmenten des de 1990 [1,2], superant les 350.000 tones anuals a la Unió Europea [3]. Espanya és un dels quatre països d'Europa amb més venda de plaguicides, però també és un dels principals productors agrícoles [3]. Des de 2011, la venda de fungicides i herbicides a Espanya ha tendit a augmentar, mentre que la d'insecticides s'ha mantingut estable [4] (Fig. 17). Un dels objectius estratègics de la nova Política Agrària Comunitària [5], de l'Estratègia de la UE sobre biodiversitat 2030 [6] i l'Estratègia de la UE *From Farm to Fork* [7] és la reducció de la utilització de productes fitosanitaris en un 50% pel 2030.

TOTAL DE SUBSTÀNCIES ACTIVES COMERCIALITZADES (TONES)

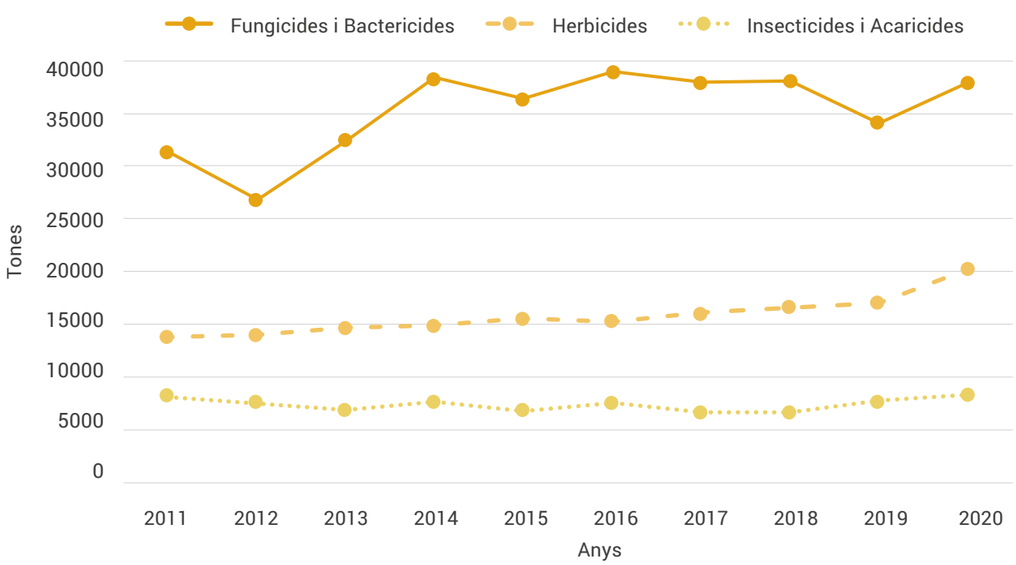


Fig. 17. Venda de plaguicides al llarg de l'última dècada a Espanya. (Font: [4])

4.2 VIES D'EXPOSICIÓ

La majoria de productes fitosanitaris emprats en agriculturas s'apliquen dissolts en aigua per polvorització (o atomització). En alguns conreus, però, també són freqüents les aplicacions en sec (empolsament), o com a recobriment de les llavors (de vegades anomenades "llavors blindades"). Altres modes d'aplicació menys freqüents inclouen la dissolució del producte en l'aigua de reg. A Catalunya, la polvorització aèria només està permesa en certs tractaments forestals i en arrossars.

Els pol·linitzadors es poden veure exposats a plaguicides a través de diverses vies d'exposició, entre les que destaca la ingestió de pol·len i nèctar contaminats [8]. Altres vies, menys importants, d'**exposició oral** són la melassa dels pugons, els fluids de gutació (gotes de xilema traspuat per les fulles d'algunes plantes) i l'aigua de tolls contaminats [9,10]. L'exposició també es pot donar per **contacte**, tant a les flors i a altres òrgans de les plantes, com al sòl i altres superfícies que hagin estat afectades pel tractament. L'exposició via sòl pot ser particularment important per a les abelles i vespes que fan els nius sota terra. Algunes espècies que nidifiquen en cavitats pre-establertes utilitzen fang o diversos productes vegetals per construir el seu niu (fulles, resina, borra), de manera que també es poden exposar al recollir i manipular aquests materials. Una alta via d'exposició important és el contacte amb la pols generada durant el procés de sembra de llavors tractades amb insecticida [10,11]. Aquesta pols pot entrar en contacte directament amb els pol·linitzadors o a través de les flors.

4.3 TIPUS DE PRODUCTES FITOSANITARIS

En relació als pol·linitzadors, podem dividir els plaguicides en tres grans categories: insecticides (incloent acaricides), fungicides i herbicides. Encara que la toxicitat pels pol·linitzadors és, lògicament, més elevada en el cas dels insecticides, cal tenir en compte que les quantitats de fungicides (38.000 t) i herbicides (20.000 t) que s'apliquen a Espanya superen de llarg la dels insecticides (8.400 t) [4].

4.3.1 Insecticides (i acaricides)

Els insecticides són substàncies que maten insectes. Amb l'objectiu de protegir els pol·linitzadors, l'aplicació de la majoria d'insecticides està prohibida durant la floració i aquesta limitació s'indica a l'etiqueta dels productes.

La majoria dels insecticides són productes de síntesi i actuen sobre el sistema nerviós o muscular. A nivell global, els organoclorats s'han deixat d'utilitzar i l'ús d'insecticides organofosforats i carbamats està disminuint. En canvi, l'ús de piretroides es manté estable des dels anys 70, i els neonicotinoides han experimentat un gran augment des de principis dels 90 [12]. Les dades disponibles per Espanya, mostren tendències similars [4] En els darrers anys, però, davant l'acumulació d'evidències que relacionaven els neonicotinoides amb efectes letals i subletals en abelles [13–15], la majoria de neonicotinoides

s'han prohibit en tractaments de camp a la UE i el seu ús s'ha restringit en altres països [16,17]. Alguns insecticides, anomenats reguladors del creixement, actuen afectant el desenvolupament dels insectes. Dins d'aquest grup, destaquen els inhibidors de la biosíntesi de la quitina, un component essencial de la cutícula dels insectes. Aquests insecticides afecten a les larves però no als adults i, en general, el seu ús està permès durant la floració. Tot i no tenir efectes sobre les abelles adultes, alguns estudis mostren que l'exposició a aquests productes pot afectar negativament l'eclosió dels ous [18].

Hi ha també insecticides, com ara l'oli de Neem o les piretrines, que són derivats de productes naturals. En aquesta categoria també s'inclouen les espores del bacteri *Bacillus thuringiensis* i les toxines que generen, utilitzades per controlar larves de Lepidòpters, Coleòpters i mosquits. Els insecticides orgànics d'origen natural solen ser menys tòxics i menys nocius pel medi ambient que els insecticides de síntesi, però també poden tenir efectes negatius per les abelles [19].

4.3.2 Fungicides

Els fungicides són substàncies que maten o inhibeixen el creixement dels fongs. La majoria dels fungicides utilitzats en agricultura són sintètics però alguns són d'origen natural. La seva toxicitat per les abelles és molt més baixa que la dels insecticides [20]. Per aquest motiu, la seva utilització durant la floració dels conreus està permesa. Tot i així, alguns fungicides poden potenciar de forma sinèrgica la toxicitat de certs insecticides, provocant efectes letals i subletals en les abelles. Aquests **efectes sinèrgics** es donen sobretot quan fungicides inhibidors de la biosíntesi de l'ergosterol es barregen amb insecticides piretroides [21–23] o neonicoitinoides [21,24,25]. És important tenir en compte que l'exposició de les abelles a múltiples productes es pot donar encara que aquests s'apliquin per separat i en moments diferents. Per exemple, un insecticida sistèmic (és a dir que penetra dins la planta is es distribueix pel seus teixits) aplicat en pre-floració pot aparèixer en el nèctar i pol·len del conreu i barrejar-se amb un fungicida aplicat en floració. Apart d'aquests efectes sinèrgics amb insecticides, alguns fungicides per si sols poden afectar el comportament de les abelles [26,27]. Per exemple, l'exposició a certs fungicides altera els senyals físics i químics dels mascles de l'abella solitària *Osmia cornuta*, reduint el seu grau d'acceptació per part de les femelles i per tant la seva capacitat d'aparellar-se [28].

4.3.3 Herbicides

Els herbicides són substàncies utilitzades per eliminar plantes no desitjades. La majoria són sintètics, però també existeixen alguns herbicides d'origen natural. En agricultura, els herbicides es fan servir sobretot per reduir la **competència de la flora espontània** amb el conreu. Un estudi recent demostra que els abellots no eviten les flors tractades amb herbicides, i per tant s'exposen tant per via tòpica com per via oral a aquests productes [29]. Com els fungicides, els herbicides tenen una baixa toxicitat per les abelles [30]. Amb tot, alguns estudis han trobat que dosis realistes d'alguns herbicides afecten la capacitat d'aprenentatge de l'abella de la mel [27,31,32], així com la capacitat de termoregulació dels abellots, essencial per a un correcte creixement de la colònia [33]. Altres estudis demostren que l'exposició a nivells realistes d'herbicida afecten la flora bacteriana del sistema digestiu de les abelles de la mel, incrementant la seva susceptibilitat a infeccions de patògens [34]. A més a més, els herbicides tenen un important efecte indirecte sobre els pol·linitzadors a través de la destrucció de recursos florals [35] i de les plantes nutrícies de les larves d'alguns Lepidòpters, com per exemple la papallona monarca (apartat 3.2). Moltes de les plantes tradicionalment considerades "**males herbes**" són una font essencial de pol·len i nèctar pels pol·linitzadors en ambients agrícoles (apartat 9.2.2).

4.3.4 Altres productes

Hi ha una sèrie de substàncies que no tenen activitat biocida però que també s'utilitzen en agricultura, bé formant part de la formulació del producte fitosanitari (**coformulants**), bé barrejades amb insecticides, fungicides o herbicides (adjuvants). Els coformulants són substàncies que la indústria utilitza per estabilitzar i millorar algunes de les propietats dels productes fitosanitaris. Diverses cases comercials fan servir diferents coformulants i la seva composició és sovint desconeguda. Els **adjuvants** són substàncies que es barregen amb el producte comercial en el tanc de tractament per incrementar l'efectivitat del producte fitosanitari. Ambdós tipus de substàncies es consideren innòcues per les abelles, però alguns estudis mostren que certs coformulants i adjuvants poden, sobretot en combinació amb alguns insecticides, tenir efectes subletals o inclús letals pels pol·linitzadors [26,36–39].

4.4 EFECTES DELS PRODUCTES FITOSANITARIS SOBRE ELS POL·LINITZADORS

Els efectes dels productes fitosanitaris sobre els pol·linitzadors depenen tant de la **toxicitat** del producte com dels **nivells d'exposició**. Un producte molt tòxic pot tenir poc impacte sobre els pol·linitzadors si el nivell d'exposició és baix. De la mateixa manera, un producte poc tòxic pot tenir un gran impacte si el seu nivell d'exposició és molt alt o perllongat en el temps. En el cas dels pol·linitzadors, els nivells d'exposició solen ser més elevats en productes aplicats durant la floració, com ara els fungicides. Per tant, la qüestió fonamental és si un producte (o una barreja de productes) és tòxica per a un pol·linitzador a nivells d'exposició realistes. Un altre factor a tenir en compte és la **persistència** del producte. Alguns productes poden persistir en l'ambient durant mesos, fet que augmenta el risc d'intoxicació per **exposició crònica** [40].

Els efectes dels productes fitosanitaris sobre els pol·linitzadors poden ser letals o subletals. Lògicament els efectes **letals** són més nocius però també més fàcils de detectar, almenys en pol·linitzadors gestionats, fet que pot ajudar en la seva prevenció. En aquest sentit, és especialment important establir una bona xarxa de registres d'incidents de mortalitat en apiaris d'abella de la mel. En països com Alemanya, Holanda i el Regne Unit, s'ha detectat que el nombre d'incidents relacionats amb plaguicides s'ha reduït d'uns 200 a uns 50 per any entre 1980 i 2006 [41,42]. Establir una relació directa entre una aplicació i un episodi de mortalitat no sempre és fàcil degut a la degradació dels productes i perquè en molts casos les anàlisis químiques revelen la presència de múltiples residus. La detecció d'un residu no implica necessàriament que el producte en qüestió hagi tingut un impacte negatiu. Amb tot, prop del 50% de les mostres d'abelles analitzades en els estudis esmentats contenien insecticides i un 40% fungicides. Per evitar intoxicacions massives és essencial aplicar el producte seguint estrictament les indicacions de l'etiqueta. Un estudi fet al Regne Unit conclou que un 65-70% dels incidents enregistrats durant 1981 i 1991 es van produir per un ús inadequat del producte [43].

Els efectes **subletals** afecten el comportament o la fisiologia del pol·linitzador i són més difícils de detectar perquè no provoquen la seva mort. Tot i així, els efectes subletals alteren l'activitat del pol·linitzador i per tant el seu èxit reproductiu, de manera que poden tenir conseqüències importants a nivell poblacional. Els efectes subletals causats per l'exposició a plaguicides són molt variats i inclouen la inhibició enzimàtica, la immunodepressió, l'alteració de les respostes olfactives i visuals, la pèrdua de memòria, la regulació tèrmica, l'activitat recol·lectora, la longevitat i la fecunditat [14,44–52]. Alguns estudis han demostrat que les colònies d'*Apis mellifera* exposades a piretroides o neonicotinoides tenen una major taxa d'obreres que no retornen al rusc, fet que s'atribueix a una pèrdua de la capacitat d'orientació [13,53,54]. Lògicament, els efectes dels plaguicides sobre el pol·linitzadors, tant letals com subletals, també afecten el servei ecosistèmic de la pol·linització.

4.5 RELACIÓ ENTRE L'ÚS DE PLAGUICIDES I ELS DECLIVIS DE POL·LINITZADORS

Hi ha una certa discrepància sobre fins a quin punt els efectes causats pels insecticides en general, i els neonicotinoides en particular, poden, per si mateixos, explicar els declivis generalitzats d'abelles. Les diverses revisions sobre aquesta qüestió posen de manifest l'escassetat d'estudis de camp i la necessitat d'establir mesures fiables de **nivells d'exposició realistes** [8,40,63,55–62]. Algunes d'aquestes revisions conclouen que els efectes trobats en experiments controlats es donen a nivells d'exposició semblants o inferiors als nivells reals a què es veuen exposades les abelles en situacions de camp. Altres, en canvi, arriben a una conclusió oposada. El principal motiu de discrepància rau en la manca d'acord sobre la determinació dels nivells d'exposició realistes [59,64]. És fàcil mesurar la quantitat de producte que s'aplica en una determinada àrea, però és molt difícil determinar quina fracció d'aquesta quantitat acaba entrant en contacte o essent ingerida pels pol·linitzadors, sobretot tenint en compte l'exposició crònica (perllongada en el temps) i l'exposició a múltiples productes.

Els experiments de camp permeten mesurar l'impacte real dels plaguicides sobre les poblacions d'abelles, però l'execució d'aquests experiments també és complexa, sobretot quan es treballa amb colònies de l'abella de la mel, que tenen un radi de vol de diversos quilòmetres. En aquest sentit, un estudi conclou que la majoria d'estudis de camp amb l'abella de la mel no tenen prou potència estadística per detectar els possibles efectes subletals dels plaguicides [57]. Un altre estudi, realitzat en camps de colza sembrats amb llavors tractades amb un neonicotinoide, no va trobar cap efecte en colònies de l'abella de la mel però sí en el creixement de les colònies de *Bombus terrestris* i, sobretot, en la nidificació de l'abella solitària *Osmia bicornis* [15]. Un altre estudi en tres països europeus (Regne Unit, Alemanya i Hongria) compara l'èxit reproductiu de colònies de l'abella de la mel, colònies de l'abellot *Bombus terrestris* i poblacions de l'abella solitària *Osmia bicornis* entre camps de colza sembrats amb llavors tractades i no tractades amb neonicotinoides [65]. L'estudi troba resultats diferents segons el país i l'espècie. Per una banda, la fecunditat d'*Osmia bicornis* i la producció de reines a les colònies de *Bombus terrestris* va disminuir amb l'exposició als neonicotinoides. Per altra banda, el creixement de les colònies d'abella de la mel va ser més baix en els camps tractats al Regne Unit i a Hongria, però més alt a Alemanya. Les diferències entre espècies observades en aquest estudi es poden explicar per tres motius. En primer lloc, les espècies del gènere *Osmia* són més sensibles als neonicotinoides que les abelles de la mel i els abellots [24,66]. En segon lloc, diferents espècies d'abelles tenen diferents vies i diferents nivells d'exposició [67]. Per últim, i probablement el motiu més important en aquest cas, les espècies socials (els abellots i, sobretot, l'abella de la mel), poden esmorteir els efectes d'una intoxicació gràcies a la "**resiliència de colònia**". En aquestes espècies, la mort o pèrdua de vigor d'unes quantes obreres no té un gran efecte sobre l'èxit reproductiu de la colònia perquè poden ser compensades per altres individus. En abelles solitàries, en canvi, la mort d'una femella implica l'anul·lació immediata de la seva capacitat reproductiva.

Altres estudis de camp s'han fixat en la relació entre les aplicacions de productes fitosanitaris i l'abundància i riquesa de les comunitats de pol·linitzadors a diferents escales espacials [68]. Aquests estudis han trobat associacions negatives entre la riquesa/abundància d'abelles i els nivells de plaguicides en camps de nabius [69], pomes [70] i vinyes [71]. Un estudi realitzat en 4 localitats californianes monitoritzades durant 40 anys, demostra com l'ús de neonicotinoides afecta negativament les poblacions de papallones, especialment en espècies de mida petita i amb poques generacions anuals [72]. Altres autors també van trobar que existeix una correlació negativa entre l'ús de plaguicides i la quantitat de papallones en una extensa xarxa de jardins a França [73].

4.6 EXPOSICIÓ MÚLTIPLE

És important tenir en compte que en ambients agrícoles els pol·linitzadors sovint s'exposen a múltiples productes simultàniament. Aquesta **exposició múltiple** pot ser deguda a tractaments en els que es barregen diversos productes, però també a productes que s'han aplicat en diferents moments. Com ja s'ha esmentat, residus de productes sistèmics tractats en prefloració poden aparèixer al pol·len i al nèctar [74] i barrejar-se amb productes aplicats durant la floració. Aquesta doble exposició incrementa el risc d'intoxicació perquè, com s'ha explicat a l'apartat 4.3.2, alguns fungicides actuen de manera sinèrgica amb certs insecticides, potenciant la seva toxicitat. Nombrosos estudis han analitzat la presència de residus de plaguicides en el cos de les d'abelles i en el seu aliment [8]. Als Estats Units, un estudi realitzat en ambients agrícoles va trobar mitjanes de 2,5 i 7,1 productes fitosanitaris, respectivament, en el cos de les abelles de la mel i en pol·len que portaven al rusc [75]. Els productes detectats incloïen insecticides, acaricides, fungicides i herbicides. Un estudi més recent, també en ambients agrícoles d'Estats Units, va analitzar els nivells de plaguicides al sòl, a les flors i al cos de diverses espècies d'abelles, tant gestionades com silvestres [76]. Aquest estudi va detectar 21 productes fitosanitaris a les mostres de sòl, 16 a la flora dels marges i 17 al cos de les abelles, incloent substàncies que no s'havien tractat al propi camp ni en camps adjacents. Els nivells de plaguicides trobats en el cos de les abelles eren més baixos que els de les flors, però més alts que els del sòl. En un altre estudi, realitzat en zones de prats i camps de blat, es van detectar 19 productes fitosanitaris en el cos de les abelles silvestres [77]. Encara que les concentracions detectades són baixes, aquests estudis demostren que en ambients agrícoles els pol·linitzadors entren en contacte amb una gran varietat de productes fitosanitaris. Els possibles efectes d'aquestes barreges de plaguicides són desconeguts.

4.7 BONES PRÀCTIQUES EN LA UTILITZACIÓ DE PLAGUICIDES

La gestió fitosanitària ha de seguir la normativa vigent, i això implica, entre altres, utilitzar només productes legalment permesos i pels usos legalment indicats; aplicar les dosis legalment permeses i només en les fases fenològiques de la planta establertes; i aplicar el producte respectant les indicacions de seguretat indicades a l'etiqueta. Tots els tractaments han de ser degudament registrats als quaderns de camp d'acord amb la legislació vigent. El risc d'un tractament fitosanitari pels pol·linitzadors augmenta de manera molt significativa si no es respecta la **informació de l'etiqueta** o si aquesta és insuficient. També si la maquinària d'aplicació és inadequada o el tractament no es fa correctament. Per exemple, en els tractaments de post-floració amb insecticides és important esperar a que la caiguda de pètals sigui total per no intoxicar les abelles. També és molt important no tractar en situacions de vent, que propicien la **deriva** del producte, i prendre mesures en general per evitar que el producte arribi a la flora acompanyant. Per tant, la bona formació i el seguiment de bones pràctiques durant el procés d'aplicació són fonamentals per minimitzar els riscos [78]. Diversos estudis han demostrat que les plantes ruderals que creixen prop dels camps contenen nivells significatius de productes fitosanitaris [11,76,79,80].

4.8 AVALUACIÓ DE RISC

Abans de ser autoritzats, els productes fitosanitaris s'han de sotmetre a un llarg procés d'avaluació de risc destinat a assegurar que el seu ús no comportarà **riscos ambientals**. Entre altres aspectes, aquesta avaluació inclou una sèrie de tests toxicològics a nivell de laboratori, semi-camp i camp amb l'abella de la mel

[81]. Els programes d'avaluació de risc són fonamentals per protegir les abelles i altres pol·linitzadors i es van actualitzant a mesura que es posen a punt nous mètodes d'avaluació. Amb tot, aquests programes presenten algunes mancances com ara una insuficient cobertura de l'**exposició crònica** (per contraposició a l'aguda), l'exposició a **barreges de productes** i la detecció d'**efectes subletals** [16]. Un altre aspecte a millorar és la inclusió d'altres espècies d'abelles, com ara abellots (*Bombus terrestris*) i abelles solitàries (*Osmia* spp.) en l'avaluació de risc, tal com recomana l'Autoritat Europea per la Seguretat dels Aliments [82]. Degut a diferències entre espècies en la sensibilitat a diferents productes [24,83], a diferències en els trets biològics que condicionen les vies i nivells d'exposició [67], i a la resiliència de colònia, els resultats obtinguts amb l'abella de la mel no sempre són extrapolables a les altres espècies d'abelles.

4.9 UTILITZACIÓ DE PLAGUICIDES EN SISTEMES NO AGRÍCOLES

Encara que la major part dels tractaments plaguicides es fan en ambients agrícoles, cal tenir en compte també el seu ús en zones forestals i en zones urbanes i periurbanes.

Els tractaments en **ambients forestals** es fan sobretot per controlar espècies de Lepidòpters i Coleòpters que poden arribar a ser plagues importants. A Catalunya són habituals els tractaments biològics amb *Bacillus thuringiensis* per reduir l'impacte de la processionària del pi, *Thaumatopoea pityocampa*, una espècie de papallona nocturna que a més de debilitar els pins pot provocar urticàries greus als humans a causa dels pèls tòxics que alliberen les erugues. Els tractaments són habituals i afecten milers d'hectàrees a la Catalunya central, però també es fan a menor escala prop de nuclis habitats per minimitzar les molèsties que provoquen les erugues en humans i animals de companyia. Puntualment, aquests tractaments també s'han utilitzat per combatre les explosions demogràfiques de l'eruga peluda del suro, *Lymantria dispar*, per exemple als boscos del Montnegre. La utilitat dels tractaments contra *Lymantria dispar* ha estat posada en dubte per la seva manca d'efectivitat i per la regulació que exerceixen els enemics naturals, que per si mateixos redueixen la plaga a nivells innocus en períodes de 1-4 anys. Aquests tractaments també s'han criticat pel seu impacte sobre altres Lepidòpters no diana [84].

En principi l'ús de plaguicides en **ambients urbans** és molt menor que en zones de producció agrícola. Tanmateix, la utilització d'aquests productes en jardins i horts, tant públics com privats, no és negligible. Als Estats Units s'ha calculat que l'ús d'herbicides, insecticides i fungicides en zones urbanes representa el 8%, el 15% i el 10 %, respectivament, dels totals utilitzats al país [85]. No és doncs sorprenent que es trobin residus de diversos productes fitosanitaris en el nèctar i pol·len de les flors de jardins urbans [86]. Un estudi a França conclou que alguns tractaments en jardins particulars poden tenir un impacte sobre les poblacions de papallones i abellots [87]. A Catalunya no es disposa de dades sobre l'ús de productes fitosanitaris en ambients urbans. Cal esmentar, però, que l'ús de plaguicides en jardins particulars i horts de producció per consum familiar està poc regulat. En comerços i plataformes de venda per internet es poden adquirir diversos plaguicides per part de clients que no han rebut cap mena de formació per al seu ús. Un estudi recent del Regne Unit indica que, arran de la moratòria en l'ús de certs neonicotinoides, els nivells d'exposició dels abellots han disminuït en zones rurals, però no en zones periurbanes [88]. L'ús de plaguicides en ambients urbans i en jardins i horts privats és més difícil de justificar que en explotacions agrícoles. En aquest sentit hi ha diverses iniciatives arreu de Catalunya per reduir de manera dràstica la utilització de plaguicides en la gestió de zones verdes públiques i privades.

4.10 REFERÈNCIES

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.

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.

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.

6. European Comission. 2020 Estrategia sobre Biodiversidad para 2030. See 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.

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 (80-.).* **336**, 348–350. (doi:10.1126/SCIENCE.1215039/SUPPL_FILE/HENRY.SOM.PDF)

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 5217550* **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.

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/FENVS.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 (80-.).* **376**, 1122–1126. (doi:10.1126/SCIENCE.ABF7482/SUPPL_FILE/SCIENCE.ABF7482_MDAR_REPRODUCIBILITY_CHECKLIST.PDF)

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/SUPPL_FILE/PNAS.1803880115.SAPP.PDF)

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/SUPPL_FILE/FRANCESCOPENNACCHIOPODCAST.MP3)

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 (80-.).* **336**, 351–352. (doi:10.1126/SCIENCE.1215025/SUPPL_FILE/WHITEHORN.SOM.PDF)

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. Blacquière 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, Blacquière 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 (80-.).* **356**, 1393–1395. (doi:10.1126/SCIENCE.AAA1190/SUPPL_FILE/AAA1190_WOODCOCK.SM.PDF)

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.

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/SUPPL_FILE/ES5B03459_SI_001.PDF)

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 idone{\"\i}tat 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/SUPPL_FILE/ES7B06573_SI_001.PDF)

CAPÍTOL 5
POL·LINITZACIÓ DE CONREUS A CATALUNYA: DÈFICITS I ESTRATÈGIES

5.1 DÈFICITS DE POL·LINITZACIÓ

Com s'ha explicat a l'apartat 1.7, molts conreus depenen de la pol·linització per insectes per assolir nivells de producció econòmicament viables. Al mateix temps, algunes pràctiques agrícoles, sobretot associades a l'agricultura intensiva, tenen un impacte negatiu sobre les poblacions de pol·linitzadors (apartat 3.1). Per aquest motiu, especialment en conreus de floració massiva que produeixen moltes flors durant un període de temps curt, les poblacions de pol·linitzadors silvestres poden ser insuficients per a proporcionar un servei de pol·linització adequat. Quan es dona aquesta situació és important potenciar la pol·linització, sigui afavorint les poblacions de pol·linitzadors silvestres, sigui aportant poblacions de pol·linitzadors gestionats (apartat 5.2). La decisió de potenciar la pol·linització es basa sovint en la percepció del productor i en el coneixement previ que es té sobre el conreu concret i la varietat. Idealment, caldria determinar si realment existeix un **dèficit de pol·linització** (apartat 1.2; [1]) i si aquest afecta de manera significativa al rendiment i/o la qualitat del cultiu.

5.2 ESTRATÈGIES DE POL·LINITZACIÓ: POL·LINITZADORS SILVESTRES I POL·LINITZADORS GESTIONATS

Els conreus entomòfils atrauen una sèrie de **pol·linitzadors silvestres** que visiten les seves flors i els pol·linitzen de manera natural. Tot i que tradicionalment aquest servei ecosistèmic s'ha considerat insuficient per a garantir nivells de pol·linització adequats i estables en el temps, cada vegada hi ha més estudis que mostren que la contribució de les poblacions naturals de pol·linitzadors a la producció agrícola és molt significativa i de vegades equiparable o fins i tot superior a la contribució dels pol·linitzadors gestionats [2]. Per tant, afavorir l'establiment de comunitats naturals de pol·linitzadors als camps pot ser una estratègia rendible en termes econòmics. Les mesures per a potenciar les poblacions de pol·linitzadors naturals s'expliquen al capítol 9 i la importància de disposar d'una comunitat de pol·linitzadors funcionalment diversa, amb un alt grau de complementarietat, s'explica a l'apartat 1.7. En general, les poblacions de pol·linitzadors silvestres són molt menys abundants que les de pol·linitzadors gestionats, però això queda sovint compensat per la seva elevada eficàcia pol·linitzadora [3]. Cada vegada hi ha més evidència científica sobre els efectes positius de la diversitat i abundància de pol·linitzadors silvestres en la producció i qualitat dels cultius [4–8].

La decisió d'aportar poblacions de **pol·linitzadors gestionats** en un camp o una zona determinada s'hauria de prendre només quan es consideri que existeix un dèficit de pol·linització. Els dèficits de pol·linització es donen sobretot en zones d'agricultura intensiva, amb comunitats de pol·linitzadors naturals típicament empobrides, camps de grans dimensions i poca diversitat de conreus. El procés d'intensificació agrícola al llarg de l'últim segle ha fet que l'ús de pol·linitzadors gestionats sigui una pràctica bastant habitual que segueix augmentant [9,10]. Com s'ha explicat (apartat 3.9), la utilització de poblacions de pol·linitzadors gestionats pot suposar alguns riscos pels pol·linitzadors silvestres. A més, la dependència d'una sola espècie de pol·linitzador implica també una pèrdua de diversitat funcional que pot afectar negativament la funció de la pol·linització (apartat 1.8). En qualsevol cas, l'aportació de pol·linitzadors gestionats, siguin abelles de la mel, borinots o abelles solitàries, s'hauria de fer sempre a les densitats recomanades [11].

Es pot aplicar també una estratègia mixta, compatibilitzant l'ús d'espècies gestionades amb la potenciació de la diversitat de pol·linitzadors naturals als entorns agrícoles [2]. Aquesta estratègia podria incloure l'ús de més d'una espècie gestionada. En aquest cas, però, caldria reduir la densitat de cada espècie per no provocar una situació de limitació de recursos florals que posaria en perill la sostenibilitat de les poblacions de pol·linitzadors silvestres.

5.3 VALORACIÓ DE LA POL·LINITZACIÓ PER INSECTES ALS CONREUS DE CATALUNYA

Tal com succeeix a nivell mundial, la pol·linització per insectes és un servei ecosistèmic clau per la producció agrícola de Catalunya. La figura 18 mostra la superfície conreada i la producció agrícola dels diferents grups de conreus a Catalunya. Entre els conreus que ocupen més superfície trobem els cereals (43%), l'olivera (14%) i la vinya (7%), que no depenen dels insectes pol·linitzadors. Entre els conreus que sí depenen dels pol·linitzadors destaquen els **fruiters** (especialment l'ametller, però també el cirerer, la pomera i la perera) que es mantenen més o menys estables a Catalunya en els últims cinc anys, ocupant un 14% de la superfície conreada [12]. Altres conreus que depenen de la pol·linització són algunes **lleguminoses** (p. e., mongeta tendra, fava; 1%), **hortalisses** (tomàquet, meló, síndria, maduixa; 1%), i alguns **conreus industrials** (colza, gira-sol; 2%). La superfície de colza com a alternativa al monocultiu tradicional de cereals d'hivern ha experimentat un increment important a Catalunya en els últims anys (de 8.710 ha el 2014 a 12.658 ha el 2020; [12]). Cal esmentar també els **conreus farratgers** (entre els quals hi ha l'alfals, la trepadella o la veça), que ocupen un gran superfície a Catalunya (17%). Encara que la major part d'aquesta superfície es dedica a la producció de farratge i per tant no requereix pol·linització, la llavor que es fa servir per sembrar els camps depèn de la pol·linització per insectes. En termes de producció, els conreus farratgers representen un 50% del total a Catalunya (Fig. 18).

La Taula 1 mostra la llista de conreus entomòfils a Catalunya, la seva superfície i producció i el seu **grau de dependència** de la pol·linització per insectes segons la FAO [13]. Cal tenir en compte que aquesta grau de dependència és molt variable segons la varietat i per tant les estimes són només orientatives. En termes d'hectàrees conreades, destaquen els camps d'ametller (39.424 ha), presseguer/nectariner (19.293 ha), perera (9.687 ha) i pomera (9.272 ha). En termes de producció, les pomeres són el primer conreu (235.434 t), seguides dels presseguers (202.499 t), nectariners (140.183 t) i pereres (138.044 t) [12]. D'altra banda, Catalunya produeix anualment més de 200.000 tones d'hortalisses en més de 9.500 hectàrees que representen, després dels fruiters, el grup de conreus comercialment més productiu. Aproximadament un 40% dels conreus d'hortalissa depenen de la pol·linització entomòfila en major o menor grau [12]. Alguns d'ells, com la carbassa, el carbassó, el meló o la síndria són altament dependents de la pol·linització per insectes [13].

És important tenir en compte que, de mitjana, els cultius que depenen de la pol·linització per insectes tenen

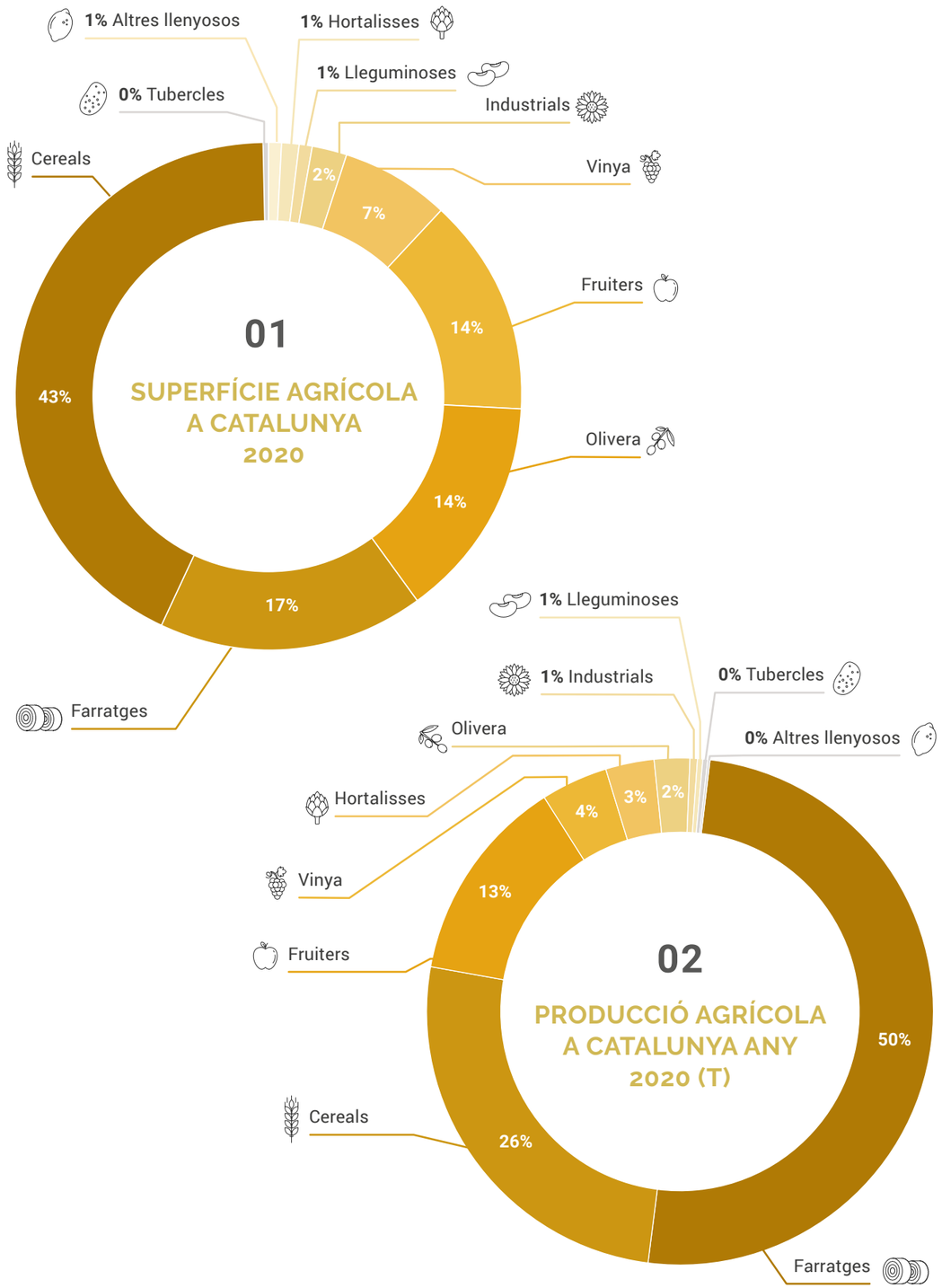


Fig. 18. Superfície en hectàrees (**01**) i producció en tones (**02**) dels principals conreus de Catalunya. (Font: [12])

CONREU	SUPERFÍCIE (Ha)	PRODUCCIÓ (T)	GRAU DE DEPENDÈNCIA DE POL·LINITZADORS (%) (FAO)
CÍTRICS			
Taronja	2180	43546	0-10
Mandarina	6585	135601	0-10
Llimona	31	152	0-10
Aranja	1	0	0-10
FRUITERS			
Kiwi	61	835	>90
Pomera	9272	235434	40-90
Perera	9687	138044	40-90
Nesprer	1	11	40-90
Albercoquer	1885	9399	40-90
Cirerer i guinder	2771	8127	40-90
Presseguer	10541	202499	40-90
Nectariner	8752	140183	40-90
Pruner	395	4669	40-90
Alvocat	6	36	40-90
Ametller	39424	25840	40-90
Nabius	2	8	40-90
Gerd	2	18	40-90
Figuera	556	5834	10-40
Magraner	137	1723	10-40
Castanya (fruit)	101	43	10-40
Groseller	2	16	10-40
Codony	103	1278	0-10
Caqui	119	1782	0-10
HORTALISSES			
Síndria	267	7597	>90
Meló	244	4730	>90
Carbassa	411	10984	>90
Carbassó	263	8201	>90
Cogombre	177	9506	40-90
Nap i altres	101	1816	40-90
Fonoll	81	1620	40-90
Albergínia	126	3275	10-40
Pebrot	183	4517	10-40
Bitxo	10	158	10-40
Maduixa i maduixot	64	1964	10-40
Pèsol verd	254	1189	10-40
Fava tendra	303	2994	10-40
Tomàquet	1029	42684	0-10
Mongeta tendra	384	6320	0-10
INDUSTRIALS			
Gira-sol	2724	5652	10-40
Colza	12658	27417	10-40

Taula 1. Superfície, producció i grau de dependència de la pol·linització per insectes dels conreus de Catalunya. (Font: [12,13]).

preus de mercat per tona cinc vegades més elevats que els que no en depenen [14]. El **valor de la pol·linització** de conreus per insectes a Catalunya es calcula en uns 290-321 milions d'euros [15,16]. És important destacar que aquestes quantificacions són conservadores ja que es calculen considerant el valor mig del rang de dependència a la pol·linització de cada conreu i només consideren els conreus de consum directe humà, és a dir no inclou cultius farratgers, prats de pastura i horts familiars. A Catalunya el sector fructícola genera més de 980 milions d'euros anuals [17,18].

5.4 REFERÈNCIES

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 (80-.).* **340**, 1608–1611. (doi:10.1126/SCIENCE.1230200/SUPPL_FILE/GARIBALDI.SM.PDF)

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 (80-.).* **351**, 388–391. (doi:10.1126/SCIENCE.AAC7287/SUPPL_FILE/GARIBALDI.SM.PDF)

6. Hoehn P, Tscharntke 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.

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/.

CAPÍTOL 6
MILLORES EN EL CONEIXEMENT DELS POL·LINITZADORS

L'elaboració d'aquest informe ha permès identificar una sèrie de mancances en el coneixement sobre els pol·linitzadors a Catalunya (i de vegades també a nivell global) que es detallen en aquest capítol.

6.1 DISTRIBUCIÓ, ESTATUS I TENDÈNCIES POBLACIONALS DELS POL·LINITZADORS SILVESTRES A CATALUNYA

Gràcies al CBMS (www.catalanbms.org), a Catalunya existeix informació de gran qualitat sobre les poblacions de papallones diürnes que ha permès posar de manifest les tendències poblacionals negatives de moltes espècies i comptar amb una bona base científica per establir el seu estatus de conservació. Malauradament, aquest tipus d'informació no existeix pels altres grups de pol·linitzadors. Especialment rellevant és la manca d'un **catàleg** de les espècies **d'abelles i sírfids**, així com informació sobre les seves tendències poblacionals. Els Coleòpters són un grup especialment ben estudiat a nivell taxonòmic i faunístic a Catalunya, però tampoc existeix informació sobre les seves tendències poblacionals. L'establiment d'un **programa de seguiment** de les poblacions de pol·linitzadors a Catalunya i l'elaboració de catàlegs i mapes de distribució dels principals grups de pol·linitzadors (abelles i sírfids) són una prioritat per resoldre aquesta limitació. Una altra línia de recerca prioritària seria l'anàlisi comparativa de les tendències poblacionals en àrees situades dins i fora dels espais protegits, per poder avaluar si la seva gestió és o no adequada per a la conservació dels pol·linitzadors.

6.2 ÚS DE PRODUCTES FITOSANITARIS I AVALUACIÓ DELS NIVELLS DE RESIDUS

En ambients agrícoles, les abelles es veuen sotmeses a una **exposició** més o menys crònica de diversos productes fitosanitaris. Existeix però molt poca informació sobre els nivells reals d'aquesta exposició. Un informe recent elaborat per un Tribunal de Comptes Europeu amb l'objectiu d'avaluar si la Unió Europea està reduint la utilització de productes fitosanitaris indica que les vendes d'aquests productes es mantenen estables durant els darrers 10 anys [1]. L'informe també destaca la manca de registres detallats i estadístiques sobre els productes fitosanitaris, fet que impedeix analitzar dades de manera rigorosa i fer comparacions entre anys i zones. En aquest sentit, és important establir un programa de seguiment dels **nivells de residus** a que estan exposades les abelles. Aquest seguiment es pot fer establint una xarxa de punts de mostreig en els que es fan anàlisis multiresidus de diverses matrius relacionades amb les abelles (flors, sòl, mel, pol·len) o de les pròpies abelles.

6.3 AVALUACIÓ DE RISC DELS PLAGUICIDES

L'avaluació de risc prèvia a la comercialització de qualsevol plaguicida és un procés fonamental per a la protecció dels pol·linitzadors, ja que determina les condicions sota les quals un producte pot ser utilitzat. Per aquest motiu és important que l'avaluació de risc sigui el més exhaustiva possible. Alguns aspectes a millorar són una major cobertura de l'**exposició crònica**, l'avaluació de certes **barreges de productes**, una ampliació dels tests d'**efectes subletals**, i la **inclusió d'altres espècies** de pol·linitzadors a banda de l'abella de la mel.

6.4 POTENCIACIÓ DELS SERVEIS ECOSISTÈMICS EN L'ÀMBIT AGRÍCOLA

Tot i les crides per part de diferents administracions per reduir la dependència dels plaguicides, l'ús d'aquests productes no ha disminuït en les últimes dècades. Un argument sovint emprat per a justificar l'ús de plaguicides es basa en l'afirmació que la producció és més baixa quan es redueix de manera dràstica l'aplicació de productes fitosanitaris. Al mateix temps, els sistemes de gestió fitosanitària amb menys càrrega de plaguicides, com per exemple la producció ecològica o la integrada, tenen un impacte menor sobre el medi ambient. Per tant, una línia de recerca prioritària a nivell mundial hauria de ser l'estudi d'estratègies de **millora de la productivitat** dels sistemes agrícoles basats en la potenciació dels serveis ecosistèmics (**intensificació ecològica**) i en l'ús d'espècies i varietats poc demandants de productes fitosanitaris.

6.5 CAPACITATS DE CÀRREGA APÍCOLES

La instal·lació de nombres elevats de ruscos de l'abella de la mel és una preocupació creixent entre els gestors de parcs naturals i altres espais protegits a Catalunya i a tota Europa. Avaluar la capacitat de càrrega d'un paisatge és complex, però és una mesura necessària per establir llindars de densitat que permetin compatibilitzar la producció de mel amb la conservació dels pol·linitzadors.

6.6 REFERÈNCIES

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:doi/10.2865/412799)

CAPÍTOL 7
CONCLUSIONS I MISSATGES CLAU

De tota la informació aportada en la diagnosi sobre l'estatus i tendències dels insectes pol·linitzadors i l'anàlisi de les principals amenaces que els afecten, se'n poden extraure les següents conclusions i missatges clau:

- La pol·linització per insectes és un procés ecològic fonamental, essencial per a la formació de fruits i llavors de moltes plantes i pel bon funcionament dels ecosistemes. A més a més de les plantes, molts animals depenen indirectament d'aquest procés.

- La pol·linització per insectes també és un servei ecosistèmic vital per a la salut i el benestar de l'espècie humana. El 75% de les espècies de plantes que es conreen al món per a l'alimentació de les poblacions humanes depenen dels insectes pol·linitzadors per a produir fruits i llavors.

- Les evidències científiques indiquen que els insectes pol·linitzadors estan patint una davallada sense precedents i molt preocupant a escala global. Aquesta tendència també s'evidencia a Catalunya gràcies als seguiments de poblacions de papallones. Tanmateix, la informació sobre tendències poblacionals d'altres grups de pol·linitzadors importants (abelles, Sírfids, Coleòpters florícoles) és gairebé inexistent a Catalunya.

- Les davallades d'insectes pol·linitzadors comporten una reducció de la seva abundància, diversitat d'espècies i diversitat funcional. La pèrdua de diversitat funcional es tradueix en una reducció de la resiliència dels sistemes naturals i agrícoles en front als desequilibris ambientals impulsats pel canvi d'usos del sòl i el canvi climàtic.

- Les causes del declivi dels insectes pol·linitzadors són múltiples i sovint interactuen de manera sinèrgica. La intensificació agrícola és probablement un dels factors que més ha contribuït a aquest declivi. L'agricultura intensiva implica un aprofitament més intensiu del territori en detriment dels hàbitats naturals i es basa en una sèrie de pràctiques que fan disminuir l'abundància i la continuïtat dels recursos florals, alteren els substrats de nidificació de molts pol·linitzadors i comporten un augment de la càrrega ambiental de productes tòxics.

- El canvi climàtic és una altra causa molt important però els seus efectes a nivell poblacional no han estat suficientment investigats. Diversos estudis han documentat canvis en les àrees de distribució de les poblacions d'abellots i papallones, que es desplacen en latitud i en altitud buscant zones més fredes. Altres estudis han documentat alteracions del cicle de vida d'alguns pol·linitzadors i canvis en les seves èpoques de vol que podrien provocar desajustos amb el període floració de les plantes que visiten.

- Altres factors importants són la urbanització, la pèrdua d'espais oberts pel tancament dels hàbitats forestals (aforestació), la fragmentació dels hàbitats i, en el cas dels pol·linitzadors gestionats, l'arribada de paràsits i patògens exòtics. La intensificació apícola tendeix a homogeneïtzar les comunitats de pol·linitzadors i pot provocar situacions de competència pels recursos florals envers els pol·linitzadors silvestres.

- La Unió Europea ha establert un marc legislatiu que regula i autoritza els productes fitosanitaris, prioritzant la producció ecològica. Amb objectius semblants, algunes regions europees han desenvolupat normes de producció integrada. Tanmateix, des de 2011 les vendes de plaguicides es mantenen estables al voltant de les 350.000 tones anuals a la Unió Europea. Un dels objectius estratègics de la nova Política Agrària Europea (CAP), de l'Estratègia de la UE sobre biodiversitat 2030 i de l'Estratègia de la UE From Farm to Fork és la reducció del risc d'ús de plaguicides químics en un 50% pel 2030.

- Tal com succeeix a nivell global, la pol·linització per insectes és un servei ecosistèmic clau per a la producció agrícola a Catalunya. Entre els fruiters (764.000 tones anuals) els que presenten major grau de dependència dels pol·linitzadors són moltes varietats d'ametllers, els cirerers, els albercoquers i les pruneres, seguits de les pomeres i les pereres.

- Altres conreus importants a Catalunya amb dependència dels pol·linitzadors són la colza i el gira-sol (33.000 tones anuals). La superfície de colza ha experimentat un increment notable en els últims anys. Un 40% dels conreus d'hortalissa (200.000 tones) depenen també de la pol·linització per insectes. Alguns d'ells, com la carbassa, el carbassó, el meló o la síndria en són altament dependents. De mitjana, els cultius que depenen de la pol·linització per insectes tenen preus de mercat més elevats que aquells que no en depenen.

SEGONA PART

ÀMBITS PRIORITARIS D'ACTUACIÓ I MESURES PER A LA CONSERVACIÓ DELS POL·LINITZADORS A CATALUNYA

Mascle de l'abella solitària *Eucera cineraria* passant la nit agafat a una flor de trepadella. (Fotografia: J. Compte).

CAPÍTOL 8
IDENTIFICACIÓ D'ÀMBITS I OBJECTIUS PRIORITARIS D'ACTUACIÓ

L'Estratègia del patrimoni natural i la biodiversitat de Catalunya 2030 preveu l'elaboració d'un **Pla intersectorial de conservació dels pol·linitzadors silvestres** per donar resposta a la pèrdua de biodiversitat que suposa el declivi dels insectes pol·linitzadors i del qual aquesta diagnosi en constitueix el punt de partida. En aquest apartat es proposen els àmbits prioritaris d'actuació en què s'hauria de centrar l'elaboració del Pla.

La proposta d'**àmbits prioritaris** es formula d'acord amb els resultats de la diagnosi i també d'acord amb les determinacions dels diversos informes i instruments estratègics d'àmbit nacional i internacional sobre la conservació dels pol·linitzadors silvestres que s'han publicat fins el moment:

- Informe d'avaluació de la Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversitat i Serveis Ecosistèmics [1]
- Iniciativa de la UE sobre els pol·linitzadors [2]
- Estratègia de la UE sobre Biodiversitat 2030 [3]
- Estratègia Nacional per a la Conservació dels Pol-linitzadors [4]

Informe d'avaluació de l'IPBES

L'informe publicat el 2016 per la **Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversitat i Serveis Ecosistèmics** és una avaluació sobre els canvis que s'estan produint a nivell global en les poblacions de pol·linitzadors i les seves causes. Aborda les conseqüències d'aquests canvis sobre les xarxes d'interaccions planta-pol·linitzador, la pol·linització de les plantes silvestres, i els serveis de pol·linització, així com els impactes en la producció d'aliments i el benestar humà. L'informe apunta les principals respostes polítiques que caldria donar a les davallades de pol·linitzadors i els dèficits de pol·linització des de la presa de decisions dels govern, el sector privat i la societat civil.

A partir de l'informe de l'IPBES, un grup de científics va publicar un decàleg de recomanacions per a les administracions interessades en impulsar plans de protecció dels pol·linitzadors [5]. Les **10 recomanacions**, seleccionades, al menys en part, per la seva factibilitat són:

1. Incrementar els estàndards de regulació de plaguicides.
2. Promoure la producció integrada en agricultura.
3. Incloure els efectes indirectes i subletals en la avaluació de risc dels conreus modificats genèticament.
4. Regular el moviment de pol·linitzadors gestionats.
5. Desenvolupar incentius per ajudar els agricultors a beneficiar-se dels serveis ecosistèmics com a alternativa a l'ús de plaguicides.
6. Identificar la pol·linització com una aportació agrícola en els serveis d'extensió agrària i activitats de transferència de tecnologia.
7. Promoure la diversificació agrícola.
8. Conservar i restaurar les "estructures verdes" (xarxa d'hàbitats favorables pels pol·linitzadors) en paisatges agrícoles i urbans.
9. Posar en marxa un programa de seguiment dels pol·linitzadors i la pol·linització.
10. Finançar la recerca participativa per millorar la producció en agricultura ecològica i en sistemes agrícoles diversificats i basats en la intensificació ecològica.

Iniciativa de la UE sobre els pol·linitzadors

La **Iniciativa de la UE sobre els pol·linitzadors**, publicada per la Comissió Europea l'1 de juny de 2018, pretén contribuir a accelerar l'assoliment de l'objectiu de la UE d'aturar i revertir la pèrdua de diversitat de pol·linitzadors i del servei ecosistèmic de la pol·linització com a resposta a les crides a l'acció per part del Parlament i el Consell Europeu per a que es protegeixin els pol·linitzadors i els seus hàbitats. D'acord amb aquest marc, la Iniciativa estableix tres prioritats per a la definició d'objectius i mesures:

Prioritat I: millorar el coneixement sobre la disminució dels pol·linitzadors, les causes i les conseqüències.

Prioritat II: abordar des de la gestió de les polítiques les causes de disminució dels pol·linitzadors.

Prioritat III: sensibilitzar, implicar a la societat en el seu conjunt i fomentar la col·laboració.

Les tres prioritats es van definir per contribuir a assolir els objectius de l'Estratègia de la UE sobre la Biodiversitat fins a 2020 i de polítiques sectorials com la política agrària comuna i la política de cohesió. Tanmateix, han quedat subsumides en la nova Estratègia de la UE sobre la Biodiversitat 2030. Així mateix, el desenvolupament d'aquestes prioritats ha de proporcionar informació valuosa sobre els avenços de la UE cap a la consecució dels Objectius de Desenvolupament Sostenible de les Nacions Unides.

La Iniciativa ha de funcionar en sinèrgia amb el pla d'acció en benefici de la natura, les persones i l'economia i, en concret, amb les futures directrius sobre infraestructura verda a escala de la UE i d'integració dels serveis ecosistèmics en els processos de presa de decisions. A més, també es preveu que la Iniciativa tingui impacte en els nous marcs de finançament plurianual posteriors a 2020.

Estratègia de la UE sobre la Biodiversitat 2030

La nova **Estratègia de la UE sobre la Biodiversitat** per a 2030 estableix una visió per a l'any 2050 en què tots els ecosistemes del món han estat restaurats, són resilients i estan protegits adequadament. En aquest context, l'objectiu de la UE per a 2030 és posar la biodiversitat d'Europa en el camí de la recuperació per al benefici de les persones, el planeta, el clima i l'economia. Per assolir-ho, l'Estratègia preveu **39 compromisos i objectius específics**, agrupats en **4 pilars**, i **37 accions clau** que ha d'executar específicament la Comissió Europea.

Entre els compromisos i objectius específics del pilar 2, relatiu a la restauració de la natura a Europa, s'inclou l'objectiu de revertir el declivi dels pol·linitzadors. D'acord amb aquest objectiu, la Comissió garantirà la plena implementació a la UE de la Iniciativa de pol·linitzadors mitjançant el desenvolupament d'accions per millorar el coneixement de les causes i

conseqüències de la disminució dels pol·linitzadors, i abordar-les. La Comissió també es centrarà en conscienciar i implicar a la ciutadania i en promoure la col·laboració entre totes les parts interessades.

Entre les accions clau a desenvolupar per part de la Comissió Europea s'estableix la necessitat de revisar la Iniciativa de la UE sobre els pol·linitzadors, acció que actualment ja s'està desenvolupant.

Estratègia Nacional per a la Conservació dels Pol·linitzadors

En línia amb els compromisos assumits per Espanya, com a membre de la Coalició Internacional per a la Conservació dels Pol·linitzadors en el context del Conveni de Nacions Unides sobre Diversitat Biològica, i en el marc de la Iniciativa de la Unió Europea sobre Pol·linitzadors, es va elaborar l'**Estratègia nacional per a la conservació dels pol·linitzadors**, aprovada per la Conferència Sectorial de Medi Ambient a la seva reunió de 21 de setembre de 2020.

L'Estratègia presenta, en primer lloc, un diagnòstic sobre la situació i les tendències dels pol·linitzadors i les principals causes del seu declivi. Sobre la base d'aquest diagnòstic, estableix 6 objectius:

- **Objectiu A.** Conservar les espècies pol·linitzadores amenaçades i els seus hàbitats.
- **Objectiu B.** Promoure hàbitats favorables per als pol·linitzadors.
- **Objectiu C.** Millorar la gestió dels pol·linitzadors i reduir els riscos derivats de plagues, patògens i espècies invasores.
- **Objectiu D.** Reduir el risc derivat de l'ús dels productes fitosanitaris per als pol·linitzadors.
- **Objectiu E.** Recolzar la investigació per a la millora del coneixement.
- **Objectiu F.** Garantir l'accés a la informació i divulgar la importància dels pol·linitzadors.

Per assolir aquests objectius, l'Estratègia defineix **37 mesures a desenvolupar fins al 2027**. Es pot consultar la llista resum de mesures a l'Annex del document de l'Estratègia [4].

En la preparació de l'Estratègia s'han identificat les actuacions pràctiques desenvolupades en el context de diverses polítiques sectorials existents i futures que, d'una o altra forma, contribueixen a la conservació dels pol·linitzadors. L'estratègia, a més, estableix altres actuacions que les complementen i milloren.

Amb les determinacions i objectius d'aquests documents i tenint en compte els actors clau que poden ser determinants en la conservació dels pol·linitzadors, es considera que el Pla intersectorial per a la conservació dels pol·linitzadors silvestres de Catalunya hauria d'establir **objectius prioritaris** i mesures en els següents àmbits:

1) Millora del coneixement
- Millorar el coneixement sobre l'estat de conservació dels pol·linitzadors silvestres
- Millorar el coneixement sobre les causes del declivi dels pol·linitzadors silvestres

2) Medi productiu agrari i de l'alimentació
- Incrementar les bones pràctiques en el medi agrícola que afavoreixin la conservació dels pol·linitzadors silvestres
- Promoure hàbitats favorables per als pol·linitzadors en el medi agrari
- Millorar la gestió dels pol·linitzadors i reduir els riscos derivats de paràsits, patògens i depredadors

3) Medi urbà i periurbà
- Promoure hàbitats favorables per als pol·linitzadors en el medi urbà
- Incorporar la conservació dels pol·linitzadors silvestres en la gestió dels espais verds i dels parcs urbans i periurbans
- Adoptar mesures per afavorir les poblacions de pol·linitzadors en els entorns associats a infraestructures de transport, energia i altres serveis

4) Reducció de l'ús de productes fitosanitaris
- Identificar i reduir els efectes perjudicials dels productes fitosanitaris
- Reduir el risc derivat dels productes fitosanitaris per als pol·linitzadors en l'àmbit agrícola
- Reduir el risc derivat dels productes fitosanitaris per als pol·linitzadors en entorns urbans i grans infraestructures

5) Apicultura i pol·linitzadors silvestres
- Assegurar la compatibilitat de l'activitat apícola amb la conservació dels pol·linitzadors silvestres

6) Àmbit de la societat i les entitats
- Promoure la divulgació de la importància dels pol·linitzadors- Fomentar la participació en les mesures de conservació dels pol·linitzadors
- Garantir l'accés a la informació sobre pol·linitzadors i pol·linització

8.1 REFERÈNCIES

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.

3. European Comission. 2020 Estrategia sobre Biodiversidad para 2030. See 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.

5. Dicks L V. *et al.* 2016 Ten policies for pollinators. *Science (80-.).* **354**, 975–976. (doi:10.1126/SCIENCE.AAI9226)

CAPÍTOL 9
MESURES I BONES PRÀCTIQUES PER A LA CONSERVACIÓ DELS POL·LINITZADORS SILVESTRES

A partir del coneixement de què es disposa, seguidament s'apunten algunes mesures i bones pràctiques per afavorir la conservació dels pol·linitzadors silvestres [1,2].

9.1 PRÀCTIQUES PER AFAVORIR ELS POL·LINITZADORS EN AMBIENTS NATURALS PROTEGITS

Un 32,8% del territori català es troba dins d'espais naturals protegits, que inclouen un extens conjunt de figures de protecció l'objectiu de les quals és conservar la biodiversitat i fer que l'aprofitament dels recursos i l'activitat de les persones que hi viuen siguin compatibles amb aquest objectiu. Malgrat que això hauria d'assegurar la conservació de les poblacions de pol·linitzadors, hi ha nombrosos exemples d'**espècies que han davallat fortament**, fins i tot amb extincions locals, amb posterioritat a la declaració d'un espai protegit. Un cas paradigmàtic és el de la formiguera gran (*Phengaris arion*), una papallona protegida per la **Directiva d'Hàbitats.** A principis de la dècada dels 2000 aquesta espècie va desaparèixer del Parc Natural i espai protegit de la xarxa Natura 2000 del Montseny, que constituïa un dels límits meridionals d'aquesta papallona a Europa. Les raons d'aquestes extincions possiblement es relacionen amb les sequeres de les darreres dècades, però també amb el **tancament de l'hàbitat** per l'avenç del bosc degut a l'abandonament de la pastura. Aquest problema està afectant les poblacions de moltes altres espècies de papallones en espais protegits del país [3] i empobrint les comunitats d'abelles en ambients forestals [4]. Històricament, les clapes d'hàbitat obert s'havien creat i mantingut mitjançant activitats d'explotació de baixa intensitat com ara la pastura tradicional [5], les petites explotacions d'agricultura extensiva [6] i un baix grau d'explotació silvícola [7]. La implementació de mesures de gestió podria ajudar a revertir la pèrdua d'aquests hàbitats. Altres mesures per afavorir els pol·linitzadors en espais protegits són la regulació de les densitats de ruscos d'abella de la mel i la limitació de les visites de persones a les zones de vegetació especialment fràgils (apartat 3.10).

9.2 PRÀCTIQUES PER AFAVORIR ELS POL·LINITZADORS EN AMBIENTS AGRÍCOLES

9.2.1 Consideracions generals

L'agricultura ocupa un 25% de la superfície de Catalunya. Com s'ha explicat al capítol 3, la intensificació agrícola es considera un dels principals factors que han propiciat els declivis de pol·linitzadors. Les conseqüències negatives de la **intensificació agrícola** pel medi ambient i la creixent demanda alimentària obliguen a pensar en models de producció agrícoles alternatius. En aquest sentit, en l'última dècada s'ha definit una nova aproximació a la producció agrícola anomenada **intensificació ecològica** per contraposició a la intensificació agrícola. La intensificació ecològica es basa en la integració de la gestió dels serveis ecosistèmics en els sistemes productius amb els objectius de mantenir alts nivells de producció, augmentar la resiliència dels sistemes agrícoles i minimitzar els impactes negatius de l'agricultura sobre el medi ambient [8,9]. En aquest context, la intensificació ecològica promou pràctiques que potencien un conjunt de serveis ecosistèmics com ara la pol·linització, el control biològic de plagues i la millora de les propietats del sòl. A escala local, aquestes pràctiques inclouen un ús més limitat de productes fitosanitaris, la diversificació i rotació de cultius, la reducció de la mida dels camps, la implantació i manteniment de cobertes vegetals i l'establiment d'hàbitats seminaturals en forma d'espais marginals no llaurats, entre altres. A escala de paisatge inclou un increment dels espais naturals, que en última instància són els que actuen con a reservori de biodiversitat. La intensificació ecològica és una aproximació prioritària en països on la producció agrícola ja ha assolit màxims de producció i esdevé necessari reduir els costos ambientals i la pressió negativa a la qual es veuen sotmesos els serveis ecosistèmics.

Des dels principis dels anys 90, les reformes de la **Política Agrària Comuna (PAC [10])** han inclòs dins dels seus objectius la reducció de la pressió de l'agricultura sobre els ecosistemes i, amb aquesta finalitat, han anat proporcionant finançament als estats membres de la Unió Europea per a implementar diferents instruments i **mesures agro-ambientals.** La darrera reforma de la PAC, que s'aplicarà per al període 2023-2027, reforça encara més l'atenció al medi ambient i l'acció per al clima [11]. En aquest sentit, el **Pla Estratègic de la PAC** presentat per Espanya proposa tres objectius mediambientals: contribuir a l'adaptació al canvi climàtic i a la seva mitigació, promoure el desenvolupament sostenible i la gestió eficient dels recursos naturals, i contribuir a aturar i invertir la pèrdua de biodiversitat, potenciant els serveis ecosistèmics i conservant els hàbitats i els paisatges [11]. Per tal d'assolir els objectius del Pla Estratègic de la PAC, s'articulen diversos mecanismes (condicionalitat reforçada, ecoesquemes, programes sectorials i mesures de desenvolupament rural) alguns dels quals proposen accions que incideixen, directa o indirectament, en la protecció dels pol·linitzadors. Dins d'aquestes accions destaquen la rotació de cultius, la promoció de sistemes alternatius a la lluita química per a la gestió fitosanitària i la creació de guarets. També s'inclou la creació de franges de protecció als marges dels rius en les quals no s'hi apliquin ni fertilitzants ni productes fitosanitaris i la gestió de la pastura per evitar una excessiva erosió del sòl, així com l'establiment de marges multifuncionals, destinar part de la superfície de la finca a elements no productius (tanques vegetals, arbres aïllats, illes de vegetació) i la prohibició de la crema de rostolls. En definitiva, aquests programes pretenen, amb la implicació dels agricultors i altres gestors del territori, prestar un servei ambiental al conjunt de la societat mitjançant la introducció i el manteniment de pràctiques agrícoles que contribueixin a la protecció i millora dels recursos naturals, el sòl i la diversitat genètica, així com la mitigació del canvi climàtic. A Catalunya, el Programa de Desenvolupament Rural (PDR [12]) fomenta els sistemes alternatius a la lluita química, la producció integrada, la gestió de la fertilització i la diversitat de cultius, així com l'apicultura com a mesura per millorar la biodiversitat [13].

L'èxit de les mesures proposades en tots aquests programes dependrà en gran part del seu grau d'aplica-

ció. Algunes organitzacions de conservació de la biodiversitat, consideren que alguns dels eco-esquemes proposats són insuficients per assolir els objectius ambientals plantejats i que determinats sectors poden tenir dificultats per aconseguir les ajudes destinades a fomentar aquestes pràctiques [14,15].

9.2.2 Diversitat de cultius, configuració espacial i recursos florals

Els monocultius de conreus entomòfils proporcionen una gran quantitat de recursos florals, però poc diversos i durant un període de temps molt curt. En aquestes condicions, només unes poques espècies de pol·linitzadors que coincideixin fenològicament amb la floració del conreu podran prosperar. A nivell de paisatge, hi ha una correlació positiva entre la **diversitat de conreus** i la diversitat de pol·linitzadors [16]. A banda dels **recursos florals** que puguin proporcionar els conreus, la flora espontània que creix als marges i als camins dels ambients agrícoles també contribueix a diversificar l'oferta floral (Fig. 19). Les anomenades "males herbes" són una font importantíssima de pol·len i nèctar i la seva presència afavoreix clarament els pol·linitzadors [17–19]. En aquest sentit, alguns estudis demostren que l'abundància i la diversitat de pol·linitzadors augmenten en zones amb camps petits i una alta densitat de marges ben estructurats [16,20–22]. Els marges no només proporcionen recursos florals i de nidificació sinó que també actuen com a corredors que afavoreixen el moviment dels insectes pol·linitzadors. Les plantes dels marges i la flora espontània en general també juguen un paper fonamental per atraure i proporcionar aliment a molts enemics naturals de plagues [23]. Per tant, és molt important fer una bona gestió d'aquests marges. En aquest sentit, caldria evitar l'ús d'herbicides i planificar la freqüència i temporalitat de les segues de manera que no s'eliminin de cop tots els recursos florals i plantes nutrícies de les erugues de papallones. Tot i la seva contribució al foment de les poblacions de pol·linitzadors, aquestes actuacions tenen un caràcter molt local. Un pas més enllà el constitueix l'establiment de guarets (camps que es deixen de cultivar durant un o més cicles) i erms (camps abandonats on es deixa prosperar la vegetació natural), així com la **restauració i conservació d'espais seminaturals i naturals** propers a les zones de conreu (Fig. 20).

Fig. 19. Marges de flora espontània. (**01**) Marge d'un camp de colza amb ravenissa blanca (*Diplotaxis erucoides*). La ravenissa comença a florir abans i ajuda a mantenir les poblacions de pol·linitzadors que visiten la colza. (**02**) Marge amb herbassar ruderal en una finca de vinyes ecològiques (Fotografies: A. Martínez-Olalla i M. A. Fuentes).

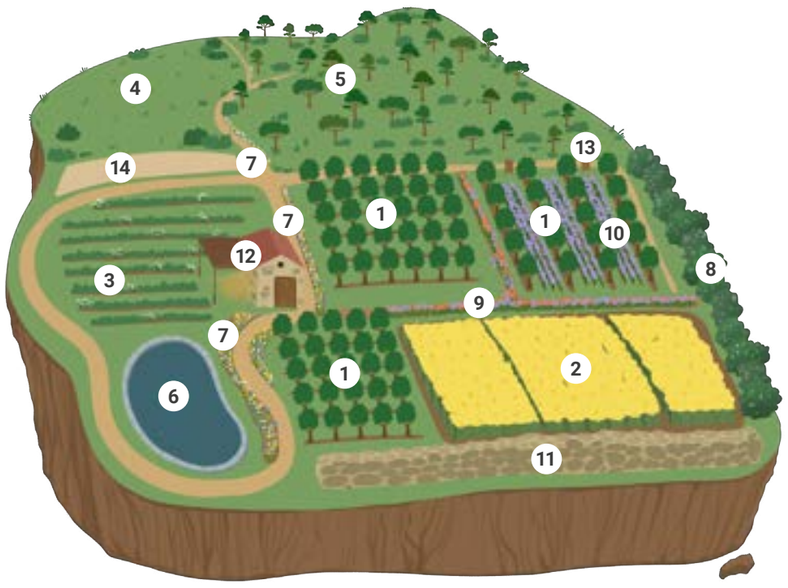
Fig. 20. Zones de vegetació natural o seminatural properes a conreus. Aquests hàbitats actuen com a reservori de biodiversitat i són essencials per a mantenir comunitats de pol·linitzadors riques i abundants. (**01**) Prat de dall de terra baixa amb una zona inundable i conreu de farratge de regadiu al fons; (**02**) prat humit de muntanya dedicat al dall i la pastura; (**03**) prat sec amb teròfits i brolla d'estepes i brucs prop d'una sureda; (**04**) fenassar florit en un camp abandonat; (**05**) brolla mediterrània silicícola amb estepes. (Fotografies: M. A. Fuentes (**01**, **02**, **03**), S. Pérez-Segú (**04**), N. Vicens (**05**)).

9.2.3 Infraestructures ecològiques per a potenciar els recursos florals

La disponibilitat de **recursos florals** també es pot potenciar de manera activa, sigui mitjançant tanques vegetals o mitjançant bandes florals. Les tanques vegetals utilitzen plantes llenyoses per crear barreres que actuen com a talla-vents i/o per afavorir els enemics naturals de les plagues [24]. Aquestes tanques afavoreixen la presència de preses i hostes que atrauen insectes depredadors i parasitoides, com ara els sírfids i diversos grups de vespes, ajudant així a mantenir les comunitats d'aquests enemics naturals i per tant potenciant el control biològic de les plagues del conreu [25,26]. La inclusió en aquestes tanques d'arbres o arbusts que produeixin flors entomòfiles proporciona també recursos florals que serveixen d'aliment als adults d'aquests enemics naturals però també a molts pol·linitzadors, així com recursos tròfics per a les larves de molts Lepidòpters [27].

De manera similar, el manteniment de bandes florals, sigui a les vores dels camps o a l'interior, s'ha mostrat molt efectiva per fomentar les poblacions d'enemics naturals i pol·linitzadors [28–31]. La disponibilitat de llavors de plantes silvestres està augmentant i comencen a comercialitzar-se barreges de llavors. És important sembrar sempre espècies autòctones, preferentment d'origen local, que en conjunt proporcionin una floració continuada, de manera que no quedin períodes sense disponibilitat de flors. En el cas dels cultius entomòfils és especialment important aportar recursos abans i després de la floració del camp per ajudar a sostenir les poblacions de pol·linitzadors que visiten el cultiu. També és important que la barreja inclogui un ventall el més ampli possible de famílies de plantes i tipologies florals, per tal de potenciar la diversitat de pol·linitzadors. Lògicament, l'efectivitat d'aquestes infraestructures agroecològiques està subjecta a un correcte manteniment per evitar que interfereixin amb altres pràctiques agrícoles. Entre altres coses, cal tenir en compte que les bandes de flors es poden veure afectades pels tractaments fitosanitaris [32] i que llavors podrien arribar a actuar com a trampes pels pol·linitzadors.

L'efectivitat de les mesures agro-ambientals depenen del context en el qual s'apliquin, tant en termes d'intensitat i configuració del paisatge com de gestió dels camps [33,34]. Per exemple, no tindrà el mateix efecte sembrar bandes florals en camps on ja hi ha molts recursos florals que en camps on la destrucció dels marges o l'ús d'herbicides ha eliminat la flora acompanyant [35]. De la mateixa manera, deixar d'utilitzar plaguicides en un camp tindrà diferents efectes sobre els pol·linitzadors en funció dels tractaments aplicats als camps del voltant [36].



1. Fruiters
2. Colza
3. Conreu d'horta amb mates de caps blancs
4. Guaret
5. Vegetació natural
6. Bassa
7. Marges amb flora ruderal
8. Tanca arbustiva
9. Banda de flors
10. Co-conreu de lleguminoses
11. Marge de pedra seca
12. Edifici antic
13. Hotels d'insectes
14. Sòl nu

Fig. 21. Finca agrícola favorable pels pol·linitzadors, amb una estructura en mosaic formada per diferents cultius (fruiters, colza, horta) (1,2,3), un guaret (4), una zona de vegetació natural (5) i una bassa (6). Els marges amb vegetació ruderal espontània (7), la tanca arbustiva (8) i les bandes florals sembrades (9), així com el co-cultiu de lleguminoses (10) i les clapes de caps blancs, Lobularia maritima, (3) proporcionen recursos florals abundants i diversos. Aquesta vegetació també assegura la proliferació de sírfids i altres enemics naturals de plagues. El marge de pedra seca (11), l'edifici amb parets de pedra o fang, bigues de fusta i teulat de canya (12); i els hotels d'insectes (13) ofereixen llocs de nidificació per a les abelles que nidifiquen en cavitats preestablertes. L'àrea de sòl nu (14) afavoreix la nidificació d'abelles que fan el niu sota terra.

9.2.4 Substrats de nidificació

Les poblacions d'abelles i vespes depenen no només dels recursos florals sinó també dels **recursos de nidificació**. Per aquest motiu, és necessari respectar els substrats de nidificació que hi pugui haver al voltant de les finques, com ara les àrees de sòl nu, els talussos d'argila i els troncs d'arbres morts (Fig. 22). Els edificis antics, amb parets de pedra, bigues de fusta i sostres de canyes proporcionen moltes cavitats on fan el niu diverses abelles i vespes solitàries (Fig. 22). En aquest sentit són especialment interessants

Fig. 22. Substrats de nidificació d'abelles silvestres. (**01**) Nius de *Lasioglossum* (semblants a formiguers) en un camí de terra; (**02**) Paret vertical d'argila amb nius d'*Anthophora*; (**03**) Soca d'arbre amb forats de coleòpters xilòfags aprofitats per *Osmia, Megachile, Hoplitis* i altres abelles que fan el niu en cavitats preestablertes. (**04**) Edifici antic amb diversos tipus de cavitats (esquerdes entre les pedres, forats a les bigues, canyes) on també nidifiquen aquestes espècies. (Fotografies: N. Vicens (01, 04), S. Pérez-Segú (03), A. Martínez-Olalla (02)).

les parets de tàpia i els marges de pedra seca. També es poden crear activament substrats de nidificació per a diferents grups d'abelles. Exemples d'aquests substrats són els anomenats "hotels d'insectes" per a abelles que nidifiquen en cavitats preestablertes [37], els monticles de terra per a abelles que nidifiquen sota terra [38] i les bales de palla per abellots [39]. Les abelles que nidifiquen en cavitats preestablertes també requereixen materials per a construir el niu com ara fang, fulles de determinades plantes o resina.

9.2.5 Reducció de tractaments fitosanitaris

A més a més de recursos florals i substrats de nidificació, les comunitats de pol·linitzadors requereixen un ambient el més lliure de plaguicides possible. Existeixen una sèrie de **mètodes de control de plagues alternatius** a la lluita química. Aquests mètodes inclouen en primer lloc la potenciació de les comunitats naturals de depredadors i parasitoides (control biològic per conservació), però també la confusió sexual mitjançant feromones, les trampes de captura massiva i l'aportació d'enemics naturals criats *ex situ* (control biològic per inundació/inoculació; [40]). Els tractaments amb plaguicides s'haurien de fer només en base a una **avaluació dels llindars d'afectació** i/o de les condicions ambientals favorables per a la plaga o malaltia i tenint en compte la possible presència d'enemics naturals. Quan sigui necessari tractar, es poden escollir productes de baixa toxicitat per les abelles [41]. Igualment important és minimitzar el risc d'exposició pels pol·linitzadors. Això implica seguir sempre les instruccions de l'etiqueta, utilitzar maquinària d'aplicació adequada i en bon estat, i evitar la deriva del producte a la flora acompanyant [42]. En els tractaments de prefloració és molt important tractar abans que obrin les primeres flors. De manera similar, els tractaments de postfloració o caiguda de pètals s'haurien de fer només quan no quedi gens de flor al camp. La producció integrada i la producció ecològica són dues aproximacions a la reducció de plaguicides.

9.2.6 Producció Integrada

La **producció integrada** (PI), que no s'ha de confondre amb la **gestió integrada de plagues** (IPM, en anglès), és un concepte que sorgeix a la dècada de 1970 i es regula a partir dels anys 90 gràcies a la **Organització Internacional de Lluita Biològica (OILB: https://www.iobc-global.org/)**. Es defineix com a un sistema agrari de producció d'aliments que prioritza la utilització dels recursos i mecanismes de regulació naturals, amb l'objectiu d'optimitzar els mètodes de producció, evitar les aportacions perjudicials al medi ambient i assegurar a llarg termini una agricultura i una ramaderia sostenibles [43]. La PI se centra en la prevenció de la infestació de plagues i malalties, i es basa en el principi de "tractar només quan sigui realment necessari", sempre i quan s'asseguri la viabilitat econòmica de les explotacions. Amb aquesta idea, la PI efectua seguiments dels nivells de plaga i estableix uns valors llindar que ajuden a decidir si cal efectuar una aplicació o no.

La decisió de tractar amb un plaguicida només es pren quan s'han esgotat altres mètodes de control no químics. A més a més, la PI promou altres pràctiques agrícoles sostenibles, com ara el manteniment de cobertes vegetals, l'establiment de refugis per insectes i la promoció de recursos alimentaris per enemics naturals i pol·linitzadors [44].

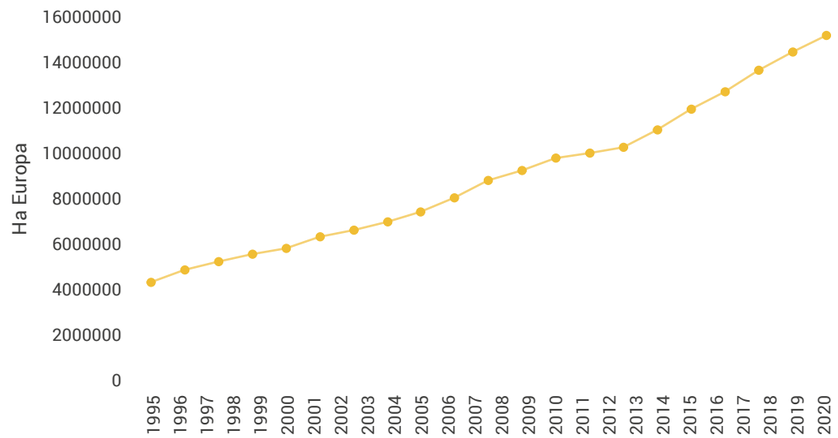
La PI no està regulada per la Unió Europea però disposa d'un marc normatiu estatal i autonòmic. A Catalunya, la PI es desenvolupa a partir de l'any 1992 i a partir de l'any 1995 es publiquen les primeres normatives. Del 2007 al 2015 la superfície agrícola en PI es va doblar, arribant a les 50.751 ha (un 8% de la superfície agrícola). Des de llavors, tot i que la superfície en PI s'ha mantingut al voltant de les 40.000 ha fins el 2021 (6,5% de la superfície agrícola total), la superfície en producció ecològica ha anat guanyant terreny (7,5% de la superfície agrícola total al 2021) [45]. La PI té molta rellevància en el sector de la fruita dolça, on ocupa, amb dades del 2021, un 32% de la superfície total (respecte a un 64% de producció convencional i un 4% de producció ecològica). De manera global però, la major superfície agrícola de Catalunya (86%) segueix sent gestionada de manera convencional [45].

9.2.7 Agricultura ecològica

L'**agricultura ecològica** (també anomenada **biològica o orgànica**) té com a objectiu obtenir aliments de màxima qualitat i respectar la salut dels ecosistemes. L'agricultura ecològica va començar a popularitzar-se a partir dels anys 80 a Europa, després d'una presa de consciència sobre els efectes negatius de la intensificació agrícola, i des de llavors no ha parat de créixer.

L'agricultura ecològica es basa en l'ús de tècniques de producció respectuoses amb els cicles naturals, potenciadores de la biodiversitat i que comportin una dràstica reducció de mitjans externs a l'explotació agrícola. En aquest sentit, l´ús de material vegetal poc sensible o resistent a plagues i malalties, la potenciació del control biològic per conservació i la implementació de pràctiques que disminueixin la in-

EVOLUCIÓ DE SUPERFÍCIE EN AGRICULTURA ECOLÒGICA A EUROPA (2000-2020)



EVOLUCIÓ DE SUPERFÍCIE EN AGRICULTURA ECOLÒGICA A CATALUNYA (1995-2020)

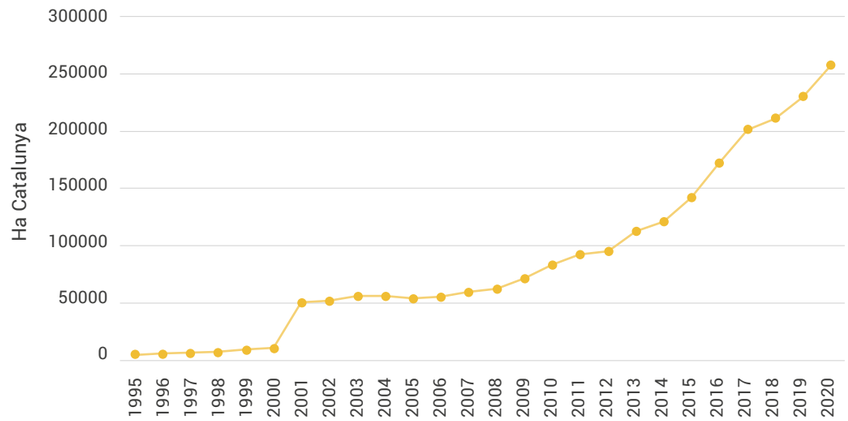


Fig. 23. Superfície d'agricultura ecològica a Europa i a Catalunya al llarg de les últimes dècades. (Font: [55])

cidència de plagues i malalties i facin un ús responsable dels recursos naturals, esdevenen claus per tal d'assolir els objectius de l'agricultura ecològica.

Algunes de les pràctiques utilitzades en agricultura ecològica (control biològic de plagues, rotació de cultius, confusió sexual per al control de plagues, entre altres) són també utilitzades en producció integrada, però en el cas de l'agricultura ecològica només es poden utilitzar plaguicides acceptats per la normativa europea de producció ecològica. Una altra diferència important respecte la producció integrada és que l'agricultura ecològica prohibeix l'ús d'herbicides i d'organismes modificats genèticament.

L'agricultura ecològica fomenta la implantació de cobertes vegetals permanents i el manteniment de marges i tanques vegetals. Nombrosos estudis demostren que la gestió ecològica té un impacte positiu sobre les comunitats d'insectes en general [36,46] i de pol·linitzadors en particular [47–50]. Altres estudis demostren que la diversitat de pol·linitzadors en camps ecològics permet assegurar serveis de pol·linització i producció semblants als obtinguts en producció integrada [50,51].

Des de l'any 1991 existeix a la Unió Europea una normativa comunitària que defineix la Producció Agrària Ecològica (CEE 2992/91). Des de principis dels 90 la superfície de gestió ecològica ha crescut molt a Europa (Fig. 23). A Catalunya, el **Consell Català de la Producció Agrària Ecològica (CCPAE)** és l'òrgan encarregat de controlar i certificar la producció ecològica [52]. La superfície de cultius ecològics a casa nostra s'ha duplicat en els darrers anys (Fig. 23), arribant a les 257.000 ha el 2020 (22,1% de la superfície agrícola incloent els farratges) [53]. Els cultius que més han augmentat la superfície de gestió ecològica en els darrers sis anys són la vinya (27161 ha), seguit dels fruiters (1749 ha) i les pastures, prats i farratges (183077 ha) [54].

9.2.8- Altres models de producció agrícola sostenible

A més a més de la producció integrada i l'agricultura ecològica, existeixen altres models d'agricultura sostenible que incorporen una **visió holística dels sistemes agrícoles** i que estan cada cop més estesos. Entre aquests models hi trobem l'**agricultura biodinàmica**, l'**agricultura regenerativa** i la **permacultura**, tot i que les dues últimes no disposen de segell de certificació.

En el marc de la nova Llei d'agricultura sostenible, liderada pel Departament d'Acció Climàtica, Alimentació, i Agenda Rural (DACC), ha nascut la **Producció Agrària Sostenible** (PAS), que es planteja com un nou model productiu que permet avaluar, classificar i reconèixer les explotacions agràries catalanes segons el seu nivell de sostenibilitat des d'una vessant ambiental, social i econòmica de forma objectiva i quantitativa [56]. Aquest nou model pretén fomentar pràctiques agràries més sostenibles basant-se en els principis de l'agroecologia. La PAS vol fer compatible la producció d'aliments amb la conservació de recursos, preservació del medi ambient (aire, aigua, biodiversitat, sòl, materials i energia), fites socials i econòmiques.

La PAS pretén també contribuir a mitigar el canvi climàtic i a adaptar-se als seus impactes, revertint la pèrdua de biodiversitat. L'objectiu per l'any 2030, és que una gran part de les explotacions agrícoles de Catalunya puguin formar part d'aquesta nova producció sostenible. La PAS es presenta com un model integrador, donant cabuda a l'agricultura ecològica i incorporant altres pràctiques complementàries per tal d'assolir una sostenibilitat de triple vessant (econòmica, social i ambiental) [56]. Aquest nou model pretén ser un sistema certificat que permeti la classificació pública i voluntària com a via de diferenciació de productes que provinguin d'aquestes explotacions. Des d'un punt de vista ambiental, es preveu monitoritzar les dades de les explotacions agràries per calcular-ne les petjades ambientals [56].

9.3 PRÀCTIQUES PER AFAVORIR ELS POL·LINITZADORS EN AMBIENTS URBANS I ESTRUCTURES VIÀRIES

Com s'ha explicat a l'apartat 3.3 una bona gestió de les **zones verdes públiques** i els **jardins i horts** particulars en àrees urbanes i semiurbanes pot transformar aquestes zones en hàbitats favorables per alguns grups pol·linitzadors. En aquest sentit, és important augmentar la superfície ocupada per zones verdes, però també establir corredors de connexió entre elles i amb les zones naturals i seminaturals que hi pugui haver a la perifèria del nucli urbà [57]. Dins de la trama urbana, l'enjardinament d'avingudes i carrers és una bona mesura per establir connexions entre zones verdes. A nivell periurbà, la restauració i la revegetació de les vores de les **infraestructures viàries** també afavoreix les poblacions de pol·linitzadors, no només en zones periurbanes sinó també en zones forestals denses i continues [58]. Les infraestructures viàries poden servir també de connectors entre diferents àrees naturals. A Catalunya, una xarxa de corredors verds seria especialment interessant per connectar els espais naturals de les serralades litorals i prelitorals en una zona altament urbanitzada com és la plana del Vallès.

El disseny i la gestió de la infraestructura verda és fonamental per assegurar la seva efectivitat per a fomentar pol·linitzadors i altres grups faunístics. En primer lloc, cal utilitzar espècies de plantes que siguin autòctones a nivell local, incloent, en la mesura del possible, espècies herbàcies, arbustives i arbòries de diferents famílies botàniques. Aquesta diversitat florística afavorirà la diversitat de pol·linitzadors. Igualment important és combinar espècies que floreixin en diferents èpoques de l'any i que, en el seu conjunt, garanteixin una continuïtat de recursos florals durant tot el període d'activitat dels pol·linitzadors. Per afavorir els pol·linitzadors, és important escollir plantes que produeixen quantitats elevades de pol·len i nèctar [59], així com plantes nutrícies dels estadis larvaris de papallones [60]. Llistes de plantes autòctones que són atractives per les abelles silvestres en diferents zones bioclimàtiques de Catalunya es poden consultar a la web del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya [59]. El Museu de Ciències Naturals de Granollers ha publicat un manual pràctic per a la creació de jardins que afavoreixin les papallones, amb llistes d'espècies que actuén com a font de nèctar pels adults o com a plantes nutrícies de les erugues [61]. La creació d'aquests hàbitats favorables pels pol·linitzadors hauria d'anar acompanyada d'una reducció dels tractaments amb productes fitosanitaris. La utilització d'aquest productes en jardineria està menys justificada que en agricultura i existeixen diverses iniciatives a Catalunya, tant a nivell d'administracions com d'associacions de jardineria, per eliminar el seu ús en la gestió de parcs i jardins.

Fig. 24. Hotel d'insectes en un parc de la ciutat de Barcelona. (Fotografia: P. Bosch).

Totes aquestes mesures han d'anar acompanyades d'un **pla de gestió** dissenyat per cada espai verd. Una bona mesura per afavorir els pol·linitzadors és la proliferació dels herbassars en detriment dels espais de "gespa". Quan sigui necessari el manteniment de zones de gespa, aquestes es poden compatibilitzar amb altres tipus de vegetació en els espais menys freqüentats pels usuaris i en les zones de difícil accés, com ara els talussos. La racionalització dels programes de segues, sobre tot fora del període de risc d'incendis, també és una mesura important per afavorir els pol·linitzadors. Per exemple, fins i tot en espais on calgui segar freqüentment, es poden deixar algunes clapes amb flors que permetin donar continuïtat temporal als recursos florals. De manera similar, als vorals de les infraestructures de transport, es poden segar diferents trams de manera alternativa per assegurar que hi hagi flors al llarg de tot l'any [62]. Lògicament, aquesta planificació de segues s'ha de fer respectant els criteris de visibilitat i seguretat en la conducció, així com la prevenció contra incendis.

A més de proporcionar aliment per als pol·linitzadors, els espais urbans poden acollir llocs de nidificació per a abelles i vespes, com ara zones de sòl nu per les espècies que fan el niu sota terra i estacions de nidificació per les que fan el niu en cavitats preestablertes. Les abelles i vespes que nidifiquen en aquestes estructures no són agressives i per tant no suposen cap risc per als usuaris. Diversos parcs i jardins urbans de Catalunya tenen hotels d'insectes (Fig. 24) que, a més de facilitar la nidificació d'abelles i vespes solitàries, suposen un important recurs educatiu per fomentar la conscienciació sobre la importància dels pol·linitzadors.

9.4 MESURES PER MILLORAR LA TRAÇABILITAT DELS PLAGUICIDES

L'informe elaborat pel **Tribunal de Comptes Europeu** per avaluar si la Unió Europea està complint els objectius de reducció de la utilització de productes fitosanitaris [63], subratlla la necessitat d'incrementar la **traçabilitat de l'ús de plaguicides.** Això implica millorar la informació registrada sobre els productes, dosis, mètodes d'aplicació, dates i cultius, de manera que les estimacions d'ús de productes no es basin només en les dades de tones de producte venudes [64]. Els envasos dels productes fitosanitaris tenen un número de registre i un número de lot que permet la seva traçabilitat des del punt de venda fins al comprador. Tot i així, l'anotació del número de lot als quaderns d'explotació no és obligatòria, fet que dificulta el seguiment de quan i on s'utilitza el producte. A Catalunya, la venda de plaguicides per a ús professional només es pot fer a persones que estiguin en possessió del carnet d'aplicadors i manipuladors de productes fitosanitaris. En finques grans, les aplicacions han d'estar assessorades per un professional amb la formació adequada, però les explotacions considerades petites o de baixa utilització de productes fitosanitaris (com per exemple molts cultius de secà) estan exemptes d'aquest assessorament. L'aplicació del producte només la pot fer una persona que hagi obtingut, després d'un període formació i capacitació, el carnet d'aplicador i manipulador de productes fitosanitaris. Els aplicadors de productes fitosanitaris tenen l'obligació de registrar els tractaments fitosanitaris utilitzats en un **quadern d'explotació** que han d'estar validats per un tècnic qualificat i acreditat pel Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Tant els quaderns d'explotació com els registres de compres de productes estan subjectes a **inspeccions** aleatòries per part d'aquest Departament. Aquestes inspeccions serveixen per garantir que es fan servir només productes autoritzats i en les dosis i èpoques adequades i per assegurar que els nivells de residu en el producte final són adequats pel consum. En aquest sentit, les inspeccions són especialment estrictes i freqüents en les explotacions que sol·liciten la certificació de producció ecològica o altres certificacions de qualitat, tot i que, en principi, aquests tipus de gestió són els que utilitzen menys plaguicides i/o productes menys tòxics.

Encara que la superfície afectada és molt menor, els plaguicides també es fan servir en petits horts i jardins particulars. Alguns productes fitosanitaris es poden adquirir, en petites quantitats, a nivell particular en botigues de jardineria, magatzems de material agrícola i plataformes de comerç electrònic sense cap tipus d'acreditació. En aquest cas no és obligatori tenir assessorament ni tampoc hi ha l'obligació legal d'obtenir una acreditació per aplicar els productes. Alguns municipis de Catalunya limiten l'ús de plaguicides en horts urbans.

9.5 REGULACIÓ DE LA IMPORTACIÓ I MOVIMENT DE POL·LINITZADORS

La introducció de pol·linitzadors exòtics comporta una sèrie de riscos com ara la possible competència amb els pol·linitzadors autòctons i la introducció de paràsits i patògens associats. En les últimes dècades han augmentat de manera alarmant les **introduccions d'insectes exòtics** associades al **comerç internacional**. En aquest sentit, és molt important exercir un bon control sobre les mesures de quarantena i sanejament de mercaderies importades susceptibles de contenir espècies exòtiques.

Les espècies exòtiques, però, també poden ser introduïdes de forma intencionada. En l'actual escenari de globalització és cada cop més senzill aconseguir tot tipus de productes, inclosos insectes vius, provinents d'altres països. A Espanya, la importació d'espècies exòtiques de pol·linitzadors, i de fet de qualsevol animal al·lòcton, està prohibida. De totes maneres, es poden obtenir autoritzacions si existeixen garanties suficients de que la introducció no afectarà negativament la conservació de la biodiversitat autòctona. Aquestes autoritzacions només es poden obtenir prèvia presentació d'un informe per part del sol·licitant que demostri que l'espècie no és susceptible de competir amb les espècies autòctones, alterar la seva puresa o els equilibris ecològics [65,66].

Els riscos associats al moviment de pol·linitzadors, però, no es limiten a les introduccions d'espècies exòtiques. Algunes espècies, autòctones, de pol·linitzadors gestionats com ara l'abella de la mel i els abellots (*Bombus terrestris*), es poden importar legalment d'altres països. En aquest sentit, el comerç internacional de material apícola, reines d'abella de la mel i ruscos poblats està permès, si bé en els darrers anys s'ha suspès cautelarment durant alguns períodes per motius sanitaris. La importació d'abellots d'altres països també està permesa. Aquesta espècie està registrada com un producte comercial per ús en agricultura, tal com succeeix amb alguns insectes i àcars que es comercialitzen com a enemics naturals de plagues, sempre i quan es tracti d'espècies autòctones. Com s'ha explicat, aquestes importacions poden afectar la composició genètica de les poblacions autòctones i poden ser una via d'entrada de paràsits i patògens no desitjats.

9.6 MESURES DE FOMENT, SENSIBILITZACIÓ I DIVULGACIÓ

És important generar **orientacions tècniques** i **bones pràctiques** alineades amb la conservació dels pol·linitzadors per a cadascun dels sectors i agents territorials que poden tenir protagonisme i implicació en la conservació dels pol·linitzadors silvestres. En aquest sentit, cal destacar el paper fonamental del sector agrari, de les empreses de producció i distribució de fitosanitaris, dels municipis i altres ens locals, de les entitats ambientals i conservacionistes així com d'altres organitzacions ciutadanes representatives de la societat civil. El suport a les iniciatives que desenvolupin aquests sectors mitjançant ajudes, incentius econòmics, mesures de foment, assessorament i millora de la visibilitat dels projectes que impulsin, pot contribuir de forma significativa a l'objectiu de conservar els hàbitats dels pol·linitzadors a diferents escales territorials.

En aquest sentit, es poden promoure campanyes i **programes d'informació i sensibilització**, dirigides específicament als diferents col·lectius, sobre la importància ecològica, econòmica i relacionada amb

la salut i el benestar humans dels pol·linitzadors i la promoció de bones pràctiques per a la seva conservació. La conscienciació social sobre els efectes dels plaguicides en les abelles ha augmentat molt en els últims anys. Tot i així, la percepció del risc sovint es limita a les intoxicacions massives que causen grans mortaldats en els ruscos d'abella de la mel. Encara hi ha poca conscienciació sobre els efectes subletals i la gran diversitat de pol·linitzadors que es poden veure afectats. Per millorar aquesta situació, les campanyes d'informació, dirigides tant a agricultors professionals com a particulars, podrien tenir un gran impacte.

Així mateix, també són necessàries iniciatives per millorar, coordinadament, el coneixement dels pol·linitzadors, la seva distribució i seguiment, mitjançant mecanismes de participació i implicació de la població, com ara la ciència ciutadana.

9.7 REFERÈNCIES

1. 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)

2. 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)

3. 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)

4. 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)

5. 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)

6. 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)

7. 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)

8. 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)

9. 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)

10. European Comission. 2022 Política agrícola común. See https://agriculture.ec.europa.eu/common-agricultural-policy_es.

11. 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.

12. GENCAT. In press. Programa de Desenvolupament Rural. See https://agricultura.gencat.cat/ca/ambits/desenvolupament-rural/programa-desenvolupament-rural/.

13. 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-binaris/fitxa-10100-conceptes-generals-vf-20150604.pdf.

14. 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/.

15. 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.

16. 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/SUPPL_FILE/PNAS.1906419116.SAPP.PDF)

17. Marshall EJP, Brown VK, Boatman ND, Lutman PJW, Squire GR, Ward LK. 2003 The role ofweeds in supporting biological diversity within crop fields*. *Weed Res.* **43**, 77–89. (doi:10.1046/J.1365-3180.2003.00326.X)

18. 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)19. 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)

20. 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)

21. 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)

22. 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)

23. 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.

43. GENCAT. 2022 Producció Integrada. See 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.

45. CCPI. 2022 Consell Català de la Protecció Integrada. See https://produccciointegrada.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.

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.

55. IDESCAT. 2022 Superfície agrícola. See https://www.idescat.cat/indicadors/?id=aec&n=15422&t=202100.

56. EXTENSIUS.cat. 2023 La producció agrària sostenible (PAS) valorarà l'esforç en sostenibilitat de les explotacions agràries. https://extensius.cat/2023/02/27/la-produccio-agraria-sostenible-pas-valorara-lesforc-en-sostenibilitat-de-les-explotacions-agraries/

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.

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: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: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.

RESUM EXECUTIU

DIAGNOSI, ÀMBITS D'ACTUACIÓ I MESURES PER A LA CONSERVACIÓ

Eupeodes corollae (Diptera, Syrphidae), sobre flor de roser salvatge, *Rosa canina*. (Fotografia: N. Vicens).

RESUM EXECUTIU
PRIMERA PART: DIAGNOSI

1. IMPORTÀNCIA DE LA POL·LINITZACIÓ I DELS POL·LINITZADORS

La pol·linització com a procés clau en el funcionament dels ecosistemes naturals

La pol·linització és el transport de grans de pol·len des de les anteres d'una flor (part masculina) cap a un estigma (part femenina). Es tracta d'un procés previ i necessari per a la reproducció sexual de moltes plantes i constitueix un procés ecològic essencial pel funcionament dels ecosistemes. Prop del 90% de les plantes silvestres que fan flors depenen en major o menor grau dels pol·linitzadors (principalment insectes) per a la formació de fruits i llavors. Per tant, un declivi generalitzat de pol·linitzadors afectaria no només la reproducció de moltes plantes sinó també la supervivència de molts animals que s'alimenten de fruits i llavors i, en definitiva, l'estabilitat de tota la xarxa tròfica.

La pol·linització com a servei ecosistèmic

Els pol·linitzadors ens proporcionen un servei ecosistèmic fonamental en forma de pol·linització de conreus. El 75% de les plantes conreades al món depenen dels pol·linitzadors per a produir fruits i llavors. Entre aquests, destaquen el meló, la síndria, la carabassa, el kiwi, el cacau i algunes varietats d'ametller, amb un grau de dependència molt elevat (90-100%). Altres conreus que depenen del pol·linitzadors són molts fruiters (pomeres, pereres, cirerers), el cogombre, el mango, o l'alvocat (40-90% de dependència), així com moltes hortalisses, com ara l'albergínia, els pèsols, les faves, els pebrots i les maduixes i algunes oleaginoses com la colza o el gira-sol (10-40 %). A Catalunya més de 100.000 hectàrees de conreu depenen, al menys en part, de la pol·linització per insectes.

Els insectes pol·linitzadors

La diversitat d'insectes que visiten les flors per alimentar-se de pol·len i/o nèctar és molt elevada. La majoria són Coleòpters (unes 750 espècies d'escarabats florícoles a la península Ibèrica), Lepidòpters (230 papallones diürnes i moltes de nocturnes), Dípters (sobretot Sírfids i Bombílids, 400 i 200 espècies, respectivament; però també molts altres) i Himenòpters (formigues, vespes i abelles). Les abelles (1100 espècies a la península Ibèrica) recullen nèctar i pol·len no només pel seu propi consum sinó també per a alimentar les seves larves. Per aquest motiu visiten moltes flors. Algunes espècies d'abella, com ara l'abella de la mel i els abellots, són socials, però la gran majoria (90%) són solitàries. La majoria d'espècies d'abelles excaven nius sota terra. La diversitat d'abelles és especialment elevada en zones de clima mediterrani.

Eficàcia pol·linitzadora

L'eficàcia pol·linitzadora (definida com el nombre de grans de pol·len transferits per visita floral) és molt variable i depèn no només de l'espècie de pol·linitzador sinó també de l'espècie de planta. Per a la majoria de les plantes, les abelles són els pol·linitzadors més eficaços i que més contribueixen a la pol·linització. També és important la qualitat del pol·len transferit. Els pol·linitzadors que visiten moltes flors de la mateixa planta afavoreixen l'autopol·linització i per tant l'autogàmia. Els pol·linitzadors que visiten poques flors per planta i que fan vols llargs entre plantes afavoreixen l'exogàmia i el flux gènic, i per tant la diversitat genètica.

Les xarxes d'interaccions planta-pol·linitzador

En una comunitat vegetal hi sol haver desenes d'espècies de plantes i centenars d'espècies de pol·linitzadors. Algunes espècies de pol·linitzadors només visiten una o unes poques espècies de planta, però la majoria es comporten com a generalistes i en visiten una gran varietat. Les relacions que mantenen els pol·linitzadors i les plantes formen complexes xarxes d'interaccions. A la brolla del Parc Natural del Garraf, una espècie de pol·linitzador visita, de mitjana, 4-5 espècies de planta i una espècie de planta rep, de mitjana, visites de 30-40 espècies de pol·linitzadors. Aquest alt grau de connectivitat fa que una pertorbació, com per exemple l'extinció d'una espècie o la introducció d'una nova espècie, pugui afectar al conjunt de la comunitat.

La importància de la diversitat

La diversitat de pol·linitzadors és fonamental per a garantir el funcionament dels ecosistemes. Les comunitats amb una alta diversitat funcional de pol·linitzadors són més resilients en front a les pertorbacions, tant d'origen natural com antròpic. Les comunitats diverses tenen un alt grau de complementarietat (espècies amb funcions diferents) que permet que totes les plantes rebin un bon servei de pol·linització. La complementarietat també es posa de manifest quan diferents espècies de pol·linitzadors visiten la mateix planta però en circumstàncies diferents (per exemple, sota diferents condicions climàtiques). Les comunitats diverses també tenen un alt grau de redundància (espècies amb funcions semblants). Aquesta redundància permet que si una espècie esdevé molt escassa o desapareix, altres puguin mantenir el servei de pol·linització.

2. ESTATUS I TENDÈNCIES DE LES COMUNITATS I POBLACIONS DE POL·LINITZADORS

Declivis de pol·linitzadors a nivell mundial

Al llarg de l'últim segle, s'han detectat declivis molt importants en la diversitat i abundància dels insectes pol·linitzadors, especialment abelles i papallones. Aquests declivis han estat documentats en països del nord d'Europa i d'Amèrica, on existeixen bons registres històrics de comunitats d'insectes pol·linitzadors. Un estudi d'Alemanya assenyala pèrdues de biomassa d'insectes voladors del 75% en els últims 25 anys. És important destacar que els declivis no afecten a totes les espècies per igual. En el cas de les abelles, les espècies de mida corporal gran, les de llengua llarga i les que tenen un alt grau d'especialització, tant d'hàbitat com de dieta, són les més afectades. Aquesta afectació diferencial condueix a un empobriment de la diversitat funcional i a una homogeneïtzació biòtica que posa en perill el servei de pol·linització a nivell de comunitat.

Declivis de papallones a Catalunya

A Catalunya, gràcies al monitoratge al llarg de les darreres tres dècades del CBMS (Catalan Butterfly Monitoring Scheme), es disposa d'informació de gran qualitat sobre tendències poblacionals de les papallones diürnes. Els registres del CBMS mostren declivis en un 70% de les espècies de Catalunya. De manera semblant al que passa amb les abelles, les papallones que es comporten com especialistes d'hàbitat o de dieta són les que han patit declivis més forts. Per exemple, les papallones associades a prats i herbassars han davallat molt més que les que prefereixen ambients forestals. El CBMS també ha permès detectar que un 5% de les poblacions de papallones monitoritzades a Catalunya han patit extincions locals.

Espècies amenaçades

De les més de 2000 espècies d'abelles que hi ha a Europa, un 9% es consideren amenaçades i un 37% es troben en declivi. Destaca el grup dels abellots, amb un 26% d'espècies amenaçades. És important també posar de manifest que per a un 57% de les espècies d'abelles, sobretot de la zona mediterrània, no es disposa d'informació suficient. En el cas de les papallones diürnes, la llista vermella europea estima que el 9% es troben amenaçades i el 31% estan en declivi. Basant-se en les dades del CBMS, el Catàleg de la fauna salvatge autòctona amenaçada de Catalunya inclou 45 espècies de papallones diürnes, de les quals 12 figuren com "en perill d'extinció", 32 com a "vulnerables" i una com a "extinta com a reproductora a Catalunya", el que suposa un 22% d'espècies amenaçades. Apart de les papallones, no existeixen dades poblacionals d'altres grups de pol·linitzadors a Catalunya.

Tendències poblacionals de l'abella de la mel

Tot i les creixents dificultats que està experimentant el sector apícola degut al canvi climàtic, l'arribada de nous enemics naturals i la competència comercial amb els grans països productors de mel, les poblacions

d'abella de la mel (*Apis mellifera*) no estan en declivi, ni a nivell espanyol, ni a nivell català. A Catalunya el nombre de ruscos ha augmentat de 46.500 al 1996 a 122.000 al 2020. La majoria de les explotacions apícoles catalanes (78%) són transhumants i es dediquen a la producció de mel (71%) o compaginen la producció de mel amb la pol·linització de conreus (23%).

Pol·linitzadors gestionats

L'abella de la mel és, amb diferència, el pol·linitzador gestionat més utilitzat arreu del món en la gran majoria dels conreus. Davant del risc de dependre d'una única espècie, s'han desenvolupat mètodes de cria i gestió d'algunes altres espècies d'abelles per a conreus determinats. A Nord Amèrica s'utilitzen poblacions comercials d'una abella talladora de fulles (*Megachile rotundata*) per a pol·linitzar alfals. Colònies d'abellots (*Bombus* spp.) s'utilitzen en diverses parts del món per pol·linitzar conreus d'hivernacle i, més recentment, conreus a l'aire lliure. La utilització de poblacions d'abelles solitàries del gènere *Osmia* per pol·linitzar ametllers i altres fruiters està creixent a Àsia oriental, Nord Amèrica i Europa.

Pol·linitzadors exòtics

Degut a l'increment del comerç intercontinental, la introducció accidental d'insectes està creixent de manera alarmant en les últimes dècades. L'arribada d'espècies exòtiques (o al·lòctones), tant d'animals com de plantes, pot tenir impactes ecològics i econòmics molt importants. Aquestes espècies poden competir amb les espècies autòctones i propiciar l'arribada de nous paràsits i malalties. Les espècies de pol·linitzadors exòtics a Catalunya inclouen l'abella gegant de la resina (*Megachile sculpturalis*), la vespa asiàtica (*Vespa velutina*) i diverses papallones i vespes solitàries.

3. CAUSES DEL DECLIVI DE POL·LINITZADORS

Consideracions generals

Les causes del declivi dels insectes pol·linitzadors són múltiples i inclouen els canvis d'usos del sòl (intensificació agrícola, urbanització, fragmentació d'hàbitats, tancament d'espais oberts) i el canvi climàtic, entre altres. És important tenir en compte que aquests factors poden actuar de forma simultània i produir efectes no només additius, sinó també sinèrgics. Per exemple, l'estrès nutricional fa que els pol·linitzadors siguin més vulnerables a les malalties o als plaguicides. Per aquest motiu, és difícil atorgar una magnitud a la influència de cada factor.

Intensificació agrícola

L'agricultura intensiva implica un aprofitament més intensiu del territori i es basa en una sèrie de pràctiques com ara l'ús de maquinària pesada, l'augment de la mida de les parcel·les conreades, la tendència al monocultiu i l'ús de fertilitzants i plaguicides químics. Aquest procés comporta la destrucció dels marges dels camps i la desaparició de guarets, erms i hàbitats semi-naturals, fent disminuir l'abundància i la continuïtat dels recursos florals i l'alteració dels substrats de nidificació de les abelles. També comporta un augment de la càrrega ambiental de productes tòxics. La intensificació agrícola és probablement un dels factors que més ha contribuït al declivi dels pol·linitzadors. Degut a la seva importància i la seva complexitat, el tema dels productes fitosanitaris es tracta en un capítol apart (Capítol 4).

Cultius modificats genèticament (MG)

L'únic cultiu MG permès a la Unió Europea és el blat de moro modificat per expressar la toxina Cry1Ab amb efecte insecticida. A Catalunya es conreen unes 27.000 ha de blat de moro MG, el que suposa un 50 % del total d'aquest cultiu. En estudis inicials fets als Estats Units es va considerar que el pol·len del blat de moro MG podia suposar un perill per a les papallones monarca. Diversos estudis, però, han demostrat que els nivells d'ingestió accidental de pol·len MG per part de les erugues de les papallones és negligible. Tampoc s'han trobat grans efectes del pol·len MG sobre les abelles en estudis de laboratori i camp. Els conreus MG amb tolerància als herbicides (no autoritzats a la Unió Europea) afavoreixen l'ús d'aquests productes per a controlar les anomenades "males herbes" i per tant poden tenir un efecte indirecte negatiu sobre els pol·linitzadors degut a la reducció de recursos florals i plantes nutrícies.

Urbanització

La urbanització representa una transformació radical del paisatge, amb un impacte obvi sobre els recursos i els hàbitats de nidificació de molts pol·linitzadors. Amb tot, els nuclis urbans amb zones verdes adequadament gestionades poden presentar també algunes característiques favorables pels pol·linitzadors, com ara una alta diversitat florística, un ús limitat de plaguicides i la disponibilitat de substrats de nidificació artificials. Alguns estudis han trobat comunitats de pol·linitzadors més riques en zones periurbanes que en zones agrícoles o naturals adjacents.

Pol·lució

L'impacte de la pol·lució sobre els pol·linitzadors ha estat poc estudiat. Alguns treballs indiquen efectes negatius de metalls pesants i altres contaminants que poden entrar en contacte amb els pol·linitzadors a través de l'aire, l'aigua o el sòl. Els contaminants també poden afectar els pol·linitzadors de manera indirecta, a través del seu efecte sobre la vegetació.

Aforestació

Les comunitats de pol·linitzadors són més riques i abundants en ambients oberts que en zones de bosc dens, en les que el sotabosc rep poca llum i les plantes amb flors són escasses. Al llarg de les últimes dècades, la conca Mediterrània en general, i Catalunya en particular, han experimentat un procés d'abandonament de les explotacions agrícola-ramaderes tradicionals de baixa intensitat, cosa que ha propiciat l'avenç del bosc i el tancament de clarianes, prats i herbassars. Aquest fenomen està portant a la disminució de la diversitat de papallones i abelles en ambients forestals de Catalunya.

Fragmentació dels hàbitats

Com a resultat dels canvis d'usos del sòl esmentats anteriorment, els hàbitats favorables per als pol·linitzadors s'han anat fragmentant. La fragmentació suposa no només la disminució, sinó també l'aïllament dels hàbitats favorables, que passen a formar un conjunt de clapes desconnectades. La fragmentació fa disminuir l'abundància i la diversitat dels pol·linitzadors, amb conseqüències sobre els nivells de pol·linització i l'èxit reproductiu de les plantes. A més a més, la fragmentació dificulta el flux genètic entre poblacions.

Canvi climàtic

El canvi climàtic pot afectar els pol·linitzadors de manera directa, per exemple, augmentant la despesa energètica en hiverns càlids, o modificant les taxes de desenvolupament i els cicles biològics. Algunes espècies de pol·linitzadors estan canviant la seva època de vol, que tendeix a avançar-se. Aquests canvis fenològics poden provocar desajustos temporals amb esdeveniments clau com ara l'arribada de l'hivern, les floracions o la disponibilitat de recursos alimentaris per les larves. El canvi climàtic també està afectant les àrees de distribució de molts pol·linitzadors, que s'estan desplaçant latitudinal i altitudinalment cap a zones històricament més fredes. El canvi climàtic també pot afectar els pol·linitzadors de manera indirecta, a través dels seus efectes sobre les plantes. Per exemple, les altes temperatures i la sequera poden alterar la producció de flors i la secreció de nèctar, i també afectar negativament les plantes nutrícies de les erugues de moltes papallones.

Invasions biològiques

La introducció, sigui accidental o voluntària, d'espècies exòtiques comporta una sèrie de riscos ambientals i socioeconòmics. En el cas dels pol·linitzadors, les espècies invasores poden arribar a competir amb les espècies autòctones per recursos alimentaris i de nidificació. A més a més, les espècies invasores poden ser vectors de paràsits o patògens exòtics, que poden passar a infectar les espècies autòctones. A finals dels 1990, es va autoritzar la introducció de poblacions comercials l'abellot europeu *Bombus terrestris* a Xile, per a pol·linitzar cultius d'hivernacle. Des de la seva arribada, s'ha estès ràpidament, alhora que han davallat de manera alarmant les poblacions d'abellots autòctons. L'apicultura ha sofert impactes molt negatius per la introducció de depredadors, paràsits i patògens exòtics, com ara l'àcar *Varroa destructor*, el fong *Nosema ceranae* i la vespa asiàtica, *Vespa velutina*. Algunes plantes exòtiques poden esdevenir fonts importants de nèctar i pol·len pels pol·linitzadors, però també esdevenir invasores i provocar canvis importants en l'estructura de les xarxes planta-pol·linitzador.

Pol·linitzadors gestionats

La introducció de poblacions de pol·linitzadors autòctons gestionats en camps de conreu contribueix a la producció agrícola i a l'estabilitat alimentària, però també pot comportar alguns riscos pels pol·linitzadors silvestres. Els pol·linitzadors gestionats poden ser un

focus de patògens i paràsits que poden arribar a infectar les poblacions locals de pol·linitzadors silvestres. A més a més, els pol·linitzadors gestionats es poden aparellar amb individus silvestres de la mateixa espècie i per tant alterar la composició genètica de les poblacions naturals. A la Península Ibèrica s'han documentat importants nivells d'introgressió genètica en l'abella de la mel i l'abellot *Bombus terrestris*.

Intensificació apícola

L'abella de la mel forma grans colònies amb desenes de milers d'individus i, gràcies a la seva capacitat de reclutar, explota de manera molt efectiva les floracions. La instal·lació de grans densitats de ruscos en zones naturals pot arribar a comportar una sobreexplotació dels recursos florals i provocar situacions de competència amb els pol·linitzadors silvestres. El càlcul de la capacitats de càrrega apícola d'una zona determinada és complex, però diversos estudis indiquen que, a les densitats actuals, aquestes situacions de competència s'estan donant en alguns espais naturals.

4. PRODUCTES FITOSANITARIS

Productes fitosanitaris

L'ús de plaguicides (bàsicament insecticides, fungicides i herbicides) és un component essencial de la intensificació agrícola. Apart de l'efecte beneficiós que pugin tenir per a controlar certes plagues i malalties, els plaguicides tenen una sèrie d'efectes no desitjats, com ara la contaminació del medi ambient i l'impacte sobre organismes no-diana. La producció integrada i la producció ecològica, són dues aproximacions a la reducció de productes fitosanitaris. La producció ecològica s'ha impulsat a la Unió Europea des dels anys 1990 i la producció integrada s'ha fomentat en diverses regions europees. Tanmateix, les vendes de plaguicides no han davallat. Un dels objectius de la nova Política Agrària Europea, de l'Estratègia sobre biodiversitat 2030 i de l'Estratègia *From Farm to Fork* és la reducció de la utilització de productes fitosanitaris en un 50% pel 2030. La utilització de plaguicides també s'hauria de disminuir en ambients urbans i en jardins i horts privats, on el seu ús és més difícil de justificar que en explotacions agrícoles.

Vies d'exposició i efectes dels plaguicides

Els pol·linitzadors es poden contaminar amb plaguicides a través de diverses vies d'exposició, entre les que destaca la ingestió de pol·len i nèctar contaminats i el contacte amb superfícies que han rebut el tractament, com ara les plantes o el sòl. L'exposició via sòl és especialment rellevant per a les abelles i vespes que fan els nius sota terra. Una altra via d'exposició important és el contacte amb la pols generada durant el procés de sembra de llavors tractades amb insecticida. Els efectes dels plaguicides sobre els pol·linitzadors poden ser letals o subletals. Encara que menys dràstics, els efectes subletals alteren l'activitat del pol·linitzador i el seu èxit reproductiu, de manera que també poden tenir conseqüències molt negatives a nivell poblacional.

Fungicides i herbicides

La toxicitat dels fungicides per als insectes és baixa i, per aquest motiu, la seva utilització durant la floració dels conreus està permesa. Tot i així, alguns fungicides poden potenciar de forma sinèrgica la toxicitat de certs insecticides, provocant efectes tant letals com subletals. Els herbicides també tenen una baixa toxicitat per les abelles però poden tenir efectes subletals, com ara l'alteració de la flora bacteriana del sistema digestiu de les abelles. A més a més, els herbicides tenen un important efecte indirecte sobre els pol·linitzadors a través de la destrucció de recursos florals i de les plantes nutrícies de les larves de les papallones.

Insecticides

La majoria d'insecticides són tòxics per les abelles i el seu ús està prohibit durant la floració del conreu. Cal tenir en compte, però, que els insecticides sistèmics aplicats en prefloració poden aparèixer en el pol·len i el nèctar dels conreus tractats, i que alguns insecticides tenen un alt grau de persistència al sòl. També s'han trobat insecticides en flors silvestres, probablement per deriva de tractaments fitosanitaris en conreus. Davant l'acumulació d'evidències que relacionaven els neonicotinoides amb efectes letals i subletals en les abelles, el 2018 la UE va prohibir l'ús de diversos productes d'aquest grup d'insecticides en tractaments de camp. En molts altres països, però, no s'han aplicat restriccions d'aquest tipus.

Exposició múltiple

En ambients agrícoles els pol·linitzadors s'exposen a múltiples productes simultàniament. Aquesta exposició múltiple pot ser deguda a aplicacions en les que es barregen diversos productes, però també a productes que s'han aplicat en diferents moments. Els residus d'insecticides sistèmics aplicats en prefloració que apareixen a les flors dels conreus tractats es poden barrejar amb tractaments de fungicides aplicats en floració. Les anàlisis de pol·len recol·lectat per les abelles en ambients agrícoles sovint contenen múltiples residus d'insecticides, acaricides, fungicides i herbicides. Encara que sigui a baixes concentracions, els possibles efectes d'aquesta exposició múltiple són desconeguts.

Avaluació de risc

L'avaluació de risc dels productes fitosanitaris inclou una sèrie de tests toxicològics de laboratori, semi-camp i camp amb l'abella de la mel. L'avaluació de risc és un procés fonamental per a protegir els pol·linitzadors i es va actualitzant a mesura que es posen a punt nous mètodes d'avaluació. Alguns aspectes a millorar dels programes d'avaluació de risc inclouen una més àmplia cobertura de l'exposició crònica, l'exposició a barreges de productes i la detecció d'efectes subletals. Els resultats obtinguts amb l'abella de la mel, *Apis mellifera*, no sempre són extrapolables a les altres espècies d'abelles. Per aquest motiu, l'Autoritat Europea per la Seguretat dels Aliments (EFSA) recomana la inclusió d'abellots (*Bombus terrestris*) i abelles solitàries (*Osmia* spp.) en els programes d'avaluació de risc.

5. POL·LINITZACIÓ DE CONREUS A CATALUNYA: DÈFICITS I ESTRATÈGIES

Dèficits de pol·linització i estratègies de pol·linització de conreus

Les comunitats de pol·linitzadors silvestres contribueixen de manera molt significativa a la pol·linització dels conreus. En alguns casos, però, com per exemple en conreus de floració molt massiva o en zones d'agricultura intensiva, els pol·linitzadors silvestres poden ser insuficients per a proporcionar un servei de pol·linització adequat. En front a una situació de dèficit de pol·linització es pot actuar prenent mesures per a potenciar les comunitats de pol·linitzadors silvestres. En aquest sentit és important afavorir no només l'abundància sinó també la diversitat funcional d'aquests pol·linitzadors. Una segona estratègia d'actuació és la introducció de poblacions de pol·linitzadors gestionats, com ara les abelles de la mel, els borinots o les òsmies. Aquestes introduccions s'han de fer sempre a les densitats recomanades per no provocar situacions de sobreexplotació de recursos florals.

Valoració de la pol·linització per insectes als conreus de Catalunya

La pol·linització per insectes és un servei ecosistèmic clau per la producció agrícola de Catalunya. Entre els conreus que depenen dels pol·linitzadors destaquen els fruiters (14% de la superfície conreada), com ara l'ametller, el cirerer, la pomera i la perera. Altres conreus que depenen de la pol·linització són algunes lleguminoses (1%) com ara la mongeta tendra i la fava, diverses hortalisses (1%) com el tomàquet, el meló, la síndria i la maduixa, i alguns conreus industrials (2%) com la colza i el gira-sol. Cal esmentar també els conreus farratgers (17%), alguns dels quals, com ara l'alfals, la trepadella o la veça, es sembren amb llavors produïdes gràcies a la pol·linització per insectes. De mitjana, els cultius que depenen de la pol·linització per insectes tenen preus de mercat més elevats que aquells que no en depenen. El valor de la pol·linització de conreus per insectes a Catalunya es situa en 290-321 milions d'euros per any.

6. MILLORES EN EL CONEIXEMENT SOBRE ELS DECLIVIS DE POL·LINITZADORS

Aquest informe ha permès identificar una sèrie de mancances en el coneixement sobre els declivis de pol·linitzadors a Catalunya. En primer lloc, és necessari establir un programa de seguiment de les poblacions de pol·linitzadors i l'elaboració de catàlegs i mapes de distribució dels principals grups de pol·linitzadors (abelles i sírfids), comparable al que ja existeix per a les papallones. També és important avaluar fins a quin punt la gestió dels espais protegits és adequada per a la conservació dels pol·linitzadors. En segon lloc, és fonamental determinar l'impacte real dels tractaments fitosanitaris sobre els pol·linitzadors. Això implica augmentar la recerca en condicions realistes de camp i establir un programa de seguiment dels nivells de residus en ambients agrícoles.

Un informe del Tribunal de Comptes Europeu destaca la manca de registres detallats i estadístiques sobre els productes fitosanitaris, fet que impedeix analitzar dades de manera rigorosa. En tercer lloc, és important revisar alguns aspectes dels programes d'avaluació de risc de plaguicides, amb una major cobertura de l'exposició crònica, les barreges de productes, els efectes subletals i la inclusió d'altres espècies de pol·linitzadors apart de l'abella de la mel. Per últim, és necessari posar a punt mètodes per avaluar la capacitat de càrrega apícola a nivell de paisatge per poder establir llindars de densitat de ruscos que permetin compatibilitzar la producció de mel amb la conservació dels pol·linitzadors silvestres.

SEGONA PART: ÀMBITS PRIORITARIS D'ACTUACIÓ I MESURES PER A LA CONSERVACIÓ DELS POL·LINITZADORS A CATALUNYA

7. IDENTIFICACIÓ D'ÀMBITS I OBJECTIUS PRIORITARIS D'ACTUACIÓ

Consideracions generals

L'Estratègia del patrimoni natural i la biodiversitat de Catalunya 2030 preveu l'elaboració d'un Pla intersectorial de conservació dels pol·linitzadors silvestres. La proposta d'àmbits prioritaris d'actuació es formula d'acord amb el present document de diagnosi i de diversos informes i instruments estratègics d'àmbit nacional i internacional, com ara l'informe d'avaluació de la Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversitat i Serveis Ecosistèmics (2016), la Iniciativa de la UE sobre els pol·linitzadors (2018), l'Estratègia de la UE sobre Biodiversitat 2030 (2020) i l'Estratègia Nacional per a la Conservació dels Pol·linitzadors (2020).

Estratègia de la UE sobre la Biodiversitat

La nova Estratègia de la UE sobre la Biodiversitat per a 2030 estableix una visió per a l'any 2050 en què tots els ecosistemes del món han estat restaurats, són resilients i estan protegits adequadament. En aquest context, l'objectiu pel 2030 és posar la biodiversitat d'Europa en el camí de la recuperació en benefici de les persones, el planeta, el clima i l'economia. Entre els compromisos i objectius específics relatius a la restauració de la natura a Europa, s'inclou l'objectiu de revertir el declivi dels pol·linitzadors. D'acord amb aquest objectiu, la Comissió Europea garantirà la plena implementació a la UE de la Iniciativa de pol·linitzadors mitjançant el desenvolupament d'accions per millorar el coneixement de les causes i conseqüències de la disminució dels pol·linitzadors, i abordar-les. La Comissió també es centrarà en conscienciar i implicar a la ciutadania i en promoure la col·laboració entre totes les parts interessades.

Estratègia Nacional per a la Conservació dels Pol·linitzadors

Dins d'aquest marc europeu, l'Estratègia Nacional per a la Conservació dels Pol·linitzadors, estableix 6 objectius: 1) Conservar les espècies pol·linitzadores amenaçades i els seus hàbitats; 2) Promoure hàbitats favorables per als pol·linitzadors; 3) Millorar la gestió dels pol·linitzadors i reduir els riscos derivats de plagues, patògens i espècies invasores; 4) Reduir el risc derivat de l'ús dels productes fitosanitaris per als pol·linitzadors; 5) Recolzar la investigació per a la millora del coneixement; 6) Garantir l'accés a la informació i divulgar la importància dels pol·linitzadors. Per assolir aquests objectius, l'Estratègia defineix 37 mesures a desenvolupar fins al 2027.

Objectius i mesures prioritàries del Pla intersectorial per a la conservació dels pol·linitzadors silvestres de Catalunya

En aquest context, el Pla intersectorial per a la conservació dels pol·linitzadors silvestres de Catalunya hauria d'establir objectius prioritaris i mesures en els següents àmbits: 1) Millora del coneixement: Millorar el coneixement sobre l'estat de conservació dels pol·linitzadors silvestres i les causes del seu declivi; 2) Medi productiu agrari i de l'alimentació: Incrementar les bones pràctiques en el medi agrícola que afavoreixin la conservació dels pol·linitzadors silvestres; promoure hàbitats favorables per als pol·linitzadors en el medi agrari; millorar la gestió dels pol·linitzadors i reduir els riscos derivats de paràsits, patògens i depredadors; 3) Medi urbà i periurbà: promoure hàbitats favorables per als pol·linitzadors en el medi urbà; incorporar la conservació dels pol·linitzadors silvestres en la gestió dels espais verds i dels parcs urbans i periurbans; adoptar mesures per afavorir les poblacions de pol·linitzadors en els entorns associats a infraestructures de transport, energia i altres serveis; 4) Reducció de l'ús de productes fitosanitaris: identificar i reduir els efectes perjudicials dels productes fitosanitaris; reduir el risc derivat dels productes fitosanitaris per als pol·linitzadors en l'àmbit agrícola i en entorns urbans i grans infraestructures; 5) Apicultura i pol·linitzadors silvestres: assegurar la compatibilitat de l'activitat apícola amb la conservació dels pol·linitzadors silvestres; 6) Àmbit de la societat i les entitats: promoure la divulgació de la importància dels pol·linitzadors; fomentar la participació en les mesures de conservació dels pol·linitzadors; garantir l'accés a la informació sobre pol·linitzadors i pol·linització.

8. MESURES I BONES PRÀCTIQUES PER A LA CONSERVACIÓ DELS POL·LINITZADORS SILVESTRES

En base al coneixement de què es disposa, tant a nivell general com en el context de Catalunya, es poden plantejar algunes mesures per respondre als objectius de l'apartat anterior.

Pràctiques per afavorir els pol·linitzadors en ambients naturals protegits

Un 32,8% del territori català es troba dins d'espais naturals protegits l'objectiu dels quals és conservar la biodiversitat i fer que l'aprofitament dels recursos i l'activitat de les persones que hi viuen siguin compatibles amb aquest objectiu. Això hauria d'assegurar la conservació de les poblacions de pol·linitzadors, però hi ha diversos exemples d'espècies que han davallat fortament, fins i tot amb extincions locals, en espais protegits. Per revertir aquesta situació, s'haurien d'implementar mesures de gestió activa que ajudessin a mantenir els hàbitats favorables pels pol·linitzadors. Altres mesures a tenir en compte en els espais protegits són la limitació de les visites a les zones de vegetació especialment vulnerable i la regulació de les densitats de ruscos d'abella de la mel.

Pràctiques per afavorir els pol·linitzadors en ambients agrícoles

L'agricultura ocupa un 25% de la superfície de Catalunya. Per contraposició a la intensificació agrícola, en l'última dècada s'ha proposat una nova aproximació anomenada intensificació ecològica. La intensificació ecològica es basa en la integració dels serveis ecosistèmics en els sistemes productius, amb els objectius de mantenir alts nivells de producció, augmentar la resiliència dels sistemes agrícoles i minimitzar els impactes negatius de l'agricultura intensiva sobre el medi ambient. La intensificació ecològica promou pràctiques que potenciïn no només la pol·linització sinó també altres serveis ecosistèmics com el control biològic de plagues i la protecció del sòl.

Aquestes pràctiques inclouen, en primer lloc, una reducció en l'ús de productes fitosanitaris. Aquesta reducció passa per adoptar mètodes de control de plagues alternatius, seguint les directrius de diversos models d'agricultura com ara la Producció Integrada, la Producció Agrícola Sostenible i l'Agricultura Ecològica. Les bones pràctiques en l'ús dels productes fitosanitaris, respectant les condicions indicades a l'etiqueta i els estadis fenològics del cultiu i evitant que el producte arribi a la flora acompanyant, són també fonamentals per reduir l'impacte dels productes fitosanitaris sobre els pol·linitzadors. Altres mesures inclouen la diversificació i rotació de conreus, la reducció de la mida dels camps, la conservació de marges multifuncionals, la promoció d'hàbitats beneficiosos per la fauna i la flora, com els erms i els guarets, i la implantació de cobertes i tanques vegetals. Aquestes mesures han d'anar acompanyades d'una reducció en l'ús d'herbicides i una planificació de la freqüència i temporalitat de les segues.

Des dels anys 1990, la Política Agrària Comunitària (PAC) ha finançat els Estats Membres per a estimular

la implementació d'aquest tipus de mesures agro-ambientals. La nova Política Agrícola Comunitària, que entrarà en vigor al 2023, fa èmfasi en aspectes climàtics i ambientals mitjançant la promoció de pràctiques agrícoles que contribueixin a la protecció i millora dels recursos naturals, el sòl i la diversitat genètica, així com la mitigació del canvi climàtic. L'efectivitat de les mesures agro-ambientals depèn del context en el qual s'apliquin. En aquest sentit és important actuar tant a nivell local, incidint en la gestió dels camps i el seu entorn immediat, com a nivell de paisatge preservant els entorns naturals.

Pràctiques per afavorir els pol·linitzadors en ambients urbans i estructures viàries

Una bona gestió de les zones verdes públiques i dels jardins i horts en àrees urbanes i periurbanes pot transformar aquestes zones en hàbitats favorables per a alguns grups pol·linitzadors. En aquest sentit, és important augmentar la superfície ocupada per vegetació favorable als pol·linitzadors, com ara els herbassars, però també establir corredors de connexió entre elles i amb les zones naturals, per exemple mitjançant l'enjardinament d'infraestructures viàries. La creació i manteniment d'aquests hàbitats, ha d'anar acompanyada de programes de segues racionalitzades i d'una reducció dels tractaments fitosanitaris, l'ús dels quals està menys justificat en jardineria que en agricultura.

Mesures per millorar la traçabilitat dels plaguicides

L'informe del Tribunal de Comptes Europeu per avaluar si la Unió Europea està complint els objectius de reducció de productes fitosanitaris subratlla la necessitat d'incrementar la traçabilitat de l'ús dels plaguicides. Això implica millorar la informació registrada sobre els productes, dosis, mètodes d'aplicació, dates i cultius, de manera que les estimacions d'ús de productes no es basin només en les dades de tones de producte venudes. Tant els quaderns d'explotació com els registres de compres de productes estan subjectes a inspeccions aleatòries. Aquestes inspeccions serveixen per garantir que es fan servir només productes autoritzats i en les dosis i èpoques adequades i per assegurar que els nivells de residu en el producte final són adequats pel consum. En aquest sentit, les inspeccions són especialment estrictes i freqüents en les explotacions amb certificació de producció ecològica o altres certificacions de qualitat, tot i que, en principi, són les que utilitzen menys plaguicides i/o productes menys tòxics.

Regulació de la importació i moviment de pol·linitzadors

En les últimes dècades han augmentat de manera alarmant les introduccions d'insectes exòtics associades al comerç internacional. En aquest sentit, és molt important exercir un bon control sobre les mesures de quarantena i sanejament de mercaderies importades susceptibles de contenir espècies exòtiques. Els riscos associats al moviment de pol·linitzadors no es limiten a les introduccions d'espècies exòtiques. Algunes espècies autòctones de pol·linitzadors gestionats com ara l'abella de la mel i els abellots (*Bombus terrestris*), es poden importar legalment d'altres països. Aquestes importacions faciliten l'arribada de paràsits i patògens, i alteren la composició genètica de les poblacions locals.

Mesures de foment, sensibilització i divulgació

És important generar orientacions tècniques i bones pràctiques per als diferents sectors i agents territorials implicats en la conservació dels pol·linitzadors silvestres. En aquest sentit, cal destacar el paper fonamental del sector agrari, de les empreses de producció i distribució de fitosanitaris, dels municipis i altres ens locals, i de les entitats ambientals i conservacionistes així com d'altres organitzacions ciutadanes representatives de la societat civil. El suport a les iniciatives que desenvolupin aquests sector mitjançant ajudes, incentius econòmics, mesures de foment, assessorament i millora de la visibilitat dels projectes que impulsin, pot contribuir de forma significativa a l'objectiu de conservar els hàbitats dels pol·linitzadors a diferents escales territorials. Per assolir aquest objectiu, es poden promoure campanyes i programes d'informació i sensibilització, dirigides específicament als diferents col·lectius, sobre la importància ecològica i econòmica dels pol·linitzadors silvestres i la promoció de bones pràctiques per a la seva conservació. Finalment, cal destacar el paper fonamental que poden tenir les iniciatives de ciència ciutadana per documentar les tendències poblacionals dels pol·linitzadors.

Camp de colza (*Brassica napus*) al Montseny.(Fotografia: Jose Luis Ordóñez).