

Néonicotinoïdes, des pesticides tueurs d'abeilles ? Que dit la Science.

Document rédigé par Joseph Garnier ( @Joseph_Garnier)

Interdits en France en 2018 dans le cadre de la loi biodiversité de 2016, les néonicotinoïdes[1] sont une classe d'insecticides agissant sur le système nerveux central des insectes et utilisée principalement en agriculture pour la protection des plantes et par les particuliers ou les entreprises pour lutter contre les insectes nuisibles à la santé humaine et animale. Depuis quelques semaines et à la suite d'une demande de la filière de la betterave, leur réintroduction temporaire a été à l'étude par les parlementaires.

Dans cette bataille politique, opposants et défenseurs tentent de convaincre en invoquant la science pour justifier du bien-fondé de leur position, usant parfois de la méthode de "cherry picking" qui consiste à ne mentionner que les articles scientifiques qui confortent un argumentaire et à écarter les autres. Il devient vite difficile pour quiconque souhaite se forger une opinion sans être expert d'accéder à une information non biaisée et complète. C'est pourquoi ce document propose une **traduction la plus fidèle possible des paragraphes sur les néonicotinoïdes du rapport de l'IPBES** (surnommé le GIEC de la biodiversité), une plateforme dont le rôle est de fournir aux États, au secteur privé et à la société civile des évaluations scientifiquement crédibles, indépendantes et actualisées des connaissances disponibles. Le rapport qui aborde les néonicotinoïdes est l'*Assessment Report on Pollinators, Pollination and Food Production*[2], dont l'évaluation couvre les changements dans la pollinisation animale en tant que service écosystémique de régulation qui sous-tend la production alimentaire et sa contribution aux flux de gènes et à la restauration des écosystèmes.

Tous les paragraphes qui fournissent des informations sur les néonicotinoïdes ont été traduits, et pour permettre une lecture plus ciblée les occurrences du mot "néonicotinoïdes" ont été mises en gras. Les informations relatives à ces molécules sont souvent mêlées à d'autres qui ne sont pas nécessairement en lien direct avec le sujet, mais le choix a été fait de conserver malgré tout l'entièreté des paragraphes pour rester le plus fidèlement proche du rapport. Dans certains cas, les paragraphes précédents et suivants ont également été conservés lorsqu'ils fournissaient des éléments de contexte. De tels paragraphes successifs sont identifiables par l'absence de marquage de numéro de page présent en début de paragraphes contextuellement indépendants (ex. "[p. 26]" indique que le début du contexte démarre à la page 26). Pour vous repérer plus facilement dans le document, n'hésitez pas à **afficher le sommaire proposé par votre outil de visualisation**. Enfin, le rapport de l'IPBES venant avec un résumé aux décideurs déjà traduit en français, la partie qui le concerne est un "copié-collé" de l'original.

A noter, et c'est très important à retenir, que **ce document ne se veut pas être un positionnement idéologique** : il ne conclura pas si oui ou non le risque associé aux

néonicotinoïdes est acceptable. Il s'agit d'une question politique et d'un choix de société qui n'a pas lieu d'être discuté ici. Un tel jugement implique des considérations plus larges qu'uniquement scientifiques, notamment d'ordres sociales, sociologiques et économiques. Par ailleurs, le débat politique porte sur une réautorisation concernant la culture de la betterave. Or le rapport de l'IPBES traite de l'impact des néonicotinoïdes dans une utilisation globale, il se peut que des particularités liées à cette culture et non relatées ici soient à considérer pour une évaluation spécifique du risque. Enfin, l'évaluation de la plateforme porte sur **un état des connaissances de l'impact des néonicotinoïdes qui se limite aux pollinisateurs** (cela se justifie par l'importance de ces derniers dans les écosystèmes, 75% de nos cultures alimentaires et près de 90% des plantes sauvages à fleurs dépendent, au moins en partie, de la pollinisation par les animaux). Les impacts éventuels sur d'autres espèces ne seront donc pas traités dans ce document. Pour ceux qui concernent les êtres humains et leur santé, on pourra se reporter aux travaux réalisés par l'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES)[1].

Vous pourrez constater qu'aucun résumé du document n'est proposé. Ce choix a été fait pour éviter de travestir les conclusions des experts en ne parvenant pas à refléter correctement l'état des connaissances. Toutefois **pour les lecteurs les plus pressés**, quelques parties du rapport semblent donner un aperçu complet de l'évaluation de l'état des connaissances sur l'impact des néonicotinoïdes sur les pollinisateurs : il s'agit de la partie "[Les néonicotinoïdes dans le résumé aux décideurs](#)", de l'encadré 2.3.5 dans la partie "[Dans : 2.3.1.5 Preuves des effets des mélanges de pesticides](#)", et de la sous-section "[Dans : 5.4.7.3 Coproduction de connaissances](#)".

Sommaire

Indication du degré de confiance	5
Les néonicotinoïdes dans le résumé aux décideurs	5
Dans : Avant propos	5
Dans : Principaux Messages, C. Déterminants du changement, risques et opportunités, et options en matière de politique et de gestion	6
Dans : Informations Générales, C. Déterminants du changement, risques et opportunités, et options en matière de politique et de gestion	6
Les néonicotinoïdes dans le rapport	8
Dans : Chapitre 2, Facteurs de changement des pollinisateurs, des réseaux de pollinisation et de la pollinisation	8
Dans : Résumé aux décideurs (ndlr. sous-section partiellement traduite)	8
Dans : 2.2.2.3 Gestion urbaine (ndlr. sous-section partiellement traduite)	8
Dans : 2.3.1 Pesticides (ndlr. dans la mesure où les néonicotinoïdes sont principalement abordés dans cette section 2.3.1 et ses sous-sections, elles ont été traduites en totalité, sans qu'aucun paragraphe n'ait été exclu.)	9
Dans : 2.3.1.1 Utilisation des pesticides (ndlr. sous-section entièrement traduite)	11
Dans : 2.3.1.2 Impacts potentiels des pesticides sur les pollinisateurs (ndlr. sous-section entièrement traduite)	14
Dans : 2.3.1.3 Preuves d'effets létaux lors de l'utilisation de pesticides (ndlr. sous-section entièrement traduite)	17
Dans : 2.3.1.4 Effets sublétaux des pesticides sur les abeilles (ndlr. sous-section entièrement traduite)	22
Dans : 2.3.1.4.1 Importance des effets sublétaux (ndlr. sous-section entièrement traduite)	22
Dans : 2.3.1.4.2 Gamme des effets sublétaux (ndlr. sous-section entièrement traduite)	22
Dans : 2.3.1.4.3 Effets sublétaux et menace pour les abeilles (ndlr. sous-section entièrement traduite)	24
Dans : 2.3.1.5 Preuves des effets des mélanges de pesticides (ndlr. sous-section entièrement traduite)	28
Dans : 2.3.1.6 Preuves fournies par les programmes nationaux de surveillance de pertes de colonies d'abeilles à miel domestiques dues à l'utilisation de pesticides (ndlr. sous-section entièrement traduite)	32
Dans : 2.7.2 Étude de cas n° 2 : Agents pathogènes et substances chimiques dans l'environnement (ndlr. sous-section entièrement traduite)	32
Dans : Chapitre 5, La diversité bioculturelle, les pollinisateurs et leurs valeurs socioculturelles	34
Dans : Résumé aux décideurs (ndlr. sous-section partiellement traduite)	34
Dans : 5.4.2.2 Pesticides and herbicides (ndlr. sous-section entièrement traduite)	34
Dans : 5.4.7.3 Coproduction de connaissances (ndlr. sous-section partiellement traduite)	35

Dans : Chapitre 6, Les réponses aux risques et opportunités associés aux pollinisateurs et à la pollinisation	36
Dans : 6.4.2.1.2 Technologie d'atténuation des risques (ndlr. sous-section entièrement traduite)	36
Dans : 6.4.2.2.4 Interdictions et moratoires (ndlr. sous-section entièrement traduite)	37
Dans : 6.4.2.4.1 Suivi et évaluations (ndlr. sous-section entièrement traduite)	38
Dans : 6.5.1.10.2 Autres techniques de modélisation (ndlr. sous-section entièrement traduite)	38
Références	39

Indication du degré de confiance

Dans les rapports de l'IPBES, donc également dans ce document, **chaque évaluation est assortie d'une indication du degré de confiance** fondé sur la quantité et la qualité des preuves ainsi que sur leur degré de concordance (**figure SPM.A2**). Les preuves incluent des données, des théories, des modèles et le jugement d'experts. Les termes utilisés pour décrire les preuves sont les suivants :

- *Bien établi* : méta-analyse complète ou autre synthèse ou études indépendantes multiples qui concordent.
- *Établi mais incomplet* : concordance générale, bien qu'il n'existe qu'un petit nombre d'études ; pas de synthèse complète et/ou les études existantes traitent la question de façon imprécise.
- *Non résolu* : il existe de multiples études indépendantes mais les conclusions ne concordent pas.
- *Non concluant* : preuves insuffisantes, admettant l'existence de lacunes importantes au plan des connaissances.

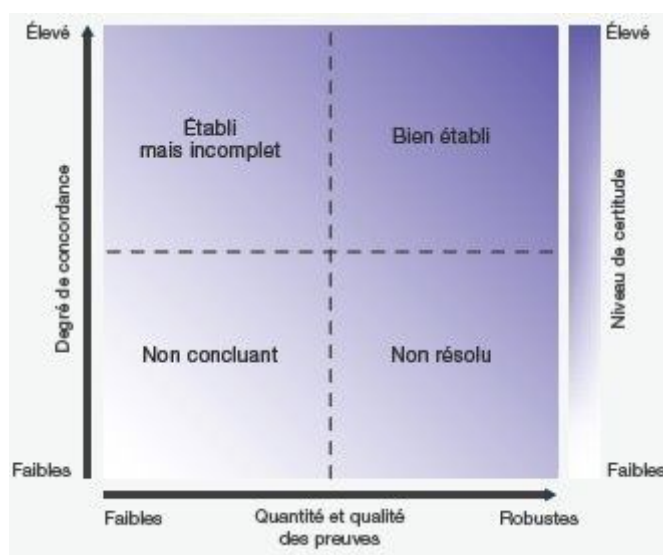


Figure SPM.A2 : Le diagramme à quatre cases pour l'indication qualitative du degré de confiance. Le degré de confiance augmente en direction du coin supérieur droit, comme indiqué par les variations de nuances. Source : diagramme de Moss and Schneider (2000) modifié.

Les néonicotinoïdes dans le résumé aux décideurs

Dans : *Avant propos*

[p. 2] Cette évaluation traite de deux points très controversés et politiques : (i) les effets létaux et sublétaux des pesticides, y compris les **néonicotinoïdes**, sur les abeilles sauvages et domestiques ; et (ii) les effets directs et indirects des organismes génétiquement modifiés sur différents pollinisateurs. L'évaluation conclut que des preuves récentes montrent l'impact des **néonicotinoïdes** sur la survie et la reproduction des pollinisateurs sauvages dans des conditions réelles d'exposition au champ, mais que les effets sur les colonies d'abeilles à miel domestiques sont contradictoires. L'évaluation conclut que plus de recherches doivent être menées pour évaluer l'impact des organismes génétiquement modifiés sur les

pollinisateurs. Le fait que l'évaluation puisse traiter de ces questions contentieuses de manière équilibrée et crédible démontre la valeur d'une évaluation indépendante des données probantes.

Dans : *Principaux Messages, C. Déterminants du changement, risques et opportunités, et options en matière de politique et de gestion*

[p. 11] 18. Le risque que présentent les pesticides pour les pollinisateurs est déterminé par la combinaison de la toxicité et du niveau d'exposition, qui varie géographiquement en fonction de la composition des produits utilisés, de l'échelle de la gestion des terres et de la dimension de l'habitat dans le paysage. Il a été démontré que les pesticides, et en particulier les insecticides, ont de nombreux effets létaux et sublétaux sur les pollinisateurs dans des conditions expérimentales contrôlées.

Les quelques études de terrain disponibles qui analysent les effets d'une exposition réelle au champ fournissent des preuves scientifiques contradictoires concernant lesdits effets selon les espèces étudiées et l'usage de pesticides. À ce stade, reste controversée la manière dont les effets sublétaux des pesticides détectés chez les individus affectent les colonies et les populations d'abeilles domestiques et de pollinisateurs sauvages, en particulier à long terme. Les récentes recherches axées sur les insecticides à base de **néonicotinoïdes** témoignent d'effets létaux et sublétaux sur les abeilles, ainsi que de certaines répercussions sur leur rôle de pollinisateurs. Les résultats d'une étude récente montrent l'impact des **néonicotinoïdes** sur la survie et la reproduction des pollinisateurs sauvages dans des conditions réelles d'exposition au champ. Les données provenant de cette étude et d'autres études traitant des répercussions sur les colonies d'abeilles à miel domestiques sont contradictoires.

Dans : *Informations Générales, C. Déterminants du changement, risques et opportunités, et options en matière de politique et de gestion*

[p. 26] Les pesticides, en particulier les insecticides, ont de nombreux effets létaux et sublétaux sur les pollinisateurs dans des conditions expérimentales contrôlées (*bien établi*). Les études sur le terrain, peu nombreuses, qui évaluent les effets d'une exposition réaliste (fig. SPM.7) donnent des résultats contradictoires sur leurs effets, sur la base des espèces traitées et de l'usage qui est fait des pesticides (*établi mais incomplet*). On ignore toutefois à quel point les effets sublétaux d'une exposition aux pesticides détectés chez des individus affectent des colonies et des populations d'abeilles domestiques et de pollinisateurs sauvages, en particulier à long terme.

La plupart des études sur les impacts sublétaux des pesticides sur les pollinisateurs n'ont testé qu'un échantillon limité de pesticides, portant récemment sur les **néonicotinoïdes**, à l'aide d'abeilles à miel et de bourdons ; des études moins nombreuses ont été effectuées sur d'autres taxons d'insectes pollinisateurs. Il subsiste donc d'importantes lacunes dans les connaissances (*bien établi*), avec des implications potentielles pour l'évaluation complète des risques. De récentes recherches sur les insecticides **néonicotinoïdes** font apparaître des preuves considérables d'effets sublétaux sur les abeilles en milieu contrôlé (*bien établi*) ainsi que quelques preuves de l'impact sur la pollinisation qu'elles assurent (*établi mais incomplet*). Une récente étude apporte la preuve d'impacts de **néonicotinoïdes** sur la survie et la reproduction des pollinisateurs sauvages dans des conditions réelles d'exposition au

champ (*établi mais incomplet*). Les preuves issues de cette étude ainsi que d'autres concernant les effets sur les colonies d'abeilles domestiques sont contradictoires (*non résolu*). On ignore, en effet, ce qui constitue une exposition réaliste sur le terrain ainsi que les effets synergiques et à long terme éventuels des pesticides et de leurs mélanges {2.3.1.4.}.

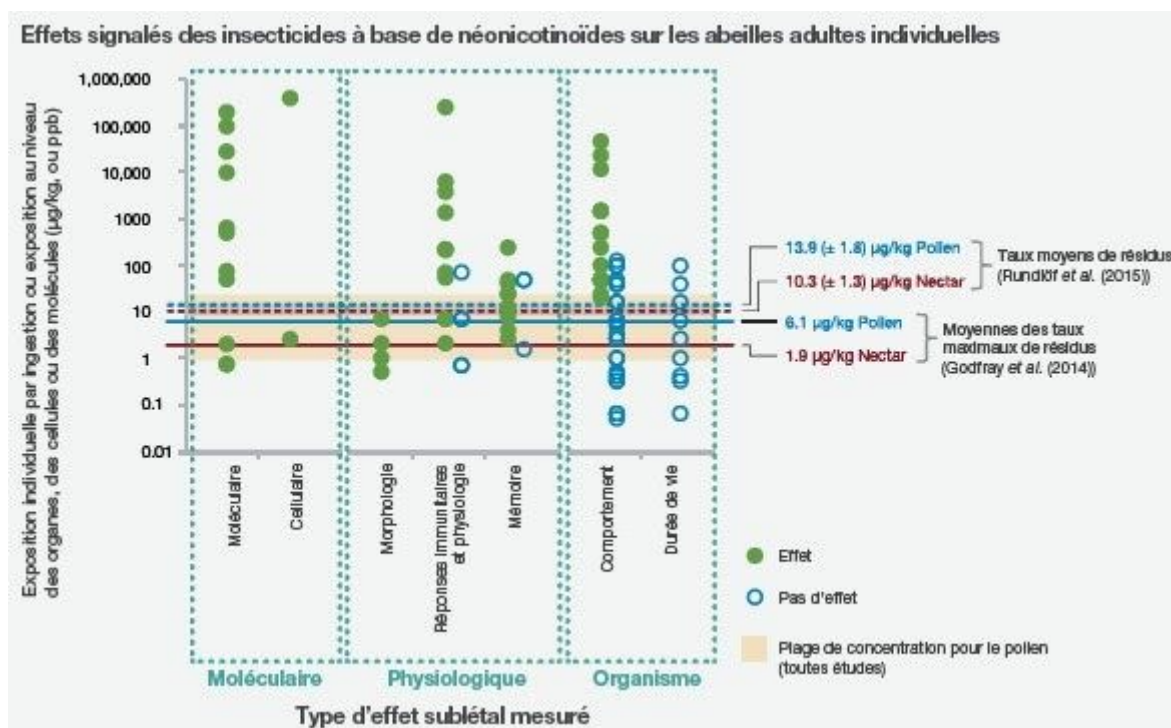


Figure SPM.7 : Le graphe indique si des effets sublétaux (adverses mais pas mortels) sur des abeilles à miel adultes individuelles ont été signalés (cercles verts pleins) ou non (cercles bleus) pour différentes concentrations d'insecticides à base de **néonicotinoïdes**. Les études prises en compte portaient sur l'un quelconque des trois insecticides à base de **néonicotinoïdes** suivants : imidaclopride, clothianidine et thiaméthoxame, auxquels les abeilles avaient été exposées par ingestion ou par contact direct avec des organes internes ou des tissus. Les différents types d'effets sublétaux testés, qui vont de l'échelle moléculaire à celle de l'organisme entier (abeille) sont portés en abscisse. Les effets au niveau des colonies, tels que ceux sur la croissance ou la prospérité de ces dernières, ne sont pas inclus.

La zone colorée montre la plage complète des valeurs de concentration (0,9 à 23 µg/kg) auxquelles les abeilles sont susceptibles d'être exposées. Ces valeurs ont été observées dans le pollen des plantes issues de semences traitées dans toutes les études de terrain connues.

Les lignes en trait discontinu représentent les taux de clothianidine mesurés lors d'une étude de terrain menée récemment en Suède dans le pollen (bleu; 13,9 ± 1,8 µg/kg, fourchette : 6,6–23 µg/kg) et le nectar (rouge; 10,3 ± 1,3 µg/kg fourchette : 6,7–16 µg/kg) de colza oléagineux.

Les lignes en trait continu représentent les moyennes des taux de résidus maximaux cités dans les différentes études analysées par Godfray et al. (2014) pour le pollen (bleu; 6,1 µg/kg) et le nectar (rouge; 1,9 µg/kg) de colza oléagineux après traitement des semences. Les abeilles butineuses se nourrissent exclusivement de nectar, tandis que celles qui restent dans la ruche consomment également du pollen (16 % de leur régime alimentaire; Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) 2013, Agence américaine pour la protection de l'environnement (USEPA) 2014).

[p. 30] Les systèmes de savoirs autochtones et locaux peuvent, en coproduction avec la science, constituer une source de solutions aux problèmes actuels auxquels les pollinisateurs et la pollinisation sont confrontés (*établi mais incomplet*).

Les activités de coproduction de connaissances impliquant les exploitants agricoles, les communautés autochtones et locales et les scientifiques ont abouti à de nombreux

enseignements pertinents, notamment : des améliorations apportées à la conception des ruches pour la santé des abeilles; la compréhension de l'assimilation des pesticides par les plantes médicinales et les incidences du gui, qui est un parasite, sur les ressources des pollinisateurs; l'identification d'espèces d'abeilles sans aiguillon non décrites par la science; la définition de valeurs de référence afin de comprendre les tendances dans les pollinisateurs; l'amélioration des rendements économiques du miel de forêt; l'identification de la réduction du couvert arboré pour la culture du café comme cause de déclin des populations d'oiseaux migrateurs; et des politiques de restriction de l'utilisation de **néonicotinoïdes** dans l'Union européenne pour réduire les risques encourus par les pollinisateurs (5.4.1, 5.4.2.2, 5.4.7.3, **tableaux 5-4 et 5-5**).

Les néonicotinoïdes dans le rapport

Dans : *Chapitre 2, Facteurs de changement des pollinisateurs, des réseaux de pollinisation et de la pollinisation*

Dans : *Résumé aux décideurs* (ndlr. sous-section partiellement traduite)

[p.31] Il a été démontré que les pesticides, en particulier les insecticides, ont un large éventail d'effets létaux et sublétaux sur les pollinisateurs dans des conditions expérimentales contrôlées (*bien établi*). Les quelques études de terrain disponibles évaluant les effets d'une exposition réaliste sur le terrain fournissent des preuves contradictoires des effets, sur la base des espèces étudiées et de l'utilisation des pesticides (*établi mais incomplet*). On ne sait pas encore à quel point les effets sublétaux de l'exposition aux pesticides enregistrés pour des insectes individuels affectent les colonies et les populations d'abeilles domestiques et de pollinisateurs sauvages, surtout à long terme.

La plupart des études sur les effets sublétaux des insecticides sur les pollinisateurs ont testé une gamme limitée de pesticides, en se concentrant récemment sur les **néonicotinoïdes**, et ont été réalisées avec des abeilles à miel et des bourdons ; des études moins nombreuses ont été effectuées sur d'autres taxons d'insectes pollinisateurs. Il subsiste donc d'importantes lacunes dans nos connaissances (*bien établi*), qui pourraient avoir des répercussions sur l'évaluation globale des risques. Des recherches récentes axées sur les insecticides à base de **néonicotinoïdes** montrent des preuves considérables d'effets létaux et sublétaux sur les abeilles dans des conditions contrôlées (*bien établi*) et certaines preuves d'impacts sur la pollinisation (*établi mais incomplet*). Une étude récente a montré que les **néonicotinoïdes** avaient un impact sur la survie et la reproduction des pollinisateurs sauvages en condition d'exposition réaliste sur le terrain (*établi mais incomplet*). Les preuves, provenant de cette étude et d'autres, des effets sur les colonies d'abeilles domestiques sont contradictoires (*non résolu*). Ce qui constitue une exposition réaliste sur le terrain, ainsi que les effets synergiques et à long terme potentiels des pesticides (et de leurs mélanges), reste incertain (*non résolu*) (2.3.1.4).

Dans : *2.2.2.3 Gestion urbaine* (ndlr. sous-section partiellement traduite)

[p.51] Les effets positifs de l'urbanisation sur les pollinisateurs sont probablement obtenus par une plus grande diversité et hétérogénéité de la couverture terrestre dans les zones

urbaines par rapport à certains types de couvertures terrestres agricoles et naturelles (McKinney, 2008 ; Sattler et al., 2010). En outre, les structures bâties, les ex-zones industrielles, les surfaces perturbées et en graviers et les microclimats chauds peuvent créer des possibilités de nidification rares dans des terrains à la végétation plus dense. Bien que les données sur les pollinisateurs manquent pour de telles utilisations des terres, Kattwinkel et al. (2011) suggèrent que les friches industrielles peuvent être importantes pour la conservation d'autres taxons, y compris les plantes et les insectes. Les zones urbaines pourraient également servir de refuge face aux impacts des insecticides appliqués sur les terres cultivées, bien que l'utilisation d'insecticides à base de **néonicotinoïdes** sur les pelouses urbaines puissent avoir un effet néfaste sur la croissance des colonies de bourdons et la production de nouvelles reines si ces insecticides sont appliqués sur des plantes en fleurs (Larson et al., 2013). Une étude utilisant des données de science citoyenne provenant de jardins français a révélé une corrélation négative entre l'abondance des papillons et des bourdons et l'utilisation d'insecticides et d'herbicides (Muratet et Fontaine, 2015). Muratet et Fontaine (2015) ont également constaté que l'effet négatif des insecticides était plus important dans les zones fortement urbanisées. L'abondance et la richesse de la flore semblent jouer un rôle important dans la diversité des pollinisateurs. Des études ont montré une augmentation de la richesse des espèces végétales dans les zones urbaines par rapport aux zones agricoles, semi-naturelles et naturelles environnantes, en raison du grand nombre d'espèces non indigènes, des saisons de floraison plus longues (qui assurent la continuité des ressources florales sur une plus longue période) et de la grande hétérogénéité des zones urbaines (Angold et al., 2006; Hope et al., 2003; Kuhn et al., 2004; Neil and Wu, 2006; Stelzer et al., 2010). Les zones urbaines qui fournissent des niveaux élevés de ressources florales peuvent accueillir davantage d'insectes "visiteurs de fleurs" (Matteson et al., 2013). Cependant, l'importance des ressources florales peut ne pas être la même pour tous les taxons pollinisateurs ou dans toutes les zones (par exemple, Neame et al., 2013 ; Wojcik et McBride, 2012).

Il existe comparativement moins d'études sur les pollinisateurs dans les zones urbaines que dans les paysages agricoles ou naturels, et de nombreuses lacunes existent en matière de connaissances, notamment en ce qui concerne les approches de gestion urbaine bénéfiques pour les pollinisateurs (mais voir Blackmore et Goulson, 2014 ; Garbuzov et al., 2015). Bien que des études soient en cours dans des villes néotropicales (par exemple, Aleixo et al., 2014 ; Frankie et al., 2013 ; Nates-Parra et al., 2006 ; Zotarelli et al., 2014), les recherches continuent de privilégier les villes tempérées du nord. Il est donc difficile d'appliquer les conclusions des nombreuses études actuelles aux pays tropicaux et arides, alors que beaucoup d'entre eux connaissent une croissance rapide de leur développement urbain. Enfin, comme pour tous les types de paysages, le manque de données standardisées à long terme sur les pollinisateurs des zones urbaines rend difficile toute déduction sur l'effet à long terme de l'urbanisation sur les pollinisateurs.

Dans : *2.3.1 Pesticides* (ndlr. dans la mesure où les néonicotinoïdes sont principalement abordés dans cette section 2.3.1 et ses sous-sections, elles ont été traduites en totalité, sans qu'aucun paragraphe n'ait été exclu.)

[p.52] Les pesticides (fongicides, herbicides, insecticides, acaricides, etc. (voir **encadré 2.3.1**)) sont principalement utilisés pour la protection des cultures et des plantes contre les ravageurs et les maladies. Ils comprennent les produits chimiques de synthèse, les produits

biologiques, par exemple *Bacillus thuringiensis* (Bt), ou les produits chimiques d'origine biologique comme les peptides de venin d'araignée (Windley et al., 2012). Les pesticides jouent également un rôle clé dans la santé publique, par exemple dans la lutte contre les vecteurs de maladies comme les moustiques avec l'application de larvacides, d'adulticides et l'utilisation de moustiquaires traitées (Casida, 2012). Les insecticides à large spectre, qui sont généralement considérés comme présentant un risque plus élevé pour les pollinisateurs, sont utilisés dans les zones agricoles, dans les environnements urbains, comme les jardins, les parcs et les terrains de golf, et pour lutter contre les insectes nuisibles et les vecteurs de maladies tels que les moustiques (Goulds, 2012). Certains pesticides, en particulier les insecticides, et surtout lorsqu'ils ne sont pas utilisés conformément à une gestion/atténuation efficace des risques visant à réduire/supprimer l'exposition, par exemple en les utilisant uniquement en dehors de la période de floraison dans les cultures attirant les abeilles, sont susceptibles d'affecter directement l'abondance et la diversité des pollinisateurs en provoquant leur mortalité.

Encadré 2.3.1 : Types de pesticides

"Pesticides" est un terme générique qui désigne une gamme de produits chimiques naturels et synthétiques de protection des plantes (cultures). Ils sont généralement catégorisés en trois grands groupes : les herbicides, pour la lutte contre les mauvaises herbes, les fongicides, pour la lutte contre les maladies fongiques, et les insecticides, pour la lutte contre les insectes nuisibles. En dehors de ces groupes, on trouve d'autres catégories de pesticides dans lesquelles figurent les régulateurs de croissance des plantes, les acaricides et les molluscicides. Dans certains pays, les varroacides, destinés à lutter contre les parasites de l'abeille à miel *Varroa*, sont catégorisés comme pesticides.

Concernant les insecticides, ils comprennent un large éventail de produits chimiques aux modes d'action différents, mais sont généralement associés à l'un de ces principaux groupes :

- Les insecticides organophosphorés et carbamates : ils inhibent l'enzyme acétylcholinestérase qui met fin à l'action du neurotransmetteur excitateur acétylcholine au niveau des synapses nerveuses. L'utilisation de ces insecticides est en déclin dans le monde entier.
- Les organochlorés et les insecticides pyréthroïdes : ce sont des modulateurs des canaux sodiques qui maintiennent ouverts les canaux sodiques des neurones, provoquant une hyperexcitation et, dans certains cas, un blocage des nerfs. Les canaux sodiques sont impliqués dans la propagation des potentiels d'action le long des axones des nerfs. Les insecticides organochlorés ne sont plus largement utilisés ; l'utilisation des pyréthroïdes est stable.
- Les insecticides à base de **néonicotinoïdes** : Ce sont des agonistes du récepteur nicotinique de l'acétylcholine (nAChR) imitant l'action de l'acétylcholine au nAChR et entraînant une hyperexcitation. Depuis leur introduction dans les années 1990, l'utilisation des **néonicotinoïdes** a augmenté au niveau mondial.

Des effets sublétaux, tels que l'altération de la capacité de recherche de nourriture ou la réduction de la fonction immunitaire, peuvent affecter les populations de pollinisateurs (Rundlöf et al., 2015). Une expérience récente réalisée en condition de laboratoire a suggéré qu'une exposition sublétalement pouvait avoir un impact négatif sur la pollinisation des pommes (Stanley et al., 2015). Toutefois, il n'existe à ce jour aucune preuve d'impacts résultants d'effets sublétaux sur la pollinisation dans des conditions réelles d'exposition au

champ (Brittain et Potts, 2011). Le rôle des effets sublétaux des pesticides, en particulier du groupe des **néonicotinoïdes**, en tant que moteur du déclin des pollinisateurs fait l'objet d'une surveillance de plus en plus approfondie (Blacquièrre et al., 2012 ; Van der Sluijs et al., 2013 ; Godfray et al., 2014). Celle-ci est justifiée par leur niveau élevé d'utilisation qui, combiné à leur toxicité élevée et à leurs propriétés systémiques, entraîne un risque d'exposition aux pollinisateurs. Pourtant, et malgré cette attention particulière, il subsiste des lacunes dans les connaissances qui (Blacquièrre et al., 2012 ; Godfray et al., 2014 ; Lundin et al., 2015), en plus des résultats de recherche parfois contradictoires, conduisent à des débats très polarisés.

Dans : 2.3.1.1 *Utilisation des pesticides* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

Au niveau mondial, l'utilisation des pesticides sur les terres agricoles varie en fonction de la pression exercée par les parasites et les maladies au niveau régional ou local (FAOSTAT, 2014), ainsi qu'en fonction de facteurs tels que la capacité d'achat et les pratiques culturales des agriculteurs (Schreinemachers et Tipraqsa, 2012 ; Heong et al., 2013 ; Heong et al., 2014). Dans les nombreux pays pour lesquels des données sont disponibles (par exemple, aux États-Unis, au Brésil et en Europe), le tonnage total de pesticides utilisés dans l'agriculture est stable ou en augmentation constante depuis les années 1990 (OCDE, 2013 ; FAOSTAT, 2014). Pour de nombreux autres pays (par exemple, en Afrique et en Asie), les données sont incomplètes ou absentes. Certaines variations dans l'utilisation des pesticides sont dues à l'évolution des pratiques agricoles. Par exemple, l'application d'herbicides aux États-Unis a augmenté et le tonnage d'insecticides a diminué, deux phénomènes associés à l'augmentation des cultures génétiquement modifiées et aux changements d'efficacité (USDA, 2014).

Lorsque des données sont disponibles pour les pays en développement, on constate que l'utilisation des pesticides augmente rapidement, parfois par rapport à un faible niveau de base. Le consensus international sur le niveau de risque posé par certains de ces pesticides ne s'est souvent pas traduit par une réduction de l'utilisation de ces produits chimiques dans les pays en développement (Schreinemachers et Tipraqsa, 2012). Ainsi, dans de nombreux pays à revenu élevé et moyen, les restrictions imposées pour l'utilisation d'insecticides organochlorés, organophosphorés et carbamates, qui présentent un risque élevé pour la santé humaine et l'environnement, ont entraîné leur remplacement par des **néonicotinoïdes** et des pyréthroïdes (voir par exemple la **figure 2.3.1**). Par exemple, l'un des changements importants dans la méthodologie d'application des pesticides dans l'UE et aux États-Unis au cours des 20 à 30 dernières années a été le développement d'insecticides systémiques appliqués au sol ou sur les semences (par exemple, les **néonicotinoïdes**) comme alternative aux multiples applications foliaires/pulvérisation (Foster et Dewar, 2013). Cette catégorie d'insecticides systémiques est maintenant utilisée sur un large éventail de combinaisons de cultures/applications différentes dans les grandes cultures et les arbres, y compris par pulvérisations foliaires, par arrosages du sol et par traitement des semences dans plus de 120 pays, ce qui représente au moins 30 % du marché mondial des insecticides (Nauen et Jeschke, 2011 ; Simon-Delso et al., 2015). Leur persistance dans l'eau et le sol, leur absorption par les cultures et les plantes sauvages et leur transfert subséquent dans le pollen et le nectar (Krupke et al., 2012 ; Johnson et Pettis, 2014) représentent potentiellement une source importante d'exposition qui conduit à craindre un

risque subléta chronique pour la santé des pollinisateurs (Van der Sluijs et al., 2013). En revanche, dans les pays à revenu faible et moyen inférieur, de nombreux groupes d'insecticides plus anciens sont encore largement utilisés et l'utilisation excessive due au manque de formation des utilisateurs et en gestion est une préoccupation importante (voir l'étude de cas sur l'Afrique, **encadré 2.3.4**) (Tomlin, 2009 ; Schreinemachers et Tipraqsa, 2012 ; Heong et al., 2013).

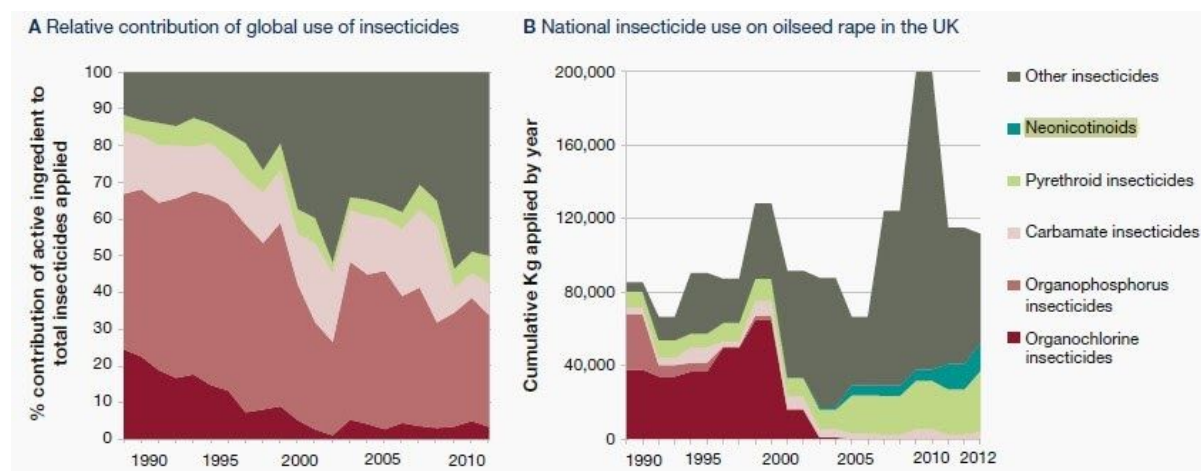


Figure 2.3.1 : Utilisation mondiale d'insecticides (OCDE, 2013) (indiquée comme contribution relative aux ventes (tonnes de matière active) car les données sont incomplètes pour les années et les pays ; les données relatives aux **néonicotinoïdes** ne sont pas identifiées séparément dans l'ensemble de données) et un exemple d'utilisation nationale d'insecticides sur le colza au Royaume-Uni (UK Pesticide Usage Survey ; données sur l'utilisation totale jusqu'en 2012 ; les zones où moins de 100 ha au total ont été traitées ont été exclues ; pour les pesticides de chaque classe, voir les données PUS (FERA/Defra, 2015)). La masse totale appliquée peut être affectée par la superficie cultivée, qui est passée de 415 000 à 615 000 ha entre 1996 et 2010.

http://www.ukagriculture.com/statistics/farming_statistics.cfm?strsection=Oilseed%20Rape

Là où les pesticides sont utilisés, ils doivent être appliqués conformément aux pratiques de lutte intégrée contre les parasites (IPM, voir le chapitre 6, les sections 6.4.2 et 6.8.2). Dans cette évaluation, l'utilisation appropriée des insecticides (catégorie de pesticides ayant le plus grand potentiel d'impact direct sur les pollinisateurs) a été définie comme comprenant également, mais sans s'y limiter, la garantie que des mesures d'atténuation ont été identifiées pour minimiser l'exposition des pollinisateurs, que l'étiquette fournit des instructions claires sur la manière de protéger les pollinisateurs et que les applicateurs connaissent et suivent les instructions de l'étiquette (par exemple, voir le Code de conduite de la FAO (FAO, 2013)). Les pesticides, lorsqu'ils sont utilisés de manière appropriée et dans le cadre d'un programme de lutte intégrée contre les ravageurs (IPM, voir chapitre 6, sections 6.4.2 et 6.8.2) (Korsten, 2004 ; Mani et al., 2005 ; Gentz et al., 2010), peuvent être considérés comme un outil important pour l'intensification durable de la production agricole (Tilman et al., 2002 ; Godfray et al., 2010 ; Tilman et al., 2011 ; Andersons, 2014). Bien que la gamme de pesticides disponibles puisse être limitée par la demande du marché dans certains secteurs, par exemple dans l'agriculture biologique (**encadré 2.3.3** (ndlr. non présenté ici, car non pertinent), de telles restrictions n'équivalent pas nécessairement à une réduction des risques pour les pollinisateurs, car nombre de ces pesticides autorisés leurs sont également toxiques (par exemple, Barbosa et al., 2014). Cette discussion se superpose au fait que, dans le monde entier, les catégories de pesticides autorisés, le niveau d'évaluation des risques/réglementation et l'accès à l'éducation, la compréhension, la mise en œuvre et de l'application d'une utilisation responsable et prudente par les utilisateurs

finaux de pesticides varient considérablement, en allant d'une réglementation et/ou d'une application inefficace à des systèmes fortement communautaires comme dans l'UE et en Amérique du Nord (voir l'annexe du chapitre 6, les exemples comprennent Ecobichon, 2001 ; Hordzi et al, 2010 ; Sahu, 2011 ; Al Zadjali et al., 2014 ; Deihimfard et al., 2014 ; EC, 2014 ; CropLife, 2015). La réglementation de l'utilisation des pesticides peut être entreprise directement par le biais des évaluations des risques environnementaux (voir le chapitre 6), mais aussi indirectement en veillant à ce que d'autres exigences telles que les LMR pour la sécurité humaine (limites maximales de résidus fixées par les pays importateurs tels que les États-Unis, l'UE, l'Australie, le Japon, Taiwan) soient respectées dans les cultures destinées à l'exportation (Sun et al., 2012). Même lorsque les données sur l'utilisation totale des pesticides sont disponibles, elles fournissent rarement les informations détaillées nécessaires à cette évaluation, comme par exemple la puissance des différents insecticides et leur mode d'utilisation (méthode d'application, dose, culture, surface traitée et calendrier), ce qui rend les comparaisons basées uniquement sur le tonnage total vendu ou la valeur des ventes complexes et difficiles à interpréter. L'amélioration du détail des données sur l'utilisation des pesticides permettrait de mieux comprendre les risques potentiels que l'utilisation des pesticides fait courir aux pollinisateurs. Au-delà des utilisations agricoles, les données manquent également pour l'utilisation dans les propriétés résidentielles, et elles sont limitées sur l'utilisation dans les lieux d'agrément (par exemple, Goulds, 2012).

Encadré 2.3.2 : Les risques liés aux pesticides, en bref

Le risque posé par les pesticides est déterminé 1) par la toxicité (danger (ndlr. ou hazard en anglais)) du produit chimique, par exemple en tant que substance active, métabolite ou formulation, qui a une valeur fixe pour un stade de développement donné de l'espèce dans des conditions spécifiées, et 2) par le niveau et la durée d'exposition du pollinisateur, qui est très variable en fonction de son comportement, comme par exemple les abeilles butineuses versus les adultes de la ruche versus aux larves. La toxicité peut être mesurée en terme de létalité (c'est-à-dire la dose létale médiane (DL_{50}) ou de concentration létale médiane (CL_{50}), qui est la quantité de substance nécessaire pour tuer 50 % de la population d'essai) ou d'effets sublétaux, par exemple les troubles de la mémoire, la réduction de la recherche de nourriture, la réduction de la production de couvain, etc. mesurés par une dose efficace (EC_x) ou une concentration ou un niveau sans effet observé (NOEL ou NOEC). Le défi consiste à comprendre l'ampleur et la durée des effets sur l'individu, la colonie et/ou la communauté de pollinisateurs.

L'exposition aux pesticides varie en fonction de leur utilisation, des propriétés des composants chimiques, du comportement et de la biologie des espèces pollinisatrices, et de l'environnement local. L'exposition peut se faire à un ou plusieurs pesticides, qui peuvent être appliqués directement de manière séquentielle ou en combinaison, par exemple après un mélange en cuve, sur un large éventail de cultures visitées par les pollinisateurs, ou par des pollinisateurs qui se nourrissent de ressources florales non cultivées (par exemple, des fleurs sauvages) mais exposées aux pesticides. Le comportement du pollinisateur peut influencer sur l'exposition, par exemple selon qu'il fourrage sur une seule plante ou un nombre limité de plantes, stocke du pollen et/ou du nectar, recueille de l'eau, utilise du matériel végétal ou du sol pour construire ses nids, ou est actif à des périodes particulières de l'année. L'environnement peut influencer sur l'exposition et comprend des facteurs tels que la taille des champs, la gestion des cultures et la disponibilité de fourrages alternatifs non traités, comme les promontoires fleuris.

Le risque est généralement estimé en examinant le rapport entre l'exposition et les effets. Au niveau déterministe, on utilise des estimations ponctuelles de l'exposition et des effets, tandis que les méthodes d'estimation probabilistes du risque prennent en compte la distribution des paramètres d'exposition et d'effet. Ces dernières sont considérées comme mieux adaptées à l'estimation de la probabilité et de l'ampleur d'un effet néfaste. L'approche du quotient de risque (HQ, ndlr. "hazard quotient" en anglais) est déterministe et peut être utilisée pour les pesticides appliqués par voie foliaire. Ce quotient est défini comme la dose d'application (grammes de matière active appliqués par hectare) divisée par la DL_{50} par contact aigu ou par voie orale (la plus faible des deux) (EPPO, 2010). Des approches similaires sont adoptées pour les pesticides systémiques où l'exposition (par exemple par ingestion de nectar et de pollen contaminés) est comparée à la CL_{50} ou à la NOEL. En outre, lorsque des risques potentiels sont identifiés, des options d'affinement sont disponibles pour comprendre le risque potentiel en conditions de terrain, comme des études de semi-campagne et des études de terrain (voir également le chapitre 6).

Le défi, et les sujets les plus débattus, sont de comprendre :

- l'ampleur et la durée des effets sublétaux directs sur les populations de pollinisateurs résultant de l'exposition aux pesticides à des niveaux trouvés sur le terrain dans des conditions d'utilisation typiques ; et
- si les abeilles domestiques sont un substitut approprié pour d'autres espèces de pollinisateurs dans l'évaluation des risques, par exemple en raison de différences de physiologie, d'écologie et de comportement.

Dans : *2.3.1.2 Impacts potentiels des pesticides sur les pollinisateurs* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

L'utilisation d'insecticides est particulièrement préoccupante en raison de leurs effets potentiels sur les insectes pollinisateurs non ciblés dus à leur toxicité inhérente (UNEP, 2010 ; EASAC, 2015). Même si, il est également prouvé que certains coformulants de pesticides tels que les adjuvants (utilisés pour améliorer l'application et l'absorption du pesticide) ou les synergistes peuvent également présenter une toxicité à fortes doses (Donovan et Elliott, 2001 ; Ciarlo et al., 2012 ; Zhu et al., 2014 ; Mullin et al., 2015). Le mode d'action des insecticides est très variable, allant des molécules qui interagissent avec les récepteurs nerveux (voir les exemples du **tableau 2.3.1**, ndlr. tableau non intégré dans cette traduction en raison de sa non pertinence)) à celles qui affectent le métabolisme énergétique et le développement (par exemple les régulateurs de croissance des insectes). De nouveaux pesticides et modes d'action sont continuellement recherchés pour faire face au développement rapide de la résistance chez les parasites cibles (Ohta et Ozoe, 2014). Il existe très peu de données disponibles au niveau mondial sur l'utilisation réelle d'insecticides (par opposition aux données sur les ventes) par les agriculteurs sur les cultures attrayantes pour les pollinisateurs, qui permettraient de réaliser une évaluation globale du risque potentiel. Toutefois, les données du Kenya, du Brésil et des Pays-Bas montrent des différences entre les pays en ce qui concerne la disponibilité des pesticides intrinsèquement toxiques pour les abeilles (**figure 2.3.2** (ndlr, figure non présentée ici car non pertinente pour la compréhension du sujet traité); van der Valk et al., 2013).

L'évaluation des risques (qui prend en compte à la fois la toxicité et l'exposition, **encadré 2.3.2**) est considérée comme plus pertinente pour définir l'impact potentiel des pesticides que la seule identification des dangers (toxicité) (van der Valk et al., 2013). L'exposition des

pollinisateurs aux insecticides, leur impact et le potentiel de réaction de la population sont influencés par un large éventail de facteurs, comme le type de culture, le moment, le taux et la méthode d'application des pesticides, et les caractéristiques écologiques (par exemple, l'activité diurne, la spécialisation dans la recherche de nourriture, le cycle de vie) des pollinisateurs gérés et sauvages (Defra, 2008).

L'exposition directe des pollinisateurs aux pesticides peut se produire par plusieurs voies, notamment l'ingestion de pollen, de nectar, de miellat de pucerons ou d'eau contaminés (par exemple, par des flaques d'eau contaminées dans les champs), le contact avec la dérive ou l'overspray lors d'applications foliaires, et le contact avec des résidus sur le feuillage et les fleurs (par exemple, **figure 2.3.3** pour les abeilles (EFSA, 2012)). Les abeilles solitaires peuvent également être exposées via les résidus dans le sol et sur les matériaux de nidification des plantes (EFSA, 2012). Dans les cultures à fleurs, les résidus de pesticides systémiques peuvent être transférés dans le pollen, le nectar collectés, et consommés par les pollinisateurs avec le potentiel de provoquer des effets néfastes lors d'une exposition chronique à de faibles niveaux (Goulson, 2013 ; Pilling et al., 2013 ; Cutler et Scott-Dupree, 2014). Bien qu'il existe des preuves que la systémie n'est pas une propriété limitée aux nouvelles catégories d'insecticides, des propriétés similaires ont été signalées pour le diméthoate, un pesticide organophosphoré (Davis et Shuel, 1988). Les résidus de pesticides (molécule mère et tout métabolite toxique) dans le nectar et le pollen varient considérablement selon le mode d'application. Par exemple, une compilation d'études sur le colza a révélé que les valeurs maximales moyennes varient d'environ 1,9 µg/kg dans le nectar et 6,1 µg/kg dans le pollen après traitement des semences avec des **néonicotinoïdes**, mais que les résidus sont 10 à 20 fois plus importants lorsque les mêmes composés sont appliqués en pulvérisation foliaire à un taux similaire par hectare (10 g m.a./Ha) (EFSA, 2013 ; Godfray et al., 2014) ou en arrosage du sol (Dively et Kamel, 2012 ; Stoner et Eitzer, 2012). Les pollinisateurs peuvent être exposés aux résidus par le biais du liquide de guttation (liquide du xylème végétal exsudé par des pores spécialisés à la surface des feuilles pendant les périodes de forte pression racinaire), où les résidus de **néonicotinoïdes** peuvent être extrêmement élevés dans les premiers stades de la croissance des cultures (Bonmatin et al., 2015). Les flaques d'eau dans les champs constituent d'autres sources d'eau contaminée (Samson-Robert et al., 2014). Toutefois, cette voie d'exposition n'est pas considérée actuellement comme significative pour les abeilles domestiques, bien que les données sur les sources d'eau soient plus limitées pour les autres espèces d'abeilles (Pistorius et al., 2012 ; Godfray et al., 2014). Une autre voie d'exposition potentielle est la production de poussière, contenant un insecticide, qui peut dériver sur les cultures à fleurs ou les mauvaises herbes à proximité pendant le semis des semences traitées (Krupke et al., 2012 ; Pisa et al., 2014). Un certain nombre d'études ont démontré que les poussières générées pendant le semis des semences traitées aux **néonicotinoïdes** provoquaient des effets létaux (Bonmatin et al., 2015), et qu'il résultait une mortalité à grande échelle des abeilles mellifères lorsque ces semences traitées contenaient des niveaux élevés de poussière, en particulier lorsqu'elles étaient mal enrobées ou que des lubrifiants de semences étaient ajoutés pendant le semis, et lorsque cette poussière dérivait sur les cultures en fleur et les mauvaises herbes (Pistorius et al., 2009 ; PMRA, 2014). Il est prouvé que des mesures techniques appropriées pourraient être adoptées pour réduire le risque associé à la poussière, bien qu'aucune d'entre elles ne se soient actuellement avérée totalement efficace (Kubiak et al., 2012 ; Nuytens et al., 2013).

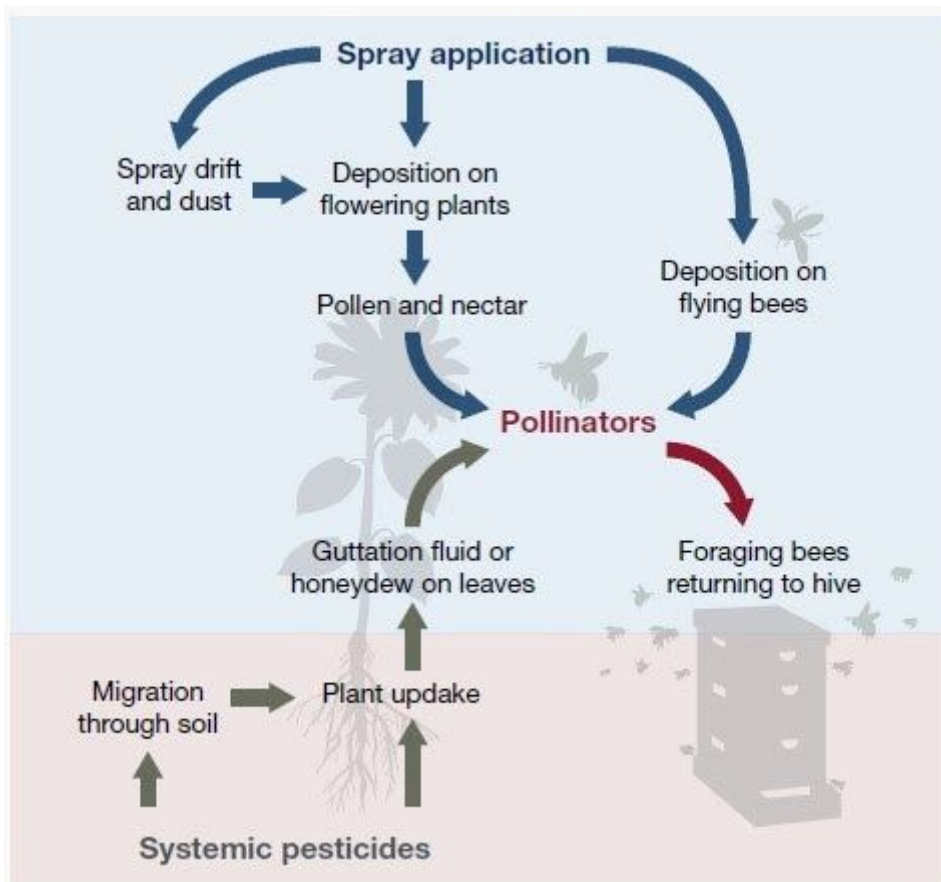


Figure 2.3.3 : Résumé des principales voies d'exposition identifiées chez les abeilles domestiques (EFSA, 2012) ; des voies d'exposition similaires sont probables pour d'autres abeilles et d'autres pollinisateurs.

Il est prouvé que l'identité des pesticides présents et l'ampleur de l'exposition des colonies d'abeilles domestiques (niveaux dans le pollen, dans le nectar/miel et dans la cire) diffèrent selon le type de culture (Pettis et al., 2013) et les régions, ce qui reflète les différences d'approbation et d'utilisation des pesticides (Bogdanov, 2006 ; Johnson et al., 2010 ; Mullin et al., 2010 ; Chauzat et al., 2011 ; Al-Waili et al., 2012). Cependant, les données quantitatives sur l'exposition d'un pollinisateur individuel aux pesticides, c'est-à-dire l'ingestion réelle par une abeille butineuse, et non les résidus mesurés, sont limitées. La consommation de pollen et de nectar a presque été exclusivement étudiée chez les abeilles mellifères et souvent extrapolée, à partir des besoins nutritionnels estimés comme une approximation du taux de butinage (Thompson, 2012), plutôt que mesurée directement. Les facteurs d'exposition ont été évalués pour les abeilles sauvages sur des cultures focales au Brésil, au Kenya et aux Pays-Bas par (van der Valk et al., 2013). La probabilité globale d'exposition des abeilles sauvages aux pesticides a été évaluée comme "probablement similaire" à *Apis mellifera* dans le cas de *Apis mellifera scutellata* et *Xylocopa*, mais en raison d'un manque d'informations, elle était "peu claire" pour *Patellapis* et *Megachile* et "peut-être plus grande" pour *Halictidae*. Toutefois, une revue de la littérature montre clairement qu'il y a un manque de données précises sur des aspects clés de la biologie des espèces non-*Apis* (par exemple la consommation de nectar par les abeilles butineuses) pour permettre de quantifier l'exposition dans les conditions d'exposition réaliste de terrain.

Les pesticides peuvent avoir un impact sur les pollinisateurs sans exposition directe. Les effets indirects sur les pollinisateurs comprennent l'élimination des sources de nectar/pollen

et/ou des sites de nidification par les herbicides (Potts et al., 2010). Ensemble, les effets directs et indirects des pesticides, en combinaison avec d'autres aspects de l'agriculture en monoculture, peuvent contribuer à l'observation à l'échelle du paysage d'une tendance à la réduction de la richesse en espèces d'abeilles et de papillons sauvages en réponse à l'application de pesticides (Brittain et al., 2010 ; Brittain et Potts, 2011 ; Vanbergen et al., 2013).

Dans : 2.3.1.3 *Preuves d'effets létaux lors de l'utilisation de pesticides* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

La toxicité des insecticides pour les pollinisateurs est très variable (plusieurs ordres de grandeur) et dépend de leur mode d'action (voir **tableau 2.3.2**) et du stade de vie visé (par exemple, les régulateurs de croissance des insectes n'affectent directement que les larves/pupes). Même au sein d'une catégorie d'insecticides, la toxicité peut varier de quelques nanogrammes (ng) par abeille à plusieurs milliers de microgrammes (µg) par abeille, comme dans le cas des **néonicotinoïdes** (Blacquière et al., 2012). Il est prouvé que les enzymes de détoxification des abeilles sont moins diverses que chez les autres insectes, ce qui les rend moins bien adaptées pour répondre à l'exposition à toute une série de produits chimiques (Johnson et al., 2010 ; Mao et al., 2013), et même cette gamme limitée d'enzymes est également affectée par l'âge de l'abeille, la période de l'année, etc. (Smirle et Winston, 1987). Cependant, il est également prouvé qu'*Apis mellifera* n'est pas plus sensible aux insecticides que les autres espèces d'insectes (Hardstone et Scott, 2010). La sensibilité relative des différentes espèces d'abeilles aux effets aigus (exposition unique) des insecticides et autres pesticides est similaire, c'est-à-dire que la toxicité aiguë (DL₅₀) est d'un ordre de grandeur (Arena et Sgolastra, 2014), en particulier si l'on tient compte de la masse corporelle (80-300mg) (Arena et Sgolastra, 2014 ; Fischer et Moriarty, 2014). Cependant, la toxicité chronique (CL₅₀) des pesticides peut être plus variable ; certaines données suggèrent que la clairance des insecticides peut varier selon les espèces d'abeilles (Cresswell et al., 2014). D'autres facteurs ont également été identifiés comme affectant la toxicité des insecticides pour les abeilles, notamment la nutrition (Godfray et al., 2014 ; Schmehl et al., 2014) et la maladie (Vidau et al., 2011) (voir la section 2.4.1).

Les plus grandes bases de données publiées sur les effets aigus des pesticides dans des conditions d'utilisation réaliste sur le terrain sont des programmes officiels de surveillance des incidents limités aux abeilles domestiques (seuls quelques incidents signalés ont impliqué des bourdons). Ces programmes ont été mis en place par les gouvernements nationaux de plusieurs pays européens, de l'Australie, du Canada, des États-Unis et du Japon (OCDE, 2010) et reposent sur la notification des décès d'abeilles domestiques, soit sur une base volontaire par les apiculteurs, soit comme une obligation pour les titulaires d'homologation de pesticides. Un seul incident peut aller de quelques abeilles à plusieurs milliers d'abeilles, mais il fait rarement l'objet d'une évaluation de l'impact à long terme sur la colonie, comme ça a par exemple été le cas en Allemagne avec un incident portant sur des poussière issues de semences taitées aux **néonicotinoïdes** (Wurfel, 2008). Lorsque la déclaration volontaire existe, il y a un risque de sous-déclaration en raison de la réticence des apiculteurs à signaler les incidents et du risque de perte de sites de ruches avec un bon fourrage, souvent présentes sur des terres appartenant à des agriculteurs (Fischer et Moriarty, 2014). Les programmes d'incidents les plus anciens se trouvent principalement en Europe (Allemagne, Pays-Bas et Royaume-Uni), où le nombre d'incidents pour lesquels les

pesticides ont été identifiés comme une cause a diminué, passant d'environ 200 incidents par an dans les années 1980 à environ 50 en 2006 (Barnett et al, 2007 ; Thompson and Thorbahn, 2009) ; des données plus récentes en provenance du Royaume-Uni montrent une baisse de la moyenne annuelle de 48 incidents entre 1981 et 1991 à une moyenne de 7 par an entre 2010 et 2014 (<http://www.pesticides.gov.uk/guidance/industries/pesticides/topics/reducing-environmental-impact/wildlife/WIIS-Quarterly-Reports.htm>). Des programmes similaires ont été mis en place au Japon (<http://www.maff.go.jp/j/press/syouan/nouyaku/150623.html>), où les incidents récents liés à des mortalités d'abeilles domestiques concernaient les pulvérisations d'insecticides **néonicotinoïdes** pour lutter contre la punaise du riz.

Sur plus de 8 500 détections de pesticides dans des échantillons d'abeilles et de plantes liées à un incident soumis aux programmes européens de lutte contre les intoxications par les pesticides (bee-kill), entre 1981 et 2007, près de 50 % contenaient des insecticides, 40 % des fongicides et 11 % des varroacides (un échantillon peut contenir plus d'un pesticide et plusieurs échantillons peuvent être liés à un seul incident). Il peut être difficile de déterminer si les pesticides sont une cause de pertes aiguës d'abeilles, car la détection d'un résidu de pesticide n'est pas nécessairement liée à un effet néfaste et les résidus peuvent diminuer chez les abeilles mortes en fonction de la persistance du produit chimique. Les données établissant un lien entre l'exposition létale et les résidus résultants chez les abeilles sont limitées à quelques insecticides (Greig-Smith et al., 1994 ; Thompson, 2012).

Sur les différents incidents de mortalité des abeilles en Europe où des insecticides ont été détectés (un incident peut inclure plus d'une colonie ou plus d'un site de rucher), 27 % contenaient des insecticides organophosphorés ou des composés carbamates, 14 % contenaient des insecticides organochlorés (gamma-HCH (lindane) et dieldrine), et des insecticides pyréthroïdes étaient présents dans 7,8 % des incidents ; aucun n'était associé à des **néonicotinoïdes** (Thompson et Thorbahn, 2009). Entre 1981 et 1991, environ 65 à 70 % des 545 incidents survenus au Royaume-Uni ont été identifiés comme étant dus au non-respect par les agriculteurs des instructions figurant sur l'étiquette et à l'application d'insecticides sur des haricots à fleurs, des pois et du colza, ou sur des cultures contenant des mauvaises herbes à fleurs (Greig-Smith et al., 1994) ; sur les 3 % restants, ils étaient associés à des applications aériennes (qui ne sont plus autorisées au Royaume-Uni), 2 % à une utilisation dans la lutte contre les abeilles sauvages et, dans le reste des incidents signalés, l'utilisation n'a souvent pas pu être clairement identifiée à partir des informations disponibles. Ces incidents ont permis d'améliorer la réglementation et l'application de la loi en Europe (par exemple, la directive 91/414 CEE), avec une réduction ultérieure des incidents, et le diffusion d'informations lorsque les conditions d'utilisation définies sur l'étiquette indiquaient qu'une formation complémentaire des agriculteurs était nécessaire (Thompson et Thorbahn, 2009). Par exemple, la réduction du nombre d'incidents, liés aux pucerons et à l'utilisation d'insecticides contre le miellat aux Pays-Bas, de 119 en 2003 à 17 en 2006 a été attribuée à la réduction du seuil de contrôle des pucerons pour l'utilisation d'insecticides sur les pommes de terre, ce qui a limité la disponibilité du miellat de pucerons (une source de sucre) et donc l'attraction des abeilles domestiques sur la culture (Thompson and Thorbahn, 2009).

Les expériences tirées de pays ayant mis en place des programmes d'incidents suggèrent que là où il n'y a pas de réglementation ou d'application efficace des principales mesures

d'atténuation (Heong et al., 2013), il est probable que des incidents de mortalité d'abeilles domestiques associée aux insecticides se produisent ; en l'absence d'impacts sur les abeilles domestiques, les effets sur les abeilles sauvages ne sont pas clairs. Les mesures d'atténuation visant à protéger les abeilles domestiques comprennent uniquement l'application d'insecticides en dehors de la période de floraison, et la fermeture ou l'enlèvement des ruches ou l'utilisation d'une technologie à faible dérive pour réduire la dérive de la pulvérisation sur les cultures à fleurs ou les haies contenant des plantes à fleurs. Pour être efficace, l'atténuation doit tenir compte des pratiques locales et s'appliquer également aux autres insectes pollinisateurs. Par exemple, les apiculteurs qui élèvent des abeilles indigènes en Corée ont signalé que les effets des pulvérisations de pesticides ne pouvaient être évités car leurs ruches ne peuvent être déplacées (Park et Youn, 2012).

Ces données sur les incidents ont également été utilisées pour calculer le seuil du quotient de danger (dose d'exposition (g de matière active/ha)/DL₅₀ (µg de matière active/abeille)) fixé à 50, afin d'identifier les utilisations de pesticides appliqués par voie foliaire, qui risquent d'entraîner une mortalité aiguë des abeilles et qui nécessitent une évaluation plus approfondie dans le cadre de l'évaluation des risques, par exemple des études de semi-fond et de terrain (EPPO, 2010). Une comparaison du quotient de danger (HQ) avec le nombre d'incidents signalés est présentée à la **figure 2.3.4**. Bien que le HQ des insecticides pyréthrinoïdes soit bien supérieur à 50, il existe de bonnes preuves que, lorsqu'ils sont appliqués conformément à l'étiquette, en particulier à des doses d'application plus faibles, et non mélangés avec des fongicides inhibant la biosynthèse de l'ergostérol (EBI) (voir la section sur les mélanges de pesticides), les incidents liés aux abeilles domestiques sont rarement observés en raison des propriétés répulsives de certains insecticides de cette classe (Thompson et Thorbahn, 2009). Ces programmes nationaux de surveillance ont montré une diminution du nombre total d'incidents signalés au cours des 20 dernières années à la suite de modifications réactives des enregistrements de produits et de la gestion des produits, par exemple en limitant les applications aux cultures non attractives pour les abeilles. Toutefois, des incidents très médiatisés sont encore signalés, comme l'utilisation non conforme à l'étiquette du dinotefuran, un **néonicotinoïde**, sur des tilleuls aux États-Unis, qui a entraîné une importante destruction des bourdons (Katchadoorian, 2013), la poussière générée lors de la plantation de semences traitées aux **néonicotinoïdes** de mauvaise qualité en Allemagne, qui a affecté plus de 11 000 colonies d'abeilles (Pistorius et al, 2009), un problème similaire en Italie (APENET, 2011), et la génération de poussière lors de la plantation de semences traitées aux **néonicotinoïdes** en présence de lubrifiants pour semences en Ontario, au Canada (PMRA, 2013 ; Cutler et al., 2014b ; voir http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/pubs/pest/_fact-fiche/bee_mortality-mortalite_abeille-eng.php).

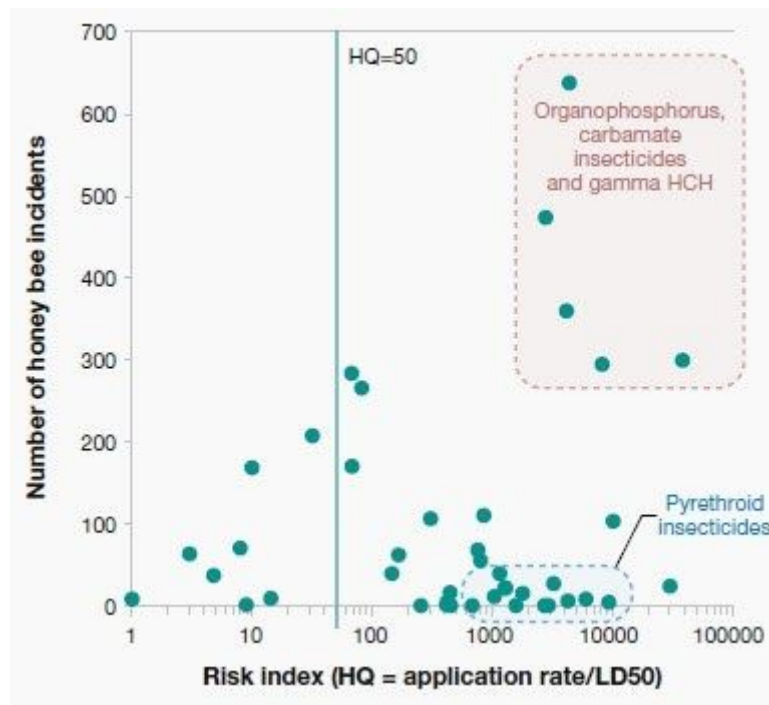


Figure 2.3.4 : Comparaison de l'indice de risque ($HQ = \text{taux d'application}/DL_{50}$) avec le nombre d'incidents liés aux abeilles domestiques dans lesquels le pesticide a été détecté. Les données proviennent du Royaume-Uni, de l'Allemagne et des Pays-Bas 1985- 2007. Un HQ de 50 est utilisé dans les évaluations des risques liés aux pesticides afin d'identifier les utilisations qui nécessitent une évaluation plus approfondie. Les incidents peuvent également contenir des pesticides non liés à la mortalité des abeilles, par exemple 1) le fluralinate utilisé comme varroacide (pour lutter contre l'acarien *Varroa*) et 2) le captan, un fongicide appliqué à des taux élevés (Thompson and Thorbahn 2009). Les cercles mettent en évidence les regroupements d'incidents impliquant différentes classes d'insecticides. Pour référence, les HQ des **néonicotinoïdes** imidaclopride, thiamethoxam et clothianidin sont >1000 mais aucun incident n'a été signalé.

Il est bien établi que les insecticides peuvent affecter les individus et les populations d'abeilles, et que l'impact augmentera avec l'exposition, par exemple si l'étiquette ne prévoit pas de mesures d'atténuation claires et efficaces (les mesures d'atténuation choisies pour les abeilles domestiques ne protègent pas toujours les autres espèces pollinisatrices (Thompson et Hunt, 1999), ou si l'utilisateur ne se conforme pas à l'étiquette (Johansen, 1977 ; Kevan et al., 1990 ; Thompson et Thorbahn, 2009 ; Brittain et al., 2010 ; Hordzi et al., 2010). Cependant, au-delà du petit nombre de programmes d'incidents au niveau national, il existe peu de données disponibles sur les incidents survenant à la suite d'utilisations approuvées ou sur l'ampleur des mauvaises pratiques/du non-respect. Il existe des preuves de mauvaise utilisation délibérée, c'est-à-dire d'empoisonnement intentionnel (Thompson et Thorbahn, 2009). Albert et Cruz (2006) présentent le témoignage de propriétaires d'une ferme biologique où les connaissances traditionnelles et locales sur les pratiques agricoles étaient régénérées à Valence, en Espagne. Ils expliquent les problèmes posés par une loi (appelée décret "pinyolà") qui interdit la présence de pollinisateurs dans certaines zones de cette communauté, où des plantations de clémentines (non indigènes) ont été introduites. La pollinisation génère des semences de clémentines, ce qui réduit leur valeur marchande, c'est pourquoi des pesticides sont utilisés afin de tuer les pollinisateurs. Il est également prouvé que l'utilisation de pesticides dans les maisons et les jardins peut avoir un impact sur les populations de papillons et de bourdons (Muratet et Fontaine, 2015). Cependant, il existe également des preuves solides, provenant à la fois de programmes nationaux d'incidents (Thompson et Thorbahn, 2009) et d'essais sur le terrain (Gels et al., 2002 ; Stadler et al.,

2003 ; Shuler et al., 2005 ; Larson et al., 2013), que les effets des insecticides sur les individus et les populations d'abeilles domestiques peuvent être réduits par des mesures d'atténuation appropriées, bien que l'efficacité de ces mesures d'atténuation pour les populations d'abeilles sauvages ne soit pas claire.

Il existe peu de preuves que l'augmentation de la proportion d'habitats naturels dans le paysage environnant puisse amortir les effets de l'utilisation de pesticides sur l'abondance des abeilles sauvages et la richesse des espèces. Par exemple, Park et al. (2015) ont observé que les effets des pesticides sur une communauté d'abeilles sauvages visitant un verger de pommiers (*Malus domestica*) étaient atténués par l'augmentation de la proportion d'habitats naturels dans le paysage environnant. Les conséquences directes sur le rendement des cultures des pertes de pollinisateurs induites par les pesticides dans les conditions de terrain ne sont pas résolues (Kevan et al., 1990 ; Partap et al., 2001 ; Richards, 2001). En présence d'une pression parasitaire, les pesticides peuvent améliorer le rendement des cultures (Oerke, 2006), mais une base de preuves plus limitée démontre également que les pesticides utilisés en combinaison avec des pollinisateurs domestiques peuvent améliorer le rendement des cultures (Lundin et al., 2013 ; Melathopoulos et al., 2014) et la santé environnementale (Scriber, 2004) et peuvent même améliorer l'abondance des papillons et des bourdons dans les situations urbaines (Muratet et Fontaine, 2015). Des études plus récentes ont spécifiquement remis en question l'utilisation généralisée des traitements de semences aux **néonicotinoïdes** et ont suggéré qu'il n'existe que peu ou pas de preuves publiées pour démontrer les avantages économiques de ces traitements pour les agriculteurs (EPA, 2015 ; Van der Sluijs et al., 2015), bien que le nombre d'essais publiés évaluant directement ces traitements soit très faible et qu'il existe également des données contradictoires (Afifi et al., 2015 ; AgInformatics, 2004). Dans une étude récente sur les traitements de semences aux **néonicotinoïdes** (Budge et al., 2015), les avantages de ces traitements pour la production végétale au Royaume-Uni ont été démontrés par une réduction des applications d'autres insecticides en automne et une augmentation du rendement en présence de la pression des ravageurs, bien que cela ait été variable d'une année à l'autre. Cependant, elle a également montré une corrélation apparente entre l'ampleur de l'utilisation de l'imidaclopride comme traitement des semences de colza et l'augmentation des pertes de colonies d'abeilles domestiques. Il n'y avait aucune corrélation apparente avec l'utilisation totale de **néonicotinoïdes** (ce qui rend le mécanisme sous-jacent de la corrélation peu clair) et un certain nombre d'autres facteurs, tels que les pratiques apicoles et la présence d'autres sources de fourrage, n'ont pas été inclus. D'autres études à grande échelle sont nécessaires pour mieux comprendre l'équilibre entre les avantages de l'utilisation des pesticides dans la production végétale et les risques potentiels pour les pollinisateurs ou d'autres populations non ciblées.

Il a été suggéré que l'exposition chronique à certains insecticides (en particulier les **néonicotinoïdes**) pourrait entraîner une mortalité retardée mais directe des abeilles domestiques (Rondeau et al., 2014 ; Sanchez-Bayo et Goka, 2014). Cependant, il a été démontré que les abeilles domestiques individuelles éliminent rapidement l'imidaclopride (Cresswell et al., 2014), et bien que nourrir des colonies d'abeilles domestiques avec des niveaux élevés d'imidaclopride entraîne une forte mortalité des adultes et une défaillance de la colonie (Dively et al., 2015), une alimentation à des niveaux comparables à ceux d'une exposition réelle au champ sur une période prolongée n'a pas entraîné une augmentation de la mortalité des adultes ou une défaillance de la colonie (Faucon et al., 2005 ; Dively et al.,

2015). Un manque similaire dans la mortalité des abeilles domestiques adultes après une exposition de longue durée (2-6 semaines) des colonies a été signalé pour le thiaméthoxame et la clothianidine (Pilling et al., 2013 ; Cutler et al., 2014a ; Sandrock et al., 2014). Les approches récentes d'utilisation des données de toxicité chronique (CL₅₀) pour évaluer la toxicité cumulative pourraient répondre directement à ces préoccupations pour un plus large éventail de pesticides (EFSA, 2013).

Dans : 2.3.1.4 *Effets sublétaux des pesticides sur les abeilles* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

Dans : 2.3.1.4.1 *Importance des effets sublétaux* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

En plus des mesures traditionnelles des effets létaux qui se produisent lors d'une exposition aiguë aux pesticides, un nombre croissant d'études se sont concentrées sur les effets sublétaux des pesticides sur les pollinisateurs, depuis les années 1970. Les effets sublétaux sont définis comme les effets sur les individus qui survivent à l'exposition (Desneux et al., 2007). Ils font principalement suite à une exposition chronique aux pesticides, mais peuvent également être une conséquence d'une exposition aiguë. Une étude pionnière de Schrick et Stephen (1970) a montré que lorsque les abeilles domestiques étaient exposées à une dose sublétales de parathion, un insecticide organophosphoré, elles étaient incapables de communiquer la direction d'une source de nourriture à d'autres abeilles. À l'aide de diverses méthodes, de nombreuses études ont montré les effets des catégories d'insecticides plus récentes, par exemple les pyréthroïdes (Vandame et al., 1995) et les **néonicotinoïdes** (Henry et al., 2012), entraînant des modifications dans la navigation des abeilles et leur orientation vers les ressources alimentaires et l'emplacement de la colonie, ce qui a provoqué des pertes d'abeilles. Après avoir passé en revue les effets sublétaux documentés des pesticides sur les abeilles, nous examinerons les conclusions des principales études sur ce sujet en ce qui concerne le rôle des effets sublétaux de ces pesticides dans le déclin des abeilles, et la pollinisation qu'elles assurent.

Dans : 2.3.1.4.2 *Gamme des effets sublétaux* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

Une grande variété d'effets sublétaux a été étudiée, et celle-ci peuvent être classée selon leurs effets au niveau de l'individu (physiologique et comportemental) et de la colonie. Nous fournissons plusieurs exemples de chaque effet détecté, sur la base des principales études (Thompson, 2003 ; Desneux et al., 2007 ; Belzunces et al., 2012 ; Van der Sluijs et al., 2013 ; Godfray et al., 2014 ; Pisa et al., 2014) (voir **tableau 2.3.3**).

Comme le montre le **tableau 2.3.3**, il existe une grande variété d'effets sublétaux, y compris des effets physiologiques et comportementaux individuels ainsi que des effets au niveau du colon. La plupart de ces effets ont été démontrés sur l'abeille domestique, et la plupart des études récentes portent sur les effets des insecticides **néonicotinoïdes**. Malgré ces recherches, d'importantes lacunes subsistent dans les connaissances ; par exemple : 1) la plupart des études ont été menées avec des abeilles domestiques, quelques-unes avec le bourdon, *Bombus terrestris*, mais très peu avec d'autres espèces d'abeilles sociales ou solitaires (Sandrock et al., 2014) (**tableau 2.3.3**, **figure 2.3.6**). Par conséquent, les effets

réels sur les communautés de pollinisateurs ne sont pas clairs ; 2) la plupart des recherches ont été effectuées avec des insecticides, en particulier de la catégorie des **néonicotinoïdes** ; on en sait donc moins sur les effets sublétaux des autres insecticides, herbicides ou fongicides ; 3) les effets synergiques des pesticides à des doses sublétales ont été peu étudiés, malgré la possibilité d'effets graves (Colin et Belzunces, 1992 ; Vandame et Belzunces, 1998) ; 4) l'interaction des pesticides à des doses sublétales avec d'autres pressions clés sur les pollinisateurs (intensification de l'utilisation des terres, changement climatique, espèces exotiques, parasites et agents pathogènes), bien qu'elle soit largement inconnue (Vanbergen et al. , 2013), est susceptible de contribuer à la pression globale sur les pollinisateurs (Goulson et al., 2015) (voir dans la section 2.7.2. l'étude de cas n° 2 : agents pathogènes et substances chimiques dans l'environnement).

Class	Examples (chemical subgroup or exemplifying active ingredient)	Mode of action	application rate + 10's g ai/ha ++ 100's of g ai/ha	Example honeybee LD50 µg a.i. (active ingredient)/bee*
Acetylcholinesterase (AChE) inhibitors	Organophosphates, carbamates	Inhibits enzyme which terminates the action of the excitatory neurotransmitter acetylcholine at nerve synapses. Acetylcholine is the major excitatory neurotransmitter in insects.	++	Dimethoate 0.1
GABA-gated chloride channel antagonists	Cyclodiene organochlorines; phenylpyrazoles	Blocks GABA-activated chloride channel; GABA is the major inhibitory neurotransmitter in insects	+	Fipronil 0.004 (oral lowest)
Sodium channel modulators	Pyrethroids, pyrethrins; DDT/methoxychlor	Keep sodium channels open causing hyperexcitation and in some cases nerve block. Sodium channels are involved in the propagation of action potentials along nerve axons.	+	Deltamethrin 0.0015 (contact lowest)
Nicotinic acetylcholine receptor (nAChR) agonists	Neonicotinoids; nicotine; sulfoxaflor; butenolides	Mimic the agonist action of acetylcholine at nAChR causing hyperexcitation. Acetylcholine is the major excitatory neurotransmitter in insects.	+	Thiacloprid 17.3 (oral lowest) Imidacloprid 0.0037 (oral lowest)
Nicotinic acetylcholine receptor (nAChR) allosteric modulators	Spinosyns	Allosterically activate nAChRs causing hyperexcitation. Acetylcholine is the major excitatory neurotransmitter in insects.	+	Spinosad 0.0036 (contact lowest)
Chloride channel activators	Avermectins, milbemectins	Allosterically activate glutamate-gated chloride channels causing paralysis. Glutamate is an important inhibitory neurotransmitter in insects	+	Abamectin 0.002 (contact)
Modulators of chlordotonal organs	Pymetrozine; flonicamid	Stimulate chlordotonal proprioceptors by an unknown mechanism; impairs fine motor control, resulting in disruption of feeding and other behaviours of Hemiptera and certain other insects	+	Pymetrozine >117 (oral lowest)

Tableau 2.3.2 : Exemples de catégories. Mode d'action et toxicité des insecticides agissant sur des cibles nerveuses/musculaires (d'après la classification du ministère de l'agriculture de l'IRAC <http://www.irac-online.org/documents/moa-classification/?ext=pdf>).

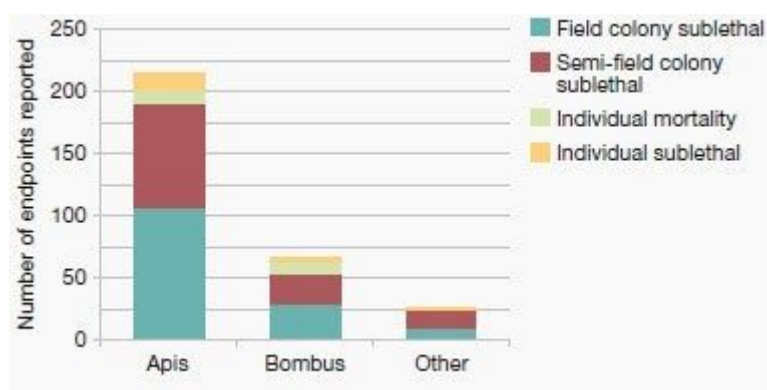


Figure 2.3.6 : Analyse du nombre d'effets sublétaux signalés à différents niveaux d'organisation pour les insecticides **néonicotinoïdes** (imidaclopride, clothiandine et thiaméthoxame) utilisés sur l'*Apis*, le *Bombus* et d'autres espèces d'abeilles, et de l'abondance relative des données sur des effets spécifiques (à l'exclusion de la mortalité) chez les individus et les colonies d'abeilles domestiques (comme indiqué dans Fryday et al., 2015).

Dans : 2.3.1.4.3 *Effets sublétaux et menace pour les abeilles* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

L'aperçu donné dans le **tableau 2.3.3** (ndlr. tableau non intégré dans cette traduction en raison de sa longueur) soulève une question importante : quel est le rôle actuel de ces nombreux effets sublétaux dans le déclin des abeilles dans le monde ? Neuf revues de littérature (ndlr. des “reviews”) ont apporté diverses réponses à cette question.

Parmi ces neuf, un premier groupe de trois revues de littérature porte sur les effets sublétaux des pesticides en général. La première d'entre-elles (Thompson, 2003) a passé en revue 75 études traitant des effets comportementaux des pesticides sur les abeilles, allant des effets sur la discrimination des odeurs à la perturbation du comportement de guidage, et montrant que ces effets se produisent à des niveaux de pesticides égaux ou inférieurs à ceux estimés à la suite d'applications en champs. Elle indique que l'impact à long terme des effets comportementaux sur la colonie est rarement signalé. Elle appelle à recourir à des études en laboratoire pour évaluer les effets sublétaux des composés ayant une faible toxicité aiguë et des doses d'application faibles. La deuxième revue (Desneux et al., 2007), basée sur 147 études, a montré un large éventail d'effets sublétaux, avec principalement des perturbations du développement individuel, des modes de recherche de nourriture, du comportement alimentaire et des processus d'apprentissage ; elle conclut que les conséquences des effets sublétaux sur les populations et les communautés de pollinisateurs ne sont pas bien comprises, et appelle au développement de méthodes pour tester ces effets, et à leur inclusion dans les procédures réglementaires. Une troisième revue (Belzunces et al., 2012), basée sur environ 250 études, s'est concentrée sur les effets neuronaux des insecticides sur les abeilles, et souligné le fait que les mécanismes par lesquels les insecticides provoquent leurs effets ne sont pas limités à l'interaction entre la substance active et la cible moléculaire responsable de l'action insecticide. Elle a également montré que les effets synergiques entre les différents insecticides sont mal compris chez les abeilles, et très probablement sous-estimés.

Toujours parmi ces neuf revues de littérature, un autre groupe composé de six revues a porté plus spécifiquement sur les effets sublétaux des insecticides **néonicotinoïdes**. La première (Blacquière et al., 2012) a passé en revue environ 110 études, faisant état d'une grande variété d'effets sublétaux. Elle a montré que les niveaux de résidus de **néonicotinoïdes** dans les plantes (en particulier dans le nectar et le pollen) avaient tendance à être inférieurs aux niveaux requis pour produire des effets toxiques (aigus ou chroniques) sur les abeilles. Blacquière et al. (2012) ont également souligné le manque de données fiables, la plupart des analyses ayant été effectuées près des limites de détection et pour quelques cultures seulement. Malgré un certain nombre d'effets sublétaux documentés dans des études en laboratoire, Blacquière et al. (2012) ont constaté qu'aucun effet n'avait été observé dans les études de terrain à des doses réalistes. Ce résultat peut être partiellement dû au fait que la plupart des études ont été menées après le traitement des semences, un mode d'exposition qui génère des niveaux de résidus plus faibles que les autres modes d'application. Une autre revue de 259 études (Godfray et al., 2014) a identifié

des effets sublétaux dans des expériences en laboratoire et en semi-terrain. Elle a aussi mis en évidence la nécessité de mieux comprendre si ces effets conduisant à une altération significative des performances individuelles correspondaient à des doses sublétales reçues par les pollinisateurs sur le terrain en condition réaliste, si 'il existe un effet cumulatif sur les colonies et les populations affectant la pollinisation dans les paysages agricoles et non agricoles, et quelles en sont les conséquences sur la viabilité des populations de pollinisateurs.

Dans quatre de ces six revues (dont trois (Van der Sluijs et al., 2013, Simon-Delso et al., 2014, Pisa et al., 2015) ont des contributeurs communs), les auteurs arrivent à des conclusions différentes et affirment que les effets sublétaux des **néonicotinoïdes** ont très probablement un impact négatif sur les performances individuelles et sociales des abeilles. Une méta-analyse de 14 études portant sur les effets de l'imidaclopride sur les abeilles mellifères (Cresswell, 2011) a estimé que les niveaux dans le nectare ne devraient pas entraîner d'effets létaux en condition réelle au champ, mais provoquer une réduction de 6 à 20% des performances chez les abeilles mellifères adultes en condition d'expérience en laboratoire et en semi-terrain. L'analyse statistique de cet auteur a montré que les essais sur le terrain publiés à cette époque (jusqu'en 2011), qui ne faisaient état d'aucun effet des **néonicotinoïdes** sur les abeilles, étaient incapables de détecter les effets sublétaux attendues avec des niveaux de certitude conventionnellement acceptés. Cette étude a donc suscité des inquiétudes quant à la capacité des autres études utilisées dans les revues à détecter un impact sublétaux de l'imidaclopride dans les conditions réelles au champ, un point de vue soutenu par l'étude plus récente de Rundlöf et al. (2015), qui a utilisé un design d'étude d'une réplication suffisante (8 paires de champs) pour détecter un effet de 20 % sur la force des colonies d'abeilles si celui-ci s'était produit. De même, un examen de 163 études scientifiques (Van der Sluijs et al., 2013) a conclu qu'aux doses réelles aux champs, les **néonicotinoïdes** produisent une grande variété d'effets sublétaux néfastes dans les colonies d'abeilles domestiques et de bourdons, affectant les performances des colonies. Ces auteurs avertissent également que les effets à long terme ne sont pas pris en compte par les tests pour l'autorisation de mise sur le marché, et qu'en général les tests sur le terrain ont une faible fiabilité en raison du nombre de variables environnementales impliquées. Récemment, le Groupe de travail international sur les pesticides systémiques (ndlr. "International Task Force on Systemic Pesticides"), un groupe de 29 scientifiques indépendants mis en place par l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), a publié une série de revues complémentaires. Dans l'une de ces revues, Simon-Delso et al. (2015) résumant le nombre élevé de métabolites dérivés des **néonicotinoïdes** et du fipronil, et soulignent à quel point les connaissances sur leurs profils de toxicité sont limitées. Une analyse différente réalisée par la même équipe (Pisa et al., 2015), basée sur plus de 350 études, a passé en revue les effets de ces composés sur les invertébrés, y compris les abeilles domestiques, et montré un large éventail d'effets sublétaux sur l'activité, la locomotion, le métabolisme, le développement ontogénétique, le comportement, l'apprentissage et la mémoire. Contrairement à Blacquière et al. (2012), ils concluent qu'il existe un ensemble de preuves claires montrant que les niveaux de pollution existants, résultant des utilisations autorisées, dépassent fréquemment les concentrations les plus faibles d'effets nocifs observés et sont donc susceptibles d'avoir des impacts biologiques et écologiques négatifs à grande échelle et de grande envergure. Enfin, ils suggèrent que les organismes de réglementation appliquent davantage les principes de précaution et renforcent les réglementations sur les néonicotinoïdes et le fipronil.

Malgré le fait que ces neuf revues de littérature se chevauchent en ce qui concerne les documents qu'elles contiennent, leurs conclusions sont très variées, bien qu'il y ait des points communs entre les auteurs des points de vue opposés. Il existe un consensus clair sur le fait que les abeilles sauvages et les abeilles domestiques sont exposées aux pesticides (principalement par le nectar et le pollen, dans le cas des **néonicotinoïdes**), et que la gamme des effets sublétaux est assez large. Il existe des preuves significatives et un consensus assez large sur les impacts très négatifs des effets sublétaux dans des conditions contrôlées.

Cependant, d'autres sujets font l'objet de désaccords entre les revues, notamment sur ce qui constitue une dose en condition réelle au champ compte tenu des caractéristiques des pollinisateurs, du contexte environnemental et de la gestion (Van der Sluijs et al., 2013 ; Carreck et Ratnieks, 2014). Il existe donc des points de vue divergents sur les effets réels des pesticides dans les conditions de terrain, un manque de connaissances qui suscite l'intérêt de différentes études récentes. En particulier, Goulson (2015), en réanalysant une étude sur les impacts de l'exposition des colonies de bourdons aux **néonicotinoïdes**, a montré une relation négative entre la croissance des colonies et la production de reines et les niveaux de **néonicotinoïdes** dans les réserves alimentaires collectées par les abeilles. Une autre étude à grande échelle a observé les effets de la clothianidine appliquée sur du colza semé au printemps en Suède sur des abeilles domestiques et différentes abeilles sauvages (Rundlöf et al., 2015). Ils ont montré que cet insecticide n'avait aucun impact sur les abeilles domestiques, mais qu'il réduisait la densité des abeilles sauvages, la nidification de l'abeille solitaire *Osmia bicornis*, ainsi que la croissance et la reproduction des colonies de bourdons *B. terrestris*. Bien qu'il ne soit pas certain que les mêmes résultats soient observés dans des conditions différentes (par exemple, différentes cultures, climats ou modes d'agriculture), ces résultats montrent pour la première fois les effets des insecticides **néonicotinoïdes** en condition réelle au champ. Ces nouvelles données ont une importance considérable, étant donné que le colza est l'une des principales cultures au monde et qu'il est très attractif pour les abeilles, allant jusqu'à entrer en concurrence avec d'autres plantes à fleurs que les pollinisateurs visitent (Holzschuh et al., 2011 ; section la 2.2.2.1.7).

Parmi les études publiées à ce jour, quatre sur six (Cresswell, 2011 ; Van der Sluijs et al., 2013 ; Simon-Delso et al., 2014 ; Pisa et al., 2014) concluent que les effets sublétaux des insecticides **néonicotinoïdes** sur les abeilles ont des conséquences négatives sur leurs performances individuelles et sociales, ce qui suggère leur contribution au déclin des abeilles. Ces conséquences sont potentiellement aggravées par le fait que les abeilles peuvent être attirées par des aliments contaminés par des insecticides **néonicotinoïdes** (Kessler et al., 2015). Dans l'ensemble, il existe de nombreuses preuves d'effets sublétaux des **néonicotinoïdes** sur les abeilles, mais il existe encore un faible consensus sur les niveaux des effets d'une exposition réelle au champ et les conséquences qui en découlent, ce qui entraîne une incertitude considérable sur la manière dont les effets sublétaux enregistrés sur les individus (**figure 2.3.5**) pourraient affecter les populations de pollinisateurs sauvages à long terme. Ce manque de connaissances rend particulièrement difficile l'évaluation de la manière dont les effets sublétaux des pesticides affectent la capacité et la valeur économique des services de pollinisation (Rundlöf et al., 2015 ; Raine et Gill, 2015). Comme le souligne Johnson (2015), la modélisation peut fournir une approche

pour améliorer notre compréhension de l'impact potentiel des effets sublétaux sur les colonies d'abeilles (Becher et al., 2014) et d'autres pollinisateurs (Bryden et al., 2013).

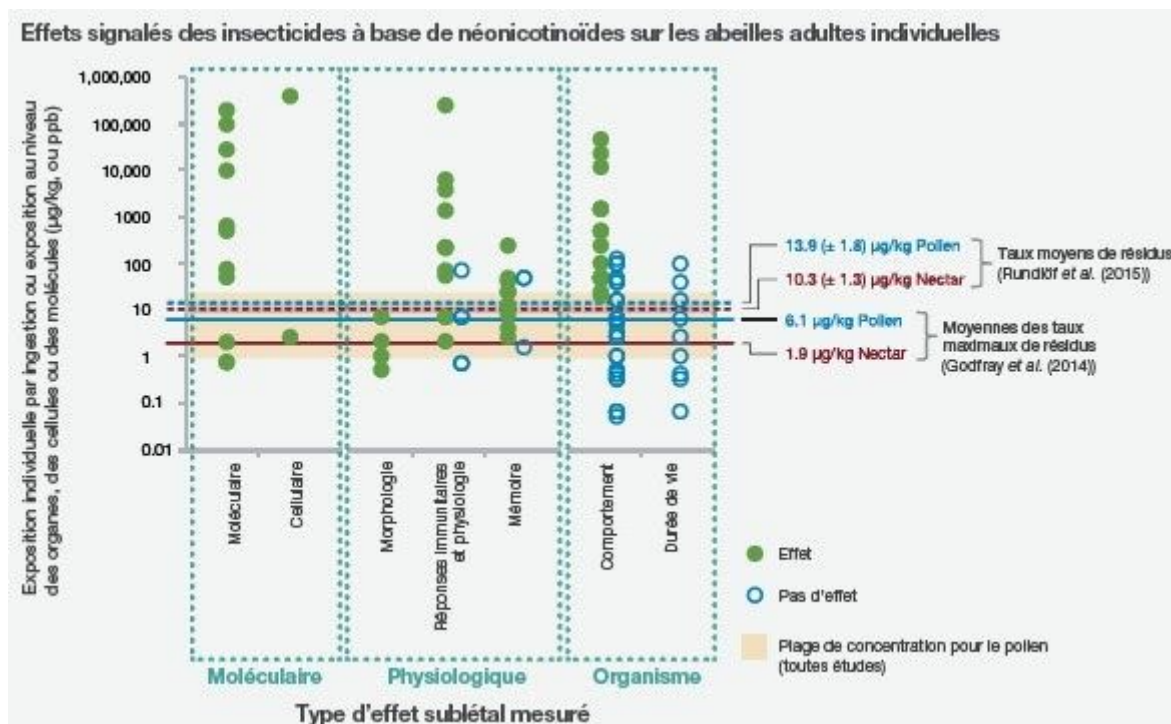


Figure 2.3.5 : Ce graphique montre si différentes concentrations d'insecticides **néonicotinoïdes** ont été signalées comme ayant des effets sublétaux (indésirables, mais non mortels) sur des abeilles adultes individuelles (cercles fermés verts) ou non (cercles ouverts bleus). Les études comprenaient l'utilisation de l'un des trois insecticides **néonicotinoïdes** suivants : imidaclopride, clothianidine et thiaméthoxame. L'exposition se faisait soit par voie orale, soit directement sur les organes et tissus internes. Les différents types d'effets sublétaux qui ont été testés, de l'échelle moléculaire à celle de l'organisme entier (abeille), sont indiqués sur l'axe horizontal. Les effets au niveau des colonies, tels que la croissance ou le succès de colonies d'abeilles entières, ne sont pas inclus.

La zone ombrée montre toute la gamme des concentrations (0,9-23 µg/Kg) auxquelles les abeilles domestiques pourraient être exposées, observées dans le pollen après le traitement des semences dans toutes les études de terrain connues.

Les niveaux de clothianidine dans le pollen de colza (bleu ; $13,9 \pm 1,8$ µg/Kg, gamme de 6,6-23 µg/Kg) et le nectar (rouge ; $10,3 \pm 1,3$ µg/Kg, gamme de 6,7-16 µg/Kg) mesurés dans une étude récente sur le terrain en Suède (Rundlöf et al, 2015) sont indiqués par des lignes pointillées.

Les résidus maximaux mesurés après le traitement des semences des cultures, signalés dans toutes les études examinées par Godfray et al. (2014), sont indiqués par des lignes pleines pour le pollen (bleu, 6,1 µg/Kg) et le nectar (rouge, 1,9 µg/Kg) ; les lignes indiquent une moyenne des valeurs maximales sur l'ensemble des études. Les abeilles qui se nourrissent dans les champs ne consomment que du nectar. Les abeilles domestiques qui restent dans la ruche consomment également du pollen (16 % de leur régime alimentaire ; Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (EFSA) 2013, Agence Américaine de Protection de l'Environnement (USEPA, 2014).

Enfin, certaines des revues de littérature considèrent que les effets synergiques et chroniques ont été largement sous-estimés et devraient être étudiés beaucoup plus avant.

Une autre question est de savoir si les effets sublétaux de l'exposition aux pesticides affectent la pollinisation. Une étude récente de Stanley et al. (2015) a fourni les premières preuves expérimentales que l'exposition aux **néonicotinoïdes** peut réduire la pollinisation par les bourdons (*B. terrestris*) des cultures de pommes. Les taux de visite des fleurs, les quantités de pollen collectées et la quantité de semences ont tous été significativement plus

faibles pour les colonies exposées à 10 ppb de thiaméthoxame que pour les témoins non traités dans des cages de vol. Ces résultats suggèrent que les effets sublétaux de l'exposition aux pesticides peuvent altérer la capacité des abeilles à assurer la pollinisation, ce qui pourrait avoir des implications plus larges pour la production durable de cultures dépendantes des pollinisateurs et la reproduction de nombreuses plantes sauvages. Bien qu'il n'existe actuellement aucune preuve de tels impacts sur la pollinisation en conditions de terrain (Brittain et Potts, 2011).

Dans : *2.3.1.5 Preuves des effets des mélanges de pesticides* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

Les pollinisateurs peuvent être exposés à des mélanges de pesticides par un certain nombre de voies, y compris durant la collecte de nectar et de pollen provenant de sources multiples, par le stockage de ceux-ci dans des colonies d'abeilles eusociales, par les mélanges en réservoir, et par la pulvérisation de cultures en fleurs où des résidus systémiques sont présents dans le nectar et le pollen. En outre, les abeilles à miel domestiques peuvent également être exposées à des traitements appliqués par les apiculteurs, tels que les antibiotiques et les varroacides (Chauzat et al., 2009 ; Mullin et al., 2010). Il existe des preuves de la présence de détection de multiples résidus de pesticides dans les abeilles, le miel, le pollen et la cire au sein des colonies d'abeilles domestiques (par exemple Thompson, 2012), mais ces données sont complexes en termes de nombre, d'échelle et de variabilité des résidus de pesticides. Les données sont très limitées, voire inexistantes, pour les autres pollinisateurs et pour les effets des mélanges complexes de pesticides.

Il existe des preuves solides que lorsque des combinaisons de pesticides ont été trouvées dans un certain nombre d'invertébrés aquatiques (Verbruggen et van den Brink, 2010 ; Cedergreen, 2014), les interactions synergiques (entraînant une augmentation de la toxicité de plus de 2 fois par rapport à l'ajout de la concentration) étaient rares (7 %), et 95 % d'entre elles étaient attendues étant donné leur mode d'action, par exemple les fongicides inhibiteurs de la biosynthèse de l'ergostérol (EBI) et les pyréthroïdes (Cedergreen, 2014). Pour le reste, les effets étaient au pire additifs, de nombreuses combinaisons ne présentant pas de toxicité accrue significative ni même d'effets antagonistes. Cette preuve limitée d'interactions synergiques, autres que celles résultant de l'application délibérée d'insecticides synergiques (tels que le butoxyde de pipéronyle ou des mélanges d'insecticides (Andersch et al., 2010), est également manifeste concernant les abeilles mellifères, et la grande majorité de la littérature porte sur les interactions synergiques résultant de l'exposition aux fongicides EBI (Thompson, 2012 ; Glavan et Bozic, 2013). La première preuve d'interactions synergiques non intentionnelles chez les abeilles mellifères avec des augmentations de la toxicité (diminution de la DL_{50}) pouvant aller jusqu'à 1 000 fois est celle entre les fongicides EBI et les pyréthroïdes (Colin et Belzunces, 1992 ; Pilling, 1992 ; Pilling et al., 1995 ; Johnson et al., 2006) et a été identifiée comme étant due à l'inhibition des P450s, responsables du métabolisme des pyréthroïdes. Des preuves plus limitées ont permis d'identifier le potentiel de synergie entre les fongicides EBI et les insecticides **néonicotinoïdes** (Schmuck et al., 2003 ; Iwasa et al., 2004) par le même mécanisme, avec des augmentations de la toxicité signalées jusqu'à 500 fois. Cependant, il existe également des preuves que l'ampleur de la synergie observée est liée à la dose, avec une faible ou aucune augmentation de la toxicité à des niveaux de dose en condition réelle au champ

(Thompson et al., 2014). Il existe des preuves que les effets chez l'abeille à miel domestique au niveau des récepteurs des synapses nerveuses entre les insecticides organophosphorés et les **néonicotinoïdes** sont additifs (Palmer et al., 2013), et que les effets de la lambda-cyhalothrine et de l'imidaclopride sur la performance des colonies sont additifs chez le bourdon *B. terrestris* (Gill et al., 2012), comme on peut s'y attendre compte tenu du mode d'action différent de ces composés. Il existe également des preuves limitées des interactions entre les médicaments vétérinaires utilisés dans les colonies d'abeilles mellifères, tels que les varroacides (Johnson et al., 2013), avec certaines indications que d'autres catégories de produits pharmaceutiques, tels que les antibiotiques, interagissant avec les protéines de transport liées à la membrane de résistance aux médicaments multiples, peuvent entraîner une augmentation significative de la toxicité des varroacides (Hawthorne et Diveley, 2011).

Encadré 2.3.5 : Évaluer la contribution possible des néonicotinoïdes au déclin des pollinisateurs : Que nous reste-t-il à savoir ?

Jusqu'à présent, le rôle des **néonicotinoïdes** dans le déclin des pollinisateurs a fait l'objet d'un débat particulièrement polarisé. Étant donné qu'il y a des aspects à la fois qualitatifs et quantitatifs, de quelles preuves avons-nous besoin pour éclairer le débat ?

Lorsque le déclin des espèces et les facteurs possibles ont été identifiés mais non hiérarchisés, nous devons peser soigneusement les preuves et identifier les principales lacunes (par exemple (Van der Sluijs et al., 2013 ; Godfray et al., 2014 ; Lundin et al., 2015)). Lorsque les preuves sont encore peu nombreuses, les critères épidémiologiques de Hill peuvent être utilisés pour déterminer si les critères logiques (cohérence, plausibilité, gradient) coïncident avec les preuves épidémiologiques circonstanciées, par exemple pour le déclin des abeilles à miel domestiques (Cresswell et al., 2012a ; Staveley et al., 2014). Une telle analyse permet à la fois d'identifier les lacunes en matière de connaissances, mais aussi de différencier les différents facteurs de déclin. Par exemple, le déclin des bourdons dans les années 1950 n'a certainement pas été initié par les **néonicotinoïdes**, mais probablement dû à la perte d'un habitat riche en fleurs conjointement avec l'intensification de l'agriculture (Ollerton et al., 2014).

En dehors de la poussière générée lors du semis des semences traitées ou des applications hors étiquette, les programmes nationaux de surveillance des incidents suggèrent que l'utilisation de **néonicotinoïdes** approuvés n'a pas été associée à la mortalité des abeilles domestiques. Toutefois, la vigilance est de mise pour s'assurer que les utilisations approuvées comportent des mesures d'atténuation visant à protéger les pollinisateurs et l'environnement (par exemple, des zones tampons pour les zones non cultivées, la non application sur des cultures à fleurs attirant les abeilles ou sur des cultures contenant des mauvaises herbes à fleurs) et que les instructions d'utilisation sont claires, comprises et respectées. Les préoccupations ont principalement été suscitées par des expositions sublétales aiguës ou chroniques qui pourraient interférer avec la recherche de nourriture, l'orientation et les capacités d'apprentissage et d'autres caractéristiques comportementales des pollinisateurs, ainsi qu'avec le système immunitaire au niveau des individus et des colonies.

Il reste quelques lacunes importantes dans nos connaissances :

1. Toxicité. Il existe de grandes différences dans la toxicité des **néonicotinoïdes** chez l'abeille domestique, par exemple le thiaclopride et l'acétamipride par rapport à l'imidaclopride, la clothianidine et le thiamethoxam ainsi que leurs métabolites (Blacquière et al., 2012). Bien que, avec des facteurs d'évaluation appropriés, les données de toxicité

aiguë (létale) pour les abeilles domestiques puissent être utilisées comme substitut pour d'autres espèces (Hardstone et Scott, 2010 ; Arena et Sgolastra, 2014), de grandes différences de sensibilité entre les espèces peuvent apparaître (comme pour d'autres invertébrés, par exemple *Cloen* (Mayfly) par rapport à *Daphnia* (Roessink et al., 2013)). La capacité des abeilles à détoxifier et à excréter les résidus de **néonicotinoïdes** ingérés contribue aux différences de sensibilité chronique entre les espèces (Cresswell et al., 2012b ; Laycock et al., 2012 ; Cresswell et al., 2014). Des données supplémentaires sont donc nécessaires, en particulier pour les espèces de pollinisateurs sauvages, afin de confirmer que l'extrapolation entre les espèces est appropriée pour les **néonicotinoïdes** et leurs métabolites (Lundin et al., 2015).

On en sait encore moins sur la toxicité sublétale, par exemple sur les doses auxquelles aucun effet n'est constaté, sur les effets importants pour telle ou telle espèce (voir les **figures 2.3.5-2.3.7** (Lundin et al., 2015)). Par exemple, il existe un potentiel plausible d'interactions entre l'exposition sublétale aux **néonicotinoïdes** et l'efficacité de la recherche de nourriture, entraînant des effets au niveau de la colonie pour les espèces ayant un faible nombre de butineuses (Rundlöf et al., 2015). L'étude de Rundlöf et al. (2015) a montré que, bien qu'il n'y ait pas d'effets sur les colonies d'abeilles domestiques, l'exposition au colza fleuri cultivé au printemps à partir de semences traitées avec la dose d'application de clothianidine la plus élevée approuvée en Suède a affecté le développement des colonies de bourdons, l'établissement de nids d'*Osmia* et l'abondance des abeilles sauvages observées en train de butiner sur la culture. Les niveaux de résidus dans le pollen et le nectar étaient plus élevés que ceux précédemment signalés dans le colza (Blacquièrre et al., 2012 ; Cutler et al., 2014a ; Godfray et al., 2014) et soulignent la nécessité de comprendre la variabilité des niveaux de résidus de pesticides dans les cultures. Par exemple, en Europe, les variétés de colza semées en automne/hiver sont beaucoup plus répandues que les variétés semées au printemps. Les variétés semées en automne/hiver sont souvent traitées avec des niveaux plus faibles de **néonicotinoïdes** et le délai entre le semis et la floraison est d'environ 7-8 mois, au lieu de 3-4 mois pour les variétés de printemps. Toutefois, ces résultats sont d'une importance considérable, car ils montrent pour la première fois les effets dans des conditions réelles au champ d'un insecticide à base de **néonicotinoïdes** sur les abeilles sauvages en l'absence d'effet sur les abeilles domestiques. Afin de quantifier la contribution possible de ces effets sublétaux aux déclinés observés, nous devons non seulement tester à des niveaux qui entraînent ces effets dans des conditions de laboratoire, (figure 2.3.5) mais aussi à des niveaux et profils d'exposition en condition réelle au champ (Lundin et al., 2015). Une telle approche peut utiliser des conceptions similaires à celle de Rundlöf et al. (2015) pour évaluer les effets sur les populations d'abeilles domestiques et sauvages des insecticides les plus utilisés, appliqués selon leur usage approuvé, dans les cultures les plus attractives pour les pollinisateurs.

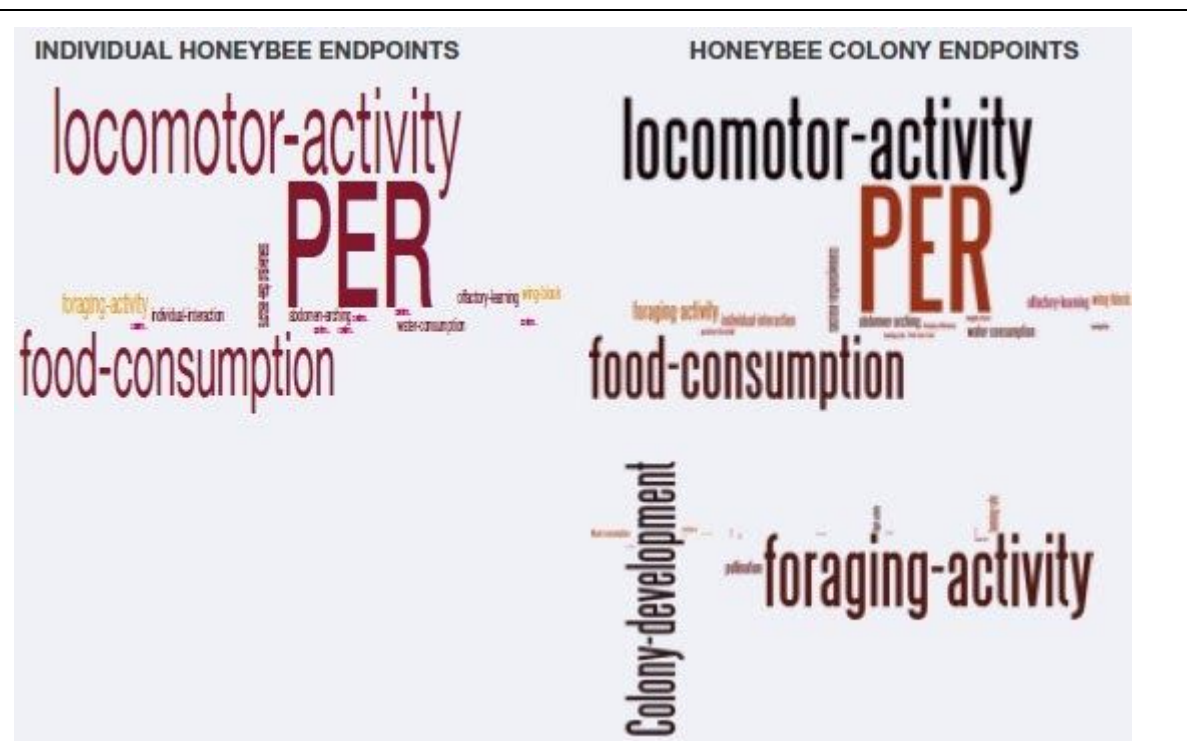


Figure 2.3.7 : Abondance relative des données sur les paramètres spécifiques de mémoire, de comportement, de morphologie, de physiologie et d'effets moléculaires (à l'exclusion de la mortalité) chez les individus et les colonies d'abeilles mellifères (comme indiqué dans EFSA, 2015).

2. Exposition. Pour quantifier des niveaux d'exposition en condition réelle au champ, nous devons estimer à la fois l'exposition totale potentielle aux résidus (parents et métabolites pertinents), par exemple via le pollen et le nectar, et comprendre la consommation relative de ceux-ci par rapport à la consommation de sources non contaminées, car les aliments contaminés ne constitueront souvent qu'une partie des ressources alimentaires totales disponibles dans le paysage (Lundin et al., 2015). Il est important de connaître l'impact des produits chimiques appliqués sur le terrain ou dans les habitations ou les équipements au niveau des colonies ou de la population. Quels sont les niveaux de résidus dans les différents compartiments de la plante, après des applications réelles sur le terrain et dans les cultures ultérieures pratiquées sur les champs traités, comment se traduisent-ils en niveaux dans le pollen et le nectar, et quelles sont les conséquences sur l'exposition des abeilles adultes et des larves de différentes espèces d'abeilles, par exemple les espèces qui nourrissent leurs larves avec du pollen brut par rapport à la nourriture transformée pour couvain ?

3. Interactions et Synergies. Quelles sont les conséquences des effets sublétaux des **néonicotinoïdes** avec des facteurs de stress additifs ou synergiques supplémentaires ? L'un des principaux défis à relever est la nécessité d'étudier les effets de combinaisons et d'échelles réalistes de facteurs de stress, dont certains ne sont pas facilement manipulables, par exemple les pesticides et les maladies au sein de la colonie d'abeilles (Goulson et al., 2015 ; Lundin et al., 2015). La modélisation (Bryden et al., 2013 ; Becher et al., 2014) pourrait permettre d'étudier à la fois les interactions potentielles de ces effets sublétaux entre eux et les effets d'autres facteurs, par exemple le paysage, le climat, en tant que facteurs de déclin des pollinisateurs (Kielmanowicz et al., 2015).

Dans : 2.3.1.6 *Preuves fournies par les programmes nationaux de surveillance de pertes de colonies d'abeilles à miel domestiques dues à l'utilisation de pesticides* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

Des programmes nationaux de surveillance ont été créés pour évaluer le rôle des pesticides dans les pertes de colonies d'abeilles hivernantes. À ce jour, ils ont permis de conclure que la perte de colonies est un problème multifactoriel dont la prédominance et la combinaison des différents facteurs variant dans l'espace et le temps (section 2.7). Il n'y a pas de preuve évidente que les pesticides, en particulier les insecticides **néonicotinoïdes**, ont directement contribué à ces pertes de colonies à long terme dans l'UE ou aux États-Unis (Chauzat et al., 2006a ; Chauzat et al., 2006b ; Chauzat et Faucon, 2007 ; Chauzat et al., 2009 ; Nguyen et al., 2009 ; vanEngelsdorp et al., 2009b ; Chauzat et al., 2010 ; Genersch et al., 2010 ; Chauzat et al., 2011 ; Rundlöf et al., 2015), la dernière étude de terrain statistiquement solide de Rundlöf et al. 2015 appuyant cette conclusion. Dans certains cas (Orantes-Bermejo et al., 2010 ; vanEngelsdorp et al., 2010), cependant, les résidus des pesticides les plus fréquemment suspectés (par exemple les **néonicotinoïdes**) n'ont pas été analysés en utilisant une méthodologie avec des limites de détection (LOD) et des limites de quantification (LOQ) suffisamment basses. En outre, certaines études ont mis en évidence que les fongicides étaient un facteur nuisible à la santé des abeilles, bien que leur rôle dans les pertes de colonies n'ait pas encore été démontré (vanEngelsdorp et al., 2009a ; Simon-Delso et al., 2014). Le mode d'action qui sous-tend cette observation n'est actuellement pas clair. Il existe certaines preuves que l'exposition aux fongicides peut entraîner une diminution de l'apport nutritionnel du pain d'abeille (pollen transformé) en réduisant la diversité des spores fongiques retournées à la ruche et en affectant la diversité et la croissance des champignons présents dans le pain d'abeille et donc sa fermentation (Yoder et al., 2013).

Dans : 2.7.2 *Étude de cas n° 2 : Agents pathogènes et substances chimiques dans l'environnement* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

[p.107] Les effets combinés des agents pathogènes et des insecticides ont des implications sur la santé physiologique des abeilles domestiques au niveau individuel et potentiellement jusqu'à l'échelle de la colonie (**tableau 2.7.1** et **figure 2.7.1**). Des études en laboratoire ont montré une augmentation de la mortalité des larves ou des ouvrières et du stress énergétique des abeilles mellifères en raison des interactions additives ou synergiques entre les doses sublétales d'insecticides à base de **néonicotinoïdes** ou de phénylpyrazoles et l'infection par le champignon microsporidien *Nosema ceranae* ou le virus de la reine noire (BQCV) (Alaux et al., 2010 ; Aufauvre et al., 2012 ; Doublet et al., 2014 ; Retschnig et al., 2014 ; Vidau et al., 2011). Il existe des preuves que la synergie entre l'exposition aux insecticides et l'infection par *N. ceranae* peut dépendre de la dose d'insecticide réelle à laquelle l'insecte est exposé (Retschnig et al., 2014). Moins étudiés sont les impacts sur les pollinisateurs des interactions entre les insectes pathogènes et, soit les miticides utilisés pour lutter contre les acariens invertébrés et les parasites (par exemple, *Varroa*) des ruches d'abeilles domestiques, soit les herbicides/fongicides appliqués sur les champs de culture pour lutter contre les mauvaises herbes et les champignons pathogènes. Une étude récente a montré que la présence d'acariens (amitraz et fluvalinate) et de fongicides (chlorothalonil et pyraclostrobine) dans le pollen consommé par les abeilles domestiques a entraîné une réduction de la capacité de chaque abeille à résister à l'infection par *N. ceranae* (Pettis et al.,

2013). Il existe des preuves que l'exposition aux pesticides entrave le fonctionnement du système immunitaire des insectes, lequel engendre un mécanisme potentiel pour les impacts combinés des pesticides et des agents pathogènes sur la santé des abeilles (Collison et al., 2015 ; Goulson et al., 2015).

L'interaction synergique entre le **néonicotinoïde** imidaclopride et le *N. ceranae* a également réduit l'activité d'une enzyme (glucose oxydase) utilisée par les abeilles ouvrières pour stériliser les colonies et les couvains des ruches (Alaux et al., 2010). Cela implique que les effets de l'infection pathogène et de l'exposition chronique sublétales aux pesticides observés sur la physiologie de chaque abeille ouvrière peuvent être amplifiés, par le biais du comportement des ouvrières, pour limiter la capacité d'une colonie d'abeilles à lutter contre la transmission des pathogènes. Actuellement, les preuves d'interactions maladie-pesticide au niveau des colonies d'abeilles sont limitées, car une seule étude a montré que l'exposition des colonies à des niveaux sublétaux d'insecticide **néonicotinoïde** (imidaclopride) entraînait des niveaux d'infection à *N. ceranae* plus élevés chez les abeilles (Pettis et al., 2012). Chez une espèce de bourdon (*B. terrestris*), il est prouvé qu'une exposition chronique aux **néonicotinoïdes** thiamethoxam et clothianidine et au parasite trypanosomique *C. bombi* en laboratoire peut réduire la survie des reines, un trait crucial de la colonie (Fauser-Misslin et al., 2014). En revanche, l'exposition des individus et des colonies de *B. terrestris* à des traitements de laboratoire combinant l'infection par *C. bombi* et une dose de l'insecticide pyréthroïde λ -cyhalothrine adaptée au terrain n'a eu aucun effet sur la sensibilité des abeilles ouvrières à l'infection ou sur leur survie (Baron et al., 2014). Il reste à mieux comprendre ces impacts combinés sur les abeilles sociales à l'échelle de la colonie.

Jusqu'à présent, toutes les études empiriques sur les interactions pathogènes-chimiques se sont concentrées uniquement sur quelques espèces d'abeilles eusociales, principalement les abeilles domestiques. La socialité à travers la hiérarchie des colonies peut, dans une certaine mesure, protéger les individus reproducteurs (reines) de l'exposition à ces facteurs de stress (Maavara et al., 2007), mais voir Fauser-Misslin et al. (2014) pour un exemple de mortalité des reines de bourdons, tandis que les impacts sur des milliers d'espèces d'abeilles solitaires dans le monde restent non étudiés.

Les différences dans la conception expérimentale (par exemple, les doses de produits chimiques, de micro-organismes et d'hôtes testés) et les différentes voies de détoxification physiologique entre les organismes et les composés chimiques auront tendance à conduire à des résultats différents (Collison et al., 2015). Par exemple, la plupart des études réalisées à ce jour qui ont produit des preuves d'interactions synergiques entre pesticides et agents pathogènes se sont concentrées sur la *Nosema* (Alaux et al., 2010 ; Aufauvre et al., 2012 ; Pettis et al., 2012 ; Pettis et al., 2013 ; Retschnig et al., 2014 ; Vidau et al., 2011). Les quelques études réalisées à ce jour sur *C. bombi* ont donné des résultats différents (Baron et al., 2014 ; Fauser-Misslin et al., 2014) et il reste à voir si les autres agents pathogènes testés en combinaison avec les facteurs de stress des pesticides sont conformes au schéma général des effets synergiques négatifs observés pour la *Nosema*. En outre, la plupart des études ont été réalisées jusqu'à présent en laboratoire ou dans des conditions de semi-terrain, et le résultat des stress liés aux pesticides et aux maladies est susceptible d'être influencé par les variations de la dose de pesticides, du nombre et des combinaisons

de pesticides, effectivement subies par les pollinisateurs sur le terrain (Collison et al., 2015 ; Godfray et al., 2014 ; Retschnig et al., 2014).

En résumé, il existe des preuves que l'interaction entre les produits chimiques, en particulier les pesticides, et les agents pathogènes peut représenter une menace pour la santé et la survie des abeilles. Des recherches sont nécessaires pour comprendre les impacts des maladies et des pesticides à tous les niveaux de l'organisation biologique (c'est-à-dire de la génétique à la colonie ou à la population) et les combinaisons de facteurs de stress (**tableau 2.7.1** et **figure 2.7.1**), en particulier dans des situations réalistes sur le terrain, afin d'obtenir un aperçu de leur contribution aux pertes de pollinisateurs (Alaux et al., 2010 ; Collison et al., 2015 ; Goulson et al., 2015 ; Pettis et al., 2012 ; Vanbergen et l'initiative sur les pollinisateurs d'insectes, 2013).

Dans : Chapitre 5, La diversité bioculturelle, les pollinisateurs et leurs valeurs socioculturelles

Dans : Résumé aux décideurs (ndlr. sous-section partiellement traduite)

[p.279] Les systèmes de connaissance indigènes et locaux, en coproduction avec la science, peuvent être des sources de solutions aux défis actuels auxquels sont confrontés les pollinisateurs et la pollinisation (établie mais incomplet).

Les activités de coproduction des connaissances entre les agriculteurs, les peuples indigènes, les communautés locales et les scientifiques ont permis d'obtenir de nombreuses informations pertinentes, notamment l'amélioration de la conception de ruche en faveur de la santé des abeilles, la compréhension de l'absorption des pesticides par les plantes médicinales et des impacts du parasite du gui sur les ressources des pollinisateurs ; l'identification de nouvelles espèces d'abeilles sans dard jusque là inconnues pour la science ; l'établissement de bases de référence pour comprendre les tendances des pollinisateurs ; l'amélioration des rendements économiques du miel de forêt ; l'identification du passage du café traditionnel cultivé à l'ombre au café cultivé au soleil comme cause du déclin des populations d'oiseaux migrateurs ; et une réponse politique au risque de dommages causés aux pollinisateurs conduisant à une restriction de l'utilisation des **néonicotinoïdes** dans l'Union européenne (5.4.1, 5.4.2.2, 5.4.7.3, **tableaux 5-4 et 5-5**) (ndlr. tableau non présentés ici, car non pertinents).

Dans : 5.4.2.2 Pesticides and herbicides (ndlr. sous-section entièrement traduite)

[p.320] Les pesticides ont également été associés à un déclin. Les apiculteurs des États-Unis d'Amérique (USA) ont signalé des décès d'abeilles à grande échelle, et le phénomène appelé trouble de l'effondrement des colonies (CCD) (Suryanarayanan et Kleinman, 2013). Alors que les perspectives des apiculteurs américains sur les causes du CCD sont hétérogènes, plusieurs apiculteurs commerciaux ayant des décennies d'expérience en apiculture migratoire affirment que le CCD est causé par la proximité de leurs ruches avec des cultures agricoles traitées avec des **néonicotinoïdes** tels que l'imidaclopride. Les apiculteurs européens et français ont également attribué les pertes de colonies à ce même groupe d'insecticides (Suryanarayanan et Kleinman, 2014 ; Suryanarayanan, 2015).

Les apiculteurs du Burkina Faso notent un lien direct entre l'augmentation de la production de coton et le déclin du miel, qu'ils attribuent également aux pesticides (Gomgnimbou et al., 2010). Les producteurs de poires du Sichuan dans le comté de Hanyuan en Chine ont adopté la pollinisation manuelle, les insectes pollinisateurs ayant disparu en raison de l'utilisation d'herbicides et de pesticides (Ya et al., 2014). En Corée, une enquête menée auprès des apiculteurs traditionnels a révélé que 94,7 % d'entre eux avaient subi des dommages causés par les pesticides sur leurs colonies d'abeilles, et considéraient les pesticides comme le problème le plus critique dans l'apiculture, auquel ils ne peuvent échapper (Choi et Lee, 1986 ; Park et Youn, 2012). Les chasseurs de miel en Inde ont établi un lien entre le déclin du miel et les pesticides dans les plantations de café (Demps et al., 2012a).

Les Mbya Guaraní, peuples de l'État du Paraná au Brésil, ont constaté une diminution des pollinisateurs associée à l'utilisation de pesticides (Cebolla-Badie, 2005). Les Tuho Tuawhenua sont préoccupés par le fait que de nombreux résidus chimiques représentent une menace pour la pollinisation et les pollinisateurs, et grâce à une coproduction avec la science, ils ont identifié que le pesticide "1080" est absorbé dans leurs plantes médicinales, avec des effets inconnus (Doherty et Tumarae-Teka, 2015).

Dans : *5.4.7.3 Coproduction de connaissances* (ndlr. sous-section partiellement traduite)

[p.336] La coproduction de connaissances entre apiculteurs et scientifiques en France et dans l'Union Européenne sur les risques que présentent les **néonicotinoïdes** pour les abeilles a conduit à l'adoption de moratoires sur leur utilisation, reflétant une politique faussement positive fondée sur des preuves, qui préfère supporter les coûts d'une erreur sur les dommages causés par ces produits chimiques, plutôt que de négliger ces dommages (Suryanarayanan et Kleinman, 2014 ; Suryanarayanan, 2015). Les processus de coproduction étaient complexes, impliquant des réglementations gouvernementales pour restreindre l'utilisation des pesticides, des actions en justice, des protestations, la compilation de preuves par les organisations d'apiculteurs, et l'examen par un comité d'experts de scientifiques qui ont identifié les risques en accord avec les observations de terrain de plusieurs apiculteurs, stimulant ainsi des recherches supplémentaires (Suryanarayanan et Kleinman, 2014). Les connaissances coproduites ont ainsi fait partie de l'action collective des agriculteurs, des environnementalistes et des acteurs publics qui ont fait évoluer la politique vers une approche de précaution en faveur de la protection des pollinisateurs (Suryanarayanan et Kleinman, 2014). Aux États-Unis, alors que les apiculteurs ont été très actifs dans la compilation et la communication de leurs connaissances sur les impacts des pesticides, ces preuves de terrain ont été rejetées comme anecdotiques par l'Agence de Protection de l'Environnement (EPA), qui adopte une politique basée sur des preuves faussement négatives et ne restreindra pas l'utilisation des **néonicotinoïdes** tant que le rôle définitif de ces derniers dans les dommages causés aux abeilles n'aura pas été prouvé (Suryanarayanan et Kleinman, 2011, 2013, 2014).

Dans : *Chapitre 6, Les réponses aux risques et opportunités associés aux pollinisateurs et à la pollinisation*

Dans : 6.4.2.1.2 *Technologie d'atténuation des risques* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

[p.383] Il existe trois approches générales pour réduire l'exposition et donc les risques liés aux pesticides pour les abeilles grâce à la technologie : i) la réduction de la dérive des pesticides, ii) le développement de pesticides respectueux des pollinisateurs, et iii) l'application de pratiques culturales qui réduisent l'exposition aux pesticides ou évitent totalement leur utilisation.

La réduction de la dérive des pesticides a été identifiée comme une action importante pour réduire les risques liés à l'utilisation des pesticides (FOCUS, 2007). Des équipements de pulvérisation à faible dérive ont été développés et testés (Felsot et al., 2010). Les développements spécifiques comprennent des pulvérisateurs avec des buses qui génèrent des gouttelettes de plus grande taille, qui appliquent le pesticide plus près du sol, ou qui ont des pare-vent montés lors de la pulvérisation près des limites des champs. En outre, le fait de modifier la formulation du pesticide peut réduire la dérive (Hilz et Vermeer, 2013). La plantation de zones tampons ou de coupe-vent aux limites des champs a été testée et recommandée dans plusieurs pays pour réduire la dérive des pesticides dans les habitats adjacents (Ucar et Hall, 2001). Cependant, comme la zone tampon elle-même contient souvent des fleurs qui attirent les pollinisateurs, une zone tampon supplémentaire dans le champ peut être utilisée pour protéger les pollinisateurs contre la dérive des pesticides.

La plantation de semences traitées aux pesticides peut entraîner la formation de poussières contaminées par les pesticides, en particulier dans les grandes semoirs pneumatiques (Krupke et al., 2012 ; Taparro et al., 2012). Il a été démontré que le captage des poussières par des filtres et des déflecteurs de recyclage de l'air pour les pesticides **néonicotinoïdes** appliqués sur les semences réduit, mais n'élimine pas, l'exposition et donc le risque lié aux pesticides qui présentent une toxicité aiguë élevée pour les abeilles (APENET, 2011 ; EFSA, 2013 ; Girolami et al., 2013). Sur la base d'un programme de surveillance des incidents d'intoxication aiguë des abeilles en Autriche 2009-2011, il a été conclu que l'amélioration de la qualité de l'enrobage des semences et la réglementation du matériel de semis, ont réduit, mais n'ont pas complètement évité les incidents (Autriche, 2012). Des recommandations visant à réduire l'exposition lors du semis de semences traitées avec des semoirs pneumatiques ont été élaborées pour certaines cultures, par exemple, éviter de semer dans des conditions venteuses ou modifier le matériel de semis. Toutefois, il existe un manque de connaissances sur l'exposition à la poussière des pollinisateurs lors du semis de semences traitées pour de nombreuses cultures (EFSA, 2013).

Ces actions peuvent réduire considérablement la dérive et donc l'exposition et le risque pour les pollinisateurs dans le paysage agricole. L'efficacité de ces techniques est normalement estimée en pourcentage de réduction de la dérive des pesticides sur la base de mesures et de modèles (Felsot et al., 2010). L'efficacité en termes de réduction réelle des impacts sur les individus pollinisateurs dans les champs reste rare (par exemple, Girolami et al., 2013) et encore moins connue pour les communautés de pollinisateurs (mais voir Brittain et al.,

2010). Il n'existe pas de données sur la mesure dans laquelle les technologies de réduction de la dérive ont été mises en œuvre à l'échelle mondiale. Une base de données a été créée pour les pays européens afin de répertorier les mesures de réduction de la dérive des pesticides mises en œuvre (<http://sdrt.info>).

Une autre réponse technique consiste à développer de nouveaux pesticides peu toxiques pour les organismes non ciblés. Ceux-ci peuvent également être potentiellement combinés avec des méthodes de biocontrôle (Gentz et al., 2010). Toutefois, le nombre de nouvelles matières actives développées et introduites est limité, en raison des défis économiques et environnementaux.

Dans : 6.4.2.2.4 *Interdictions et moratoires* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

[p.386] Au niveau mondial, 72 pays ont adhéré à la Convention de Rotterdam sur le Consentement Préalable en Connaissance de Cause (<http://www.pic.int>), qui contrôle les restrictions commerciales et la réglementation des produits chimiques toxiques, et de nombreux pays adhèrent à la Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants (<http://chm.pops.int>). Ces conventions visent à éliminer progressivement l'utilisation de produits chimiques répondant à certains critères en termes de persistance, de bioaccumulation et de toxicité ; cette liste comprend actuellement 9 pesticides utilisés en agriculture (les insecticides aldrine, dieldrine, chlordane, DDT, endrine, mirex, heptachlore et toxaphène, et le fongicide hexachlorobenzène).

Un moratoire est une action réglementaire dans laquelle une suspension temporaire de certaines utilisations est imposée au niveau régional ou national. De telles suspensions sont imposées lorsque la surveillance et/ou la recherche démontrent des impacts négatifs sur les pollinisateurs après une homologation acceptée. Un exemple récent et très débattu est le moratoire temporaire dans l'UE de certaines utilisations de **néonicotinoïdes** (Dicks, 2013 ; Gross, 2013 ; Godfray et al., 2014). La décision a été prise sur la base des effets identifiés et des lacunes dans les connaissances sur les risques estimés pour les pollinisateurs sauvages et les colonies d'abeilles domestiques sur le terrain liés à l'utilisation des **néonicotinoïdes** (EFSA, 2013b ; EFSA, 2013c ; EFSA, 2013d ; EFSA, 2013e ; Godfray et al., 2014 ; Règlement de l'UE 485/2013). Le règlement européen de 2013 (n° 485/2013) a exigé des fabricants qu'ils soumettent des informations sur les risques pour les pollinisateurs autres que les abeilles domestiques, et sur un certain nombre d'autres aspects du risque. Le débat est en cours pour savoir si les preuves scientifiques sont suffisantes pour justifier le maintien du moratoire. L'utilisation de quatre **néonicotinoïdes** a également été limitée sur les arbres de *Tilia* spp. en Oregon, aux États-Unis (<http://www.oregon.gov/oda/programs/Pesticides/RegulatoryIssues/Pages/PollinatorIssues.aspx>), à la suite d'une importante destruction de bourdons butinant sur ces arbres lors de la pulvérisation. Une restriction de l'utilisation des **néonicotinoïdes** pour le traitement des semences de maïs et de soja en Ontario, au Canada, est maintenant en vigueur et exigera une réduction de 80 % de leur utilisation d'ici 2017.

Dans : 6.4.2.4.1 *Suivi et évaluations* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

[p.387] La surveillance des risques environnementaux liés aux pesticides est effectuée dans de nombreux pays. Elle peut être basée sur des indicateurs de risques sanitaires et environnementaux basés sur des estimations des ventes et de l'utilisation des pesticides, de la toxicité et des mesures des résidus dans l'environnement (par exemple, Labite et al., 2011, <http://www.oecd.org/env/ehs/pesticides-biocides/pesticidesriskindicators.htm>).

Peu de surveillance évalue les risques sur les pollinisateurs en particulier. Cependant, il est prouvé que les restrictions ont réduit les risques pour les pollinisateurs au Royaume-Uni. Sur la base des indicateurs de risque, Cross et ses collègues ont constaté une diminution du risque environnemental moyen des pesticides par hectare pour les fruits et les cultures arables entre la première introduction de réglementations basées sur le risque en 2002 et 2009 (Cross et Edwards-Jones, 2011 ; Cross, 2013). Ils ont combiné les données sur l'utilisation des pesticides avec une mesure du danger (toxicité) pour chaque produit chimique spécifique, y compris des scores simples pour la toxicité pour les abeilles et les insectes utiles. La réduction des risques était en grande partie due au retrait de certains produits chimiques du marché, mais elle n'était pas cohérente d'une culture à l'autre car le score de risque augmentait pour les pommes et les poires à cidre, par exemple (Cross, 2013).

Dans certains pays, les cas d'empoisonnement d'abeilles, principalement d'abeilles domestiques, ont fait l'objet d'une surveillance continue ou limitée dans le temps. Dans certains pays de l'UE et aux États-Unis(<http://www.npic.orst.edu/incidents.html>), les autorités maintiennent une surveillance des incidents d'intoxication. Aucun suivi environnemental des impacts des pesticides sur les abeilles sauvages n'est documenté, sauf pour les bourdons au Royaume-Uni et aux États-Unis.

Les évaluations de ces programmes de surveillance publiées dans la littérature scientifique font état d'incidents d'empoisonnement d'abeilles et de bourdons au Royaume-Uni entre 1994 et 2003. Les incidents de mortalité des abeilles attribués à l'empoisonnement par les pesticides ont diminué de 23 à 5 par an au cours de cette période (Barnett et al., 2007). De même, le nombre d'incidents a eu une tendance à la baisse, mais avec quelques pics intermittents, au Royaume-Uni, aux Pays-Bas et en Allemagne de 1981 à 2006 (Thompson et Thorbahn, 2009). Très peu d'incidents se sont produits au Canada entre 2007 et 2011, mais avec une forte augmentation en 2012 dans la province de l'Ontario, où l'exposition à la poussière de **néonicotinoïdes** pendant la plantation du maïs était soupçonnée d'avoir causé l'incident dans jusqu'à 70 % des cas (Cutler et al., 2014a). Une surveillance de l'empoisonnement des abeilles par l'utilisation d'insecticides à base de **néonicotinoïdes** a été effectuée en Autriche, en Slovaquie, en Italie et en France. Plusieurs incidents ont été signalés, mais la causalité directe entre l'exposition aux pesticides et la mort des abeilles observée est incertaine pour plusieurs de ces études (EFSA, 2013).

Dans : 6.5.1.10.2 *Autres techniques de modélisation* (ndlr. sous-section entièrement traduite)

[p.425] Diverses techniques de modélisation ont été utilisées pour prévoir les effets du changement d'affectation des terres et du changement climatique futurs et sur les

pollinisateurs ou la demande de pollinisation (voir respectivement les sections 2.1.1 et 2.5.2.3). Ces techniques pourraient fournir des informations permettant d'éclairer les décisions en matière de gestion ou de conservation des cultures, mais nous ne connaissons pas d'exemples précis où elles l'ont fait. Par exemple, Giannini et autres (2013) ont montré une réduction substantielle et un déplacement vers le nord des zones propices aux pollinisateurs de fruits de la passion dans le centre-ouest du Brésil d'ici 2050. Ces informations pourraient être utilisées par l'industrie du fruit de la passion pour cibler les efforts de conservation de ces pollinisateurs et de leurs plantes alimentaires, bien qu'il n'y ait aucune preuve qu'elles aient été utilisées à cette fin.

Des modèles dynamiques de population ont été construits pour les abeilles domestiques (par exemple, DeGrandi Hoffman et al., 1989). Un modèle intégré de la dynamique des colonies d'abeilles domestiques qui inclut les interactions avec les influences externes telles que l'approvisionnement en fourrage à l'échelle du paysage a récemment été développé (Becher et al., 2014), lequel génère avec précision les résultats des expériences précédentes sur les abeilles domestiques. Bryden et al. (2013) ont utilisé un modèle dynamique de colonies de bourdons pour démontrer les multiples résultats possibles (succès ou échec) en réponse au stress subléthal dû à l'exposition aux **néonicotinoïdes**, tandis qu'un modèle spatialement explicite du comportement individuel des abeilles solitaires en matière de recherche de nourriture a récemment été élaboré (Everaars et Dormann, 2015). Tous ces modèles offrent un grand potentiel pour tester les effets sur les abeilles de différentes options d'atténuation, telles que l'amélioration des ressources florales dans le paysage ou la réduction de l'exposition aux pesticides.

Un modèle économique stochastique a été utilisé pour quantifier le coût potentiel de l'arrivée des acariens *Varroa* en Australie, en termes de perte de rendement des cultures due à une pollinisation réduite (Cook et al., 2007). Ce modèle a été utilisé comme guide pour déterminer combien le gouvernement devrait dépenser pour tenter de retarder l'arrivée de *Varroa* (Commonwealth d'Australie, 2011).

Références

1. Travaux de l'Anses sur les néonicotinoïdes. In: ANSES [Internet]. Available: <https://www.anses.fr/fr/content/travaux-de-l%E2%80%99anses-sur-les-n%C3%A9onicotino%C3%AFdes>
2. Assessment Report on Pollinators, Pollination and Food Production. In: IPBES [Internet]. Available: <https://ipbes.net/assessment-reports/pollinators>