

CONSEIL SCIENTIFIQUE DE L'ENVIRONNEMENT DE BRETAGNE

Déclin et surmortalité des abeilles

Constats, causes et conséquences Préconisations pour la Bretagne

Violette LE FÉON

Encadrement de Philippe Vernon et Josette Launay



- Janvier 2012 -

Avant-propos

En novembre 2010, une saisine du Conseil Régional de Bretagne a été co-adressée au Conseil Économique, Social et Environnemental Régional (CESER) et au Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne (CSEB) en ces termes : « Expertise des liens entre l'utilisation des pesticides systémiques et la surmortalité des abeilles : quelles causes et raisons principales de cette surmortalité, quelles préconisations en Bretagne pour endiguer la perte de biodiversité ? ».

*Après échange avec le CESER, il a été convenu que **le CSEB contribuerait à dresser un état des connaissances scientifiques sur les causes de surmortalité des abeilles et leurs conséquences**, et à proposer des préconisations pouvant découler de cette expertise scientifique.*

*N'ayant pas d'expert en interne, le CSEB a sollicité **Philippe Vernon** (directeur de recherche au CNRS – Université de Rennes 1, UMR 6553 Ecobio) pour encadrer un travail d'analyse bibliographique orientée autour de trois axes : le déclin des abeilles et des autres pollinisateurs, les pesticides et les autres facteurs de surmortalité et la situation en Bretagne. **Cette étude a été réalisée par Violette Le Féon**, en tant que chargée d'étude au CSEB, de septembre 2011 à janvier 2012. Cette étude a également bénéficié des collaborations ponctuelles de Jacqueline Pierre (INRA - UMR BIO3P) et de Françoise Burel (CNRS - Université de Rennes 1, UMR 6553 Ecobio).*

Remerciements

- **pour leur encadrement, collaboration et/ou relecture :**

Philippe Vernon (CNRS - Université de Rennes 1, UMR 6553 Ecobio), Jacqueline PIERRE (INRA, UMR BIO3P), Françoise BUREL (CNRS - Université de Rennes 1, UMR 6553 Ecobio), Pierre AUROUSSEAU (Agrocampus Ouest - UMR SAS, président du CSEB), Josette Launay (CSEB).

- **pour leurs réponses aux entretiens sollicités :**

Raymond Emeillat (GIE Lait-Viande de Bretagne)
Gérard Vénereau et Maurice Boureau (Direction Générale de l'Alimentation du Ministère de l'Agriculture)

SOMMAIRE

Introduction 1

Chapitre 1. Écologie et rôle pollinisateur des abeilles 2

1.1. Pollinisation et insectes pollinisateurs	2
1.2. Les abeilles : un groupe diversifié et méconnu	3
1.2.1. Diversité des abeilles en France	3
1.2.2. Un groupe largement méconnu	5
1.3. Écologie des abeilles.....	7
1.3.1. Habitats favorables.....	7
1.3.2. Ressources florales	7
1.3.3. Développement larvaire et sites de nidification	9
1.3.4. Utilisation de l'espace et distance de dispersion	10

Chapitre 2. Abeille domestique et activité apicole 13

2.1. L'activité apicole en France	13
2.1.1. Origine des données.....	13
2.1.2. L'activité apicole en France en 2004	13
2.1.2.1. Données à l'échelle nationale	13
2.1.2.2. Variabilité régionale	14
2.2. L'activité apicole en Bretagne	15
2.2.1. L'apiculture en Bretagne	15
2.2.2. Organisation de la filière	16
2.3. L'évolution du cheptel apicole au cours des dernières décennies	16
2.3.1. Dans le monde : une augmentation globale	16
2.3.2. En Europe : une diminution globale avec des disparités régionales	16
2.3.3. En France : moins de petits producteurs mais plus d'apiculteurs professionnels	17
2.3.4. En Bretagne : un nombre de ruches stable entre 1994 et 2004 mais moins de petits producteurs	18

Chapitre 3. Constats sur le déclin des abeilles 19

3.1. Le déclin des abeilles sauvages	19
3.1.1. Les études diachroniques : des preuves directes	19
3.1.2. Les études synchroniques : des preuves indirectes	21
3.2. Les surmortalités chez l'abeille domestique	22
3.2.1. Les surmortalités hivernales.....	22
3.2.2. Les mortalités massives au cours de la saison apicole	23

Chapitre 4. Conséquences du déclin des pollinisateurs pour la pollinisation des cultures et des plantes sauvages..... 25

4.1. Conséquences pour la pollinisation des cultures	25
4.1.1. Diversité et volume des productions.....	25
4.1.2. Aspects économiques.....	26
4.1.3. Cas de la Bretagne	26
4.2. Conséquences pour la pollinisation des plantes sauvages	27
4.2.1. La théorie : interactions plantes-pollinisateurs et tolérance des communautés aux extinctions d'espèces	27
4.2.2. La pratique : une relation très forte entre diversité des plantes et diversité des abeilles	28

Chapitre 5. Causes du déclin de l'abeille domestique..... 30

5.1. Les maladies	30
5.2. Les pesticides.....	34
5.2.1. Les pesticides : effets désirés et non-désirés	34
5.2.2. Modes d'exposition de l'abeille domestique aux pesticides.....	34
5.2.3. Modes d'action des insecticides : neurotoxiques et régulateurs de croissance	36
5.2.4. Toxicité des pesticides pour l'abeille domestique : un vaste panel de connaissances <i>a priori</i>	36
5.2.5. Les effets des insecticides systémiques sur l'abeille domestique.....	37
5.2.6. Fongicides inhibiteurs de stérols et production de terpènes par le tournesol : deux facteurs à considérer davantage ? (Résultats des enquêtes de la DGAL)	39
5.2.6.1. Effet des inhibiteurs de stérols sur l'abeille domestique	39
5.2.6.2. Effet de la production de terpènes par le tournesol.....	39
5.2.7. L'effet des pesticides sur les abeilles sauvages	40
5.2.7.1. Un exemple d'observation empirique : l'usage du fenitrothion au Canada et ses conséquences sur les abeilles sauvages dans les années 1970	40
5.2.7.2. L'étude des effets des pesticides sur les abeilles sauvages	40
5.2.8. Cas de la Bretagne	41
5.3. L'appauvrissement des ressources alimentaires.....	42
5.4. Origine multifactorielle des surmortalités et effets synergiques.....	44

Chapitre 6. Proposition de préconisations à l'échelle de la Bretagne..... 45

6.1. Mieux connaître et accompagner l'apiculture en Bretagne	45
6.2. Comprendre les surmortalités d'abeilles domestiques et lutter contre ces surmortalités	45
6.3. Mieux connaître et protéger les abeilles dans leur ensemble	47

Bibliographie 48

Introduction

Au-delà de l'intérêt manifesté pour la question de l'effet des insecticides systémiques¹, cette saisine porte plus globalement sur les (multiples) causes de surmortalité d'abeilles. En effet, si les insecticides systémiques ont été mis sur le devant de la scène depuis la fin des années 1990 par les médiatiques « affaires » Gaucho® ou Régent TS®, il existe aujourd'hui un consensus sur l'origine multifactorielle des surmortalités d'abeilles domestiques et, plus globalement, du déclin des pollinisateurs. Ainsi, les maladies (dont certaines sont apparues récemment du fait de l'augmentation des échanges internationaux), les pesticides (tels que les insecticides qui peuvent affecter directement les abeilles ou les herbicides qui réduisent la quantité et la diversité des fleurs sauvages), la raréfaction des milieux semi-naturels (haies, prairies, bois...) ou certaines pratiques apicoles (surexploitation des colonies ou diminution de la diversité génétique) sont autant de facteurs incriminés.

Dans notre réponse à la saisine du Conseil régional, nous avons délibérément choisi une approche large afin de traiter la surmortalité des abeilles domestiques, le déclin des pollinisateurs, leurs causes et leurs conséquences en donnant une vision la plus complète possible de ces problématiques complexes. Ainsi, notre travail porte principalement sur l'abeille domestique (*Apis mellifera*) mais n'exclut pas les abeilles sauvages (bourdons et abeilles solitaires). Nous avons cherché à connaître les spécificités de la Bretagne sur ces thèmes. Mais comme les données spécifiques à la région sont rares et que tout éclairage extérieur peut être instructif, notre analyse inclut des données nationales, voire internationales. Enfin, comme précisé ci-dessus, notre travail ne s'est pas focalisé sur la question des insecticides systémiques, mais a pris en compte la diversité des causes possibles de surmortalité des abeilles.

Ce rapport s'organise de la façon suivante :

- Dans la première partie, nous présentons le groupe des abeilles (abeille domestique et abeilles sauvages) à travers leur rôle pollinisateur et leurs besoins écologiques.
- Dans la deuxième partie, nous nous intéressons plus spécifiquement à l'abeille domestique et à l'activité apicole en présentant les données que nous avons pu recueillir à l'échelle de la France et de la Bretagne.
- La troisième partie recense les données actuellement disponibles sur le déclin des abeilles, à la fois sur la diminution de la diversité des abeilles sauvages dans certaines régions du monde et sur les surmortalités observées chez l'abeille domestique.
- Dans la quatrième partie, nous étudions les conséquences de ce déclin pour la pollinisation des cultures et des plantes sauvages.
- La cinquième partie est consacrée aux causes de surmortalité d'abeilles domestiques.
- Enfin, la sixième partie porte sur les préconisations que nous formulons plus particulièrement à l'échelle de la région Bretagne.

¹ Cf. dans l'avant-propos la formulation initiale de la saisine du Conseil régional de Bretagne.

Chapitre 1. Écologie et rôle pollinisateur des abeilles

1.1. Pollinisation et insectes pollinisateurs

La pollinisation est le transfert de pollen depuis l'anthère d'une fleur jusqu'au stigmate de cette même fleur ou d'une autre fleur. C'est la première étape d'une série de processus assurant la rencontre des gamètes mâle et femelle dans la reproduction des plantes à fleurs (angiospermes). La majorité des espèces dispose des organes mâles et femelles sur la même fleur (hermaphrodisme) ou sur le même pied (monoécie), mais de nombreux mécanismes entravent ou empêchent l'autopollinisation (maturité différée des organes reproducteurs mâles et femelles, particularités morphologiques, auto-incompatibilité). Dans le cas des espèces dioïques, les organes reproducteurs mâles et femelles se trouvent sur des pieds distincts, unisexués. Pour ces différentes raisons, **la pollinisation croisée est très répandue et implique l'existence d'un vecteur de transport du pollen : il peut s'agir du vent, de l'eau ou des animaux. La pollinisation animale (ou zoogamie) est une interaction mutualiste : les animaux visitent les fleurs pour y récolter des ressources nutritives (nectar et pollen, huile florale plus rarement) et les plantes bénéficient du transport de pollen réalisé involontairement par les animaux.**

La pollinisation animale est réalisée le plus souvent par les invertébrés, en particulier les insectes (Kearns et al. 1998). On parle de **pollinisation entomophile**. Les insectes comptent de nombreuses espèces floricoles ou anthophiles (c'est-à-dire qui visitent les fleurs pour y chercher de la nourriture) parmi les Diptères (mouches), les Coléoptères (cétaines par exemple), les Hyménoptères (abeilles et bourdons par exemple) ou les Lépidoptères (papillons). Mais ce caractère floricole ne garantit pas la fonction pollinisatrice de l'insecte. La plupart des plantes ne sont effectivement pollinisées que par une portion plus ou moins réduite de leurs visiteurs (Fenster et al. 2004).

Du fait de leurs caractéristiques morphologiques et comportementales, les abeilles sont considérées comme les principaux pollinisateurs au niveau mondial (Roubik 1995, Danforth 2006). Les abeilles regroupent l'ensemble des Hyménoptères de la super-famille des Apoïdae. Le terme « apiforme » est également employé. Le nombre d'espèces d'abeilles est estimé à 25 000 - 30 000 dans le monde (Michener 2007).

L'efficacité pollinisatrice des abeilles est liée :

- ✓ aux poils branchus qui recouvrent leur corps et qui permettent une fixation et un transport efficace des grains de pollen ;
- ✓ à leur régime alimentaire exclusivement constitué de ressources tirées des fleurs : nectar (apport glucidique), pollen (apport protéique et lipidique et source de vitamines et d'éléments minéraux) et huiles florales parfois. Les adultes visitent les fleurs pour leurs besoins propres mais également pour la constitution de réserves pour les larves ;
- ✓ à leur comportement de butinage : un individu donné visite de préférence la même espèce (ou le même type) de fleur au cours de sa vie. Cette fidélité, ou constance florale, favorise le dépôt de pollen conspécifique (Michener 2007).

Notons que **les syrphes (Diptères de la famille des Syrphidae) sont également considérés comme un groupe de pollinisateurs important**. Au sein des Diptères (ou mouches), ce sont les seules espèces à pouvoir prélever à la fois pollen et nectar, ce qui traduit leur spécialisation dans

l'exploitation des ressources florales. Mais leur efficacité pollinisatrice est moindre que celle des abeilles car seuls les adultes se nourrissent de nectar et pollen : ils ne constituent pas de réserves pour leurs larves, ce qui limite le nombre de visites sur les fleurs par rapport aux abeilles. Le nombre d'espèces de syrphes est estimé à 6 000 dans le monde (Sommaggio 1999) et à 500 espèces en France (Sarhou & Speight 2005).

1.1. Pollinisation et insectes pollinisateurs - En résumé

La reproduction des plantes à fleurs nécessite un transport de pollen, qui est réalisé selon les espèces par différents vecteurs (vent, eau, animaux). La pollinisation entomophile est le transport de pollen par les insectes. Les insectes viennent se nourrir de pollen et / ou de nectar dans les fleurs, ces dernières bénéficient du transport de pollen réalisé involontairement par les insectes. Les abeilles sont considérées comme les principaux insectes pollinisateurs à l'échelle mondiale.

1.2. Les abeilles : un groupe diversifié et méconnu

1.2.1. Diversité des abeilles en France

Le groupe des abeilles est très riche et diversifié : on dénombre entre 25 000 et 30 000 espèces d'abeilles dans le monde (Michener 2007) et **865 espèces en France** (Rasmont et al. 1995). A titre de comparaison, 285 espèces d'oiseaux nicheurs ou 37 espèces de reptiles sont recensées en France.

Parmi ces 865 espèces d'abeilles, on distingue deux grands groupes :

- **les espèces sociales** : elles vivent en colonies de quelques centaines à plusieurs milliers d'individus, qui comportent une reine (seule femelle reproductrice), des ouvrières et des mâles. En France, l'abeille domestique et les bourdons sont les seules espèces sociales vraies².
 - ✓ l'abeille domestique (*Apis mellifera*), l'« abeille à miel ».



© INRA N. Morison

Au Néolithique, l'homme connaissait déjà l'intérêt de cette espèce pour la production de miel. Son aire de répartition naturelle regroupe probablement la

² Il existe chez les espèces dites « solitaires » différents degrés de pseudo-socialité mais nous ne rentrons pas ici dans ce niveau de détails.

majeure partie de l'Afrique et de l'Eurasie, mais il est difficile de la déterminer précisément tant la domestication par l'homme est ancienne. Aujourd'hui, cette espèce est présente dans le monde entier, pour la production de miel ou le service de pollinisation des cultures. Les populations peuvent être « domestiques » (au sein des ruches) ou sauvages (issues de populations domestiques retournées à l'état sauvage ou de populations réellement « naturelles »). Une **colonie** d'abeilles domestiques comprend environ 50 000 individus durant la belle saison. Le nombre d'individus descend à 15 000 voire à 5 000 au cours de l'hiver. Le terme **rucher** désigne un ensemble de **ruches** (chaque ruche contenant une colonie).

- ✓ **les bourdons (*Bombus* spp.)**. Ce sont de grosses espèces très velues, probablement les plus populaires des abeilles sauvages. On dénombre 250 espèces dans le monde dont 44 en France. Selon les espèces, les colonies comptent entre quelques centaines et quelques milliers d'individus. Les colonies de *Bombus terrestris*, espèce élevée et commercialisée (notamment pour la pollinisation dans les serres de tomates), comptent plusieurs milliers d'individus.



© V. Le Féon

- **les espèces solitaires**. La majorité des abeilles sont des espèces solitaires. En France, elles représentent 95 % des espèces (820 espèces). Chaque femelle construit un nid qu'elle alimente en pollen et nectar et dans lequel elle pond ses œufs. Généralement ce sont des espèces discrètes, de petite taille et donc rarement connues du grand public.



© B. Geslin

1.2.2. Un groupe largement méconnu

L'abeille domestique est un des insectes les mieux connus au monde. Son comportement social, son comportement alimentaire ou, plus récemment, sa génétique ont été très largement étudiés.

Mais ce n'est pas le cas des abeilles sauvages qui sont des insectes globalement très peu connus. Cette méconnaissance vient de leur « discrétion » et surtout de la difficulté de leur identification (Rasmont et al. 1995, Patiny et al. 2009). Pour des groupes d'insectes plus accessibles, comme les papillons, des cartes de répartition (à l'échelle de l'Europe, de la France et bientôt de la Bretagne³) existent pour chaque espèce et les exigences écologiques sont globalement bien connues. Ce n'est pas le cas pour les abeilles. En Europe, quelques pays à forte tradition naturaliste (Royaume-Uni et Pays-Bas notamment) disposent de données de répartition pour certaines espèces qui, même si elles ne couvrent pas la totalité du territoire, permettent d'étudier des évolutions dans le temps au cours des dernières décennies (cf. partie III.A.1). En France, nous ne disposons pas de telles données.

Les bourdons sont les espèces les mieux connues des abeilles sauvages. Divers aspects de leur biologie ont été étudiés (notamment en rapport avec l'utilisation commerciale de certaines espèces pour la pollinisation de cultures sous serres) et ils constituent parfois des modèles d'étude de l'effet des pesticides sur les abeilles sauvages. Leur identification à l'espèce requiert un examen à la loupe binoculaire quasi-obligatoire. Des données sur la répartition géographique des espèces existent en France mais sont encore parcellaires. En Bretagne, un projet d'atlas est en cours depuis quelques années, coordonné par Gilles Mahé (Gretia - Bretagne Vivante). Il s'agit de **l'atlas des bourdons du Massif Armoricaïn**, qui couvre les régions Basse-Normandie, Bretagne et Pays de la Loire, qui a permis de collecter 6 875 données d'observations et de recenser **28 espèces** sur le territoire concerné (dernière mise à jour le 8 décembre 2011)⁴.

L'identification à l'espèce des abeilles solitaires est encore plus difficile que celle des bourdons. Elle nécessite un examen de l'individu sous loupe binoculaire, la possession de nombreux ouvrages spécialisés (clés de détermination, le plus souvent en langue étrangère) et surtout beaucoup d'expérience, autrement dit d'avoir vu de ses yeux de nombreuses espèces et d'avoir pu comparer les critères d'identification, les détails subtils, les ressemblances trompeuses... **La reconnaissance des abeilles solitaires est donc affaire de spécialistes et les informations sur leur répartition sont lacunaires.** Pour la Bretagne, on ne dispose que de très peu de données, issues d'inventaires ponctuels (pour un exemple, voir l'Encadré 1). Il n'existe donc pas de liste des espèces présentes en Bretagne ni d'évaluation globale de la diversité des abeilles sauvages dans la région.

³ Un projet d'atlas des papillons diurnes de Bretagne est cours, porté par les associations Bretagne Vivante et Gretia (<http://www.bretagne-vivante.org/content/view/267/159/>).

⁴ Les cartes de cet atlas sont disponibles à l'adresse : <http://zoologie.umh.ac.be/hymenoptera/page.asp?id=112>.

Encadré 1.

Connaissance des abeilles sauvages en Bretagne : un exemple d'inventaire

Une thèse a été réalisée de 2007 à 2010 à l'Université de Rennes 1 dans l'UMR 6553 Ecobio sur le thème des abeilles sauvages dans les paysages agricoles⁵ et des pollinisateurs du colza. En 2007 et 2008, des échantillonnages d'abeilles ont été réalisés à l'aide de coupelles colorées lors de la floraison du colza, soit trois semaines entre mi-avril et début mai. Les abeilles capturées ont été préparées selon les techniques entomologiques classiques puis déterminées par différents spécialistes européens des abeilles. En plus de l'abeille domestique, **82 espèces d'abeilles sauvages ont ainsi été recensées** dont 6 espèces de bourdons et 76 espèces d'abeilles solitaires.

Les espèces d'abeilles sauvages ont chacune une phénologie propre : il existe des espèces printanières, estivales ou plutôt automnales, se succédant tout au long de l'année entre mars et octobre environ. Les bourdons, espèces sociales, sont actifs plusieurs mois, tandis que les abeilles solitaires ont généralement une période de vol de quelques semaines seulement. En réalisant des piégeages uniquement au printemps lors de la période de floraison du colza, on ne recense donc qu'une portion de la faune totale des abeilles sauvages du site étudié. En échantillonnant les abeilles durant l'ensemble de la période de vol sur un site du littoral normand, Stallegger & Livory (2008) ont recensé 95 espèces.

1.2. Les abeilles : un groupe diversifié et méconnu - En résumé

On dénombre 865 espèces d'abeilles en France, environ 5 % d'espèces sociales regroupant l'abeille domestique (*Apis mellifera*) et les bourdons (44 espèces) et 95 % d'espèces d'abeilles solitaires (820 espèces).

Dans notre rapport, le terme « abeilles sauvages » se réfère aux bourdons et abeilles solitaires par opposition à l'abeille domestique, utilisée par l'homme pour l'apiculture.

L'abeille domestique est un des insectes les mieux connus au monde. A l'opposé, la biologie et la répartition des abeilles sauvages sont encore peu connues. Pour la Bretagne, on ne dispose pas de liste d'espèces et encore moins de données sur l'abondance et le statut des espèces.

⁵ Le Féon, V. 2010. Insectes pollinisateurs dans les paysages agricoles : approche pluri-échelle du rôle des habitats semi-naturels, des pratiques agricoles et des cultures entomophiles. Directeur : Jacques Baudry (INRA SAD Paysage), Co-directrices : Françoise Burel (CNRS Université Rennes 1, UMR Ecobio), Agnès Ricroch (CNRS AgroParisTech, Université Paris XI-Orsay). Téléchargeable sur Internet à l'adresse : http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/56/66/60/PDF/ThA_se_Violette_Le_FA_on_2010.pdf

1.3. Écologie des abeilles

1.3.1. Habitats favorables

Les abeilles sont des insectes thermophiles et héliophiles, typiquement associés aux milieux chauds et secs, ouverts, riches en fleurs et offrant des zones peu végétalisées permettant la nidification dans le sol. Seules les régions tropicales et intertropicales comptent des genres réellement forestiers. A l'échelle mondiale, la diversité et l'abondance des abeilles sont maximales dans les zones de climat de type méditerranéen : bassin méditerranéen, Californie, Mexique et certaines zones d'Asie centrale et orientale (Michener 2007). Aussi, les abeilles ne suivent pas la tendance générale d'un accroissement du nombre d'espèces des pôles jusqu'à l'équateur, qui existe pour de nombreux groupes biologiques (Begon et al. 2008). En France, la richesse spécifique⁶ relativement élevée (865 espèces selon Rasmont et al. 1995) est liée au climat méditerranéen du sud de la France. On ne dispose pas d'estimation du nombre d'espèces spécifiquement pour la moitié nord de la France mais celui-ci doit être nettement moins élevé.

Jusqu'à la fin du Néolithique, la majeure partie du territoire européen était occupé par les forêts, milieu peu propice aux abeilles. **Les habitats primaires des abeilles étaient alors probablement les habitats ouverts tels que les affleurements rocheux, les zones sableuses littorales et les plaines alluviales.** Klemm (1996) considère que les plaines alluviales ont dû constituer l'habitat primaire le plus important pour les abeilles, la dynamique naturelle de ces milieux assurant l'existence de zones ouvertes et peu végétalisées. Le développement de l'agriculture a progressivement fourni aux abeilles de nouveaux habitats favorables, comme les prairies. L'agriculture des siècles derniers a probablement procuré une diversité de milieux favorables aux abeilles (Westrich 1996), de même qu'elle a favorisé plus globalement la biodiversité des paysages européens (Tschardt et al. 2005).

A partir du milieu du 20^{ème} siècle, l'endiguement généralisé des cours d'eau a stoppé les processus dynamiques à l'origine des plaines alluviales. Parallèlement, l'intensification agricole ou la déprise dans d'autres régions ont également engendré une perte d'habitats favorables aux abeilles. **Aujourd'hui, le maintien des abeilles passe donc par la préservation de conditions favorables au sein de paysages largement modelés par les activités humaines et dans lesquels les milieux ouverts (prairies) sont créés et persistent grâce à l'agriculture** (Klemm 1996).

1.3.2. Ressources florales

Le nectar (apport glucidique) **et le pollen** (source de protéines, de lipides, de vitamines et d'éléments minéraux) **constituent la nourriture quasi-exclusive des abeilles, aux stades adulte et larvaire.** Chez certaines espèces, d'autres substances, comme des huiles florales ou du miellat de pucerons, peuvent se rajouter au régime alimentaire, mais restent utilisées en faibles quantités (Michener 2007).

Le **nectar** est une substance produite par certaines plantes dans des organes appelés nectaires situés dans les fleurs (nectaires floraux) ou plus rarement sur d'autres parties de la plante

⁶ Richesse spécifique = nombre d'espèces.

comme les feuilles ou les fruits (nectaires extra-floraux). Il est principalement constitué de sucres (glucose, fructose et saccharose) mais contient aussi en petites quantités des protéines, acides aminés et lipides. Le nectar a un rôle attracteur sur divers animaux (insectes, oiseaux, ...) qui en venant s'approvisionner participent à la pollinisation. La quantité de nectar produite et sa concentration en sucres varient de façon importante selon les espèces de plantes et, au sein d'une même espèce, selon le moment de la journée, les conditions climatiques, l'âge de la plante ou la variété.

Le **pollen** est l'élément fécondant mâle (gamétophyte) chez les plantes à fleurs (angiospermes). Il est produit dans les anthères, situées à l'extrémité des étamines. Il est principalement composé de protéines et d'acides aminés, mais aussi de glucides (amidon), de lipides (stérols), de vitamines et d'éléments minéraux. Comme pour le nectar, la quantité et la qualité du pollen produit varient selon l'espèce de plante, selon les variétés et selon certains facteurs environnementaux.

Les abeilles se nourrissent sur un nombre plus ou moins grand de plantes, autrement dit **les préférences florales sont plus ou moins marquées**. Les espèces ont souvent été classées en deux groupes : les **polylectiques** (ou généralistes) qui se nourrissent sur un grand nombre de plantes et les **oligolectiques** (ou spécialistes) qui se nourrissent sur un petit nombre de plantes⁷. **Les préférences florales peuvent être liées à la morphologie des pièces buccales ou à la phénologie des espèces. Globalement, on considère que les abeilles sociales (abeille domestique, bourdons) sont polylectiques tandis que les abeilles solitaires tendent à avoir des besoins plus précis (Michener 2007).**

- ✓ **Phénologie des espèces** : les espèces sociales sont actives du printemps à l'automne (6 à 8 mois selon les espèces) alors que les espèces solitaires ont une saison de vol réduite (1 à 2 mois), ce qui autorise une spécialisation pour un petit nombre de fleurs, mêmes si celles-ci ne fleurissent que quelques semaines par an.
- ✓ **Morphologie des pièces buccales** : pour récolter le nectar, les abeilles sont équipées d'une pièce suceuse appelée glosse. La longueur du glosse détermine la capacité des espèces à se nourrir sur les fleurs, dont la corolle est plus ou moins profonde. Chez les abeilles solitaires, le glosse mesure généralement quelques millimètres. Ces espèces doivent donc se nourrir sur des plantes où le nectar est facilement accessible, comme les apiacées ou les composées. Chez les bourdons, le glosse mesure autour de 12 mm. Le choix de ces derniers se porte préférentiellement sur les plantes à fleurs profondes (fleurs tubulaires), mais lorsque de telles fleurs sont absentes, ils peuvent se rabattre sur les autres fleurs. Ces espèces ont donc la possibilité de se nourrir sur un plus grand nombre de plantes que les abeilles solitaires (Waser et al. 1996, Goulson 2003). Les ouvrières chez l'abeille domestique possèdent un glosse mesurant de 5 à 7 mm de long, qui leur permet également d'atteindre le pollen et le nectar d'une grande variété de fleurs.

⁷ Plutôt que de garder une dichotomie spécialistes vs. généralistes, plusieurs auteurs pensent qu'il est plus pertinent de considérer un continuum allant des espèces monolectiques (se nourrissant sur une seule espèce de plante, cas très rare) aux espèces polylectiques se nourrissant sur une très large gamme de plantes, en passant par les degrés divers d'oligolectisme (Johnson & Steiner 2000, Memmott et al. 2004)

Encadré 2.**Besoins alimentaires de l'abeille domestique**

Le **nectar** et le **miel** sont les sources énergétiques majeures de la colonie. **Le miel est issu de la transformation progressive du nectar** rapporté à la ruche par les ouvrières. Les réserves de miel permettent notamment à la colonie de survivre pendant l'hiver, période de l'année où le butinage est quasi-inexistant. Une colonie d'abeilles domestiques consomme en général **60 à 80 kg de miel par an** (Bruneau 2006).

Le **pollen**, source de protéines et d'acides aminés, est destiné principalement à l'alimentation des larves et des jeunes abeilles. Il est stocké dans la ruche sous forme de « pain d'abeille », un mélange de pollen et de nectar prédigéré par les ouvrières. Le pain d'abeille contient moins de protéines que le pollen de départ mais elles sont plus aisément assimilables.

La **diversité des sources de pollen** est très importante pour le bon développement d'une colonie. L'abeille domestique doit obligatoirement trouver dans son alimentation dix acides aminés (dits « essentiels ») qu'elle n'est pas capable de synthétiser. Certaines plantes, comme le pissenlit, fournissent un pollen carencé en certains de ces acides aminés essentiels. On comprend alors la nécessité pour l'abeille domestique de butiner différentes plantes, dont les pollens se révèlent complémentaires (Decourtye et al. 2007). Par ailleurs, une concentration élevée du pollen en lipides diminuerait la vulnérabilité du couvain aux loques américaine et européenne (maladies causées par des bactéries) (Manning 2001). Des apports insuffisants en pollen (abondance et diversité) peuvent conduire à un défaut de synthèse des enzymes de détoxification et donc une plus grande sensibilité des abeilles aux produits phytosanitaires (Wahl & Ulm 1983). Enfin, la multiplicité des sources de pollen peut permettre de limiter la présence d'éventuels résidus de produits phytosanitaires issus de certaines plantes cultivées (Bruneau & Colin 2006).

Quant aux quantités consommées, Bruneau (2006) indique : « En un an, une forte colonie, ayant élevé plus de 200 000 abeilles, a consommé au moins 25 kg de pollen. Cette quantité de pollen ne reprend que la part prise par les larves. Si l'on tient également compte du pollen consommé par les jeunes abeilles (pour la production de cire...), on peut doubler ces besoins en pollen. Une **consommation de 50 kg de pollen** semble raisonnable ».

1.3.3. Développement larvaire et sites de nidification

Chez toutes les abeilles sauvages, les femelles pondent dans un nid, qu'elles ont préalablement approvisionné en nectar et pollen. Les espèces peuvent être classées en cinq groupes sur la base de leur mode de nidification (Potts et al. 2005) :

- les espèces **terricoles**, qui creusent elles-mêmes des cavités dans le sol ;
- les espèces **maçonnes**, qui s'installent dans divers types de cavités préexistantes (tiges de plantes, coquilles d'escargots, trous dans le bois ou la roche) et qui tapissent leur nid avec des matériaux trouvés dans l'environnement tels que l'argile ou des feuilles ;
- les espèces **charpentières**, qui creusent leur nid dans le bois ;

- les espèces **sociales**, qui utilisent de larges cavités préexistantes pour y installer un nid de grande taille (ancienne galerie de rongeur, trous dans la roche, ...);
- les espèces **parasites** ou **coucous**, qui ne construisent pas de nid, mais pondent dans le nid d'autres espèces.

Hormis dans les zones tropicales, les espèces terricoles dominent en général largement (Michener 2007, Potts et al. 2005). Il existe peu d'études sur les comportements de nidification des abeilles (Michener 2007) et les caractéristiques des sols favorables à la nidification ne se distinguent pas particulièrement (nature argileuse, limoneuse ou sableuse, texture grossière ou fine, degré d'humidité).

1.3.4. Utilisation de l'espace et distance de dispersion

Les abeilles utilisent différents « habitats partiels » (Westrich 1996), les uns fournissant des ressources florales, les autres des sites de nidification. De plus, ce sont des « central place foragers », c'est-à-dire des espèces chez lesquelles les femelles reviennent constamment au même endroit, approvisionner le nid avec les ressources florales récoltées. Les capacités de déplacement des espèces déterminent leur utilisation de l'espace et donc leur maintien dans le paysage, dans les cas où la fragmentation tend à éloigner les habitats partiels les uns des autres.

Les **bourdons** sont les abeilles sauvages majoritairement étudiées dans ce domaine, par exemple en suivant des individus équipés d'un radar (Osborne et al. 1999, 2008). Les connaissances sur les capacités de vol et l'occupation de l'espace par les **abeilles solitaires**, autrement dit la majeure partie des espèces, restent très parcellaires. Comme il n'est généralement pas possible de poser des radars sur ces espèces trop petites, une des méthodes employées consiste à capturer des individus à la sortie de leur nid, à les marquer, puis à les relâcher à différentes distances de leur nid pour voir si elles y reviennent (expérience de translocation, Gathmann & Tscharntke 2002).

En analysant les données publiées sur 62 espèces sociales ou solitaires du monde entier, Greenleaf et al. (2007) ont montré que les distances de vol sont fortement liées à la taille des abeilles⁸. **La distance de vol augmente avec la taille des abeilles**, mais ceci non linéairement, les abeilles de grande taille ayant des distances de vol importantes et disproportionnées par rapport aux distances parcourues par les abeilles de petite taille.

La figure 1 indique les distances de vol de quelques espèces présentes dans l'ouest de la France, rapportées par différentes publications. **D'une façon générale, il est communément admis que le rayon moyen de recherche de nourriture autour du nid est de quelques centaines de mètres pour les abeilles solitaires** (sauf exceptions pour les grandes espèces telle que *Xylocopa* sp., Pasquet et al. 2008) **et d'un à quelques kilomètres pour les bourdons** (Steffan-Dewenter et al. 2002).

⁸ Taille mesurée ici par la distance intertégulaire, c'est-à-dire la distance qui sépare les deux points d'insertion des ailes (appelés aussi tegulae).

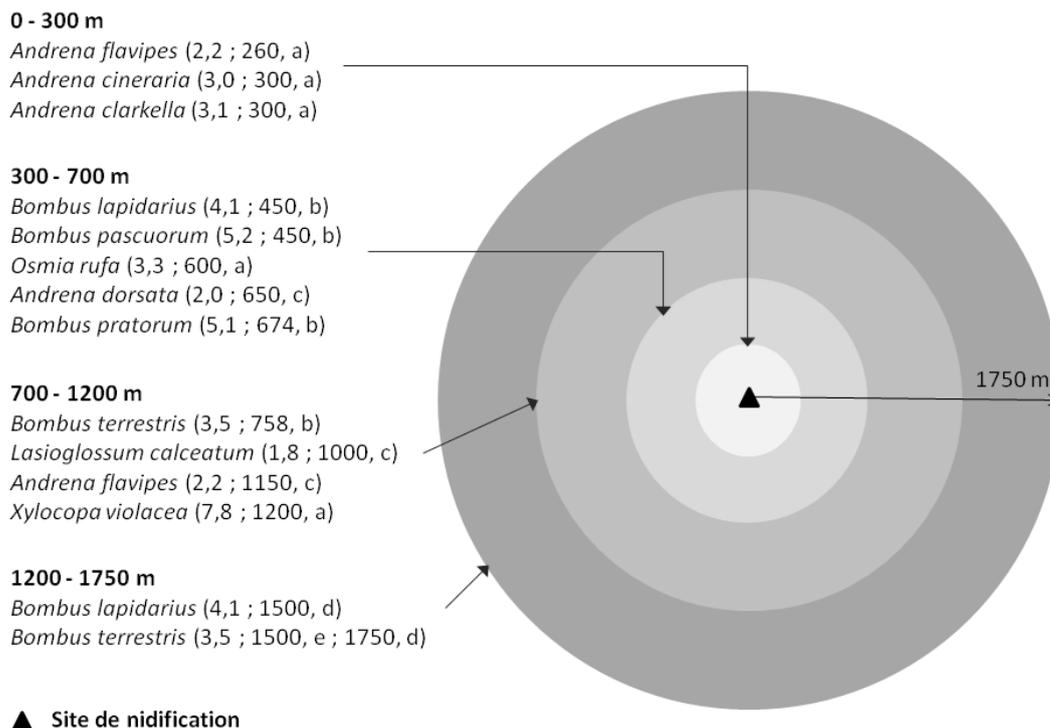


Figure 1. Distances de déplacement autour du site de nidification chez 11 espèces d'abeilles sauvages présentes dans l'ouest de la France. Les nombres entre parenthèses indiquent la distance intertégulaire (en mm) des femelles ou ouvrières, et la distance de déplacement (en m) rapportée dans la publication en question : (a) Gathmann & Tschardt 2002, (b) Knight et al. 2005, (c) Beil et al. 2008, (d) Walther-Hellwig & Frankl 2000, (e) Osborne et al. 2008. Les distances intertégulaires sont celles mentionnés par Greenleaf et al. 2007, ou, si non disponibles dans cette publication, par S.P.M. Roberts (*com. pers.*).

Encadré 3.

Distances de butinage chez l'abeille domestique

Différentes études se sont intéressées à la taille de l'aire de butinage de l'abeille domestique, notamment en décodant les « danses » par lesquelles les butineuses se partagent les informations sur la localisation des sources de nourriture. Les distances de butinage varient en fonction de plusieurs facteurs tels que la nature du paysage, l'abondance et la proximité des ressources, la période de l'année ou les conditions météorologiques (Beekman & Ratnieks 2000, Steffan-Dewenter & Kuhn 2003). En Allemagne, dans un paysage agricole composé de parcelles cultivées, de prairies et d'îlots forestiers, Steffan-Dewenter & Kuhn (2003) ont analysé 1 137 danses. **La distance moyenne parcourue pour la recherche de nourriture fut alors de 1 526 m, avec un minimum de 62 m et un maximum de 10 037 m.**

1.3. Écologie des abeilles - En résumé

L'habitat des abeilles sauvages doit répondre à deux types de besoins : il doit fournir les ressources alimentaires (pollen et nectar) qui constituent l'alimentation des larves et des adultes, et des sites de nidification dont les caractéristiques varient selon les espèces. Le nectar et le pollen sont récoltés sur un nombre variable de plantes, selon le degré de spécialisation alimentaire des espèces. Le maintien des populations d'abeilles sauvages est donc fortement dépendant de l'abondance et de la diversité des ressources floristiques disponibles ainsi que de l'offre en micro-habitats favorables à la nidification. De plus, les ressources alimentaires doivent être relativement proches du nid : le rayon moyen de recherche de nourriture autour du nid est en général de quelques centaines de mètres pour les abeilles solitaires et d'un à quelques kilomètres pour les bourdons.

Dans le cas de l'abeille domestique, le site de nidification, la ruche, est fourni par l'homme. L'environnement doit cependant fournir des sources de nectar et de pollen abondantes et diversifiées. La taille de l'aire de butinage varie en fonction de la localisation des ressources et des conditions météorologiques mais l'on considère que les abeilles domestiques visitent les plantes dans un rayon de deux à cinq kilomètres autour de la ruche, avec des distances pouvant aller jusqu'à dix kilomètres.

Chapitre 2. Abeille domestique et activité apicole

2.1. L'activité apicole en France

2.1.1. Origine des données

En 1997, la Communauté européenne avait souhaité que chaque Etat membre réalise un **état des lieux de la filière apicole** dans le cadre du règlement n° 1221/97. Cet état des lieux avait pour objectif d'une part de mieux connaître la filière, mais aussi de servir de point de départ à la mesure des évolutions. Un nouvel audit fut réalisé en 2004 et publié en 2005 (GEM - ONIHFLOR. 2005. Audit de la filière Miel). Actuellement, un nouvel audit qui portera sur l'année 2011 est en cours de réalisation par le cabinet Proteis. Les données présentées ci-dessous pour la France sont celles de l'audit de 2004. Elles sont issues des enquêtes menées par la DGAL (Direction Générale de l'Alimentation) et les DDSV (Directions Départementales des Services Vétérinaires).

Pour la Bretagne, nous présentons des données plus récentes (2009), transmises par M. Raymond Emeillat⁹ animateur de la Commission régionale apicole (GIE Lait-Viande de Bretagne). Ces données sont issues des Directions Départementales de la Protection des Plantes (DDPP) et permettent d'avoir des données par département tandis que l'audit national de 2004 fournit des données à l'échelle régionale uniquement.

2.1.2. L'activité apicole en France en 2004

2.1.2.1. Données à l'échelle nationale

En 2004, on comptait en France (DOM-TOM compris¹⁰) **1 360 973 ruches** et **69 600 apiculteurs**. Le nombre global d'apiculteurs et le nombre global de ruches ont été renseignés pour la totalité des départements français mais dans quelques cas, les données sur la répartition des apiculteurs en fonction de la taille du cheptel sont manquantes. Aussi, les données suivantes se basent sur un total de 68 263 apiculteurs (Figure 2).

Selon la définition de la communauté européenne, un apiculteur est dit « professionnel » lorsqu'il possède plus de 150 ruches¹¹. **En France, 1 762 apiculteurs sont professionnels, soit 2,6 % du nombre total d'apiculteurs. Ces apiculteurs possèdent près de 600 000 ruches, soit 45 % du cheptel**, et le nombre moyen de ruches par apiculteur professionnel est de 338 ruches. **Les petits apiculteurs sont très largement majoritaires** (78 % des apiculteurs possèdent entre une et dix ruches).

⁹ Entretien du 15 septembre 2011.

¹⁰ Plus précisément la Guadeloupe, la Martinique et la Réunion.

¹¹ Le rapport d'audit précise : « Notons que la dénomination « apiculteur professionnel » a été utilisée dès lors que l'apiculteur possède plus de 150 ruches, selon la définition de la communauté européenne. Toutefois, entre 150 et 300 ruches (et même au-dessus), rares sont ceux dont l'unique activité est l'apiculture ».

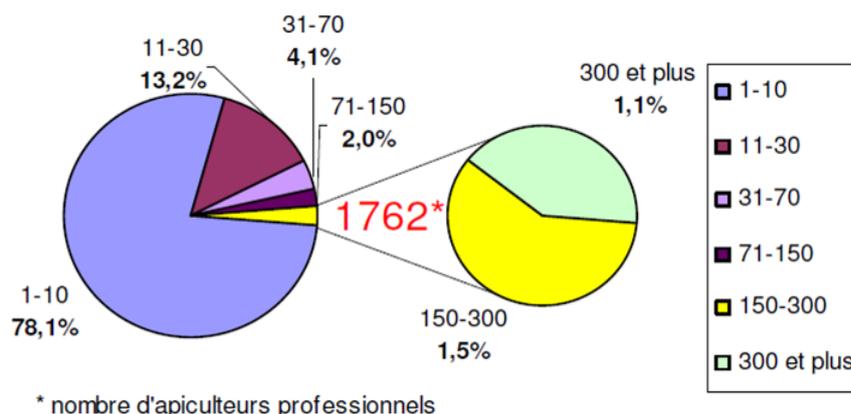


Fig. 2. Répartition des apiculteurs par taille du cheptel en France métropolitaine.
Répartition sur 68 263 apiculteurs. (Tiré de GEM - ONIHFLOR. 2005. Audit de la filière Miel).

La production française de miel en 2004 a été estimée à **25 500 tonnes**, dont 11 000 tonnes pour les apiculteurs possédant moins de 150 ruches et 14 500 tonnes pour les apiculteurs professionnels. Le rapport précise : « **La production française de miel reste toujours extrêmement difficile à appréhender** ; elle est en effet dépendante des aléas climatiques d’une année sur l’autre et d’une zone géographique à l’autre. Elle varie également et très fortement selon les pratiques et les stratégies des apiculteurs : ruches sédentaires ou transhumantes, importance des transhumances, choix des types de miels recherchés (crus, toutes fleurs ou miels de grandes cultures) ».

2.1.2.2. Variabilité régionale

Il existe une forte variabilité régionale en France en termes de nombre d’apiculteurs et de taux de professionnalisation :

- ✓ La région Rhône-Alpes est de loin la première région française en terme de nombre d’apiculteurs, avec près de 10 000 apiculteurs en 2004 (dont 1,7 % de professionnels). Ces apiculteurs possèdent 146 000 ruches soit 11 % du total français.
- ✓ En Provence-Alpes-Côte d’Azur et Midi-Pyrénées, on trouve environ 4 600 apiculteurs dans chaque région, mais avec un fort taux de professionnels (respectivement 6,6 % et 4,4 %). Par conséquent, le nombre de ruches est supérieur (165 000 ruches en PACA soit 12 % du total français) ou proche (134 400 ruches en Midi-Pyrénées) de celui de Rhône-Alpes.
- ✓ Les régions Bourgogne, **Bretagne** et Lorraine comptent chacune **environ 4 000 apiculteurs, avec un taux faible à très faible de professionnels** (respectivement 2 %, 1,1 % et 0,7 %).
- ✓ A l’inverse, les régions Aquitaine, Poitou-Charentes et Languedoc-Roussillon se caractérisent par un nombre d’apiculteurs légèrement plus faible (entre 3200 et 3400) mais un taux de professionnalisation plus fort (respectivement 3,2 %, 3,9 % et 6,1 %).
- ✓ En Corse et Haute-Normandie, le nombre d’apiculteurs est inférieur à 1000 (respectivement 369 et 752).
- ✓ Enfin, les régions Alsace, Auvergne, Basse-Normandie, Centre, Champagne, Franche-Comté, Limousin, Nord, Pays de Loire, Picardie et Ile-de-France présentent des situations intermédiaires en termes de nombre d’apiculteurs et / ou de taux de professionnalisation.

2.1. L'activité apicole en France - En résumé

On dénombre près de 1 370 000 ruches et 69 600 apiculteurs en France et la production annuelle de miel est estimée à quelques 25 500 tonnes (données de 2004). Les apiculteurs professionnels (c'est-à-dire qui possèdent plus de 150 ruches) représentent 2,6 % des apiculteurs et possèdent 45 % des ruches. Les petits apiculteurs (entre une et dix ruches) sont très majoritaires (78 % du total).

La Bretagne compte parmi les régions ayant un nombre relativement élevé d'apiculteurs (environ 4000 en 2004) et un taux faible de professionnalisation (1,1 %).

2.2. L'activité apicole en Bretagne

2.2.1. L'apiculture en Bretagne

La Bretagne compte près de 4 800 apiculteurs (données 2009¹²), ce qui représente 6 % du nombre total d'apiculteurs en France. Ces apiculteurs travaillent avec 8 500 ruchers¹³ composés de 55 000 ruches et produisent entre 800 et 1 000 tonnes de miel par an.

La Bretagne est une région de petits producteurs. Seuls 70 apiculteurs sont professionnels (1,5 %), c'est-à-dire qu'ils possèdent plus de 200 ruches¹⁴. Environ 70 sont pluriactifs, c'est-à-dire qu'ils possèdent entre 50 et 200 ruches. En 2009, la répartition du nombre d'apiculteurs par département est de 1 214 en Côtes-d'Armor, 1 646 en Finistère, 694 en Ile-et-Vilaine, 1 238 en Morbihan (Tableau 1). Le Finistère est le département présentant la plus forte densité d'apiculteurs (0,24 apiculteurs / km² soit deux fois plus qu'en Ile-et-Vilaine). En Côtes-d'Armor, la densité est relativement importante, mais le nombre de ruches par apiculteur est le plus faible. En Ile-et-Vilaine, les apiculteurs sont presque deux fois moins nombreux que dans les trois autres départements, mais ils possèdent en moyenne davantage de ruches. Enfin, **au sein de chaque département, la répartition des ruchers est relativement homogène, quasiment toutes les communes bretonnes possédant un ou plusieurs apiculteurs sur leur territoire** (R. Emeillat, *com. pers.*).

Tableau 1. Données sur l'apiculture bretonne par département.

Département	22	29	35	56	Région
Nb apiculteurs	1214	1646	694	1238	4792
Nb ruches	11414	19008	10310	13638	54370
Nb ruchers	1951	2599	1847	2065	8462
Surface département (km ²)	6878	6733	6775	6823	27209
Nb apiculteurs / km ²	0.18	0.24	0.10	0.18	0.18
Nb ruches / km ²	1.66	2.82	1.52	2.00	2.00
Nb ruchers / km ²	0.28	0.39	0.27	0.30	0.31
Nb ruches / nb apiculteurs	9.40	11.55	14.86	11.02	11.35
Nb ruchers / nb apiculteurs	1.61	1.58	2.66	1.67	1.77

¹² Les données les plus récentes sur l'apiculture en Bretagne (Tableau 1) datent de 2009 et proviennent de la Direction Départementale de la Protection des Plantes (R. Emeillat, *com. pers.*).

¹³ Un rucher se définit comme un groupe de ruches placées dans un même endroit. Un apiculteur est donc susceptible de posséder plusieurs ruchers.

¹⁴ La définition est ici différente de celle de l'Union Européenne.

2.2.2. Organisation de la filière

La filière est organisée au sein de la Commission régionale apicole du GIE Lait - Viande de Bretagne (Président : Ludovic Fauvel, Directeur : Olivier Rosat, Animateur : Raymond Emeillat). Il existe pour chaque département un syndicat départemental des apiculteurs et un groupement de défense sanitaire apicole (GDSA). Les partenaires techniques sont la Chambre d'Agriculture et l'ITSAP - Institut de l'abeille (Institut technique et scientifique de l'apiculture et de la pollinisation). Les partenaires financiers sont France Agri Mer, le Ministère de l'Agriculture et la Région Bretagne.

2.2. L'activité apicole en Bretagne - En résumé

En 2009, la Bretagne comptait près de 4 800 apiculteurs et 8 500 ruchers composés de 55 000 ruches. C'est majoritairement une région de petits producteurs non professionnels. Ils sont répartis sur l'ensemble du territoire avec une densité maximale d'apiculteurs dans le Finistère et minimale en Ille-et-Vilaine. L'Ille-et-Vilaine se caractérise cependant par le nombre de ruches par apiculteur le plus élevé.

2.3. L'évolution du cheptel apicole au cours des dernières décennies

2.3.1. Dans le monde : une augmentation globale

A l'échelle mondiale, le nombre total de colonies¹⁵ a augmenté d'environ 45 % entre 1961 et 2007 (Aizen & Harder 2009). En 2007, le nombre total de colonies dans le monde était estimé à 72,6 millions (FAO 2009). Cet accroissement global cache des **disparités selon les régions du monde** (FAO 2009) :

- ✓ **Le nombre de colonies a diminué en Europe (- 26,5 %) et Amérique du Nord (-49,5 %),**
- ✓ **L'Asie (+ 42,6 %), l'Afrique (+ 130 %), l'Amérique du Sud (+ 86 %) et l'Océanie (+ 39 %) sont des régions qui ont connu un accroissement du nombre de colonies, signe d'un fort développement de l'activité apicole.**

2.3.2. En Europe : une diminution globale avec des disparités régionales

Récemment, des chercheurs ont rassemblé les données disponibles en Europe afin d'évaluer l'évolution du nombre de colonies et le nombre d'apiculteurs en Europe au cours des dernières décennies (Potts et al. 2010b). Les données de 18 pays¹⁶ (France non comprise) ont été regroupées

¹⁵ Colonie = ensemble des abeilles d'une même ruche (reine, ouvrières et mâles).

¹⁶ Ces 18 pays sont l'Allemagne, l'Angleterre, l'Autriche, la Belgique, le Danemark, l'Ecosse, le Luxembourg, les Pays-Bas, le Pays de Galles, la Pologne, la République Tchèque, la Slovaquie pour les pays d'Europe Centrale, la Finlande, la Norvège et

auprès des journaux apicoles, des organisations apicoles nationales et des rapports issus des gouvernements. Les conclusions de ce travail sont les suivantes :

- ✓ **Au cours de la période 1985 - 2005, le nombre de colonies a chuté de 16 % en Europe.**
- ✓ Il existe des **disparités régionales** : dans les pays d'Europe Centrale, le nombre de colonies a chuté de 25 %, tandis que dans les pays du pourtour méditerranéen et scandinaves, il n'y a pas eu de changements significatifs.
- ✓ **Entre 1985 et 2005, le nombre d'apiculteurs a diminué de 31 % en Europe** (38 % dans les pays d'Europe Centrale et 29 % en Scandinavie).

2.3.3. En France : moins de petits producteurs mais plus d'apiculteurs professionnels

Concernant l'évolution au cours de la seconde moitié du XX^{ème} siècle, van Engelsdorp & Meixner (2010), se référant aux données de la FAO, indiquent : « **Le nombre de colonies en France est plus élevé aujourd'hui qu'en 1961. Cependant il est en diminution ces dernières années, après avoir atteint un pic en 2000** ».

Concernant l'évolution entre 1994 et 2004, le l'audit de 2004 (GEM-Oniflor 2005) indique :

- ✓ Le nombre d'apiculteurs est passé de 84 800 en 1994 à 69 600 en 2004 et le nombre de ruches de 1 370 220 à 1 360 973. **Le nombre d'apiculteurs a donc diminué de 18 % tandis que le nombre de ruches est resté relativement stable.**
- ✓ La diminution globale du nombre d'apiculteurs est principalement liée à la **diminution du nombre de petits producteurs** (possédant moins de 70 ruches). En parallèle, le nombre d'apiculteurs professionnels (plus de 150 ruches) a augmenté de 13,6 % en passant de 1 551 à 1 762.
- ✓ **Le rendement annuel moyen par ruche serait passé de 30 kg en 1994 à 24 kg en 2004.**
- ✓ Concernant les échanges commerciaux, **les importations ont régulièrement augmenté**, passant de 6 000 tonnes en 1993 à 17 051 en 2004 (données Eurostats). Elles proviennent principalement d'Espagne, de Chine, d'Argentine et d'Allemagne (ce dernier pays étant un importateur important et une plaque tournante de redistribution vers les pays européens, plutôt qu'un producteur - exportateur). Sur la même période, le volume des exportations est resté stable, aux alentours de 3 000 tonnes par an.
- ✓ **La consommation apparente française (productions + importations - exportations) est restée globalement stable sur la période étudiée** (environ 40 000 tonnes par an). Autrement dit, étant donné les chiffres exposés ci-dessus, le degré d'auto-provisionnement a baissé, passant de plus de 75 % à moins de 64 %.

la Suède pour la Scandinavie et la Grèce, l'Italie et le Portugal pour les pays du pourtour méditerranéen. La France n'a pas pu être incluse dans ce travail faute de données disponibles.

2.3.4. En Bretagne : un nombre de ruches stable entre 1994 et 2004 mais moins de petits producteurs

L'évolution du nombre de ruches entre 1994 et 2004 est très variable selon les régions françaises. La Bretagne fait partie des régions où le nombre de ruches est resté stable, avec une **augmentation du nombre de ruches exploitées par les professionnels** et une **baisse des ruches possédées par les petits producteurs**, à l'image de l'évolution globale française (GEM-Oniflhor 2005).

2.3. L'évolution du cheptel apicole - En résumé

L'évolution du cheptel apicole montre de fortes disparités selon les régions du monde :

- A l'échelle mondiale, le nombre de colonies d'abeilles domestiques a augmenté entre les années 1960 et le début du XXI^{ème} siècle.
- Au cours de cette même période, il a diminué en Europe et en Amérique du Nord et augmenté dans les autres régions du monde.
- En France, entre 1994 et 2004, le nombre d'apiculteurs a diminué de 18 % tandis que le nombre de colonies est resté stable. Cette évolution est liée à l'augmentation du nombre d'apiculteurs professionnels.
- Sur cette même période, la Bretagne suit cette tendance nationale (augmentation du nombre de ruches exploitées par les professionnels et baisse du nombre de ruches possédées par les petits producteurs).

Chapitre 3. Constats sur le déclin des abeilles

3.1. Le déclin des abeilles sauvages

La comparaison de données récoltées à deux dates différentes (étude diachronique) est la méthode la plus fiable et la plus directe pour étudier les modifications au sein des populations et des communautés de plantes et d'animaux. Mais les tentatives de quantification de la perte de biodiversité se heurtent souvent au manque de données disponibles pour permettre une telle comparaison (Thomas et al. 2004). Comme nous l'avons expliqué précédemment, les abeilles demeurent un groupe encore largement méconnu, notamment du fait des difficultés d'identification. Les études diachroniques sont par conséquent relativement rares au sein de ce groupe et les craintes d'un déclin massif se basent le plus souvent sur des études synchroniques, où les communautés d'abeilles sont étudiées à un même moment le long de gradients de perturbations (Potts et al. 2010a).

3.1.1. Les études diachroniques : des preuves directes

Les preuves directes du déclin des abeilles sauvages, en comparant deux dates différentes, sont relativement rares et concernent majoritairement le groupe des bourdons. Leur déclin a ainsi été mis en évidence aux États-Unis et au Canada (Grixti et al. 2009, Colla & Packer 2008) et dans certains pays européens (Encadré 3).

Par ailleurs, une étude sur le **déclin des abeilles et des syrphes en Grande Bretagne et aux Pays-Bas** a été publiée en 2006 dans la revue *Science* (Biesmeijer et al. 2006). Cette étude, largement relayée dans les médias cette année-là, met en évidence la baisse du nombre d'espèces d'abeilles sauvages (bourdons et abeilles solitaires) dans la majorité des carrés de 10 km² analysés entre deux périodes : avant et après 1980 (Encadré 4).

Les études diachroniques sont rares mais les constats sont homogènes : on observe un déclin du nombre d'espèces d'abeilles sauvages dans plusieurs régions européennes au cours du XX^{ème} siècle. Faute de données, il n'existe pas ce type de comparaison temporelle pour la France ou la Bretagne, mais « les mêmes causes produisant les mêmes effets », il est probable que la dégradation des habitats des abeilles liée à l'intensification agricole et à l'urbanisation soient à l'origine du même type de processus dans nos régions, à savoir une baisse du nombre d'espèces d'abeilles sauvages depuis la seconde moitié du XX^{ème} siècle.

Encadré 3

Le déclin des bourdons en Europe

C'est en **Grande Bretagne** que la dynamique des populations de bourdons est la mieux connue. Le pays dispose de la base de données d'observations la plus importante au monde, grâce notamment à l'association BWARS (Bees Wasps and Ants Recording Society) qui encourage et

compile les observations d'Hyménoptères depuis les années 1960. Les études s'intéressant à l'évolution des populations de bourdons et aux raisons de leur déclin sont donc nombreuses (Williams 1982, 1986, 1988, 1989, 2005, Goulson et al. 2005, 2006, Carvell et al. 2006, Williams et al. 2007, Williams & Osborne 2009). Sur les 17 espèces (bourdons non parasites) recensées en Grande-Bretagne, onze semblent avoir connu une réduction de leur aire de répartition durant le XX^{ème} siècle (Williams & Osborne 2009). Pour deux d'entre elles, on suspecte même une totale disparition : *B. cullumanus* n'est plus observé depuis les années 1940 et *B. subterraneus* depuis la fin des années 1980.

Fitzpatrick et al. (2007) ont comparé les données d'observation de bourdons effectuées sur des carrés de 50 km² en **Irlande** avant et après 1980. Leurs résultats montrent que ce sont les mêmes espèces qui déclinent en Irlande et en Grande-Bretagne. De plus, les niveaux de déclin des espèces (proportion de carrés de 50 km² où l'espèce a disparu) sont corrélés dans les deux pays.

Sarospataki et al. (2005) ont analysé l'évolution des **fréquences d'occurrence** de 24 espèces de bourdons en **Hongrie** au cours de la seconde moitié du XX^{ème} siècle (périodes : avant 1953, 1953-1960, 1961-1970, 1971-1980 et 1981-2000). La fréquence d'occurrence pour une espèce est définie comme le rapport [nombre d'occasions de collecte où l'espèce a été observée / nombre total d'occasions de collecte sur la période considérée]. Le nombre d'occasions de collecte est défini comme le nombre de couples (date de collecte, lieu de collecte) distincts. Au cours de la seconde moitié du 20^{ème} siècle, la fréquence d'occurrence a diminué pour dix espèces et augmenté pour trois espèces. Pour huit espèces, les fluctuations des fréquences ne permettent pas de conclure.

Encadré 4

Déclin des abeilles sauvages en Grande Bretagne et aux Pays-Bas : une étude parue dans Science en 2006

Tirant parti de la forte tradition naturaliste dans ces deux pays, Biesmeijer et al. (2006) ont pu rassembler près d'un million d'observations d'abeilles et de syrphes réalisées en Grande-Bretagne (GB) et aux Pays-Bas (PB). Malgré des quantités de données et des méthodes d'acquisition variables, des méthodes statistiques ont permis de mesurer l'évolution de la richesse spécifique (nombre d'espèces) des abeilles et des syrphes sur des carrés de 10 km² (pour les abeilles : 81 carrés en GB et 99 aux PB ; pour les syrphes : 157 en GB et 211 aux PB) entre deux périodes : avant et après 1980.

Une diminution de la richesse spécifique des abeilles a été observée dans 52 % des carrés étudiés en GB et dans 67 % des carrés aux PB. La richesse spécifique a augmenté dans 10 % des carrés en GB et dans 4 % des carrés aux PB.

L'analyse des exigences écologiques des espèces a montré que les espèces d'abeilles sauvages connaissant les plus forts déclinés sont les espèces oligolectiques (se nourrissant sur un petit nombre de plantes) en GB et celles à long glosse (cf. partie 1.3.2) aux PB.

3.1.2. Les études synchroniques : des preuves indirectes

Les preuves du déclin des pollinisateurs peuvent aussi être indirectes. En écologie, de nombreuses études comparent, à une même date, les abeilles sauvages présentes dans différentes situations, par exemple le long d'un gradient d'intensification agricole ou dans des paysages possédant plus ou moins d'habitats semi-naturels (Figure 3). Ces études nous renseignent sur la réponse probable, dans le temps, des populations d'abeilles sauvages à des perturbations (comme l'intensification agricole ou la disparition des habitats semi-naturels) (Potts et al. 2010a). Ainsi, l'abondance et/ou la richesse spécifique (nombre d'espèces) des abeilles sauvages diminuent lorsque la quantité d'habitats semi-naturels diminue (cf. par exemple Steffan-Dewenter et al. 2002 et Le Féon et al. 2010) ou lorsque la quantité de ressources florales diminue (cf. par exemple Holzschuh et al. 2007).

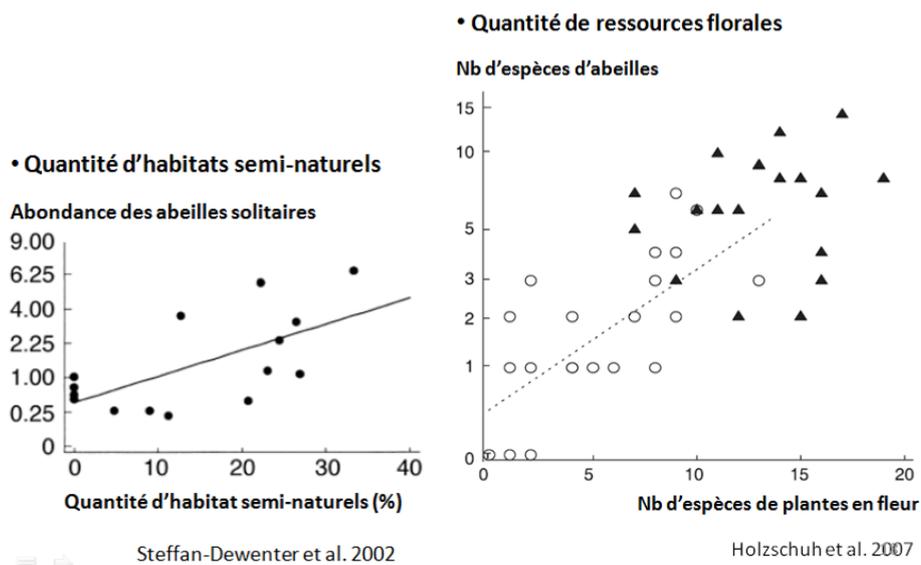


Fig. 3. Deux exemples d'études synchroniques : influence de la quantité d'habitats semi-naturels sur l'abondance des abeilles solitaires et de la quantité de ressources florales sur le nombre d'espèces d'abeilles. L'étude d'Holzschuh et al. (2007) compare des bordures de champs cultivés en agriculture conventionnelle (ronds blancs) et en agriculture biologique (triangles noirs).

3.1. - Le déclin des abeilles sauvages - En résumé

Malgré le fait que globalement peu de données de répartition ont été recueillies sur les abeilles à l'échelle mondiale, plusieurs études comparant des données à deux dates différentes mettent en évidence soit des variations de l'aire de répartition des espèces, soit des évolutions dans les abondances relatives indiquant que certaines espèces ont décliné. Ces études demeurent toutefois limitées, d'un point de vue géographique (seules l'Amérique du Nord et l'Europe sont concernées) et taxonomique (la majorité des études s'intéresse aux bourdons, qui ne représentent que quelques dizaines d'espèces dans chacune des régions considérées). La prise en compte des études synchroniques laisse toutefois présager que l'intensification agricole, la perte des habitats semi-naturels et la diminution des ressources florales ont eu, et continuent d'avoir, des effets négatifs sur les insectes pollinisateurs, dans de nombreuses régions du monde, et notamment dans les paysages agricoles tels que ceux de l'ouest de la France.

3.2. Les surmortalités chez l'abeille domestique

On distingue **deux grands types de surmortalité** (Figure 4) : les **surmortalités hivernales** (un nombre anormalement élevé de colonies ne parvient pas à passer l'hiver) et les **surmortalités intervenant au cours de la saison de butinage**.

Notons que nous ne parlons pas ici du syndrome d'effondrement des colonies, ou « colony collapse disorder », défini en 2006 aux Etats-Unis suite à des pertes inhabituellement importantes de colonies. Ce syndrome d'effondrement des colonies se caractérise par une brutale disparition des abeilles, les ruches étant retrouvées vides de leurs ouvrières, qui semblent avoir abandonné reine et couvain.

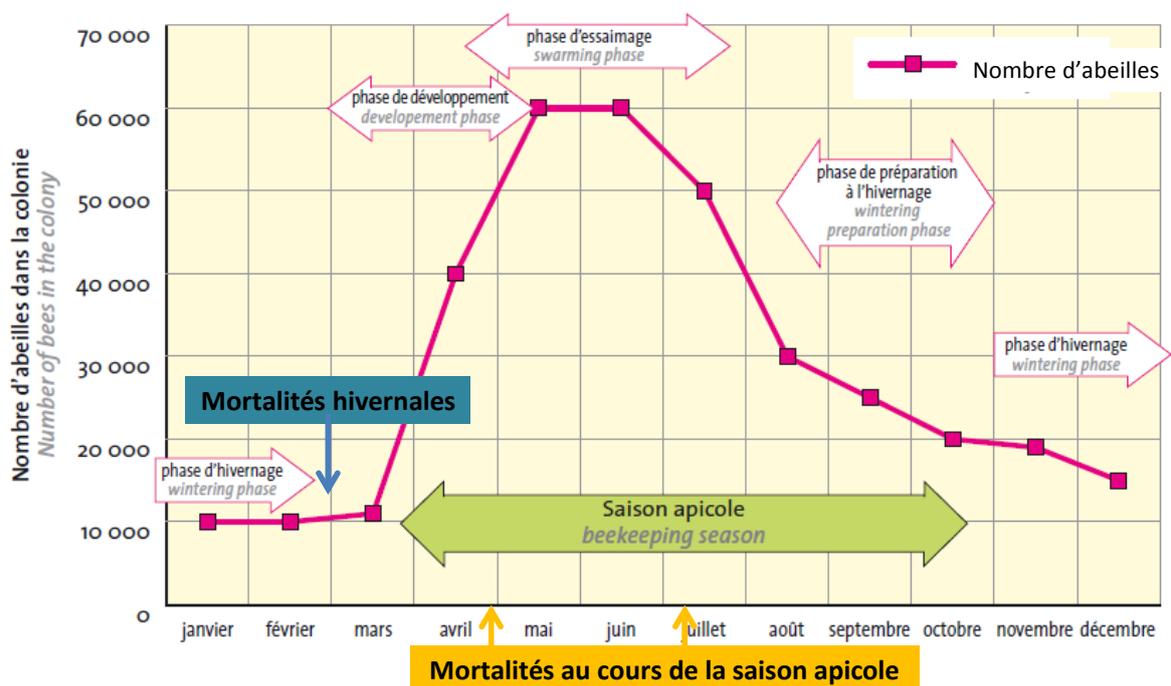


Fig. 4. Fluctuation de la population d'abeilles domestiques au sein d'une colonie au cours d'une année. Figure tirée du rapport Afssa (2009).

3.2.1. Les surmortalités hivernales

Au cours de l'hiver, la baisse des températures, les éventuels manques de ressources alimentaires ou la présence de maladies rendent les colonies d'abeilles domestiques particulièrement vulnérables. Aussi, **un taux de mortalité au sein d'un rucher¹⁷ (nombre de colonies mortes au cours de l'hiver / nombre de colonies avant l'hiver) est considéré comme normal jusqu'à 10 %** (Afssa 2009).

¹⁷ Un rucher est un ensemble de ruches (chaque ruche contenant une colonie).

Depuis l’hiver 2007-2008, l’ITSAP - Institut de l’abeille réalise chaque année une **enquête nationale auprès des apiculteurs professionnels français**¹⁸ sur les pertes hivernales de colonies. Le pourcentage de perte se situe entre 23 et 29 % sur la période 2007 - 2010 (Tableaux 2 et 3), ce qui est donc supérieur au taux considéré comme normal.

Tableau 2. Nature de l’échantillon des enquêtes ITSAP sur les pertes hivernales.

(Le taux de sondage visé est de 20 %).

	Nombre d'exploitations	Nombre de ruchers	Nombre de colonies	Taux de sondage
2010	121	1087	44274	15,9 %
2009	166	1472	58937	20%
2008	155	1263	57424	19,8 %

Tableau 3. Taux de pertes hivernales lors des enquêtes ITSAP.

	Taux de perte	
	moyen	Intervalle de confiance
2010	26,8 %	23 % - 30 %
2009	23,4 %	21 % - 25 %
2008	29,3 %	26 % - 32 %

Concernant la **Bretagne**, on ne dispose pas de données particulières, autres que celles issues de l’enquête nationale menée par l’ITSAP. Cela implique un faible échantillon d’apiculteurs : chaque année 20 apiculteurs ont été enquêtés et 13 ont répondu en 2008, 9 en 2009 et 8 en 2010. Le taux moyen de mortalité hivernale est chaque année d’environ 30 %, mais la variabilité est grande (le taux de mortalité se situe entre 3 et 96 % selon l’année et l’apiculteur). C’est sur l’île d’Ouessant, où à la fois l’agriculture intensive et l’acarien *Varroa destructor* sont absents, que le taux de mortalité est le plus bas (aux alentours de 3 %) (R. Emeillat, *com. pers.*).

3.2.2. Les mortalités massives au cours de la saison apicole

Le rapport de l’Afssa (2009) indique « L’importance des anomalies constatées sur le terrain (notamment affaiblissement, surmortalité, etc.) serait liée, selon les apiculteurs interrogés, à des intoxications aiguës ou chroniques des colonies d’abeilles exposées aux produits phytopharmaceutiques à usage agricole (...). Malgré l’hypothèse émise par certains éleveurs sur le rôle des produits phytopharmaceutiques et l’importance qu’ils lui accordent, on constate l’absence de relevé officiel d’incidents liés à des préparations à usage agricole par les services du ministère de l’Agriculture et de la Pêche ». En 2009, suite aux recommandations formulées dans le rapport Saddier (2008), la Direction Générale de l’Alimentation (DGAL, service du ministère de l’Agriculture et de la Pêche) a nommé un enquêteur (M. Gérard Vénereau) chargé de « centraliser, coordonner et animer

¹⁸ « L’échantillon ciblé a été défini par un tirage au sort dans les listes des adhérents des ADA, composées d’apiculteurs professionnels ayant un cheptel supérieur à 150 ruches. Le taux de sondage souhaité a été fixé à 20 % des listes d’adhérents » (ITSAP - Institut de l’abeille 2012).

les opérations d'enquêtes, y compris des prélèvements appropriés, relatives aux mortalités aigües des abeilles soupçonnées d'être dues à un produit phytopharmaceutique » (Note de service de la DGAL du 14 avril 2009). Au cours de l'année 2009, M. Vénereau s'est déplacé 120 fois à la demande d'apiculteurs ayant constaté des mortalités massives au sein de leurs colonies. Les prélèvements et analyses effectués ont conclu à une mortalité massive liée aux pesticides dans 17 des 120 cas. Dans les autres cas, des pathologies ont semblé être à l'origine des mortalités observées (G. Vénereau, *com. pers.*¹⁹). En 2010 et 2011, les services de la DGAL ont mené des enquêtes approfondies sur quelques cas observés de mortalités massives. Nous présentons les conclusions de ces enquêtes dans la partie 5.2.

3.2. Les surmortalités chez l'abeille domestique - En résumé

Les enquêtes menées par l'ITSAP - Institut de l'abeille font état de surmortalités hivernales : la proportion moyenne de colonies ne passant pas l'hiver par rucher est de 23 à 29 % sur la période 2007 - 2010, alors qu'un taux est considéré comme normal jusqu'à 10 %.

Concernant les mortalités massives au cours de l'année, les données sont parcellaires, notamment du fait des difficultés techniques et financières de la mise en place des enquêtes. En 2009, la Direction Générale de l'Alimentation a nommé un enquêteur spécialisé dans l'étude des « mortalités aigües des abeilles soupçonnées d'être dues à un produit phytopharmaceutique ».

¹⁹ Entretien du 6 décembre 2011.

Chapitre 4. Conséquences du déclin des pollinisateurs pour la pollinisation des cultures et des plantes sauvages

4.1. Conséquences pour la pollinisation des cultures

4.1.1. Diversité et volume des productions

La synthèse de Klein et al. (2007) constitue l'étude la plus complète sur la dépendance de l'agriculture vis-à-vis de la pollinisation animale, et en particulier entomophile, à l'échelle mondiale. **65 % des espèces cultivées pour l'alimentation humaine à l'échelle mondiale dépendent de la pollinisation animale.** Cette synthèse montre que la production de fruits, de légumes et de graines de 87 cultures alimentaires dépend de, ou est améliorée par, la pollinisation animale tandis que 28 cultures ne requièrent pas la pollinisation animale.

Les cultures liées à la pollinisation animale représentent 34% du volume de la production totale. Les plantes les plus cultivées dans le monde (blé, maïs, riz, ...) ne dépendent pas de la pollinisation animale (Figure 5).

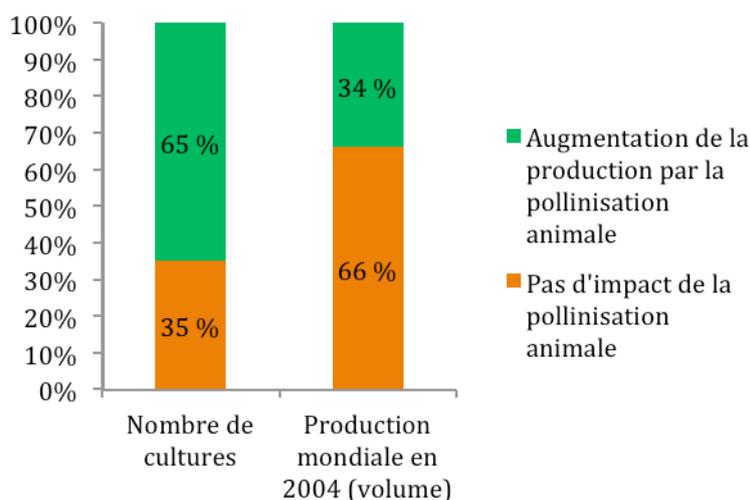


Fig. 5. Importance de la pollinisation animale pour la production (nombre de cultures et volume) de denrées alimentaires humaines dans le monde.

Le niveau de dépendance des plantes cultivées à la pollinisation animale peut être très variable. Aussi, afin d'affiner leur étude, Klein et al. (2007) ont défini cinq classes de dépendance allant de (1) « La présence de pollinisateurs est obligatoire, en leur absence la production est réduite de 90 % ou plus » à (5) « la présence de pollinisateurs n'entraîne pas d'augmentation de la production » (Figure 6). Parmi les **43 plantes pour lesquelles la pollinisation animale est obligatoire ou très importante** (réduction de la production de plus de 40 % en l'absence de pollinisateurs), on trouve principalement des **arbres fruitiers** de climats tropicaux (cacaoyer,

manguier, certaines variétés de caféier...) ou tempérés (pommier, poirier, prunier, amandier...) ainsi que des **plantes aromatiques**.

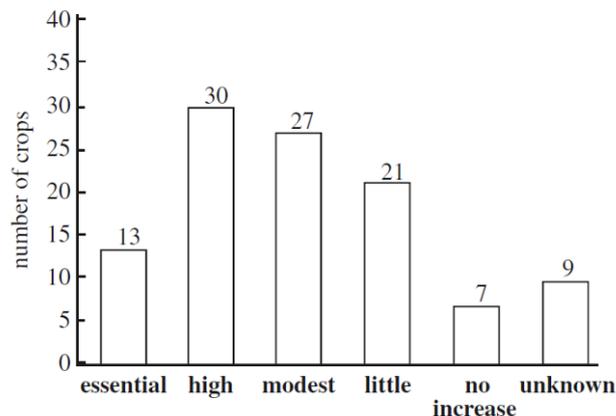


Fig. 6. Niveau de dépendance des cultures à pollinisation animale (produites pour l'alimentation humaine) vis-à-vis de la présence des pollinisateurs. Ne sont pas considérées ici les cultures à pollinisation anémophile ou auto-pollinisées, ainsi que les cultures à reproduction végétative. Rôle des pollinisateurs : « essential » = production réduite de 90 % ou plus en leur absence ; « high » = réduction de 40 à 90 % ; « modest » = réduction de 10 à 40 % ; « little » = réduction inférieure à 10 % ; « no increase » = pas d'augmentation de la production en présence de pollinisateurs ; « unknown » = manque d'études empiriques permettant de conclure. Tiré de Klein et al. 2007.

4.1.2. Aspects économiques

De nombreuses études ont cherché à évaluer la **valeur économique** du service fourni par les pollinisateurs. Une première approche consiste à simplement évaluer la valeur des cultures dépendant de la pollinisation animale. Ce type d'approche a été utilisé à l'échelle nationale (par exemple Levin 1984, aux Etats-Unis) et à l'échelle mondiale (Costanza et al. 1997, Pimentel et al. 1997). Cependant, du fait que chez de nombreuses plantes, la production est seulement réduite en l'absence de pollinisateurs (Klein et al. 2007), une **approche considérant le niveau de dépendance de chaque culture** à la pollinisation animale est plus appropriée. L'étude de Gallai et al. (2009) est la seule à adopter cette approche au niveau mondial. Les niveaux de dépendance utilisés sont ceux publiés dans Klein et al. (2007) et décrits ci-dessus. **La valeur économique de la pollinisation animale a alors été estimée à 153 milliards d'euros pour l'année 2005 pour les cultures destinées à l'alimentation humaine. Cette somme représente 9,5 % de la valeur de la production agricole mondiale pour ces cultures** (Gallai et al. 2009).

4.1.3. Cas de la Bretagne

En France, la demande en insectes pollinisateurs des cultures est particulièrement élevée dans les régions d'arboriculture fruitière du pourtour méditerranéen (Harruis 2011). **En Bretagne, les productions dépendantes de la pollinisation animale sont en comparaison peu présentes : colza** (culture pour laquelle les insectes pollinisateurs permettent une augmentation des rendements) et **vergers** (la pollinisation par les insectes est dans ce cas indispensable à la production). Certains producteurs de pommes en Côtes-d'Armor et en Ille-et-Vilaine souscrivent d'ailleurs des contrats

avec des apiculteurs afin d'assurer la présence de colonies d'abeilles domestiques au sein de leurs vergers (R. Emeillat, *com. pers.*). Enfin, signalons que les producteurs de tomates sous serres utilisent des colonies de bourdons pour la pollinisation. Il s'agit de colonies achetées auprès de producteurs spécialisés.

4.1. Conséquences pour la pollinisation des cultures - En résumé

65 % des espèces cultivées pour l'alimentation humaine à l'échelle mondiale dépendent de la pollinisation animale (et en particulier la pollinisation par les abeilles). Ces cultures représentent 34% du volume de la production totale. Les plantes les plus cultivées dans le monde (blé, maïs, riz, ...) ne dépendent pas de la pollinisation animale. La valeur économique de la pollinisation animale a été estimée à 153 milliards d'euros (pour l'année 2005) pour les cultures destinées à l'alimentation humaine. Cette somme représente 9,5 % de la valeur de la production agricole mondiale pour ces cultures.

4.2. Conséquences pour la pollinisation des plantes sauvages

4.2.1. La théorie : interactions plantes-pollinisateurs et tolérance des communautés aux extinctions d'espèces

L'idée d'une **spécialisation des relations entre les plantes et leurs pollinisateurs** a longtemps été répandue. En témoignent par exemple les nombreuses recherches portant sur la définition de syndromes de pollinisation, tentant d'attribuer à certains traits floraux (morphologie, couleur, ...) les signes d'une adaptation évolutive vers une interaction spécialisée avec une espèce ou un petit nombre d'espèces de pollinisateurs (Fenster et al. 2004). Une telle nature des interactions suppose une **vulnérabilité** importante des plantes à la raréfaction des pollinisateurs, et de la même façon une grande vulnérabilité des pollinisateurs face à une baisse de diversité des plantes.

Cette idée d'une spécialisation importante des interactions a commencé à être nuancée à la fin des années 1990 et plusieurs travaux théoriques ont montré que **différents processus semblent garantir la tolérance des communautés de plantes et de pollinisateurs à des extinctions d'espèces** (Memmott et al. 2004). Ainsi, Waser et al. (1996) indiquent que les interactions plantes-pollinisateurs sont plutôt généralistes, c'est-à-dire que les pollinisateurs se nourrissent communément sur plusieurs espèces de plantes et que les plantes ont tendance à être pollinisées par différents pollinisateurs.

Si la spécialisation dans les interactions plantes-pollinisateurs a pu longtemps sembler la norme, cela peut notamment provenir de l'insuffisance des méthodes d'études (Blüthgen et al. 2006). Par exemple, une période d'observations trop courte peut empêcher de déceler l'exacte nature des interactions. Ainsi, les travaux de Petanidou et al. (2008) montrent qu'une espèce de plante ou de pollinisateur peut *paraître* spécialisée si elle est observée sur un pas de temps court mais qu'une étude de long-terme (quatre ans dans le cas présent) met en évidence la plasticité des interactions et le faible nombre d'espèces *réellement* spécialistes.

A l'échelle des communautés, ce continuum entre espèces (plantes et insectes) spécialistes et généralistes s'organise en réseaux d'interactions fortement structurés (Bascompte et al. 2003). L'une des caractéristiques de ces réseaux est que les interactions plantes-pollinisateurs sont **asymétriques** : un pollinisateur spécialiste a tendance à interagir avec une plante généraliste et une plante spécialiste le fera plutôt avec un pollinisateur généraliste (Bascompte et al. 2003, 2006).

Les études théoriques suggèrent donc que la nature des interactions au sein des réseaux plantes-pollinisateurs assure une certaine tolérance des communautés aux extinctions d'espèces.

4.2.2. La pratique : une relation très forte entre diversité des plantes et diversité des abeilles

La plupart des études de terrain portant sur l'influence de facteurs environnementaux sur les pollinisateurs intègrent la diversité floristique locale comme facteur d'explication potentiel de la diversité et de l'abondance des pollinisateurs. Aussi, la littérature scientifique offre de très nombreux exemples de **corrélation positive entre diversité spécifique des abeilles et diversité spécifique des plantes** : sur différents carrés d'observation au sein d'une même prairie (Hegland & Boeke 2006), sur différentes prairies (Kwaiser & Hendrix 2008, Kearns & Oliveras 2009, Fründ et al. 2010), sur des bordures de champs (Holzschuh et al. 2007, cf. l'exemple présenté dans la Figure 3), sur des bords de route (Hopwood 2008), sur différentes zones d'habitats sableux des méandres d'une rivière (Exeler et al. 2009), ou encore en différents points d'observation au sein d'une garrigue méditerranéenne (Potts et al. 2003) ou d'une forêt tropicale indonésienne (Hoehn et al. 2010).

Ce type de corrélation existe aussi dans le temps. En parallèle de leur étude sur l'évolution de la distribution des abeilles et des syrphes, Biesmeijer et al. (2006) ont analysé l'évolution de la distribution des plantes en Grande-Bretagne et aux Pays-Bas entre deux périodes, avant et après 1980. **En Grande-Bretagne, l'aire de répartition des plantes pollinisées par les insectes a diminué, tandis que celle des plantes pollinisées par le vent ou l'eau s'est étendue. Aux Pays-Bas, les plantes pollinisées par les abeilles ont décliné, tandis que celles pollinisées par les insectes en général se sont répandues.** Ces résultats semblent liés aux évolutions respectives de la richesse spécifique des abeilles et des syrphes dans ces deux pays.

Au vu de ce déclin parallèle des pollinisateurs et des plantes à pollinisation entomophile, Biesmeijer et al. (2006) proposent trois hypothèses, que l'on peut étendre également aux études citées plus haut : (1) la diminution de la diversité spécifique des plantes entraîne celle des pollinisateurs ; (2) le déclin des pollinisateurs perturbe la reproduction des plantes qui en dépendent, ce qui provoque leur déclin ; (3) les pollinisateurs et les plantes répondent de la même façon à des facteurs de perturbations environnementaux.

Autrement dit, existe-t-il une relation de causalité entre diversité des pollinisateurs et diversité des plantes ? Quelle est l'influence de la diversité des insectes pollinisateurs pour les plantes ? Comment expliquer que la diversité des pollinisateurs favorise la diversité des plantes, alors qu'il y a une proportion importante d'interactions généralistes ? **Ces questions s'inscrivent dans la problématique plus globale des relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes.** De nombreuses études ont montré qu'un nombre important d'espèces est généralement nécessaire

au maintien des différentes fonctions écologiques au sein d'un écosystème (productivité, décomposition, cycle des nutriments ou résistance aux perturbations) (Loreau et al. 2001).

En ce qui concerne les plantes cultivées, le rôle positif de la diversité des pollinisateurs sur les rendements a été mis en évidence chez certaines espèces (Klein et al. 2002, Steffan-Dewenter 2003, Greenleaf & Kremen 2006, Winfree et al. 2007). **D'autre part, une étude expérimentale de Fontaine et al. (2006) montre que, dans les conditions de diversité maximale, les pollinisateurs se distribuent sur les plantes dont ils sont les pollinisateurs les plus efficaces** : les bourdons (pièces buccales longues) se focalisent sur les fleurs tubulaires (nectar difficilement accessible) et inversement, les syrphes (pièces buccales courtes) se focalisent sur les fleurs à corolle plate (nectar facilement accessible). Il existe donc une **complémentarité entre groupes de plantes et de pollinisateurs**.

4.2. Conséquences pour la pollinisation des plantes sauvages - En résumé

Les études théoriques suggèrent que la nature des interactions entre les plantes et leurs pollinisateurs assure une certaine tolérance des communautés aux extinctions d'espèces. Il n'en demeure pas moins que de nombreux exemples issus d'études empiriques et expérimentales indiquent que diversité des pollinisateurs et diversité des plantes semblent très souvent liées : une diversité de plantes élevée est corrélée avec une diversité d'insectes pollinisateurs élevée.

Chapitre 5. Causes du déclin de l'abeille domestique

De nombreuses causes possibles de surmortalité ou d'affaiblissement des colonies d'abeilles domestiques ont été mises en évidence en Europe ou aux Etats-Unis : maladies, pesticides, manque de ressources alimentaires, climat, diminution de la diversité génétique, prédateurs... Nous ferons ici essentiellement un point sur l'état des connaissances concernant les **maladies**, les **pesticides** et l'**appauvrissement des ressources nutritives**.

Historiquement, la tendance générale a été de rechercher une seule cause prépondérante aux surmortalités et affaiblissements, ceci entraînant des divergences d'avis mais aussi une **hiérarchisation des facteurs** différente selon les acteurs. D'une façon générale, les apiculteurs, les associations écologistes et dans certains cas les médias ont tendance à incriminer en premier lieu les pesticides, et en particulier les insecticides systémiques (Gaucho®, Régent TS®, Cruiser®). Les institutions officielles (Anses, rapport Saddier de 2008) et les industries phytosanitaires mettent eux l'accent sur le rôle majeur des maladies.

Aujourd'hui il existe un consensus de la communauté scientifique sur l'**origine multifactorielle** de la surmortalité des abeilles. Par ailleurs, l'accent est mis de plus en plus sur les **interactions** et les **effets synergiques** entre facteurs : des facteurs agissant ensemble créent un effet plus grand que la somme des effets attendus s'ils avaient opéré indépendamment ou créent un effet que chacun d'entre eux n'aurait pas pu obtenir en agissant isolément.

5.1. Les maladies

✓ Des agents pathogènes variés...

Comme tout être vivant, l'abeille domestique vit en interaction avec de nombreuses autres espèces. Dans la ruche ou à ses abords, les abeilles côtoient divers organismes, autres insectes, bactéries, champignons ou virus. Une partie d'entre eux peut nuire à la santé d'une colonie. Nous avons retenu la liste d'agents biologiques pathogènes fournis par l'Afssa (2009), qui regroupe les principaux prédateurs (sont exclus de la liste les oiseaux ou mammifères qui se nourrissent occasionnellement d'abeilles domestiques par exemple), les parasites, les champignons, les bactéries (Tableau 4) et les 12 virus identifiés chez l'abeille domestique à l'heure actuelle (Tableau 5). Pour chaque agent, nous indiquons sa nature biologique, le stade atteint chez l'abeille et quelques éléments biologiques ou historiques.

✓ ... et en interrelations

Un agent pathogène peut être vecteur d'autres agents pathogènes, ce qui conduit à des effets synergiques entre maladies. Ainsi, l'acarien *Varroa destructor* peut être le vecteur de plusieurs virus ou des champignons responsables des maladies du couvain plâtré et du couvain pétrifié. Par ailleurs, deux virus (BQCV et BVY) sont associés au champignon *Nosema apis*.

✓ Des agents connus depuis l'Antiquité... ou apparus récemment

La maladie du couvain (virus SBV), la maladie noire (virus BQCV) ou l'acariose sont des maladies associées à l'abeille domestique depuis longtemps. D'autres agents pathogènes ou prédateurs sont au contraire très récents et leur présence dans les colonies d'abeilles domestiques est la conséquence de l'augmentation des échanges commerciaux au cours du XX^{ème} siècle (exemples de la varroase ou de la prédation par le frelon asiatique). Enfin, d'autres maladies n'ont pas encore atteint les ruchers français. C'est le cas par exemple de la prédation par le coléoptère *Aethina tumida* mise en évidence dans différentes régions du monde et qui fait l'objet de campagnes d'information auprès des apiculteurs français²⁰.

Selon Aubert et al. (2006), **le caractère neuf des pathogènes exotiques est un facteur aggravant leur virulence** et l'argumentaire selon lequel « les agents pathogènes de l'abeille étant présents chez cet hôte depuis des millénaires, ayant évolué chez cette espèce sans entraîner sa disparition, un équilibre s'est établi et ces agents pathogènes ne mettraient donc pas l'apiculture en danger » ne correspond pas, ou plus, aux connaissances actuelles en matière de relations hôte-pathogènes.

✓ Les agents les plus problématiques

L'ensemble des agents listés (Tableaux 4 et 5) peuvent affaiblir ou causer la mort d'individus ou de colonies d'abeilles domestiques. Cependant, **la varroase, la nosémose à *Nosema ceranae* et la maladie noire (virus BQCV) sont citées comme les principales maladies affectant les ruchers français** (Saddier 2008, Faucon & Chauzat 2008, Afssa 2009). Le varroa en particulier est considéré comme omniprésent dans les ruchers français avec des niveaux d'infestation variables.

✓ Les effets néfastes des traitements anti-varroa sur l'abeille : le problème de la lutte efficace et sûre contre les pathogènes

La lutte contre les maladies conduit souvent l'apiculteur à utiliser des pesticides à l'intérieur de ses ruches, en particulier des acaricides. Ainsi, **des résidus de traitements anti-varroa (acaricides) sont fréquemment retrouvés dans les ruches** (Afssa 2009). Ces résidus peuvent devenir toxiques selon la quantité présente dans la ruche ou selon les autres résidus de pesticides présents simultanément (Chauzat et al. 2006). Il est préconisé d'alterner les produits anti-varroa utilisés afin de limiter l'apparition de résistance. Or une étude sur les effets synergiques de deux d'entre eux (le fluvalinate et le coumaphos) a montré une augmentation de la toxicité du fluvalinate pour les jeunes abeilles ayant été traitées auparavant avec du coumaphos. Ainsi, la mortalité des abeilles peut apparaître avec des doses sublétales de produits anti-varroa si ceux-ci sont simultanément présents dans la ruche (Johnson et al. 2009).

²⁰ Ce parasite est à déclaration obligatoire dans la communauté européenne (décision du 1^{er} mars 2004).

Tableau 4. Liste des principaux agents pathogènes de l'abeille domestique.

MADO = maladie animale à déclaration obligatoire en France, MARC = maladie animale réputée contagieuse en France.

En gris : ces agents n'affectent pas les ruchers français mais sont à surveiller.

Nom scientifique de l'agent pathogène	Nom commun (de l'agent ou de la maladie)	Stade atteint		Aspects biologiques et historiques
		Abeilles adultes	Couvain	
INSECTES PRÉDATEURS				
<i>Vespa velutina</i>	Frelon asiatique Insecte hyménoptère	×	×	Cette espèce originaire d'Asie a été introduite accidentellement en France (Lot-et-Garonne) aux environs de 2004 (Villemant et al. 2011). La présence de l'espèce en Bretagne date de 2009 (Saint-Malo). La colonisation du Finistère semble dater de 2011 (Journal Ouest-France).
<i>Aethina tumida</i>	Petit coléoptère de la ruche Insecte coléoptère	×	×	MADO. Originaire d'Afrique du Sud, ce coléoptère est apparu dans des ruches aux États-Unis en 1996 puis a colonisé l'Australie, le Canada ou l'Afrique du Nord. Les colonies françaises ne sont pas touchées actuellement (Hauser 2004).
<i>Galleria mellonella</i> , <i>Achroea grisella</i>	Fausse-teignes Insectes lépidoptères		×	
PARASITES				
<i>Varroa destructor</i>	Varroase Acarien	×	×	MADO. Cet acarien est à l'origine un parasite d'une abeille asiatique (<i>Apis cerana</i>). Le transfert vers <i>Apis mellifera</i> s'est produit lorsque celle-ci a été introduite dans les régions où <i>A. cerana</i> est présente. L'acarien a trouvé un hôte beaucoup moins résistant et s'est répandu dans le monde entier. Sa présence en Europe date des années 1970 (Oldroyd 1999, Le Conte et al. 2010).
<i>Acarapis woodi</i>	Acariose Acarien	×		
<i>Tropilaelaps clareae</i>	Tropilaelose Acarien	×	×	MARC. Cet acarien est originaire d'Asie. Aucun cas n'a été recensé en France à l'heure actuelle.
<i>Braula caeca</i>	Pou de l'abeille Diptère	×	(reine)	Ectoparasite présents en priorité sur le thorax de la reine.
<i>Malpighamoeba mellificae</i>	Amibiase Protozoaire	×		
CHAMPIGNONS				
<i>Nosema apis</i> <i>Nosema ceranae</i>	Nosérose	×		MARC
<i>Ascospaera apis</i>	Ascosphérose ou Couvain plâtré		×	
<i>Aspergillus flavus</i>	Aspergillose ou Couvain pétrifié	×	×	
BACTÉRIES				
<i>Paenibacillus larvae</i>	Loque américaine		×	MARC
<i>Melissococcus plutonius</i> <i>Bacillus alvei</i> <i>Streptococcus faecalis</i>	Loque européenne		×	<i>M. plutonius</i> est l'agent primaire. <i>B. alvei</i> et <i>S. faecalis</i> sont des agents secondaires.
<i>Spiroplasma apis</i>	Spiroplasmose	×		
<i>Bacillus apisepcticus</i>	Septicémie	×		
<i>Bacillus sp.</i>	Couvain refroidi		×	

Tableau 5. Liste des douze virus identifiés chez l'abeille domestique.

Le sigle de chaque virus correspond à l'abréviation de sa nomenclature anglaise.

Nom anglais et sigle	Nom français	Aspects biologiques et historiques
Acute Bee Paralysis Virus (ABPV)	Virus de la paralysie aiguë	Découvert en 1963 lors d'études sur le CBPV. Associé à <i>Varroa destructor</i> (vectorisation passive).
Black Queen Cell Virus (BQCV)	Virus de la cellule royale	Découvert en 1977. Associé à <i>Nosema apis</i> .
Bee Virus X (BVX)	Virus X de l'abeille	Découvert en 1974. Associé à <i>Malpighamoeba mellificae</i> .
Bee Virus Y (BVY)	Virus Y de l'abeille	Découvert en 1980. Associé à <i>Nosema apis</i> .
Chronic Bee Paralysis Virus (CBPV)	Virus de la paralysie chronique (Maladie noire)	Maladie connue depuis l'Antiquité (Aristote) sous le nom de maladie noire ou paralysie chronique.
Cloudy Wing Virus (CWV)	Virus des ailes nuageuses	Découvert en 1980. Dissémination probablement associée à <i>Varroa destructor</i> (sujet à controverse, cf. Carreck et al. 2010).
Deformed Wing Virus (DWV)	Virus des ailes déformées	Découvert en 1983. Associé à <i>Varroa destructor</i> (qui sert de vecteur et d'hôte).
Filamentous virus (FV)	Virus filamenteux	Découvert en 1977.
Israeli Acute Paralysis Virus (IAPV)	Virus israélien de la paralysie aiguë	Découvert en 2002 lors de mortalités d'abeilles en Israël. Fortement corrélé au Colony Collapse Disorder (CCD) au États-Unis (Cox-Foster et al. 2007).
Kashmir Bee Virus (KBV)	Virus du Cachemire	Découvert en 1974 à partir d'abeilles provenant du Cachemire. Associé à <i>Varroa destructor</i> (vectorisation passive).
Sacbrood Virus (SBV)	Virus du couvain sacciforme	1er virus identifié comme responsable d'une maladie, en 1917.
Slow Bee Paralysis Virus (SBPV)	Virus de la paralysie lente	Découvert en 1974. Associé à <i>Varroa destructor</i> (vectorisation passive).

5.1. Les maladies - En résumé

Une colonie d'abeilles domestiques peut être affectée par divers prédateurs et pathogènes (parasites, champignons, bactéries, virus). Certains sont apparus récemment en France, du fait de l'augmentation des échanges internationaux. D'autres affectent les colonies dans certaines régions du monde mais pas (encore ?) en France. L'acarien *Varroa destructor*, le champignon *Nosema ceranae* et le virus de la maladie noire (virus BQCV) sont cités comme les maladies les plus problématiques en France.

5.2. Les pesticides

5.2.1. Les pesticides : effets désirés et non-désirés

Un pesticide²¹ a pour fonction la protection des cultures contre des organismes dont l'activité (prédation, compétition, transmission de maladie...) peut entraîner une diminution des rendements. Il existe différents groupes de pesticides, en fonction du type d'organismes visés : les insecticides ont pour cible les insectes, les herbicides les plantes adventices des cultures, les fongicides les champignons, les acaricides les acariens etc. L'index phytosanitaire ACTA 2012²² recense environ 400 substances actives et 2 100 spécialités commerciales correspondantes. Le site Agritox²³, base de données développée par l'Anses, fournit pour chaque produit des informations sur les propriétés physico-chimiques ou la toxicité. Chaque produit est élaboré dans le but de combattre un ou des organismes spécifiques avec un mode d'action adéquat de la (ou des) molécule(s) active(s). Mais, en fonction de la plus ou moins grande sélectivité du produit, des effets non-désirés peuvent survenir, notamment l'atteinte d'insectes non-cibles. **Les effets négatifs de certains pesticides sur l'abeille domestique, les pollinisateurs sauvages ou encore les auxiliaires des cultures font partie de ces effets non-désirés des pesticides.** Par définition, un insecticide vise à tuer des insectes. Il ne semble donc pas étonnant que l'abeille domestique puisse être affectée par certaines de ces substances et que leur usage requiert des précautions d'utilisation pour limiter ces effets. Il existe **deux grands types d'insecticides selon leur mode d'application** : (1) dans la majorité des cas, les produits sont pulvérisés sur la culture ; (2) par ailleurs certains insecticides peuvent être utilisés en traitement du sol ou des semences (on parle alors d'insecticide systémique et de semences « enrobées » ou « pelliculées »). Les insecticides systémiques sont récents, leur usage en France date du milieu des années 1990. **L'effet néfaste sur l'abeille domestique de certains fongicides et acaricides a également été mis en évidence, parfois en interaction avec des insecticides.** Les acaricides sont notamment utilisés contre les acariens des abeilles, en particulier *Varroa destructor* (cf. partie 5.2).

5.2.2. Modes d'exposition de l'abeille domestique aux pesticides

L'abeille domestique peut rentrer en contact avec des pesticides de différentes manières (Taséi 1996, Afssa 2009, van Engelsdorp & Meixner 2010) :

- ✓ Les abeilles (plus précisément ouvrières butineuses) peuvent rentrer en contact (ingestion ou d'un contact topique²⁴) avec un produit directement au moment de son **application par pulvérisation** sur une culture. Cela suppose qu'il s'agit d'une culture visitée par l'abeille domestique (colza, tournesol, maïs, vergers, ...) et que l'application a lieu à un moment où

²¹ Synonyme de « produit phytosanitaire » ou « produit phytopharmaceutique ».

²² L'index phytosanitaire est la référence en matière de connaissance et d'utilisation des produits phytopharmaceutiques. Il est renouvelé chaque année, l'édition 2012 constitue la 48^{ème} édition (<http://www.acta.asso.fr/apps/accueil/autodefault.asp?d=7850>).

²³ <http://www.dive.afssa.fr/agritox/index.php>.

²⁴ Contact topique = contact par la peau.

les abeilles butinent. Ce type d'exposition peut avoir de graves conséquences pour les abeilles touchées (mortalité directe) mais elle ne devrait théoriquement pas intervenir, ou très rarement, car des restrictions accompagnent l'usage des pesticides pour éviter leur application au moment où les abeilles sont actives. Ainsi, les cultures nectarifères comme le colza doivent être traitées tard le soir une fois les abeilles rentrées à la ruche.

- ✓ Ce type d'exposition peut également intervenir sur les **espaces adjacents** à une culture traitée, même si celle-ci n'est pas attractive pour les abeilles. C'est le cas des abeilles qui viendraient butiner les fleurs de haies ou de bordures de champ à proximité d'un champ traité.
- ✓ Les traitements par pulvérisation peuvent laisser des **résidus sur les feuilles et les fleurs** des plantes. La persistance des résidus, et donc la probabilité pour les abeilles de rentrer en contact avec ces derniers, dépend de la vitesse de dégradation (ou rémanence²⁵) du produit et des conditions météorologiques (la pluie après un traitement entraîne un lessivage du produit par exemple). Les abeilles peuvent prélever du pollen et du nectar contaminés ou seulement être en contact avec une partie de plante contaminée (contact topique).
- ✓ Dans le cas des **insecticides systémiques** (semences enrobées), les molécules actives sont véhiculées par la sève dans l'ensemble de la plante, y compris **dans le pollen et dans le nectar** (le cas échéant²⁶) (CST 2003, 2005), qui peuvent être ensuite récoltés et consommés par les abeilles. Dans ce cas aussi, cela suppose qu'il s'agisse d'une culture butinée par l'abeille domestique. Les molécules actives peuvent être dans la plante s'il s'agit de la plante effectivement traitée (par le biais des semences) ou d'une plante ayant poussé sur un sol contenant des résidus du produit (par le biais d'un traitement de sol ou par le biais de la rémanence des traitements de semences dans le sol). D'autre part, des chercheurs ont depuis peu mis en évidence la présence de molécules active dans les **exsudats de plants de maïs** (phénomène de guttation) dont les semences étaient des semences enrobées (Girolami et al. 2009, Reetz et al. 2011). Ce constat pose la question de la contamination éventuelle des abeilles par cette voie supplémentaire.
- ✓ Le contact avec les insecticides systémiques peut également intervenir **au moment des semis, par le biais de poussières** générées par la manipulation et l'abrasion des semences. Le produit enrobant les semences se détache en poussières, avec lesquelles les abeilles peuvent être mises en contact dans l'air ou par le biais d'un contact avec des plantes contaminées (culture ou plantes sauvages des milieux adjacents) (Tapparo et al. 2012). Récemment, des chercheurs ont suspecté des empoisonnements d'abeilles domestiques par le biais de gouttes de rosée contaminées par de telles poussières (Girolami 2011).
- ✓ Par ailleurs, notons que si la mise en contact des abeilles avec les pesticides peut intervenir au moment même du traitement, elle peut aussi intervenir un certain temps après l'application du produit quand il s'agit de réserves de pollen et nectar consommées par les larves par exemple. Il peut donc exister un **délai entre l'application d'un produit et ses conséquences éventuelles sur les abeilles**.
- ✓ La différence majeure entre insecticides systémiques et insecticides pulvérisés réside dans la **durée d'exposition. Dans le cas des systémiques, l'exposition des abeilles aux molécules**

²⁵ Plus un produit est rémanent, plus sa vitesse de dégradation est lente c'est-à-dire plus il restera présent longtemps dans l'environnement.

²⁶ Les céréales (blé, orge, maïs...) ne produisent pas de nectar. Le blé ou l'orge ne sont pas visités par l'abeille domestique. Par contre, l'abeille domestique récolte parfois de grandes quantités de pollen de maïs.

actives dure tout le temps de la floraison, c'est-à-dire potentiellement plusieurs semaines. **Dans le cas des pulvérisations, le produit reste présent sur la plante quelques heures à quelques jours uniquement.** L'arrivée des insecticides systémiques a donc conduit à réfléchir différemment : là où l'on craignait principalement les intoxications massives et mortalités aiguës d'abeilles en cas de mésusages des insecticides pulvérisés, les effets des systémiques sur les abeilles sont considérés davantage du point de vue de la toxicité chronique et des effets sublétaux.

5.2.3. Modes d'action des insecticides : neurotoxiques et régulateurs de croissance

Les propriétés insecticides du DDT sont découvertes en 1939, il deviendra le premier insecticide de synthèse puis sera interdit du fait des problèmes liés à sa bioaccumulation et de l'apparition de résistances chez les insectes cibles. **Le développement des insecticides de synthèse a eu lieu à partir de la seconde moitié du XX^{ème} siècle.** Différentes familles sont apparues, différant par leurs propriétés physico-chimiques et leurs modes d'action : les **organochlorés** (dont fait partie le DDT), les **organophosphorés**, les **carbamates**, les **pyréthrinoïdes** (parmi lesquels la deltaméthrine, insecticide extrêmement répandu), les **régulateurs de croissance** et enfin les nouvelles familles d'insecticides neurotoxiques, telles que les **néonicotinoïdes** (dont font partie le Gaucho[®] et le Cruiser[®]) et les **phénylpyrazoles** (tel que le Régent TS[®]). La plupart des insecticides ont des **propriétés neurotoxiques** : ils perturbent le métabolisme des insectes en agissant sur la transmission de l'influx nerveux. Dans la liste ci-dessus, seuls les **régulateurs de croissance** ne sont pas neurotoxiques : ils agissent en perturbant le processus de la mue, étape clé du développement des insectes, par exemple en empêchant la synthèse de chitine, principal constituant de la cuticule des insectes.

5.2.4. Toxicité des pesticides pour l'abeille domestique : un vaste panel de connaissances *a priori*

Avant sa mise sur le marché, un pesticide est toujours soumis à une évaluation de ses effets potentiels sur la santé humaine ou animale ainsi que les incidences éventuelles sur l'environnement. Dans ce cadre, la toxicité du produit est obligatoirement testée sur l'abeille domestique. Cette évaluation est encadrée par une réglementation européenne. La Directive 91/414/EC est entrée en vigueur en 1996. Elle a été remplacée en juin 2011 par le Règlement 1107/2009/CE. En France, c'est l'Anses (anciennement nommée Afssa) qui assure ces évaluations. Comment se déroulent ces évaluations ? Nous reprenons ici le texte d'Alix & Delorme (2009) : « L'évaluation des risques, dont les schémas sont harmonisés au plan communautaire, suit une approche qui est retrouvée pour tous les autres groupes d'organismes. Si une exposition est possible, des essais de toxicité en laboratoire par voie orale et par contact sur des adultes sont réalisés. Une première appréciation du risque est effectuée par la **comparaison du niveau d'exposition via la dose appliquée à l'hectare avec le niveau de toxicité** (apprécié par la DL50²⁷ mesurée chez l'abeille adulte, exposée oralement ou par contact) **dans le calcul d'un quotient de**

²⁷ DL 50 = dose entraînant la mort de 50 % des individus exposés.

risque (HQ²⁸). Ce quotient est comparé à une valeur seuil (50). Si le quotient de risque est inférieur à cette valeur seuil, le risque est considéré comme acceptable ; **au-delà de la valeur seuil, l'évaluation des risques est approfondie sur la base de résultats d'essais sous tunnel et/ou d'essais au champ**. Ces essais mettent en œuvre des traitements effectués sur des cultures attractives en fleurs. Les effets sur les colonies exposées sont alors appréciés sur divers paramètres, comme la survie des abeilles, l'activité de butinage et l'état de santé de la colonie. Ce type d'expérimentation peut être poursuivi sur une durée sur laquelle il est nécessaire pour suivre les colonies. Enfin, si le produit concerné est un régulateur de croissance des insectes, un essai de toxicité pour le couvain est conduit, lors duquel le développement de couvains d'abeilles est suivi dans des colonies exposées au produit via une solution sucrée supplémentée ».

Du fait de l'obligation de ces tests, et plus généralement de l'intérêt de la communauté scientifique pour ces questions, on dispose de nombreuses données sur les effets des pesticides sur l'abeille domestique, tant sur les effets létaux, que sur les effets sublétaux et les troubles comportementaux (Desneux et al. 2007).

5.2.5. Les effets des insecticides systémiques sur l'abeille domestique

Utilisé à partir du milieu des années 1990, les insecticides systémiques ont été accusés par les apiculteurs de causer des surmortalités importantes dans les colonies et ont fait l'objet de controverses entre apiculteurs, scientifiques et entreprises phytosanitaires (Maxim & van der Sluijs 2007, 2010). **Aujourd'hui, l'usage de ces insecticides est interdit sur tournesol et sur maïs** (plantes visitées par l'abeille domestique) **mais reste autorisé sur les céréales telles que le blé et l'orge** (Encadré 5). De plus, une variété de **colza systémique Cruiser®** (semences enrobées avec l'insecticide thiaméthoxame) est susceptible d'être cultivée à partir de l'automne 2011.

La bibliographie sur ces insecticides est très abondante, en particulier dans le cas du Gaucho®. Il était illusoire d'envisager une revue complète de cette bibliographie dans le temps imparti pour la rédaction de ce rapport. Aussi, nous avons considéré comme documents de référence les **rapports rédigés par le CST** (Comité Scientifique et Technique de l'Etude Multifactorielle des Troubles des Abeilles) en 2003 pour le Gaucho® et en 2005 pour le Régent TS®. Ce Comité Scientifique et Technique a été mis en place en 2001 par le Ministère de l'Agriculture, parallèlement à l'interdiction du Gaucho®. Les rapports du CST se basent sur une analyse complète de la bibliographie (245 rapports d'étude et 93 documents issus de la littérature scientifique et technique dans le cas du Gaucho®) et sur le travail d'analyse et d'expertise d'une vingtaine de scientifiques. Ils concluent à un risque du Gaucho® et du Régent TS® pour les abeilles domestiques :

Conclusions du rapport du CST concernant le Gaucho® (CST 2003) :

« Dans l'état actuel de nos connaissances, **les rapports PEC/PNEC²⁹ obtenus sont préoccupants**. Ils sont en accord avec les observations de terrain rapportées par de nombreux apiculteurs en zones de grande culture (maïs, tournesol), concernant la mortalité des butineuses (scénario 4), leur

²⁸ HQ = Hazard quotient (Coefficient de risque).

²⁹ PEC = Predicted Environmental Concentration (Concentration prédite dans l'environnement) ; PNEC = Predicted No-Effect Concentration (Concentration prédite sans effet). Le rapport PEC/PNEC correspond au coefficient de risque HQ cité dans le paragraphe précédent.

disparition, leurs troubles comportementaux et certaines mortalités d'hiver (scénario 5). En conséquence, **l'enrobage de semences de tournesol Gaucho® conduit à un risque significatif pour les abeilles de différents âges**, à l'exception de l'ingestion de pollen par les butineuses lors de la confection de pelotes (scénario 3). En ce qui concerne **l'enrobage Gaucho® de semences de maïs, le rapport PEC/PNEC s'avère, comme pour le tournesol, préoccupant** dans le cadre de la consommation de pollen par les nourrices, ce qui pourrait entraîner une mortalité accrue de celles-ci et être un des éléments de l'explication de l'affaiblissement des populations d'abeilles encore observé malgré l'interdiction du Gaucho® sur tournesol. »

Conclusions du rapport du CST concernant le Régent TS® (CST 2005) :

« En l'état actuel de nos connaissances, **les rapports PEC/PNEC obtenus peuvent paraître préoccupants** et ne permettent pas d'exclure des risques inacceptables. Cependant **cette évaluation est basée sur un faible nombre de données d'exposition et de toxicologie**. Afin de pouvoir conclure, il est absolument nécessaire : 1) d'acquérir rapidement des connaissances supplémentaires concernant la toxicité chronique du fipronil et de ses métabolites (avec contrôle des concentrations des solutions de traitement) vis-à-vis des abeilles de différents âges et plus particulièrement pour les larves ; 2) d'acquérir des données de dosages de résidus de fipronil et de ces métabolites dans les différentes matrices visitées par les abeilles et en particulier dans le nectar ; 3) d'améliorer les méthodes d'analyse afin d'abaisser de manière significative les seuils de détection et de quantification. »

Encadré 5.

Insecticides systémiques - Usage actuel en France

- **Gaucho®** (substance active = imidaclopride)

Le Gaucho® est interdit en traitement de semences sur tournesol depuis janvier 1999 et sur maïs depuis mai 2004. L'imidaclopride est toujours utilisée en traitement de semences sur différentes céréales (blé, orge, seigle, triticale) et en pulvérisation dans les vergers.

- **Régent TS®** (substance active = fipronil)

Le Régent TS® est interdit en traitement de semences depuis février 2004.

- **Cruiser®** (substance active = thiaméthoxame)

En 2011, le Conseil d'Etat a annulé l'autorisation de mise sur le marché (qui avait été formulée pour les années 2008, 2009 et 2010) du Cruiser® 350, variété de maïs avec traitement de semences. En mai 2011, un nouveau produit, le Cruiser® OSR, est autorisé en traitement de semences sur colza.

5.2.6. Fongicides inhibiteurs de stéroïdes et production de terpènes par le tournesol : deux facteurs à considérer davantage ? (Résultats des enquêtes de la DGAL)

Les enquêtes et analyses menées par la DGAL sur des surmortalités au cours des saisons 2010 et 2011 ont conduit les enquêteurs (M. Vénereau et M. Boureau³⁰) à porter leur attention sur deux facteurs peu pris en compte jusqu'alors, les fongicides inhibiteurs de stéroïdes et la production de terpènes par certaines cultures, dont le tournesol. Nous présentons ici les principales connaissances disponibles actuellement sur ces deux thèmes.

5.2.6.1. Effet des inhibiteurs de stéroïdes sur l'abeille domestique

Durant le printemps 2010, plusieurs ruchers vendéens ont connu des disparitions massives d'ouvrières au cours de la floraison du colza. La DGAL a réalisé des analyses toxicologiques et pathologiques ainsi qu'une étude des pratiques agricoles aux alentours pour 19 ruchers. Etant donné les résultats obtenus, **les enquêteurs ont suspecté les fongicides d'être responsable de tout ou partie des surmortalités**. Tout d'abord, en ce qui concerne le mode d'exposition des abeilles aux molécules actives, les conditions météorologiques particulières du printemps 2010 ont pu jouer un rôle. Le temps a été froid et sec jusque fin avril, ce qui a empêché les fongicides pulvérisés quelques semaines auparavant d'être lessivés. La hausse brutale des températures fin avril a pu provoquer la volatilisation soudaine des substances restées sur les plants de colza. Les abeilles domestiques, sorties en masse s'approvisionner au sein des parcelles de colza avec le redoux des températures, ont ainsi pu être mises en contact avec ces molécules actives. Comment ces molécules ont-elles pu avoir un effet néfaste sur les colonies ? De nombreux fongicides, et en particulier ceux dont l'usage est attesté dans la zone géographique étudiée, sont des inhibiteurs de la synthèse des stéroïdes (Boureau 2010). Ce mode d'action permet de lutter efficacement contre les champignons pathogènes du colza, mais **les effets sur les différents autres stéroïdes présents dans l'environnement sont peu connus**. L'hormone de mue de l'abeille domestique s'appelle la makistéron A. Pour la fabriquer, l'abeille domestique doit obligatoirement prélever dans l'environnement un stéroïde précurseur nommé le 24-méthylènecholestérol. Si ce précurseur vient à manquer dans l'environnement (du fait d'effets non-désirés des fongicides), les ouvrières ne vont plus apporter aux larves les quantités suffisantes, ce qui peut conduire à l'arrêt du développement et à la mort de ces dernières. Les ouvrières auraient alors disparu, quittant la ruche dépeuplée de ses larves. Les enquêteurs supposent également que les fongicides inhibiteurs de la synthèse de stéroïdes pourraient avoir un effet négatif direct sur le métabolisme de l'abeille.

5.2.6.2. Effet de la production de terpènes par le tournesol

Les terpènes sont des substances naturellement produites par certains végétaux. Chez le tournesol, les quantités produites varient en fonction de la variété et des conditions

³⁰ Direction Générale de l'Alimentation - Entretien les 6 décembre et 13 décembre respectivement.

météorologiques. En 2010, le temps chaud et sec a favorisé la production importante de terpènes dans les champs de tournesol cultivés sur sols calcaires. Les enquêteurs de la DGAL font l'hypothèse que ces terpènes ont pu causer les troubles comportementaux observés durant l'été 2010 dans des ruchers de Vendée, Maine-et-Loire, Loiret et Indre-et-Loire.

5.2.7. L'effet des pesticides sur les abeilles sauvages

5.2.7.1. Un exemple d'observation empirique : l'usage du fenitrothion au Canada et ses conséquences sur les abeilles sauvages dans les années 1970

Les conséquences de l'application de fenitrothion sur les forêts canadiennes dans les années 1970 sont fréquemment citées pour illustrer les dangers des pesticides sur les pollinisateurs (Kearns et al. 1998, Goulson 2003). Le fenitrothion appartient à la famille des insecticides organophosphorés. De 1969 à 1978, il a été pulvérisé par voie aérienne sur les forêts ouest-canadiennes pour lutter contre le ver des bourgeons de l'épicéa (*Choristoneura fumiferana*). **Dès la première année, les scientifiques ont constaté un déclin de nombreuses espèces d'abeilles sauvages** (bourdons et abeilles solitaires). Parallèlement, **les rendements de myrtilles (*Vaccinium* sp.) ont diminué dans les champs situés près des forêts traitées**, entraînant d'importantes pertes économiques pour les producteurs. De même, **les plantes sauvages ont produit moins de fruits et de graines**, affectant ainsi de nombreux animaux granivores ou frugivores. Les populations de pollinisateurs ont commencé à se rétablir quand le fenitrothion a été remplacé par un insecticide moins nocif.

5.2.7.2. L'étude des effets des pesticides sur les abeilles sauvages

Les études sur les effets des pesticides sur les abeilles sauvages sont très ponctuelles : quelques études sur *Bombus terrestris*, liées à son utilisation dans les serres de tomates, ou sur des abeilles solitaires (par exemple Tasei et al. 1988, Tesoriero et al. 2003). **De plus, l'extrapolation des résultats obtenus pour l'abeille domestique aux abeilles sauvages est souvent inappropriée.** Par exemple, Thompson & Hunt (1999) indiquent que les recommandations d'utilisation des insecticides formulées pour l'abeille domestique sont inefficaces pour les bourdons car ceux-ci ont des régimes d'activité différents : il est préconisé de traiter le colza tôt le matin ou en soirée pour préserver l'abeille domestique, or les bourdons sont actifs durant ces périodes. Par ailleurs, chez l'abeille domestique, la reine ne prend pas part à la recherche de nourriture, elle est donc moins susceptible de rentrer en contact avec des substances toxiques que les ouvrières. Chez les bourdons, au moment de la fondation de la colonie, les reines récoltent elles-mêmes la nourriture. Les applications printanières d'insecticides et de fongicides peuvent donc avoir des impacts particulièrement négatifs sur les populations. Ce type de raisonnement s'applique *a fortiori* aux espèces solitaires, dont les individus, tous reproducteurs (contrairement aux espèces sociales aux ouvrières non reproductrices), sont exposés durant la totalité de leur vie (Desneux et al. 2007).

Une meilleure évaluation de l'impact direct des pesticides sur les insectes pollinisateurs nécessite donc une meilleure compréhension de leurs effets sur les espèces sauvages, en couplant des tests en laboratoire avec des études *in vivo*, en plein champ (Desneux et al. 2007). Dans cette

optique, l'étude de Brittain et al. (2010) constitue à notre connaissance la seule **étude sur l'impact d'un insecticide sur les abeilles sauvages à l'échelle du paysage**. Cette étude met en évidence l'impact négatif de l'insecticide fenitrothion, sur la richesse et l'abondance des abeilles solitaires. Cette étude ne montre pas d'effet négatif sur les bourdons, probablement car les capacités de vol de ces espèces peuvent leur permettre d'atteindre des habitats moins traités.

Enfin, si l'on se focalise souvent sur l'agriculture comme utilisatrice principale de pesticides, il est important de souligner que **les pollinisateurs peuvent être exposés à ces substances toxiques dans tous types de milieux hors de la parcelle agricole** : bords de parcelles, bords de routes, zones urbanisées, jardins, et même bois (Kearns et al. 1998).

5.2.8. Cas de la Bretagne

- ✓ Les abeilles sont susceptibles d'être en **contact direct avec des insecticides** au sein des cultures mellifères telles que le colza et les vergers de fruitiers (dans le cas de mauvaises pratiques agricoles).
- ✓ Concernant les **insecticides systémiques**,
 - la Bretagne n'étant pas une région productrice de tournesol, elle n'a pas été concernée par les problèmes liés aux variétés systémiques de cette culture ;
 - le maïs Gaucho® a été utilisé en Bretagne avant son interdiction et le maïs Cruiser® est actuellement utilisé.
 - les **céréales** (blé et orge) sont très fréquemment des variétés systémiques Gaucho®. En cas de rémanence dans les sols et de passage de la substance active aux couverts suivants (colza, maïs, prairies temporaires, ...), les abeilles sont donc susceptibles d'être mises en contact avec la substance active (imidaclopride) et ses métabolites.
 - en Bretagne, la variété de **colza systémique Cruiser®** (nommée Cruiser® OSR) a été semée sur 20 à 25 % des surfaces semées en colza à l'automne 2011³¹ (R. Emeillat, *com. pers.*), entraînant l'inquiétude de nombreux apiculteurs (utilisation d'un insecticide systémique chez une plante nectarifère très visitée par les abeilles).

5.2. Les pesticides - En résumé

Les effets néfastes de certains pesticides sur l'abeille domestique, les pollinisateurs sauvages ou encore les auxiliaires des cultures font partie des effets non-désirés des pesticides. Il existe différents modes d'exposition des abeilles aux pesticides. On distingue principalement les substances pulvérisées, avec lesquelles les abeilles domestiques peuvent être en contact brièvement dans le cas de mauvaises pratiques agricoles et les insecticides systémiques, qui diffusent dans la plante, nectar et pollen compris, et avec lesquels les abeilles peuvent être en contact tout au long de la floraison, c'est-à-dire plusieurs semaines.

Avant sa mise sur le marché, un insecticide est soumis à l'évaluation de ses potentiels effets sur l'abeille domestique. Autorisées dans un premier temps, les variétés systémiques Gaucho® et Régent TS® de maïs et de tournesol ont été interdites en France après quelques années d'utilisation, le Comité Scientifique et Technique de l'Etude Multifactorielle des Troubles des Abeilles ayant jugé leur toxicité préoccupante pour les abeilles.

³¹ Cette variété a été autorisée en mai 2011. Il s'agit donc de la première année d'utilisation. Les parcelles ensemencées à l'automne 2011 fleuriront au printemps (avril - mai) 2012.

Dans les conditions de terrain, il est possible que les abeilles soient soumises à l'action de plusieurs produits simultanément. Les effets néfastes sur l'abeille domestique de certains fongicides en interaction avec des insecticides ont été démontrés (effets de synergie).

La question de l'effet des fongicides inhibiteurs de la synthèse de stérols et celle de la production de terpènes par le tournesol semblent être deux facteurs de surmortalités des abeilles à considérer.

Enfin, les effets des pesticides sur les abeilles sauvages sont moins étudiés, mais des exemples empiriques ou issus d'études expérimentales existent : les abeilles sauvages également sont affectées négativement par l'intensification agricole et l'augmentation de l'usage des pesticides.

5.3. L'appauvrissement des ressources alimentaires

Comme nous l'avons vu dans la partie 1.3.2, **la quantité et la qualité des ressources en pollen et nectar jouent un rôle majeur dans la bonne santé d'une colonie**. La diversité des sources de pollen est importante car elle permet un approvisionnement en éléments essentiels au bon développement des individus, en particulier au stade larvaire. Des réserves de miel suffisantes sont indispensables pour passer l'hiver. De plus, notons que la disponibilité des ressources florales a également un impact direct sur les **revenus de l'apiculteur** via la production de miel (et des autres produits de la ruche le cas échéant) et donc conditionne la durabilité de l'exploitation. Cette recherche d'un approvisionnement optimal des colonies pour augmenter la production est d'ailleurs à l'origine des transhumances (mises en place assez tôt aux États-Unis mais moins pratiquées en France) (van Engelsdorp & Meixner 2010). Pour Decourtye et al. (2007), « alors que des méthodologies d'évaluation des effets toxiques des pesticides sont développées pour réduire l'impact de ces produits, la préservation de l'habitat des pollinisateurs, telle que celle des sites d'alimentation, reste un domaine peu abordé ».

Plusieurs facteurs sont à l'origine d'une diminution de la quantité et de la diversité des ressources florales disponibles pour les abeilles :

- ✓ La **transformation des paysages** par l'urbanisation et l'intensification agricole a conduit à une raréfaction des habitats semi-naturels (bois, prairies, haies, landes...) au profit de lieux fortement anthropisés moins riches en fleurs.
- ✓ L'utilisation d'**herbicides** réduit les ressources au sein des parcelles (Holzschuh et al. 2007, 2008) mais aussi sur les bords de champ (Chiverton & Sotherton 1991; De Snoo & Van der Poll 1999) et sur les surfaces non-agricoles (bords de route et de voies ferrées).
- ✓ L'utilisation de **fertilisants** diminue la diversité des ressources dans les parcelles et sur leurs bordures (Kleijn & Verbeek 2000, Rajaniemi 2002, Hyvönen et al. 2003, Carvell et al. 2006, Billeter et al. 2008, Kleijn et al. 2009).
- ✓ La **simplification des rotations** (liée notamment à l'apparition des fertilisants minéraux) s'accompagne de l'abandon de couverts nutritifs pour les abeilles telles que les légumineuses (trèfles, luzerne...).
- ✓ La fauche et le pâturage induisent des perturbations nécessaires au maintien des habitats herbacés et à leur non-colonisation par les espèces ligneuses et favorisent la diversité des ressources (Steffan-Dewenter & Leschke 2003, Vulliamy et al. 2006). Mais une **pression de pâturage ou des fréquences de fauche trop élevées** peuvent conduire à des pertes de

ressources florales néfastes aux insectes pollinisateurs (Kruess & Tschardt 2002a, b, Sjödin 2007, Sjödin et al. 2008).

- ✓ En zones de grandes cultures (pas de prairies, pratiques agricoles intensives), les colonies peuvent être amenées à faire face à des **fluctuations importantes** de la quantité des ressources (Encadré 6). Il peut y avoir un risque de « disette » par exemple entre la floraison du colza et celle du tournesol. Il est alors indispensable que des plantes sauvages, telles que les plantes messicoles, prennent le relais dans les périodes « creuses », tout en assurant la diversification des sources de pollen (Odoux 2009).
- ✓ Au cours des années 2006 et 2007, les apiculteurs bretons ont constaté une **désertion des champs de colza** par les abeilles domestiques et une faible production de miel sur colza. Ce phénomène pourrait-il s'expliquer par une plus faible production de nectar ou une plus faible attractivité des variétés de colza actuelles ? Pour répondre à cette question, Pierre & Emeillat (2009) ont analysé 13 variétés de colza. **Leurs résultats indiquent que les variétés testées ne sont pas moins nectarifères ou attractives (a fortiori elles n'ont pas d'effet répulsif sur les abeilles) que celles cultivées auparavant.** Ce sont principalement les conditions météorologiques qui expliquent la baisse de fréquentation du colza par les abeilles au cours des années considérées.

Encadré 6

Périodes à risques en zones de grandes cultures

(Tiré de Bruneau & Colin 2006)

En zones de grandes cultures, Decourtye (2006) distingue différentes situations qui, selon les éléments du paysage et les assolements, peuvent conduire à une pénurie alimentaire :

- en arrière-saison (septembre-octobre), où les floraisons nécessaires à l'établissement des réserves alimentaires hivernales sont rares (lierre, vipérine, verge d'or...) ;
- en avril-mai, dans les régions où les surfaces en colza et les espèces ligneuses intéressantes (aubépine, nerprun...) sont peu représentées ;
- en juin, lorsque la flore des bords de champs (sauge, bourrache, bleuet...), des bois et des haies (acacia, ronce, tilleul, chèvrefeuille, genêt...) est sous-représentée ;
- et surtout après la floraison du tournesol, où souvent aucune floraison importante ne prend le relais.

5.3. L'appauvrissement des ressources florales - En résumé

La quantité et la qualité des ressources en pollen et nectar jouent un rôle majeur dans la bonne santé d'une colonie d'abeilles domestiques. La diversité des sources de pollen est indispensable pour apporter les différents éléments nécessaires au bon développement des individus. Les réserves de nectar (transformées en miel) sont importantes, notamment pour survivre à l'hiver. L'intensification agricole (usage de pesticides, monocultures), l'urbanisation et la raréfaction des habitats semi-naturels conduisent à une diminution de la quantité et de la diversité des ressources florales.

5.4. Origine multifactorielle des surmortalités et effets synergiques

Il existe aujourd'hui un consensus de la communauté scientifique sur l'origine multifactorielle de la mortalité des abeilles en Europe et aux États-Unis (Hendriks et al. 2010). Il n'est pas possible d'incriminer un seul et unique facteur comme responsable des mortalités à l'échelle mondiale. Différents facteurs agissent simultanément et peuvent interagir (Haubruge et al. 2006, Potts et al. 2010a, van Engelsdorp & Meixner 2010) (Figure 7). Hendriks et al. (2010) précisent : « Le terme multifactoriel peut être pris selon deux sens. Il semble d'une part que des facteurs différents peuvent être mis en cause selon le lieu et la période considérés. D'autre part, il apparaît que plusieurs facteurs peuvent s'associer en un même lieu pour provoquer des pertes de colonies ».

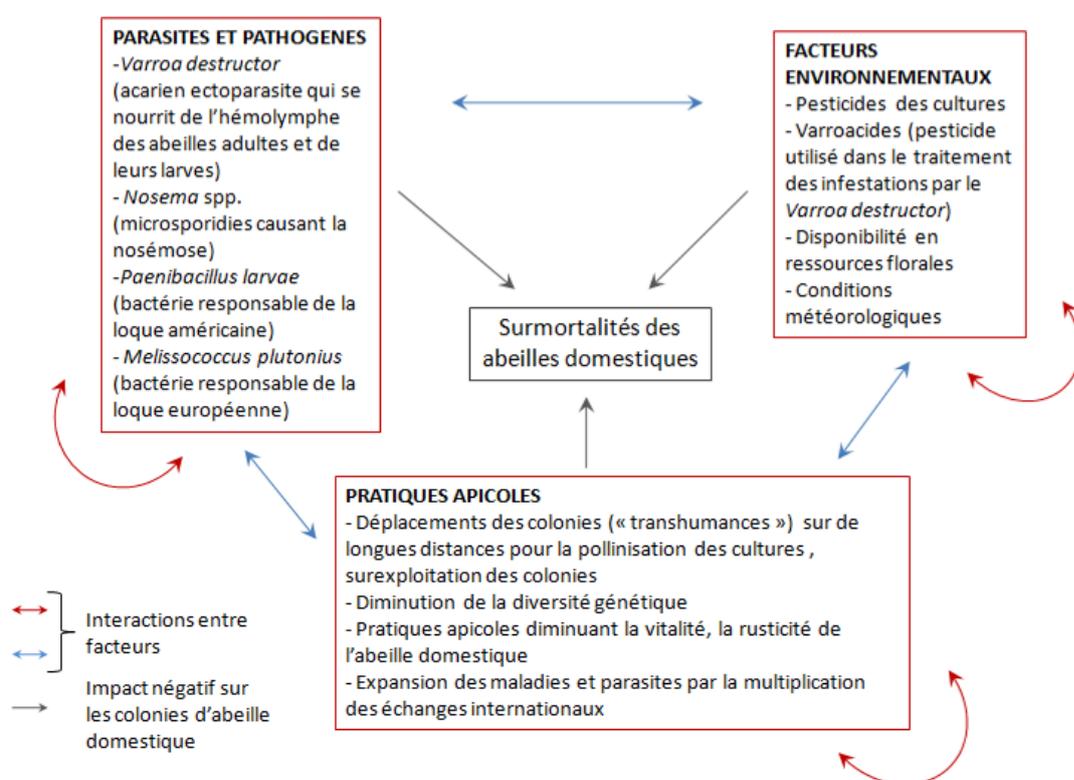


Fig. 7. Bilan des facteurs impliqués dans les mortalités massives observées dans les colonies d'abeilles domestiques en Europe et aux États-Unis (d'après Potts et al. 2010a et van Engelsdorp & Meixner 2010).

Depuis quelques années, l'accent est mis sur l'existence d'effets synergiques entre facteurs. Des exemples d'effets synergiques entre agents pathogènes et entre traitements anti-varroa ont été donnés au chapitre 5.1. Ce type d'effets existe aussi entre pesticides et pathogènes. Par exemple, Alaux et al. (2010) a montré en situation expérimentale que l'interaction entre le parasite *Nosema cerenae* et l'insecticide imidaclopride provoque une augmentation de la mortalité et un affaiblissement de la colonie alors que l'effet est ignoré si l'on étudie séparément chacun de ces deux facteurs.

Chapitre 6. Proposition de préconisations à l'échelle de la Bretagne

6.1. Mieux connaître et accompagner l'apiculture en Bretagne

Le rapport Saddier (2008) et celui de l'Afssa (2009) ont préconisé la création d'un institut technique et scientifique de l'abeille et l'organisation d'une « filière apicole » à l'image des autres filières animales en France. Il a donc été créé en octobre 2009, à l'échelon national, l'Institut Technique et Scientifique de l'Apiculture et de la Pollinisation, appelé « ITSAP - Institut de l'Abeille ». Cet institut s'appuie au niveau régional sur des associations de développement apicole (ADA) ou sur des structures équivalentes. En Bretagne, il n'existe pas à proprement parler d'ADA mais la Commission Apicole intégrée au sein du GIE Lait-Viande de Bretagne, dont l'animateur est M. R. Emeillat, joue un rôle analogue. D'autre part, depuis le 1^{er} janvier 2010, les apiculteurs doivent obligatoirement faire la déclaration de leur rucher chaque année auprès de la Préfecture et ce dès la première ruche.

Nous avons vu que, comparativement à certaines autres régions françaises, la Bretagne possède un nombre important d'apiculteurs (4 800) et de ruches (54 400), réparties de façon globalement homogène sur l'ensemble du territoire régional. Par contre, le taux de professionnalisation est très faible (1,5 %).

Nos préconisations pour mieux connaître et accompagner l'apiculture en Bretagne sont les suivantes :

- ⇒ Renforcer l'organisation de la filière apicole au niveau régional avec des appuis dans chaque département, tant pour le suivi de la production apicole que pour l'état des ruchers.
- ⇒ Favoriser la formation, le conseil et les échanges entre apiculteurs.
- ⇒ Diffuser les bonnes pratiques apicoles préconisées par les différents acteurs professionnels de la filière ou par les apiculteurs amateurs expérimentés³².

6.2. Comprendre les surmortalités d'abeilles domestiques et lutter contre ces surmortalités

L'ITSAP a entrepris une estimation des mortalités hivernales sur la base d'une enquête nationale auprès d'un échantillon d'apiculteurs professionnels. En Bretagne, cela correspond à 20 apiculteurs enquêtés et leur taux de réponse est de l'ordre de 50 %. Les données collectées en Bretagne sont donc très partielles.

D'autre part, depuis 2009, un enquêteur (M. G. Vénereau) de la Direction Générale de l'Alimentation (DGAL, service du Ministère de l'Agriculture) est chargé de « centraliser, coordonner et animer les opérations d'enquêtes relatives aux mortalités aiguës des abeilles soupçonnées d'être

³² A titre d'exemple, voir les actions du CARI en Wallonie (Belgique) : <http://www.cari.be/accueil/>.

dues à un produit phytopharmaceutique ». Très peu de mortalités aiguës lui ont été signalées en provenance de la Bretagne. L'ont-elles toutefois été au niveau des DDSV ou d'autres instances ?

Nos préconisations pour mieux lutter contre les surmortalités d'abeilles domestiques en Bretagne sont les suivantes :

1) Développer un réseau de surveillance pour avoir un diagnostic précis des mortalités d'abeilles domestiques en Bretagne et enrichir le diagnostic national

- ⇒ Renforcer la collecte des données de base sur les mortalités et les troubles des abeilles en incitant les apiculteurs à déclarer officiellement les mortalités auprès des DDSV ou de la Commission Apicole (mortalités hivernales et / ou mortalités aiguës au cours de la saison, affaiblissement et disparition de colonies).
- ⇒ Former et mettre en place des agents sanitaires publics au niveau régional.
- ⇒ Développer des méthodes de diagnostic permettant de prendre en compte le plus grand nombre possible de causes potentielles de surmortalité : maladies (avec un examen détaillé de l'état de la colonie par un agent formé) et pratiques agricoles (avec notamment une caractérisation des pratiques agricoles et de l'occupation du sol dans l'aire de butinage) notamment. Mener des études comparatives à partir de différents « sites apicoles » en Bretagne.
- ⇒ Dans tous les cas, définir précisément les protocoles d'expertise et, dans la mesure du possible, les aligner sur les protocoles définis au niveau national afin de rendre les comparaisons possibles.

2) Réduire les facteurs de surmortalité

- ⇒ Définir une stratégie de protection sanitaire des abeilles, en particulier pour la lutte contre le varroa.
- ⇒ Encourager la diversité génétique des reines.
- ⇒ Inciter à des pratiques agricoles plus respectueuses des abeilles ou permettant de minimiser les risques.
 - Poursuivre le dialogue agriculteurs - apiculteurs sur les bonnes pratiques phytosanitaires. Encourager la sensibilisation des agriculteurs aux effets potentiels des différents pesticides (seuls ou en synergie) afin que les conseils d'utilisation soient respectés.
 - Cas des insecticides systémiques : dans le plan Ecophyto 2018, les insecticides systémiques en enrobage de semences ne sont pas pris en compte dans les objectifs de diminution des volumes de pesticides utilisés. Par conséquent, leur usage se maintient, voire se développe, car ils sont préconisés en remplacement des insecticides « classiques ». Cette situation paraît incompatible avec la volonté d'encourager de « bonnes pratiques agricoles » vis-à-vis des abeilles.
 - Diminuer l'usage de pesticides sur les bords de champs et de route.
 - Planter des couverts végétaux favorables aux pollinisateurs (moutarde, navette, radis noir, vesce, trèfle, phacélie, ...) sur les bandes enherbées.
 - Favoriser la diversité des fleurs (fleurs sauvages et fleurs semées de la liste ci-dessus) sur les bords de route, les bords de champs et les espaces agricoles délaissés. Lors de la création de nouvelles haies, encourager l'implantation d'essences locales d'arbres et d'arbustes en incluant des essences intéressantes pour les abeilles comme le châtaigner, le houx ou le troène.

6.3. Mieux connaître et protéger les abeilles dans leur ensemble

Nos préconisations pour mieux connaître et protéger les abeilles dans leur ensemble en Bretagne sont les suivantes :

- ⇒ Intégrer les abeilles (abeille domestique et espèces d'abeilles sauvages) à l'Observatoire Régional de la Biodiversité³³ (porté par le Groupement d'Intérêt Public Bretagne Environnement).
- ⇒ Favoriser la conservation des habitats semi-naturels qui fournissent des ressources florales pour l'abeille domestique et les abeilles sauvages et des sites de nidification pour les abeilles sauvages.
- ⇒ Encourager les recherches sur l'impact des pratiques agricoles sur les abeilles sauvages.
- ⇒ Intégrer un suivi de l'expansion du frelon asiatique et de ses dégâts à l'observatoire régional.

³³ <http://www.observatoire-biodiversite-bretagne.fr/>

Bibliographie

- Afssa. 2009. Mortalités, effondrements et affaiblissements des colonies d'abeilles. 222 p.
- Aizen, M. A., Harder, L. D. 2009. The global stock of domesticated honey bees is growing slower than agricultural demand for pollination. *Current Biology* 19, 915-918.
- Alaux, C., Brunet, J.-L., Dussaubat, C., Mondet, F., Tchamitchan, S., Cousin, M., Brillard, J., Baldy, A., Belzunces, L.P., Le Conte, Y. 2010. Intercations between *Nosema* microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (*Apis mellifera*). *Environmental Microbiology* 12, 774-782.
- Alix, A., Delorme, R. 2009. Les agents chimiques : exposition, évaluation des risques et retour du terrain. Actes du colloque « Mortalités, effondrements et affaiblissement des colonies d'abeilles ». Afssa.
- Aubert, M., Faucon, J.-P., Chauzat, M.-P., Martel, A.-C. 2006. Recherches sur les mortalités d'abeilles et prévention des risques liés aux insecticides. *Bulletin épidémiologique de l'Afssa* 20, 1-4.
- Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C.J. & Olesen, J.M. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 99, 9383-9387.
- Bascompte, J., Jordano, P., Olesen, J.M. 2006. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science* 312, 431-433.
- Beekman, M., Ratnieks, F.L.W. 2000. Long-range foraging by the honey-bee (*Apis mellifera* L.). *Functional Ecology* 14, 490-496.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L. 2008. *Ecology. From individuals to ecosystems*. 4th edition. Blackwell Publishing Ed.
- Beil, M., Horn, H. & Schwabe, A. 2008. Analysis of pollen loads in a wild bee community (Hymenoptera: Apidae) - a method for elucidating habitat use and foraging distances. *Apidologie* 39, 456-467.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W., Zobel, M., Edwards, P.J. 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45, 141-150.
- Blüthgen, N., Menzel, F., Blüthgen, N. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology* 6, 9.
- Boureau, M. 2010. Intérêt de l'étude des stérols dans les phénomènes d'effondrement des colonies d'abeilles observés durant le printemps depuis plusieurs années en France. Communication interne de la Brigade Nationale d'Enquêtes Vétérinaires et Phytosanitaires, Direction Générale de l'Alimentation. 11 p.
- Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., Potts, S.G. 2010. Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology* 11, 106-115.
- Bruneau, E. 2006. Clefs pour l'alimentation (1). Besoins alimentaires des abeilles. *Abeilles & Cie* 113, 14-17.
- Bruneau, E., Colin, M.-E. 2006. Clefs pour l'alimentation (2). Stratégie d'approvisionnement. *Abeilles & Cie* 113, 18-21.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Carreck N.L., Ball B.V., Martin S.J. 2010. The epidemiology of cloudy wing virus infection in the honey bee colonies in the UK. *Journal of Apicultural Research* 49, 66-71.
- Carvell, C., Roy, D.B., Smart, S.M., Pywell, R.F., Preston, C.D., Goulson, D. 2006. Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biological Conservation* 132, 481-489.
- Chauzat, M.P., Faucon, J.P., Martel, A.C., Lachaize, J., Cougoule, N., Aubert, M. 2006. A survey of pesticide residues in pollen loads collected by honey bees in France. *Journal of Economical Entomology* 99, 253-262.
- Chiverton, P.A., Sotherton, N.W., 1991. The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. *Journal of Applied Ecology* 28, 1027-1039.
- Colla, S.R., Packer, L., 2008. Evidence for decline in eastern North American bumblebees (Hymenoptera: Apidae), with special focus on *Bombus affinis* Cresson. *Biodiversity and Conservation* 17, 1379-1391.
- Comité scientifique et technique de l'étude multifactorielle des troubles des abeilles (CST). 2003. Imidaclopride utilisé en enrobage de semences (Gaucho®) et troubles des abeilles. Rapport final.
- Comité scientifique et technique de l'étude multifactorielle des troubles des abeilles (CST). 2005. Fipronil utilisé en enrobage de semences (Régent TS®) et troubles des abeilles.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, P., van den Belt, M., 1997. The Value of the world's ecosystem services. *Nature* 387, 253-260.
- Cox-Foster, D.L., Conlan, S., Holmes, E.C., Palacios, G., Evans, J.D., Moran, N.A., Quan, P.L., Briese, T., Hornig, M., Geiser, D.M., Martinson, V., vanEngelsdorp, D., Kalkstein, A.L., Drysdale, A., Hui, J., Zhai, J.H., Cui, L.W., Hutchison, S.K., Simons, J.F., Egholm, M., Pettis, J.S., Lipkin, W.I. 2007. A metagenomic survey of microbes in honey bee colony collapse disorder, *Science* 318, 283-287.
- Danforth, B. 2006. Bees. *Current Biology* 17, 156-161.
- Decourtye, A. 2006. Jachères à couvert floral diversifié en zone de grandes cultures : évaluation des intérêts apicoles et paysagers. Rapport final. Acta : Réseau thématique Jachères florales, 68p.
- Decourtye, A., Lecompte, P., Pierre, J., Chauzat, M.-P., Thiébeau, P. 2007. Introduction de jachères florales en zones de grandes cultures : comment mieux concilier agriculture, biodiversité et apiculture ? *Courrier de l'environnement de l'INRA* 54, 33-56.
- Desneux, N., Decourtye, A., Delpuech, J.-M. 2007. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annual Review of Entomology*, 52, 81-106.
- De Snoo, G.R., Van der Poll, R.J., 1999. Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 73, 1-6.
- Exeler, N., Kratochwil, A., Hochkirch, A. 2009. Restoration of riverine inland sand dune complexes: implications for the conservation of wild bees. *Journal of Applied Ecology* 46, 1097-1105.
- FAO. 2009. FAOSTAT/Production/ Live Animals. <http://faostat.fao.org>.
- Faucon, J. P., Chauzat, M.-P. 2008. Varroase et autres maladies des abeilles, les causes majeures de mortalités de colonies en France. *Bulletin de l'Académie Vétérinaire de France* 3, 257-264.
- Fenster, C.B., Armbruster, W.S., Wilson, P., Dudash, M.R. & Thomson, J.D. 2004. Pollination syndromes and floral specialization. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 375-403.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Fitzpatrick, U., Murray, T.E., Paxton, R.J., Breen, J., Cotton, D., Santorum, V., Brown, M.J. F., 2007. Rarity and decline in bumblebees - A test of causes and correlates in the Irish fauna. *Biological Conservation* 136, 85-194.
- Fontaine, C., Dajoz, I., Mériguet, J., Loreau, M. 2006. Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biology* 4, 129-135.
- Fründ, J., Linsenmair, K. E., Blüthgen, N. 2010. Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. *Oikos*, DOI: 10.1111/j.1600-0706.2010.18450.x.
- Gallai, N., Salles, J.M., Settele, J., Vaissière, B.E. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68, 810-821.
- Gathmann, A., Tscharrntke, T. 2002. Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71, 757-764.
- GEM-Oniflhor. 2005. Audit de la filière miel. 67 p.
- Girolami, V. 2011. Exsudation : les perles mortelles du printemps. *Abeille de France* 982, 32-33.
- Girolami, V., Mazzon, L., Squartini, A., Mori, N., Marzaro, M., Di Bernardo, A., Greatti, M., Giorio, C., Tapparo, A. 2009. Translocation of neonicotinoid insecticides from coated seeds to seedling guttation drops: a novel way of intoxication for bees. *Journal of Economic Entomology* 102, 1808-1815.
- Goulson, D. 2003. *Bumblebees, their behaviour and ecology*, Oxford University Press, Oxford.
- Greenleaf, S.S., Kremen, C. 2006. Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 103, 13890-13895.
- Greenleaf, S.S., Williams, N., Winfree, R., Kremen, C. 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153, 589-596.
- Grixti, J.C., Wong, L.T., Cameron, S.A., Favret, C., 2009. Decline of bumblebees (*Bombus*) in the North American Midwest. *Biological Conservation* 142, 75-84.
- Harruis, M. 2011. Les insectes pollinisateurs dans l'agriculture française : Offre, demande, impact économique et état des lieux de la filière apicole au regard des activités de pollinisation. Rapport de stage de fin d'études sous la direction de Fabrice Allier (ITSAP) et Bernard Vaissière (INRA), 2011, Agrocampus Ouest Angers.
- Haubruege, E., Nguyen, B.K., Widart, J., Thomé, J.-P., Fickers, P., Depaw, E. Le dépérissement de l'abeille domestique, *Apis mellifera* L., 1758 (Hymenoptera : Apidae) : faits et causes probables. *Notes fauniques de Gembloux* 59, 3-21.
- Hauser, R. 2004. *Aethina tumida* : la menace se précise. *Insectes* 134, 15-18.
- Hegland, S. J., Boeke, L. 2006. Relationships between the density and diversity of floral resources and flower visitor activity in a temperate grassland community. *Ecological Entomology* 31, 532-538.
- Hendriks, P., Debin, M., Chauzat, M.-P. 2010. Surveillance et facteurs de risque de la mortalité des abeilles en Europe. *Bulletin épidémiologique, santé animale et alimentation de l'Anses* 39, 5-9.
- Hoehn, P., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T. 2010. Relative contribution of agroforestry, rainforest and openland to local and regional bee diversity. *Biodiversity and Conservation* 19, 2189-2200.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., Tscharrntke, T. 2007. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44, 41-49.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, 117, 354-361.
- Hopwood, J.L. 2008. The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biol. Cons.* 141, 2632-2640.
- Hyvönen, T., Ketoja, E., Salonen, J., Jalli, H., Tiainen, J., 2003. Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 97, 131-149.
- ITSAP - Institut de l'abeille. 2012. Hivernage et pertes de colonies chez les apiculteurs professionnels français. Cahier technique réalisé par Céline Holzmann avec la collaboration de Fabrice Allier et Julien Vallon.
- Johnson, R.M., Pollock, H.S., Berenbaum, M.R. 2009. Synergistic interactions between in-hive miticides in *Apis mellifera*, *Journal of Economic Entomology* 102, 474-479.
- Johnson, S.D., Steiner, K.E. 2000. Generalization vs. specialization in plant pollination systems. *Trends in Ecology and Evolution* 15, 140-143.
- Kearns, C.A., Inouye, D., Waser, N.M. 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 29, 83-112.
- Kearns, C.A., Oliveras, D.M. 2009. Environmental factors affecting bee diversity in urban and remote grassland plots in Boulder, Colorado. *Journal of Insect Conservation* 13, 655-665.
- Kleijn, D., Verbeek, M. 2000. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology* 37, 256-266.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E.J.P., Tschardtke, T., Verhulst, J. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B*. 276, 903-909.
- Klein, A.M., Steffan-Dewenter, I., Damayanti, B., Tschardtke, T. 2002. Effects of land-use intensity in tropical agroforestry systems on coffee flower-visiting and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16, 1003-1014.
- Klein, A.M., Vaissière, B. E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tschardtke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B*. 274, 3-313.
- Klemm, M. 1996. Man-made bee habitats in the anthropogenous landscape of central Europe-substitutes for threatened or destroyed riverine habitats? *The Conservation of Bees* (ed. A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, I. H. Williams), pp. 17-34. Academic Press, London, UK.
- Knight, M.E., Martin, A.P., Bishop, S., Osborne, J.L., Hale, R.J., Sanderson, A. & Goulson, D. 2005. An interspecific comparison of foraging range and nest density of four bumblebee (*Bombus*) species. *Molecular Ecology*, 14, 1811-1820.
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M.A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S.G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vazquez, D.P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E.E., Greenleaf, S.S., Keitt, T.H., Klein, A.M., Regetz, J., Ricketts, T.H. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* 10, 299-314.
- Kruess, A., Tschardtke, T., 2002a. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106, 293-302.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Kruess, A., Tscharrntke, T., 2002b. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16, 1570-1580.
- Kwaiser, K.S., Hendrix, S.D. 2008. Diversity and abundance of bees (Hymenoptera: Apiformes) in native and ruderal grasslands of agriculturally dominated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124, 200-204.
- Le Conte, Y., Ellis, M., Ritter, W. 2010. *Varroa* mites and honey bee health: can *Varroa* explain part of the colony losses? *Apidologie* 41, 353-363.
- 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. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137, 143-150.
- Levin, M.D., 1984. Value of bee pollination to United State agriculture. *American Bee Journal* 124, 184-186.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804-808.
- Manning, R. 2001. Fatty acids in pollen: a review of their importance for honey bee. *Bee World* 82, 60-75.
- Maxim, L., van der Sluijs, J.P. 2007. Uncertainty: Cause or effect of stakeholders' debates? Analysis of a case study: The risk for honeybees of the insecticide Gaucho®. *Science of the Total Environment* 376, 1-17.
- Maxim, L., van der Sluijs, J.P. 2010. Expert explanations of honeybee losses in areas of extensive agriculture in France: Gaucho compared with other supposed causal factors. *Environmental Research Letters* 5, 1-12.
- Memmott, J., Waser, N.M., Price, M.V. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271, 2605-2611.
- Michener, C.D. 2007. *The bees of the world*, 2nd ed., John Hopkins University Press.
- Odoux, J.-F. 2009. Quels facteurs de paysage influent sur l'écologie des colonies d'abeilles dans un système de grandes cultures ? Rapport de Master 2, Université Paris XI. Sous la direction de P. Aupinel (INRA Le Magneraud) et V. Bretagnolle (CNRS Chizé).
- Oldroyd, B.P. 1999. Coevolution while you wait: *Varroa jacobsoni*, a new parasite of western honeybees. *Trends in Ecology and Evolution* 14, 312-315.
- Osborne, J. L., Clark S. J., Morris, R. J., Williams, I.H., Riley, J.R., Smith, A.D., Reynolds, D.R., Edwards, A.S. 1999. A landscape scale study of bumble bee foraging range and constancy, using harmonic radar. *Journal of Applied Ecology* 36, 519-533.
- Osborne, J.L., Martin, A.P., Carreck, N.L., Swain, J.L., Knight, M.E., Goulson, D., Hale, R.J., Sanderson, R.A. 2008. Bumblebee flight distances in relation to the forage landscape. *Journal of Animal Ecology* 77, 406-415.
- Patiny, S., Michez, D., Rasmont, P. 2009. Survey of wild bees in West-Palaeartic region. *Apidologie*, special issue 40, 313-331.
- Pasquet, R.S., Peltier, A., Hufford, M.B., Oudin, E., Saulnier, J., Paul, L., Knudsen, J.T., Herren, H.R., Gepts, P. 2008. Long-distance pollen flow assessment through evaluation of pollinator foraging range suggests transgene escape distances. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 105, 13456-13461.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Petanidou, T., Kallimanis, A.S., Tzanopoulos, J., Sgardelis, S.P., Pantis, J.D. 2008. Long-term observation of a pollination network: fluctuation in species and interactions, relative invariance of network structure and implications for estimates of specialization. *Ecology Letters* 11, 564-575.
- Pierre, J., Emeillat, R. 2009. Les variétés de colza actuelles sont-elles peu nectarifères pour les abeilles ? *Bulletin technique apicole* 36, 17-24.
- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T., Cliff, B. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience* 47, 747-757.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E. 2010a. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 345-353.
- Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Dean, R., Marris, G., Brown, M.A., Jones, R., Neumann, P., Settele, J. 2010b. Declines of managed honeybees and beekeepers in Europe? *Journal of Apicultural Research* 49, 15-22.
- Potts, S.G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., Willmer, P. 2003. Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities? *Ecology* 84, 2628-2642.
- Potts, S.G., Vulliamy, B., Roberts, S., O'Toole, C., Dafni, A., Ne'eman, G., Willmer, P. 2005. Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology* 30, 78-85.
- Rajaniemi, T.K., 2002. Why does fertilization reduce plant species diversity? Testing three competition-based hypotheses. *Journal of Ecology* 90, 316-324.
- Rasmont, P., Ebmer, A., Banaszak, J., Van Der Zanden, G. 1995. Hymenoptera Apoidea Gallica - Liste taxonomique des abeilles de France, de Belgique, de Suisse et du Grand-Duché de Luxembourg. *Bulletin de la Société Entomologique de France*, Vol. 100 (Hors Série), pp. 1-98.
- Reetz, J.E., Zühlke, S., Spittler, M., Wallner, K. 2011. Neonicotinoid insecticides translocated in guttated droplets of seed-treated maize and wheat: a threat to honeybees *Apidologie* 42, 596-606.
- Roubik, D.W. (ed.) 1995. *Pollination of Cultivated Plants in the Tropics* FAO Agricultural Services Bulletin 118. FAO, Rome. 196 pp.
- Saddier, M. 2008. Pour une filière apicole durable. Les abeilles et les pollinisateurs sauvages. Rapport au Premier Ministre François Fillon.
- Sarospataki, M., Novak, J., Viktoria, M. 2005. Assessing the threatened status of bumble bee species (Hymenoptera: Apidae) in Hungary, Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 14, 2437-2446.
- Sarthou, J.P., Speight, M.C.D. 2005. Les Diptères Syrphidés, peuple de tous les espaces. *Insectes* 137, 3-8.
- Sjödin, N.E., 2007. Pollinator behavioural responses to grazing intensity. *Biodivers. Conserv.* 16, 2103-2121.
- Sjödin, N.E., Bengtsson, J., Ekbom, B. 2008. The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology* 45, 763-772.
- Sommaggio, D., 1999. Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 343-356.
- Stallegger, P., Livory, A. 2008. Inventaire et analyse du peuplement d'abeilles sauvages (Hymenoptera Apidae s.l.) de l'Espace Naturel Sensible « Rives de Seine Sud ». *Conseil général de l'Eure*. 71 pp.
- Steffan-Dewenter, I. 2002. Landscape context affects trap-nesting bees, wasps, and their natural enemies. *Ecological Entomology* 27, 631-637.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Steffan-Dewenter, I. 2003. Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. *Conservation Biology* 17, 1036-1044.
- Steffan-Dewenter, I., Kuhn, A. 2003. Honeybee foraging in differentially structured landscapes. *Proceedings of the Royal Society B*. 270, 569-575.
- Steffan-Dewenter, I., Leschke, K. 2003. Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 12, 1953-1968.
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., Tscharrntke, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83, 1421-1432.
- Tapparo, A., Marton, D., Giorio, C., Zanella, A., Solda, L., Marzaro, M., Vivian, L., Girolami, V. 2012. Assessment of the environmental exposure of honeybees to particulate matter containing neonicotinoid insecticides coming from coated seeds. *Environmental Science and Technology* 46, 2592-2599.
- Taséi, J.-N. 1996. Impact des pesticides sur les abeilles et les autres pollinisateurs. *Courrier de l'environnement de l'INRA* 29, 9-18.
- Taséi, J.-N., Carre, S., Moscatelli, B., Grondeau, C. 1988. Recherche de la DL 50 de la deltaméthrine (Decis) chez *Megachile rotundata* F. abeille pollinisatrice de la luzerne (*Medicago sativa* L.) et des effets de doses infralethales sur les adultes et les larves. *Apidologie* 19, 291-306.
- Tesoriero, D., Maccagnani, B., Santi, F., Celli, G. 2003. Toxicity of three pesticides on larval instars of *Osmia cornuta*: preliminary results. *Bulletin of Insectology* 56, 169-171.
- Thomas, J. A., Telfer, M.G., Roy, D.B., Preston, C.D., Greenwood, J.J.D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R. T., Lawton, J. H. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303, 1879-1881.
- Thompson, H.M., Hunt, L. V. 1999. Extrapolating from honeybees to bumblebees in pesticide risk assessment. *Ecotoxicology* 8, 147-166.
- Tscharrntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857-874.
- Van Engelsdorp, D., Meixner, M.D. 2010. A historical review of managed honey bee populations in Europe and the United States and the factors that may affect them. *Journal of Invertebrate Pathology* 103, S80-S95.
- Vidau, C., Diogon, M., Aufauvre, J., Fontbonne, R., Viguès, B., Brunet, J.-L., Texier, C., Biron, D.G., Blot, N., El Alaoui, H., Belzunces, L. P., Delbac, F. 2011. Exposure to Sublethal Doses of Fipronil and Thiacloprid Highly Increases Mortality of Honeybees Previously Infected by *Nosema ceranae*. *PLoS ONE* 6(6): e21550. doi:10.1371/journal.pone.0021550.
- 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. *Biological Conservation* 144, 2142-2150.
- Vulliamy, B., Potts, S.G., Willmer, P.G. 2006. The effects of cattle grazing on plant-pollinator communities in a fragmented Mediterranean landscape. *Oikos* 114, 529-543.
- Wahl, O., Ulm, K. 1983. Influence of pollen feeding and physiological condition on pesticide sensitivity of the honey bee *Apis mellifera carnica*. *Oecologia* 59, 106-128.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Walther-Hellwig, K., Frankl, R. 2000. Foraging distances of *Bombus muscorum*, *Bombus lapidarius*, and *Bombus terrestris* (Hymenoptera, Apidae). *Journal of Insect Behavior* 13, 239-246.
- Waser, N.M., Chittka, L., Price, M.V., Williams, N.M., Ollerton, J. 1996. Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecology* 77, 1043-60.
- Westrich, P. 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. *The Conservation of Bees* (ed. A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, & I. H. Williams), pp. 1-16. Academic Press, London, UK.
- Williams, P.H. 1982. The distribution and decline of British bumble bees (*Bombus* Latr.). *Journal of Apicultural Research* 21, 236-245.
- Williams, P.H. 1986. Environmental change and the distribution of British bumble bees (*Bombus* Latr.). *Bee World* 67, 50-61.
- Williams, P.H. 1988. Habitat use by bumble bees (*Bombus* spp.). *Ecological Entomology* 13, 223-237.
- Williams, P.H. 1989. Why are there so many species of bumble bees at Dungness? *Botanical Journal of the Linnean Society* 101, 31-44.
- Williams, P.H., 2005. Does specialization explain rarity and decline among British bumblebees? A response to Goulson et al. *Conservation Biology* 122, 33-43.
- Williams, P. H., Osborne, J. 2009. Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie* 40, 367-387.
- Winfree, R., Williams, N.M., Dushoff, J., Kremen, C. 2007. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters* 10, 1105-1113.

