

Risques à grande échelle de l'utilisation des insecticides systémiques pour le fonctionnement des écosystèmes

(Voir bibliographie dans l'article original <http://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-3277-x>)

Madeleine Chagnon & David Kreutzweiser & Edward A.D. Mitchell & Christy A. Morrissey & Dominique A. Noome & Jeroen P. Van der Sluijs

Responsible editor : Philippe Garrigues

M. Chagnon
Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, Case Postale 8888, Succursale Centre-Ville, Montréal, Québec H3C 3P8, Canada e-mail: chagnon.madeleine@uqam.ca

D. Kreutzweiser
Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, 1219 Queen St. East, Sault Ste. Marie, Ontario P6A 2E5, Canada

E. A. Mitchell
Laboratory of Soil Biology, University of Neuchâtel, Rue Emile Argand 11, 2000 Neuchâtel, Switzerland

E. A. Mitchell
Jardin Botanique de Neuchâtel, Chemin du Perthuis-du-Sault 58, 2000 Neuchâtel, Switzerland

C. A. Morrissey

Department of Biology and School of Environment and Sustainability, University of Saskatchewan, 112 Science Place, Saskatoon, Saskatchewan S7N 5E2, Canada

D. A. Noome
Task Force on Systemic Pesticides, 46, Pertuis-du-Sault, 2000 Neuchâtel, Switzerland

D. A. Noome
Kasungu National Park, c/o Lifupa Conservation Lodge, Private Bag 151, Lilongwe, Malawi

J. P. Van der Sluijs
Environmental Sciences, Utrecht University, Heidelberglaan 2, 3584 CS Utrecht, The Netherlands

J. P. Van der Sluijs
Centre for the Study of the Sciences and the Humanities, University of Bergen, Postboks 7805, N-5020 Bergen, Norway

Published online: 19 July 2014



Résumé L'utilisation à grande échelle d'insecticides persistants et puissants, les néonicotinoïdes et le fipronil, a soulevé des préoccupations concernant les risques pour les fonctions écosystémiques fournies par un large éventail d'espèces et de milieux touchés par ces insecticides. Le concept de services écosystémiques est largement utilisé au niveau de la prise de décision dans le cadre de la valorisation de ces services potentiels, des bénéfiques et des valeurs que le bon fonctionnement des écosystèmes fournit à l'homme, à la biosphère et, comme critère (valeur à protéger), dans l'évaluation des risques écologiques des produits chimiques. Les insecticides néonicotinoïdes sont fréquemment détectés dans le sol, l'eau et se retrouvent également dans l'air en raison de l'émission de particules de poussière pendant le semis des cultures et de l'utilisation des aérosols lors des pulvérisations. Ces milieux fournissent des ressources essentielles pour la biodiversité, mais ils sont menacés par une contamination à long terme ou répétée par les néonicotinoïdes et le fipronil. Nous passons en revue l'état des connaissances eu égard aux impacts potentiels de ces

insecticides sur le fonctionnement et les services fournis par les écosystèmes terrestres et aquatiques, y compris les fonctions du sol et de l'eau douce, de la pêche, de la lutte biologique et des services de pollinisation. Les études empiriques qui examinent les impacts spécifiques des néonicotinoïdes et du fipronil sur les services écosystémiques ont porté en grande partie sur les impacts négatifs sur les espèces bénéfiques d'insectes (abeilles) et sur le service de pollinisation des cultures vivrières. Cependant, ici nous rapportons des preuves plus larges sur des effets sur les fonctions de l'écosystème régissant le sol et la qualité de l'eau, la lutte contre les ravageurs, la pollinisation, la résilience des écosystèmes et sur la diversité de la communauté. En particulier, les microbes, les invertébrés et les poissons jouent un rôle essentiel comme pollinisateurs, décomposeurs, consommateurs et prédateurs, qui collectivement maintiennent la santé des communautés et l'intégrité de l'écosystème. Plusieurs exemples dans cette revue apportent les preuves des impacts négatifs des insecticides systémiques sur la décomposition, le cycle des

nutriments, la respiration du sol et les populations d'invertébrés évalués par l'homme. Les invertébrés, les vers de terre en particulier, sont importants pour les processus de formation du sol, les insectes pollinisateurs sauvages et domestiques sont importants pour la production végétale et les cultures, et plusieurs taxons d'eau douce qui sont impliqués dans les cycles biogéochimiques des éléments nutritifs, se sont tous révélés être très sensibles aux effets létaux ou sublétaux des néonicotinoïdes et / ou du fipronil à des concentrations rencontrées dans l'environnement. En revanche, la plupart des microbes et des poissons ne semblent pas être aussi sensibles dans les scénarios d'exposition normaux, bien que les effets sur les poissons puissent être importants dans certains domaines tels que les systèmes d'élevage de poissons-riz ainsi que par les effets sur la chaîne alimentaire. Nous mettons en évidence les préoccupations économiques et culturelles autour de l'agriculture et de la production de l'aquaculture et le rôle que ces insecticides peuvent avoir en mettant en danger la sécurité alimentaire. Dans l'ensemble, nous recommandons l'amélioration des pratiques agricoles durables qui limitent l'utilisation des insecticides systémiques pour maintenir et soutenir plusieurs services écosystémiques dont les humains fondamentalement dépendent.

Mots clés Services écosystémiques. Écosystème du sol. Néonicotinoïdes. Pollinisateurs. Eau douce. Rizières.

Introduction

Les autres articles de ce numéro spécial ont montré que les insecticides néonicotinoïdes et le fipronil sont actuellement utilisés à une très grande échelle (par exemple, Simon-Delso et al. 2014, dans ce numéro). Ils sont très persistants et leur application répétée peut entraîner une accumulation dans les sols et élever les concentrations environnementales. Ils ont un fort potentiel de lessivage et de ruissellement vers les eaux de surface et souterraines où ils sont fréquemment détectés dans l'environnement mondial (Bonmatin et al. 2014, ce numéro). Les preuves s'accumulent montrant qu'ils ont, à des concentrations environnementales réalistes, des impacts directs et indirects sur le terrain sur un large éventail d'espèces non cibles, principalement des invertébrés (Pisa et al. 2014, sur cette question), mais aussi sur les vertébrés (Gibbons et al. 2014, ce numéro). Bien que les études évaluant directement les impacts sur les fonctions de l'écosystème et les services soient limitées, ici nous passons en revue l'état actuel des connaissances sur les risques potentiels posés par les néonicotinoïdes et le fipronil.

Le concept de services écosystémiques est largement utilisé au niveau de la prise de décision dans le cadre de la valorisation du potentiel des services écosystémiques, des bénéfiques et des valeurs d'usage, du bon fonctionnement des écosystèmes fournis à l'homme et à la biosphère (Spangenberg et al. 2014A, b). Les services écosystémiques ont été initialement définis comme « les bénéfiques que les gens obtiennent des écosystèmes » popularisés par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE 2003) et le Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2003, 2005). Ils sont considérés comme essentiels pour le fonctionnement du système supportant la vie sur Terre, qui se compose des habitats, des systèmes écologiques et des processus qui fournissent les services contribuant au bien-être humain (Costanza et al. 1997). Dans le cadre du MEA

(entre autres), les services écosystémiques ont été classés dans les services de provisionnement (nourriture, bois, fibres, eau potable), les services de régulation (par exemple, le contrôle du climat, la détoxification, la purification de l'eau, la pollinisation, la dispersion des graines, la régulation des parasites et des maladies, les herbivores et le contrôle des mauvaises herbes), les services de soutien (par exemple, la formation des sols, le cycle des nutriments, la pollinisation, la qualité des sols, la chaîne alimentaire, le traitement des déchets et l'assainissement), et les services culturels (par exemple, les loisirs, l'esthétique, ou la valeur spirituelle).

L'application à grande échelle des pesticides systémiques du groupe des néonicotinoïdes, leur persistance dans le sol et l'eau et le potentiel d'absorption par les cultures et les plantes sauvages expose un large éventail d'espèces qui sont importantes dans la fourniture des précieux services écosystémiques. Cet article aborde les risques, pour le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques, de l'utilisation croissante des insecticides systémiques néonicotinoïdes et du fipronil en milieu agricole et urbain. Ici, nous nous concentrons sur les services écosystémiques fournis par les fonctions de l'écosystème terrestre du sol, les fonctions de l'écosystème de l'eau douce, la pêche, la lutte biologique et la pollinisation. De plus nous examinons les menaces globales de ces insecticides systémiques sur la sécurité alimentaire.

Fonctions de l'écosystème du sol terrestre

Services écosystémiques des sols et de la biodiversité

Les écosystèmes terrestres sont connus pour fournir une gamme complexe de services écosystémiques essentiels impliquant à la fois les processus physiques et biologiques régulés par les sols. Les sols sont le siège de processus physiques liés à la qualité et la disponibilité de l'eau telles que la structure du sol et sa composition (par exemple, la porosité) pour faciliter la circulation de l'eau pour les plantes, les eaux souterraines des aquifères et pour l'approvisionnement en eau de surface. La qualité de l'eau est améliorée par la filtration à travers les sols propres qui peuvent éliminer les contaminants et les sédiments fins. Lorsque l'eau circule dans les sols, elle interagit avec différentes matrices de sol en absorbant et en transportant des matières dissoutes et particulaires y compris des nutriments et d'autres éléments qui soutiennent la vie des plantes et des micro-organismes. Les sols fournissent en outre la régulation du débit des cours d'eau et la lutte contre les inondations en absorbant et en libérant l'excès d'eau.

Bon nombre des services de l'écosystème du sol sont biologiquement médiatisés, y compris la régulation et le cycle de l'eau et des nutriments, la facilitation du transfert et de la translocation des éléments nutritifs, le renouvellement des éléments nutritifs par décomposition de la matière organique et des déchets, les transformations élémentaires, les processus de formation des sols et la rétention et la mise à disposition d'éléments nutritifs pour les plantes (Swift et al 2004 ; Dominati et al 2010 ; Robinson et al 2013). Les plantes, à leur tour, fournissent de la nourriture, du bois et des fibres pour soutenir l'infrastructure humaine et les habitats naturels, tout en améliorant la rétention des sols et le contrôle de l'érosion. Sur le long terme, elles fournissent également des matières premières pour la consommation comme la tourbe pour le carburant, des substrats horticoles pour des

plantes ornementales et les fleurs pour la décoration. Elles fournissent aussi des services supplémentaires comme le contrôle biologique des ravageurs et des maladies grâce à certaines conditions de sol et d'habitats pour les espèces bénéfiques ennemies naturelles des ravageurs, la séquestration et le stockage du carbone par la croissance des plantes et la rétention de la biomasse et la détoxification de contaminants par le biais de processus de sorption, d'immobilisation et de dégradation.

Bon nombre des services écosystémiques biologiquement médiatisés par le sol énumérés ci-dessus exigent des intrants et des interactions diverses des communautés biologiques fonctionnelles (Swift et al. 2004 ; Lavelle et al. 2006 ; Barrios 2007). La conservation de la biodiversité elle-même peut être considérée comme un service important de l'écosystème (Dale et Polasky 2007 ; Eigenbrod et al. 2010), suivant le concept selon lequel la biodiversité constitue une forme d'assurance contre la perte de certaines espèces et leur fonction écologique grâce à la redondance des espèces (Naeem et Li 1997; Yachi et Loreau 1999). La biodiversité a été décrite comme une corrélation positive entre les fonctions qui soutiennent les services écologiques (Benayas et al. 2009). La stabilité des écosystèmes des sols a été liée à la biodiversité et en particulier à l'abondance relative des espèces clés de voûte ou de groupes fonctionnels qui sous-tendent la structure du réseau trophique du sol ou qui facilitent les processus spécialisés de ce sol (de Ruiter et al. 1995 ; Brussaard et al. 2007 ; Nielsen et al. 2011).

Les sols naturels sont un réservoir de communautés biologiques diverses et complexes. Les organismes vont de la taille du corps exprimée en millimètres (macrofaune, macroflore) à la taille des cellules ou du corps exprimée en micromètres (mésafaune, microfaune, microflore). Les taxons clés comprennent les macro-arthropodes (par exemple, les carabes, les fourmis, les termites) les vers de terre, les acariens, les collembolles, les protozoaires, les nématodes, les bactéries et les champignons. L'activité de ces organismes vivants et les interactions entre eux conditionnent les processus écosystémiques dont de nombreux services dépendent (Barrios 2007). Par exemple, les vers de terre ont un grand impact sur la dynamique de la matière organique, le cycle des éléments nutritifs et les propriétés du sol. Les vers de terre décomposent la litière végétale en matière organique riche en éléments nutritifs pour les autres consommateurs et contribuent au mélange de la matière organique dans les sols. Ils produisent des galeries, des mucilages et autres excréments riches en éléments nutritifs qui contribuent à la fertilité des sols et aux cycles biogéochimiques (Beare et al. 1995). Leur activité d'enfouissement augmente la porosité et l'aération du sol, facilite le transfert de l'eau et des nutriments et réduit le compactage du sol (Edwards et Bohlen, 1996). Bien que les vers de terre jouent un rôle clé dans la dynamique de la matière organique, la décomposition et la minéralisation de la matière organique sont des processus complexes qui sont facilités par les activités et les interactions entre les diverses communautés biotiques, y compris d'autres invertébrés, des protistes, des bactéries et des champignons (Swift et al. 2004). Ces processus du sol médiatisés par des organismes vivants se produisent à l'échelle du centimètre au décimètre par des individus et des populations, et l'accumulation de ces processus dans l'espace et le temps crée un processus continu à partir duquel les propriétés et les services du sol s'étendent aux échelles des paysages locaux et régionaux (Lavelle et al. 2006).

Un autre exemple des services écosystémiques est constitué par le cycle de l'azote biologiquement médiatisé dans les sols. L'azote (N) est essentiel pour la croissance des plantes et les plantes véhiculent un grand nombre de services issus des sols. Les macro et méso-invertébrés initient la décomposition de la matière organique du sol par la fragmentation, l'ingestion et libèrent l'azote organique qui est ensuite minéralisée par des groupes microbiens hautement spécialisés pour le rendre disponible au bénéfice des plantes sous la forme d'azote minéral. Les stocks d'azote inorganique disponibles dans les sols sont également considérablement renforcés par des micro-organismes fixateurs d'azote qui transforment l'azote atmosphérique en azote disponible pour les plantes par le biais des symbioses dans les nodules des racines des plantes, en particulier des légumineuses. L'azote inorganique peut également être capturé par les microbes du sol, assimilé par la biomasse, et incorporé dans le stock d'azote organique du sol (immobilisation), lequel est ainsi disponible pour le recyclage (Brady et Weil 1996 ; Brussaard et al. 1997 ; Barrios 2007). L'excès d'azote est une cause majeure d'eutrophisation des sols et de l'eau, avec des conséquences sur la biodiversité (Vitousek et al. 1997), et, par conséquent, la perte d'azote par dénitrification est un autre précieux service de l'écosystème fourni par les zones humides et les sols forestiers des plaines inondables (Shrestha et al. 2012).

Impacts des insecticides néonicotinoïdes sur les services écosystémiques du sol

Étant donné que la plupart des services écosystémiques des sols sont médiatisés biologiquement et que les pesticides peuvent provoquer l'épuisement ou la perturbation des communautés biotiques non cibles des sols, il s'ensuit que les pesticides peuvent présenter des risques pour les processus et les services écosystémiques du sol. Les effets des pesticides dans les sols peuvent aller de la toxicité aiguë et chronique, directe, chez les organismes, à de nombreux effets sublétaux et indirects sur le comportement, les rôles fonctionnels, les relations prédateur-proie et la dynamique du réseau trophique. Tout ou partie de ces éléments peuvent se produire au niveau de l'organisme, de la population, ou de la communauté et, par conséquent, peut impacter la biodiversité des sols ou la stabilité de l'écosystème (Edwards, 2002). Puisque la biodiversité des sols est liée aux fonctions écologiques qui soutiennent les services écologiques (Benayas et al. 2009), les perturbations sur la biodiversité et la fonction écologique dues aux pesticides pourraient nuire aux services écosystémiques issus des sols (Goulson 2013). Les impacts sur la biodiversité des sols et leurs implications dans le fonctionnement des écosystèmes ont été démontrés pour d'autres pesticides qui affectent les microbes (Johnsen et al. 2001) et les communautés d'invertébrés (Jansch et al. 2006), et les mêmes risques sont susceptibles de résulter des insecticides néonicotinoïdes. Les néonicotinoïdes peuvent persister dans les sols pendant plusieurs années (Goulson 2013 ; Bonmatin et al. 2014, sur cette question.) et peuvent causer des effets négatifs importants sur leurs organismes clés à des concentrations réalistes trouvées dans l'environnement (Pisa et al. 2014, sur cette question), et par conséquent, avoir le potentiel de poser un risque pour les services écosystémiques de ce sol.

Bien que le lien entre les effets néfastes sur les organismes et les fonctions écologiques ou les services des

sols soit théoriquement solide, des preuves empiriques des effets des insecticides néonicotinoïdes sur les services écosystémiques du sol sont rares, en partie parce que leur utilisation à grande échelle a commencé il n'y a qu'une décennie. Dans notre revue de la littérature scientifique, nous n'avons trouvé que quelques études qui ont déclaré des effets des néonicotinoïdes sur la fonction des organismes du sol avec des implications pour les services écosystémiques. Peck, qui (2009a, b) a évalué les effets d'un néonicotinoïde, l'imidaclopride, appliqué sur gazon pour le contrôle d'un scarabée, a trouvé des effets directs et indirects à long terme sur certains arthropodes et suggéré des implications négatives (bien que pas testées empiriquement) sur le cycle des éléments nutritifs du sol et la régulation naturelle des ravageurs. Dans des microcosmes en laboratoire, Kreutzweiser et al. (2008a, 2009) ont testé les effets de l'imidaclopride dans les feuilles, après un traitement systémique sur des arbres, sur la décomposition des feuilles mortes à l'automne par les vers de terre de la litière pour une période d'exposition de 35 jours. Aux concentrations réalistes de terrain, les résidus d'imidaclopride contenus dans les feuilles n'étaient pas directement toxiques pour les vers de terre, mais ils provoquaient chez eux une inhibition de l'alimentation qui a entraîné une réduction significative de la décomposition des feuilles de la litière. Ils ont en outre démontré que cet effet était dû à des effets toxiques sublétaux conduisant à un comportement d'évitement (Kreutzweiser et al. 2009). Lorsque l'imidaclopride a été ajouté directement dans des microcosmes terrestres pour simuler un procédé d'injection dans le sol pour traiter des arbres, un effet similaire a été détecté avec une décomposition considérablement réduite des feuilles mortes par les vers de terre à des concentrations ambiantes de litière de 7 mg/kg et plus (Kreutzweiser et al. 2008b). Prises ensemble, ces études ont montré que lorsque l'imidaclopride est appliqué comme un insecticide systémique pour le contrôle des insectes xylophages dans les arbres, l'imidaclopride résiduel dans les feuilles mortes d'automne engendre un risque de réduction de décomposition des feuilles de la litière par un effet d'inhibition de l'alimentation des vers de terre, et ceci a des implications négatives pour la dynamique de la matière organique dans les sols. Un effet similaire pourrait probablement se produire pour la décomposition d'autres plantes de la litière contenant de l'imidaclopride dans les autres sols, y compris en agriculture, mais, à notre connaissance, cela n'a pas été testé directement. D'autres effets des néonicotinoïdes sur le comportement des vers de terre qui peuvent influencer les processus écologiques des sols (par exemple, le comportement de creusement des galeries) sont examinés par Pisa et al. (2014, ce numéro).

Les communautés microbiennes du sol ont également été touchées par l'imidaclopride, lesquelles peuvent affecter la décomposition des feuilles. Bien que l'imidaclopride n'ait pas inhibé la décomposition microbienne de feuilles mortes de frênes en automne (*Fraxinus spp.*), (Kreutzweiser et al. 2008b), la décomposition microbienne des feuilles de l'érable (*Acer saccharum*) était significativement inhibée aux concentrations attendues des traitements systémiques pour contrôler les insectes xylophages (Kreutzweiser et al. 2008a). Les auteurs font des suggestions pour les différences d'effets observés entre les espèces d'arbres. Quelles que soit les différences entre les études, les données indiquent que les résidus de l'imidaclopride dans les matériaux des feuilles ont un potentiel de nuisance à l'égard de la décomposition

microbienne des feuilles mortes avec des implications pour la décomposition des matières organiques et le recyclage des nutriments.

D'autres auteurs ont évalué les effets de l'imidaclopride sur l'activité microbienne dans les sols agricoles après les applications de semences traitées. Singh et Singh (2005a) ont mesuré l'activité enzymatique microbienne comme un indicateur des effets au niveau de la population et ont constaté que l'imidaclopride dans les sols après traitement des semences a eu des effets stimulants sur l'activité de l'enzyme microbienne jusqu'à 60 jours. Dans la même série d'expériences, ils ont également mesuré l'azote disponible dans le sol et ont signalé une augmentation de cet azote disponible (Singh et Singh, 2005b). Dans une autre étude sur le même site, Singh et Singh (2006) ont constaté une augmentation du nitrate et une diminution de l'ammonium, des nitrites et de l'activité enzymatique du nitrate réductase dans les sols où les semences enrobées d'imidaclopride avaient été semées. Tu (1995) a ajouté de l'imidaclopride dans les sols sableux et signalé une diminution de l'abondance des champignons et à court terme une diminution de l'activité de la phosphatase ; par contre aucun effet mesurable sur la nitrification ou dénitrification n'a été constaté. Ingram et al. (2005) ont rapporté ne pas avoir observé d'inhibition de l'activité de l'uréase microbienne par l'imidaclopride dans un sol engazonné. De même, Jaffer-Mohiddin et al. (2010) ont observé l'absence d'inhibition, et une certaine stimulation de l'activité de l'amylase et d'une cellulase dans le sol dans des conditions de laboratoire. Ahemad et Khan (2012) ont mesuré une baisse d'activité et de croissance des plantes, une caractéristique liée à une bactérie fixatrice d'azote, *Rhizobium sp.*, isolée des nodules de pois de plantes exposées à l'imidaclopride dans les sols, mais seulement à trois fois le taux d'application recommandée (pas d'effets significatifs à la dose recommandée). Globalement, ces études démontrent que les néonicotinoïdes peuvent induire des changements mesurables dans l'activité microbienne du sol, mais les effets sont souvent stimulants, à court terme, et ont peu ou pas de conséquences mesurables sur le cycle des éléments nutritifs de ce sol. Les réponses microbiennes rapportées ont été attribuées à l'induction d'adaptation des microbes assimilant ou minéralisant la molécule d'imidaclopride (Singh et Singh, 2005a), essentiellement par un processus de biodégradation (Anhalt et al. 2007 ; Liu et al. 2011 ; Zhou et al. 2013 ; Wang et al. 2013).

En revanche, au moins deux autres études ont rapporté des effets indésirables ou négatifs des néonicotinoïdes sur les communautés microbiennes des sols et leurs fonctions. Yao et al. (2006) ont signalé une inhibition significative de la respiration du sol due à l'acétamipride pour des concentrations réalistes de terrain. Cycon et al. (2013) ont constaté des changements mesurables dans la structure et la diversité des communautés du sol, changements généralement en liaison avec une activité métabolique des sols réduite à des taux réalistes, ou des taux proches, d'imidaclopride. Il est possible que des changements au niveau de la communauté, liés à l'exposition du groupe à des néonicotinoïdes, puissent faciliter des réponses adaptatives des paramètres fonctionnels énumérés ci-dessus.

Conclusions sur les sols comme services écosystémiques

Étant donné que de nombreux services écosystémiques des sols dépendent des organismes qui s'y trouvent, que les insecticides néonicotinoïdes sont souvent présents et peuvent persister dans ces sols, et que leurs résidus présentent un risque de préjudice pour plusieurs invertébrés clés, ces pesticides ont le potentiel de causer des effets néfastes sur les services écosystémiques des sols. D'un point de vue théorique et aussi basé sur les résultats d'études de pesticides les mieux documentées, le potentiel d'impacts des néonicotinoïdes sur les services écosystémiques du sol semble être élevé, mais il y a peu d'études empiriques qui ont testé ces effets. D'après les quelques études disponibles, il apparaît que les processus du sol médiatisés par les invertébrés sont plus à risque d'effets indésirables à partir de résidus de néonicotinoïdes que les processus médiatisés par les microbes.

Une question qui reste hors d'atteinte est la mesure dans laquelle les communautés biologiques des sols peuvent absorber l'impact des pesticides avant que la fonction de l'écosystème, et en fin de compte, sa prestation de services soit significativement endommagée à l'échelle locale ou régionale. Les études sont contradictoires en ce qui concerne le degré de redondance fonctionnelle et la résilience intrinsèque dans le sol et d'autres communautés biologiques riches en diversité. Swift et al. (2004) examinent les effets des pratiques agricoles, y compris l'utilisation des pesticides, sur la relation entre la fonction de la biodiversité et de l'écosystème et montrent que certains changements dans les communautés biologiques peuvent être nuisibles pour les fonctions des écosystèmes tandis que d'autres sont fonctionnellement neutres. Ils suggèrent que les communautés microbiennes ont un degré élevé de redondance fonctionnelle et de résilience aux impacts sur leur rôle fonctionnel dans le traitement de la matière organique du sol. D'un autre côté, la réduction des taxons hautement spécialisés ayant des rôles uniques ou cruciaux dans une fonction importante de l'écosystème tels que la décomposition et le cycle des éléments nutritifs peut significativement impacter la prestation des services écosystémiques (Barrios 2007). Les vers de terre pourraient être classés en tant que tels, et puisque les effets néfastes sur les vers de terre ont été signalés à des concentrations réalistes de néonicotinoïdes dans les sols et les feuilles mortes, ceci fournit des preuves raisonnables que certains services de l'écosystème du sol peuvent être diminués par l'utilisation des insecticides néonicotinoïdes. D'autres études empiriques associées à la modélisation écologique pour tester la probabilité et l'ampleur de ces effets sont justifiées.

Fonctions des écosystèmes d'eau douce

Cycle des éléments nutritifs et qualité de l'eau

La pollution par les pesticides est largement reconnue comme une menace majeure pour les écosystèmes d'eau douce dans le monde entier (Gleick et al. 2001; MEA 2005). Ces écosystèmes d'eau douce offrent un éventail important de services écosystémiques, allant de l'eau potable et l'eau d'irrigation à l'eau industrielle, au stockage de l'eau, aux loisirs aquatiques, et à un environnement pour les organismes qui soutiennent le développement des poissons et d'autres aliments importants. Les invertébrés constituent une grande proportion de la biodiversité dans les chaînes alimentaires d'eau douce et sont un maillon essentiel pour le transfert d'énergie et des nutriments des producteurs primaires aux

niveaux trophiques supérieurs à la fois dans les écosystèmes aquatiques et terrestres. Ainsi, l'altération de l'abondance des invertébrés, de la physiologie et de l'histoire de la vie par les insecticides peut avoir un impact grave sur les services fournis par les écosystèmes d'eau douce. De même, le rôle de ces invertébrés dans la décomposition de la matière organique et le cycle des éléments nutritifs offrent un service de purification essentiel de l'eau utilisée pour la consommation humaine ou pour soutenir la vie aquatique.

Peters et al. (2013) ont examiné l'effet de substances toxiques sur les fonctions écosystémiques de l'eau douce, à savoir la décomposition des feuilles mortes, la production primaire et la respiration de la communauté. Pour cet examen, ils ont croisé les spécifications empiriques (par exemple la taille de l'effet et le traitement demandé disponibles) de 46 études. Un résultat important de leur étude est que dans plus d'un tiers des observations, la réduction des fonctions de l'écosystème s'est produite à des concentrations inférieures aux limites inférieures fixées par les organismes de réglementation pour protéger ces écosystèmes. Ces limites inférieures sont souvent réglementées à l'aide des valeurs de la CL50 pour les espèces tests communes comme *Daphnia magna*, les procédures d'évaluation des risques n'incluant pas d'espèces plus sensibles ou ne prenant pas en considération des espèces qui ont des rôles essentiels quant au maintien de la fonction des écosystèmes. Un défaut clé de l'examen de Peters et al. (2013) est qu'un grand nombre de études incluent des effets d'organophosphates, de pyréthroïdes, de carbamates, mais aucune information n'est donnée pour les classes d'insecticides les plus récentes tels que les néonicotinoïdes ou le fipronil.

Relativement peu d'études ont officiellement testé les effets des néonicotinoïdes ou du fipronil sur les services écosystémiques dans les systèmes d'eau douce. Une étude récente de Agatz et al. (2014) a considéré l'effet d'un néonicotinoïde, l'imidaclopride, sur l'activité d'alimentation du gammare, un amphipode d'eau douce commun qui joue un rôle important dans la décomposition de la litière. L'inhibition prolongée de l'alimentation après l'exposition s'est produite à des concentrations d'imidaclopride de 0,8 à 30 mg/L qui sont dans la gamme de celles mesurées dans plusieurs milieux aquatiques. La réduction de la consommation de feuilles et l'altération des interactions prédateur-proie d'une espèce broyeuse similaire, *Gammarus fossarum*, ont été signalées à des concentrations de thiaclopride de 1-4 mg/L (Englert et al. 2012). Des résultats similaires ont été observés pour d'autres espèces broyeuses, des Pteronarcyidae et des larves de tipule (Tipulidae), exposés à l'imidaclopride dans les feuilles et dans l'eau, présentant une mortalité à la concentration de 130 mg/L et une inhibition de l'alimentation à 12 µg/L lorsque ce néonicotinoïde est appliqué directement à l'eau mais ils se révélèrent plus tolérants lorsqu'ils furent exposés à des feuilles (Kreutzweiser et al. 2008a). Dans une seconde étude, les auteurs ont pu déterminer que les effets sur l'inhibition de l'alimentation étaient importants dans la réduction des taux de décomposition des feuilles de la litière à des concentrations de 18 à 30 µg/L (Kreutzweiser et al. 2009).

L'exposition prolongée ou l'exposition à de multiples composés sont susceptibles d'affecter cette population de broyeurs et d'autres. Bien que pas très largement mesurée, l'inhibition de ce groupe fonctionnel de consommateurs a le potentiel d'affecter négativement la conversion de la matière grossière terrestre en particules fines, lesquelles peuvent être

plus facilement consommées par d'autres espèces. Cela devrait par conséquent modifier la communauté aquatique d'invertébrés, les taux de décomposition et le cycle des éléments nutritifs, finalement influencés par la qualité de l'eau, et le soutien de la biodiversité qui est un service important de l'écosystème. Il est à noter que *G. pulex* est plus sensible à l'imidaclopride que les espèces de daphnies et que les deux sont des crustacés et non des insectes. Plusieurs insectes ont tendance à être beaucoup plus sensibles que *G. pulex* à l'imidaclopride : le risque existe donc que le processus de décomposition soit plus impacté que ce qui a été évalué par des études avec *G. pulex*, selon le rôle de l'espèce touchée dans le fonctionnement des écosystèmes et la quantité de redondance fonctionnelle dans la communauté (Beketov et Liess 2008 ; Ashauer et al. 2011).

Effets sur la chaîne alimentaire aquatique

Les services écosystémiques liés à la décomposition et au cycle des éléments nutritifs sont importants pour la qualité de l'eau. Cependant, une préoccupation supplémentaire concernant les effets indirects potentiels des insecticides dans la réduction importante des proies d'invertébrés existe. Cela peut être crucial pour de nombreuses espèces d'eau douce qui ont une valeur alimentaire (par exemple, les poissons et les écrevisses) et pour des raisons écologiques (amphibiens et oiseaux aquatiques). Bien que rarement étudiés, les effets indirects sur la chaîne alimentaire ont été rapportés dans les systèmes d'eau douce. Par exemple, Hayasaka et al. (2012a) ont effectué une étude en mésocosme, une rizière expérimentale, en utilisant les insecticides systémiques, imidaclopride et fipronil, appliqués aux doses recommandées. Dans les communautés de zooplancton benthique et de neuston, après traitement à l'imidaclopride, l'abondance des espèces fut nettement réduite par rapport à celle du contrôle. Hayasaka et al. (2012a, b) ont aussi constaté après deux applications annuelles d'imidaclopride et de fipronil une réduction de la croissance des poissons Medaka (*Oryzias latipes*) ayant conduit à une importante réduction des proies en arthropodes benthiques. Sánchez-Bayo et Goka (2005, 2006) ont également étudié les changements écologiques dans les rizières expérimentales traitées à l'imidaclopride au cours d'une période de culture. Un total de 88 espèces ont été observées, dont 54 aquatiques. Ils ont constaté, dans les communautés de plancton et neustons benthiques, et les communautés terrestres des champs traités avec de l'imidaclopride, une abondance significativement plus faible d'organismes par rapport à celles des contrôles. Nos connaissances sur la façon dont les communautés aquatiques réagissent aux pesticides et récupèrent ensuite, en particulier en ce qui concerne les résidus dans l'eau, est déficiente (Sánchez-Bayo et Goka 2005, 2006).

Bien que n'étant pas prouvé de façon concluante, nombre de déclin d'espèces d'oiseaux insectivores coïncident avec l'usage de ces pesticides en zones agricoles et la spéculation attribuant le déclin récent de ces populations au déclin des proies émergentes d'invertébrés résultant de l'utilisation des insecticides semble plausible étant donné les preuves corrélatives (Benton et al. 2002 ; Boatman et al. 2004 ; Mason et al. 2012). Les néonicotinoïdes sont la dernière génération de pesticides, ils ont la capacité de se répandre dans les eaux douces et d'affecter négativement les populations d'invertébrés, lesquelles à leur tour peuvent réduire l'émergence d'insectes, donc de nombreux oiseaux

dépendants de l'eau et d'autres espèces qui elles-mêmes en dépendent. Une étude récente de Hallmann et al. (2014) est la première à démontrer l'effet potentiel en cascade de faibles concentrations de néonicotinoïdes dans l'eau pour les oiseaux insectivores. Les études futures devraient considérer l'importance des effets des pesticides au niveau de la communauté compte tenu de l'interaction complexe entre les espèces dans la chaîne trophique et des effets indirects sur les espèces considérées comme importantes pour la consommation humaine, les activités récréatives, ou la valeur esthétique.

Conclusions sur les fonctions des écosystèmes d'eau douce

De nombreuses espèces aquatiques sont directement exposées aux insecticides néonicotinoïdes et au fipronil dans l'eau, souvent sur des périodes prolongées. Les données de long terme et le suivi sur le terrain à grande échelle par Van Dijk et al. (2013) ont démontré les effets négatifs de l'imidaclopride sur la vie des invertébrés. Ces impacts négatifs ont le potentiel de modifier négativement la base de la chaîne alimentaire aquatique étant donné que ce groupe est un maillon essentiel pour le transfert des nutriments et de l'énergie des producteurs primaires aux consommateurs. Les réductions de la survie, de la croissance et de la reproduction des organismes d'eau douce, en particulier les insectes et les crustacés aquatiques, peuvent altérer les fonctions écosystémiques liés à la décomposition et au cycle des éléments nutritifs. Ces processus sont au cœur de la fourniture de services écosystémiques tels que l'eau douce propre et le soutien de la biodiversité. Tout aussi importants sont les effets sur la structure trophique qui peuvent influencer sur la stabilité, la résilience et la dynamique du réseau trophique dans les écosystèmes aquatiques, mais aussi dans les écosystèmes terrestres, étant donné que de nombreux insectes aquatiques vivent leur stade adulte hors de l'eau.

Pêche et aquaculture

La gestion durable des pêcheries et de l'aquaculture peut offrir des solutions à une demande croissante de sources de protéines animales aquatiques. En Afrique, en Asie et en Amérique latine, les pêches continentales en eau douce fournissent de la nourriture à des dizaines de millions de personnes (Dugan et al. 2010), tout en assurant l'emploi, surtout pour les femmes (BNP 2008). L'utilisation des pesticides pourrait entraver l'expansion réussie de la pêche mondiale ainsi que la pêche continentale à petite échelle, l'aquaculture et les systèmes combinés de riz-poisson, si ces pesticides nuisent à la pêche.

L'utilisation des néonicotinoïdes a augmenté en pisciculture et en aquaculture en raison de leur toxicité aiguë relativement faible pour les poissons et de leur efficacité contre les parasites suceurs et les ravageurs. Par exemple, l'imidaclopride remplace les anciens pesticides, tels que les pyréthrinoides, pour contrôler le charançon de l'eau du riz (*Lissorhoptrus oryzophilus* Kuscel) les infestations dans les rotations du riz / écrevisse (*Procambarus clarkii*) (Barbee et Stout, 2009) et les carbamates (carbaryl) pour contrôler une crevette fousseuse indigène sur les bancs d'huîtres commerciales à Washington (Etats-Unis) (Felsot et Ruppert 2002). Dans ces deux cas, les effets non cibles de l'imidaclopride sur la pêche principale ont été démontrés. La

dégradation de la qualité de l'eau par les pesticides du groupe des néonicotinoïdes et les impacts écotoxicologiques sur les organismes aquatiques en résultant font partie de ces risques considérés ici.

Menaces pour les stocks de poissons

La majorité des insecticides peut affecter la production de poissons d'élevage et autres animaux non cibles dans les systèmes de rizières. Plusieurs espèces de poissons sauvages vivent dans les rizières et les drains adjacents (Heckman, 1979) et peuvent être soumis aux effets des pesticides appliqués systématiquement. Les poissons peuvent être affectés indirectement par la réduction des ressources alimentaires, en particulier en invertébrés aquatiques (Sánchez-Bayo et Goka 2005, 2006 ; Hayasaka et al. 2012a, b.). Bien que connus pour avoir une plus grande tolérance à la mortalité en cas d'exposition aux néonicotinoïdes, les poissons peuvent être exposés à des concentrations sublétales et à leurs agents tensioactifs d'accompagnement, lesquels peuvent aussi causer des effets indésirables. Il a été montré que l'imidaclopride est responsable d'un syndrome de stress des poissons juvéniles chez un poisson japonais du riz (médaka). Comme il arrive souvent avec les poissons stressés, une infestation massive du Medaka par un parasite, *Trichodina*, a été ensuite observée dans les champs traités avec l'imidaclopride (Sánchez-Bayo et Goka 2005). Dans une étude récente, Desai et Parikh (2013) ont trouvé chez des téléostéens d'eau douce, *Oreochromis mossambicus* et *Labeo rohita*, exposés à une concentration sublétales (CL50/10 et CL 50/20) d'imidaclopride durant 21 jours, des altérations significatives de plusieurs paramètres biochimiques (ALT, AST, ALP, et GDH). Un accroissement de l'activité enzymatique dans les tissus indiquait des dommages au foie dont les auteurs ont conclu qu'ils étaient liés à l'exposition à l'imidaclopride.

Alors que la mortalité aiguë des poissons exposés aux insecticides néonicotinoïdes est rare, Rajput et al. (2012) ont rapporté que l'imidaclopride était toxique pour le poisson-chat d'eau douce, *Clarias batrachus*, lorsqu'il est exposé pendant 21 jours, mais seulement à des doses élevées. La perte en protéine a été rapportée lors d'une exposition à des concentrations élevées qui ont causé plus tard la mort. Bien que ce poisson chat ait le potentiel de devenir une espèce invasive particulièrement néfaste dans certains domaines, il est également considéré comme l'une des espèces de poisson-chat les plus importantes de l'aquaculture compte tenu de sa valeur économique comme nourriture pour les populations humaines dans la majeure partie de l'Inde.

La conchyliculture

Les études sur la conchyliculture dans lesquelles les néonicotinoïdes et le fipronil sont en cours d'utilisation sont rares. Dondero et al. (2010) ont rapporté des effets sublétaux négatifs de l'imidaclopride et du thiaclopride au niveau transcriptomique (au niveau des ARN messagers) et protéomique (au niveau des protéines) dans la moule de mer, *Mytilus galloprovincialis*. Dans la baie Willapa (État de Washington, États-Unis), l'imidaclopride est appliqué directement sur les sédiments exposés, quand la marée est basse, pour contrôler les espèces indigènes de crevettes fousseuses (*Callinassa sp.*, *Upogebia sp.*) lesquelles peuvent affecter négativement la production d'huîtres, mais

ses effets sur les organismes non cibles ne sont pas connus. Selon Felsot et Ruppert (2002), la dissipation de l'imidaclopride dans l'eau fut rapide et l'hypothèse a été émise que cela pourrait être dû à une vaste dilution par la marée. Cependant, il a été noté un manque d'études concernant son comportement dans l'écosystème de l'estuaire pris dans son ensemble. Les programmes de surveillance de l'environnement sont nécessaires pour évaluer l'exposition des salmonidés suite aux traitements des parcs à huîtres. Le potentiel d'effets nocifs résultant de l'exposition des espèces non cibles vivant dans la baie, comme le Saumon chinook juvénile (*Oncorhynchus tshawytscha*) et la truite fardée (*Oncorhynchus clarki*), est inconnu. Les néonicotinoïdes sont fréquemment détectés dans les estuaires parmi les polluants présents dans les zones où se trouvent des parcs à huîtres. Bien que peu de rapports soient disponibles, les données anecdotiques suggèrent que les néonicotinoïdes sont présents dans les environnements estuariens où ils pourraient exercer des effets sur les espèces de mollusques d'élevage ou de l'écosystème plus large, mais dans l'ensemble les études pour déterminer les impacts font défaut.

Les néonicotinoïdes dans les écosystèmes poisson riz

Le développement des systèmes de production riz-poisson a été considéré comme une option durable pour le développement rural, la sécurité alimentaire et la réduction de la pauvreté. Les systèmes de production riz-poisson s'appuient encore souvent sur les insecticides pour protéger les cultures de riz contre les insectes suceurs nuisibles, bien que la lutte antiparasitaire intégrée (LAI) soit recommandée pour réduire l'utilisation de ces insecticides et leurs effets négatifs potentiels sur les populations de poissons. L'imidaclopride est connu pour persister dans les eaux des rizières traitées, ce qui démontre qu'il ne se dégrade pas complètement dans le milieu aquatique, et de fait Tisler et al. (2009) rapportent que les concentrations de l'imidaclopride y sont en augmentation. Les pesticides peuvent passer de l'eau traitée des champs de riz aux plans d'eau naturels (Heong et al 1995 ; Comité Scientifique et Technique de révision 2012). Une étude menée par Elfmann et al. (2011) aux Philippines a montré que les pesticides sont fréquemment trouvés en aval des rivières (Comité Scientifique et Technique de révision 2012). Compte tenu de leur nature persistante, il est probable que les insecticides néonicotinoïdes utilisés dans les rizières se déplaceront dans les eaux naturelles et vers leur cours aval.

Conclusion sur les risques pour la pisciculture

Les avantages nutritionnels de la consommation de poisson sont liés positivement à une sécurité alimentaire accrue et une diminution des taux de pauvreté dans les pays en développement. La réduction de l'accès aux poissons pour la consommation pourrait avoir un impact particulier sur les populations humaines vivant dans les pays les moins développés, où l'accès à une nourriture suffisante est limité. Dans certains pays, l'alimentation à haute teneur en protéines produite par la pêche peut devenir une source importante de nourriture de base à faible coût.

Comme beaucoup d'autres contaminants qui menacent les écosystèmes aquatiques naturels et aménagés, les néonicotinoïdes et le fipronil peuvent ajouter une menace supplémentaire pour la production de poissons d'élevage.

Pour assurer la viabilité à long terme et la sécurité alimentaire par la pêche (Pauly et al. 2002, 2005), l'utilisation d'insecticides toxiques et persistants, dans ou à proximité de systèmes de culture de poissons, devrait être réduite s'il a été démontré que ces insecticides représentent un risque de dommage aux poissons et à leurs proies. Bien que les poissons semblent avoir un seuil de toxicité relativement élevé pour les néonicotinoïdes, des effets indirects et sublétaux ont été observés à partir de l'exposition à des concentrations environnementales pertinentes de fipronil, d'imidaclopride et de thiaclopride. Bien que la pisciculture intensive puisse fournir des sources importantes de nourriture, il est possible que les effets toxicologiques combinés ou synergiques de divers contaminants, y compris les néonicotinoïdes, présentent une menace pour les espèces piscicoles et d'autres produits de l'aquaculture.

La lutte biologique

Les prédateurs en tant que contrôle naturel des ravageurs

Les relations prédateur-proie chez les invertébrés sont un élément important de nombreux écosystèmes naturels et agricoles. La diversité et l'interdépendance des espèces influencent fortement la forme et de la complexité des réseaux trophiques. La complexité de la chaîne alimentaire, et en particulier la présence de prédateurs, sont importants pour l'homme si on prend en compte la régulation naturelle des invertébrés « parasites ». La prédation (y compris le parasitisme) d'invertébrés ravageurs par un large éventail de prédateurs invertébrés et vertébrés peut être considérée comme un service écosystémique important, souvent appelé « contrôle biologique » dans les systèmes agricoles (Schlapfer et al. 1999 ; Wilby et Thomas 2002 ; Bradley et al. 2003).

Bien que seules les espèces nuisibles soient visées par l'insecticide, organismes nuisibles et prédateurs naturels peuvent tous deux être affectés. Souvent les ravageurs, cependant, présentent des stratégies d'histoire de vie qui permettent à leurs populations de se rétablir plus rapidement que celles de leurs prédateurs. Beaucoup de prédateurs de ravageurs sont des insectes et, par conséquent, sont également sensibles aux insecticides néonicotinoïdes. In Pisa et al. (2014, ce numéro), plusieurs exemples d'espèces d'insectes prédateurs touchés sont donnés, mais cet examen est loin d'être complet. Un nombre croissant d'études indique que les espèces prédatrices et leurs services écosystémiques sont en danger quand les néonicotinoïdes sont utilisés (voir les études de Desneux et al. 2007 et Hopwood et al. 2013). Hopwood et al. (2013) concluent, sur la base de plus de 40 études de toxicité, à travers une gamme d'espèces biologiques de lutte antiparasitaire, que l'utilisation généralisée des néonicotinoïdes a un impact négatif sur les espèces prédatrices et parasitoïdes si nécessaires à lutte biologique contre les ravageurs des cultures. Losey et Vaughan (2006) ont estimé que la valeur des agents de lutte naturels pour contrôler les ravageurs indigènes d'Amérique du Nord est d'environ 13,6 milliards de dollars, laquelle comprend les prédateurs de ravageurs, mais aussi les phénomènes météorologiques et les agents pathogènes.

Pollinisation

La pollinisation en tant que service écosystémique

La pollinisation est considérée comme l'un des régulateurs les plus essentiels aussi bien qu'un service écosystémique support (Kremen et al. 2007 ; De Groot et al. 2010 ; Vanbergen et the Insect Pollinator Initiative, 2013) et peut aussi être considérée comme un service écosystémique et culturel (esthétique). Biologiquement, la médiation de la pollinisation assure le transfert actif ou passif du pollen à l'intérieur ou entre les fleurs par des vecteurs invertébrés, mammifères ou aviaires. Il s'agit d'un service essentiel pour les fruits, les légumes, les noix, le coton et la production de cultures de semences parmi beaucoup d'autres pour les cultures agricoles et la reproduction des communautés végétales sauvages (Allen-Wardell et al. 1998 ; Aguilar et al. 2006 ; PNUE 2010 ; Ollerton et al. 2011 ; Lautenbach et al. 2012 ; Vanbergen et the Insect Pollinator Initiative, 2013).

Sans la pollinisation, la fécondité des plantes est affectée, pouvant conduire à des pertes de rendement dans des cultures et à la perte de la diversité génétique ou encore à l'extinction locale de plantes sauvages. Les cultures peuvent être pollinisées par un animal, par le vent, par l'auto-pollinisation, ou en combinaison. Dans beaucoup de cultures qui constituent l'alimentation de l'homme, la pollinisation est indispensable pour la fixation du fruit et de la graine ; dans d'autres, elle favorise ces processus à des degrés divers. Par conséquent, la mesure de l'augmentation de rendement due à pollinisation des cultures varie considérablement : sans la pollinisation, certaines cultures ne montrent pas une augmentation du rendement tandis que d'autres ne produisent pas de fruits ni de graines (Richards 2001 ; Klein et al. 2007).

Il existe une préoccupation croissante dans le monde entier sur le sort des espèces d'insectes pollinisateurs et les services de la pollinisation (Potts et al. 2010 ; Van der Sluijs et al. 2013 ; Vanbergen et Insect Pollinator Initiative, 2013 ; Pisa et al. 2014, ce numéro). Une gamme de changements environnementaux qui se déroulent actuellement dans le monde entier affecte les populations des espèces pollinisatrices sauvages et domestiques. Ceci inclut notamment l'exposition aux produits chimiques toxiques, la perte d'habitat et sa fragmentation, le changement climatique, les agents pathogènes, l'intensification de l'usage des terres, les parasites et la propagation d'espèces invasives et de maladies (Steffan-Dewenter et al. 2002 ; Tylianakis et al. 2005 ; Biesmeijer et al. 2006 ; Kuldna et al. 2009 ; Potts et al. 2010 ; Vanbergen et Insect Pollinator Initiative, 2013).

Sánchez-Bayo et Goka (2014) ont démontré que les résidus réalistes sur le terrain d'insecticides néonicotinoïdes dans le pollen présentent un risque élevé pour les abeilles et les bourdons, tandis que par les synergies sur le terrain avec un fongicide inhibiteur de l'ergostérol, ces risques vont encore s'amplifier. Ils ont constaté que l'imidaclopride pose le risque le plus élevé pour les bourdons (de 31,8 à 49% de probabilité d'atteindre la dose cumulée médiane létale dans le pollen après 2 jours d'alimentation à la dose réaliste sur le terrain), que le thiaméthoxame est le plus à risque pour les abeilles (de 3,7 à 29,6%). Les autres pollinisateurs n'ont pas été inclus dans l'évaluation des risques. Une augmentation de l'activité de l'AcHé chez les abeilles a été liée à l'exposition au champ à du pollen de maïs issu de semences traitées aux néonicotinoïdes (Boily et al. 2013). En raison de la persistance des néonicotinoïdes dans le sol et l'eau et de leur utilisation comme systémique, ce qui facilite l'absorption par les plantes sauvages et les cultures agricoles, tous les pollinisateurs peuvent être exposés à ces insecticides à des concentrations létales ou sublétales par de multiples voies

d'exposition (Van der Sluijs et al. 2013). Les néonicotinoïdes et le fipronil sont connus pour avoir des effets létaux et sublétaux sur les populations d'insectes pollinisateurs domestiques et sauvages à des concentrations extrêmement faibles, souvent signalées dans les parties par milliard (Pisa et al. 2014, ce numéro).

Pollinisation des cultures

Les services pollinisateurs sont fournis par les abeilles mellifères domestiques (*Apis mellifera*), mais aussi par des espèces sauvages comme les abeilles solitaires, les abeilles sans dard et les bourdons. En outre, les mouches, les papillons, les guêpes, les papillons nocturnes, les coléoptères et d'autres invertébrés et, dans certains cas, des vertébrés (tels que les chauves-souris, les écureuils, les oiseaux et certains primates), sont également connus pour polliniser les plantes naturelles et des cultures (Buchmann, 1997 ; Klein et al. 2007 ; De Luca et Vallejo-Marín 2013 ; Ghanem et Voigt 2012 ; Vanbergen et Insect Pollinator Initiative, 2013). Plus de 25000 espèces d'abeilles ont été identifiées (2013a FAO), lesquelles sont responsables d'une grande partie des services de pollinisation dans le monde (Danforth et al. 2006 ; Breeze et al. 2011). Rien qu'en Europe plus de 2500 espèces d'abeilles sont des pollinisatrices connues (Vaissière et al. 2005). Contrairement à la croyance populaire, les estimations pour le Royaume-Uni indiquent que les abeilles domestiques (*A. mellifera*) pollinisent environ un tiers des cultures tout au plus (Breeze et al. 2011). Bien que le sujet soit débattu, il est évident que de nombreuses espèces d'abeilles sauvages contribuent également substantiellement à la qualité et la fiabilité de la pollinisation d'un large éventail de cultures (par exemple, Chagnon et al. 1993 ; Bosch et al. 2006 ; Greenleaf et Kremen 2006 ; Hoehn et al. 2008 ; Lye et al. 2011). Les espèces d'insectes pollinisatrices sauvages sont considérées comme les pollinisateurs les plus efficaces sur les cultures de fruits et semblent être plus sensibles aux pesticides que les abeilles communes (Cresswell et al. 2012 ; Laycock et al. 2012.). Dans l'Union européenne le gain économique de la pollinisation des insectes sur les cultures augmente de façon significative avec l'augmentation du nombre d'espèces d'abeilles sauvages (Leonhardt et al. 2013). En outre, les bourdons (*Bombus* spp.) sont les pollinisateurs prédominants ou exclusifs de nombreuses espèces de plantes sauvages (Goulson, 2003).

La pollinisation des plantes sauvages

En plus de la pollinisation des cultures, qui constituent moins de 0,1% de toutes les plantes à fleurs dans le monde entier, entre 60 et 85% des angiospermes sauvages (plantes à fleurs) exigent des animaux pollinisateurs (Kearns et Inouye 1997 ; Ashman et al. 2004). Ollerton et al. (2011) ont estimé que 299 200 espèces (85%) des angiospermes dépendent des pollinisateurs dans le monde entier. Toutefois, cette estimation ne tient pas compte de la proportion moyenne des angiospermes en fonction de la latitude qui varie de 78% des espèces dans les zones tempérées jusqu'à 94% dans les régions tropicales. Vanbergen et Insect Pollinator Initiative, (2013) ont estimé que les insectes permettent la reproduction à l'échelle mondiale de 94% des plantes à fleurs sauvages. La pollinisation des plantes sauvages contribue au bien-être humain indirectement : par exemple on retiendra l'esthétique du paysage, le plaisir de regarder la recherche de nourriture

des bourdons dans les prairies richement fleuries qui fournissent du fourrage pour les animaux sauvages (Jacobs et al. 2009). La pollinisation est aussi instrumentalisée en augmentant la diversité génétique des espèces végétales (Benadi et al. 2013).

L'impact de la perte des insectes pollinisateurs sur la fonction de l'écosystème n'est pas bien compris, bien que quelques cas aient été décrits. Un exemple d'une interaction subtile mais importante est celle entre les espèces sauvages et les abeilles. Greenleaf et Kremen (2006) ont étudié l'efficacité des abeilles et d'autres pollinisateurs sur le tournesol et ont découvert une multiplication par cinq de l'efficacité en présence des abeilles sauvages. De tels phénomènes sont aussi susceptibles de se produire dans des environnements naturels, ce qui signifie que la perte d'une espèce peut modifier radicalement la dynamique de la pollinisation des plantes sauvages dans les collectivités touchées. En outre, le fait que la survie de certaines plantes hôtes soit directement liée à la survie de leurs espèces pollinisatrices (Kim, 1993) peut avoir un effet induit dans la communauté biotique. Par exemple, Kearns et Inouye (1997) décrivent comment les espèces clés de voûte, tel que le figuier, l'une des 750 espèces qui souvent dépendent d'une espèce distincte et unique de guêpe pour la pollinisation, fournissent l'aliment de base pour de nombreuses espèces de la faune vertébrée dans les communautés tropicales. La perte de ces guêpes peut potentiellement conduire à un changement complet dans la structure de la communauté biotique de ces zones. La même situation peut se produire dans d'autres régions avec des interactions plantes-pollinisateurs spécialisées comme en Afrique du Sud (Ollerton et al. 2011).

Bien que les plantes sauvages soient souvent tributaires de multiples pollinisateurs ou puissent être en mesure d'utiliser la pollinisation par le vent, il est important de réaliser que les insectes pollinisateurs jouent un rôle crucial dans les réseaux alimentaires. La perte d'espèces pollinisatrices peut également affecter d'autres réseaux, ce qui conduit à une altération dans le fonctionnement des écosystèmes dans leur ensemble (Bartomeus et al. 2013 ; Burkle et al. 2013 ; Labar et al. 2013).

Conclusions sur les services écosystémiques des pollinisateurs et autres insectes bénéfiques

Le rôle des insectes en tant que consommateurs, prédateurs, pollinisateurs, décomposeurs dans les écosystèmes, est essentiel pour le fonctionnement de ces écosystèmes. La haute sensibilité de nombreuses espèces d'insectes pollinisatrices et prédatrices clés aux néonicotinoïdes, combinée au risque élevé d'exposition, soulève des préoccupations au sujet de l'impact, à long terme, de ces substances. Les impacts négatifs à grande échelle de la perte des insectes pollinisateurs et prédateurs comprennent les effets en cascade dans les communautés biotiques qui peuvent finir par affecter les populations humaines. Dans les dimensions humaines, les services de pollinisation et de contrôle biologique des écosystèmes représentent ensemble une valeur globale estimée à environ 215 milliards de dollars en 2005 (Vanbergen et Insect Pollinator Initiative, 2013). La perte globale des espèces d'abeilles comme bio-indicatrices de la santé de l'environnement est un avertissement précoce que la biodiversité mondiale et, finalement, le bien-être humain, peuvent être menacés.

La sécurité alimentaire

Cultures dépendantes d'un pollinisateur

Bien que le pourcentage estimé de l'alimentation humaine qui dépend des cultures pollinisées par les abeilles soit relativement faible, 15-30% (O'Toole 1993, Kearns et Inouye 1997 ; Greenleaf et Kremen 2006), certaines composantes importantes de la production alimentaire, la diversité, la sécurité et la stabilité reposent sur la pollinisation animale (Steffan-Dewenter et al. 2002, 2005). Sur les 124 principales cultures de base utilisées directement pour l'alimentation humaine, 87 (70%) dépendent de la pollinisation pour améliorer les semences des fruits ou des légumes. Ces 87 cultures sont essentielles à notre qualité de vie car elles permettent la qualité et la diversité des légumes et des fruits que nous mangeons et constituent une biomasse de 23 mégatonnes (23×10^8), soit 35% de la biomasse globale de la production alimentaire, bien que seulement une partie de ce montant soit directement attribuable à la pollinisation (Klein et al. 2007).

Roubik (1995, Klein et al. 2007) a fourni une liste de 1330 cultures tropicales, dont environ 70% ont une ou plusieurs variétés qui montrent une amélioration de la production après la pollinisation animale. Plus précisément, concernant la situation européenne, 84% des espèces végétales produites dépendent de la pollinisation (Williams, 1994), dont 12% de la superficie totale des terres cultivées (Schulp et al. 2014).

L'importance relative de la pollinisation des cultures comme service écosystémique est en augmentation dans le monde entier. En 2006, les cultures dépendantes des pollinisateurs contribuaient respectivement à hauteur de 16,7 et 9,4% de plus pour la production agricole totale dans le monde développé et en développement, par rapport à 1961 (Aizen et al. 2008 ; Aizen et Harder, 2009). Depuis, la poursuite et l'augmentation prévues de production de cultures dépendantes d'un pollinisateur comme le palmier à huile, le tournesol et le colza (FAO 2013b ; Schulp et al. 2014) indiquent une nouvelle augmentation de ces pourcentages.

La valeur économique de la pollinisation

La valeur économique des services de la pollinisation peut être considérée comme l'augmentation marginale de la production de la plante en raison de la pollinisation (Kremen et al. 2007), pour celles des plantes qui ont un marché ou une valeur de subsistance pour les humains. Des exemples sont donnés par les cultures utilisées pour l'alimentation humaine ou animale, le bois et les fibres. Par conséquent, la perte des insectes pollinisateurs a de grandes conséquences potentielles sur la production alimentaire humaine en réduisant directement les rendements agricoles. Richards (2001) fournit une bonne vue d'ensemble des impacts sur le rendement des cultures en raison d'un service de pollinisation insuffisant. Bien que l'effet du déclin des pollinisateurs sur le rendement des cultures à l'échelle mondiale en 2008 n'ait pas été documenté (Aizen et al. 2008), il existe des preuves à l'échelle locale que les baisses de pollinisateurs en diversité affectent la nouaison des fruits (passage de la fleur au fruit) et la production de semences (Brittain et al. 2013). L'absence de pollinisateurs pourrait donc se traduire par une baisse de 7% de la production agricole dans l'Union Européenne (Schulp et al. 2014). Or ces cultures sont celles qui apportent dans les

sociétés civilisées la diversité de la nourriture et la qualité de vie (Klein et al. 2007).

Un deuxième impact de la perte des pollinisateurs est la production réduite des cultures qui deviennent moins appréciées par le consommateur et sont donc parfois invendables. Les concombres, dont les fruits ne poussent pas, sans pollinisation adéquate, selon les « standards du marché » sont un exemple. Le manque de pollinisation réduira leur valeur ou les rendra sans valeur (par exemple, des concombres enroulés, des pommes de guingois) (Morse et Calderone, 2000).

Les coûts de production accrus constituent un troisième impact potentiel de la perte des pollinisateurs. Les producteurs d'amandes aux Etats-Unis, qui sont totalement dépendants des services de la pollinisation commerciale, ont connu une forte augmentation du prix des services de la pollinisation des cultures depuis 2005 en raison de la rareté des pollinisateurs (Sumner et Boriss 2006 ; Carman 2011).

Nombre des pollinisateurs animaux des cultures sont localement importants pour l'économie de la région. Par exemple les olives, le tournesol et le coton qui ne sont pas entièrement dépendants des pollinisateurs mais dont la production est grâce à eux améliorée. Plusieurs cultures qui sont totalement dépendantes de la pollinisation sont souvent des produits spécialisés qui ne sont pas vendus à grande échelle, telle que la vanille (Richards, 2001), mais n'en sont pas moins une ressource essentielle pour des régions spécifiques.

Plusieurs études nationales (par exemple aux Etats-Unis Morse et Calderone 2000 ; Losey et Vaughan 2006) ont appliqué des ratios de dépendance par type de culture et calculé l'impact réel de l'absence de pollinisateurs sur la production agricole. Bien qu'il s'agisse d'un outil potentiellement utile, les rapports qui ont été utilisés variaient considérablement entre les études et les régions. Gallai et al. (2009) ont donc eu pour but de fournir une évaluation économique de la perte totale des insectes pollinisateurs du monde, y compris la vulnérabilité économique par région. Les auteurs ont calculé une valeur de 153 milliards €, soit 9,5% de la valeur totale des cultures produites dans le monde, pour la consommation humaine directe en 2005 dans l'UE, les cultures dépendantes d'un pollinisateur représentent actuellement 31% du revenu de l'UE au niveau de la production agricole. La valeur monétaire totale des services de pollinisation des insectes oscille entre 10 et 12% (Leonhardt et al. 2013 ; Schulp et al. 2014.)

L'approvisionnement alimentaire et la qualité des aliments

Avec la croissance prévue de la population dans les décennies à venir, répondre aux besoins croissants d'approvisionnement alimentaire d'une manière durable va devenir un défi majeur. La conséquence environnementale de l'intensification des systèmes agricoles peut constituer une menace pour l'accessibilité future à une alimentation adéquate (Matson et al. 1997). Mais au-delà de la sécurisation de l'accès à une nourriture suffisante pour tous, la nécessité d'assurer un approvisionnement de nourriture saine et nutritive de haute qualité pour atteindre une alimentation équilibrée est devenue un facteur important pour éviter les impacts sur la santé tels que des déficiences intellectuelles et physiques. L'accès à une grande diversité de fruits et légumes contribue également à la jouissance de

denrées alimentaires de qualité et à une culture alimentaire qui participe à la construction d'une identité sociale et culturelle globale.

Selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS 2006), la capacité de répondre aux besoins nutritionnels humains actuels est cruciale. Beaucoup de personnes sont touchées par des carences vitaminiques et minérales, en particulier dans les pays en développement, où une personne sur trois souffre de sous-alimentation chronique en énergie et en micronutriments (vitamines et minéraux). Eilers et al. (2011) ont étudié la proportion de nutriments provenant de plus de 150 cultures leaders mondiales et ont constaté que, bien que les minéraux semblent être assez uniformément distribués sur les types de cultures, certaines vitamines sont plus rares dans les cultures indépendantes des pollinisateurs. Le groupe des caroténoïdes en est un exemple, dont, respectivement, 99,33 et 100% de β -cryptoxanthine et le lycopène sont fournies par les cultures dépendantes d'un pollinisateur.

En revanche, l'évolution de l'agriculture dans le monde entier a largement augmenté la production des aliments de base tels que la pomme de terre, le manioc, le maïs, le riz et le blé au cours des 25 dernières années (de la FAO 2013b). Ces cultures de base sont pour la plupart pollinisées par le vent, sont autogames ou se propagent autrement, elles ne dépendent pas des services de pollinisation. Bien que ces cultures fournissent les calories nécessaires, elles contiennent des niveaux relativement faibles de la plupart des micronutriments. Au niveau mondial, plus de deux milliards de personnes sont touchées par la « faim cachée », une carence en micronutriments causée par une alimentation pauvrement diversifiée (Welch et Graham, 1999 ; Muthayya et al. 2013). Les pertes des pollinisateurs favorisant la réduction de la diversité de l'alimentation, en particulier à partir de plantes qui offrent un éventail plus large de micronutriments, peuvent aggraver l'impact négatif sur la santé et le développement économique dans certaines régions.

La sécurité en semences et les traitements de semences

La sécurité des semences est considérée comme un facteur clé de la sécurité alimentaire (Sperling et McGuire 2012). Les caractéristiques de la production alimentaire agricole telles que le rendement, la précocité, la résistance aux contraintes spécifiques, et aussi des traits nutritionnels devraient être parmi les divers objectifs de la sécurité semencière (Sperling et McGuire 2012). Les agroécosystèmes, même des sociétés les plus pauvres, ont le potentiel, grâce à l'agriculture écologique et l'IPM, d'atteindre ou même dépasser les rendements classiques produits par des méthodes conventionnelles et d'approvisionner les marchés régionaux et internationaux dans les pays en développement (IAASTD 2009).

L'utilisation accrue et souvent prophylactique des hybrides de semences enrobées à base de néonicotinoïdes ne peut pas être considérée comme un moyen durable pour protéger les cultures contre les attaques d'insectes, étant donné les risques décrits pour les pollinisateurs, les organismes du sol et les invertébrés aquatiques. Les traitements de semences offrent une incitation facile aux agriculteurs et agissent comme une forme d'assurance de la protection des cultures par application d'un traitement par anticipation sur un problème de ravageurs. Toutefois, afin que cette technique soit écologiquement, économiquement et

socialement viables, des gains substantiels doivent être considérés dans les rendements pour compenser les risques pour la santé des écosystèmes. En Grande-Bretagne, comme ailleurs, les pratiques agricoles ont vu une augmentation rapide de l'utilisation de semences traitées avec les néonicotinoïdes au cours de la dernière décennie. Cependant, peu ou pas de progrès ont été observés dans les rendements des cultures au cours de la même période ou ces gains ne sont pas assez importants pour compenser le coût du traitement des semences (Goulson 2013). Par exemple, dans la région des Prairies du Canada, les cultures de colza (coléagineux) couvrent 8,5 millions d'hectares de terres cultivées et 95% des semences de colza sont enrobées de néonicotinoïdes (Main et al. 2014). Les auteurs ont estimé de manière prudente que l'utilisation des néonicotinoïdes dans cette région du Canada concerne 44% des terres cultivées et qu'en une seule année 215 000 kg sont utilisés. Les traitements de semences systémiques ont facilité l'extension et généralisé l'usage des insecticides néonicotinoïdes dans l'agriculture moderne et représentent une menace pour la biodiversité agricole et la sécurité alimentaire.

La résistance aux insecticides

Plusieurs ennemis des cultures ont commencé à développer une résistance aux pesticides néonicotinoïdes (Jeschke et al. 2011). La résistance à l'imidaclopride et l'acétamipride du puceron du cotonnier (*Aphis gossypii*) constitue un exemple (Herron et Wilson 2011). D'autres ravageurs des cultures comme les aleurodes (*Trialeurodes vaporariorum*) (Karatolos et al. 2010) et le doryphore de la pomme de terre (*Leptinotarsa decemlineata*) (Szendrei et al. 2012) offrent aussi une résistance aux néonicotinoïdes.

Le développement de la résistance aux insecticides a également été signalé pour la cicadelle brune (*Nilaparvata lugens*) dans les pays est-asiatiques comme le Vietnam, la Chine et le Japon (Wang et al. 2008). La résistance de la cicadelle à l'imidaclopride a été confirmée dans des études plus récentes (Azzam et al. 2011). Zhang et al. (2014) ont étudié, dans la Chine centrale, de l'est et du sud, sur le terrain, neuf populations de la cicadelle brune (*N. lugens*), dont la résistance aux insecticides a été surveillée de 2009 à 2012. Toutes les populations des neuf champs recueillies sur le terrain en 2012 avaient développé une résistance extrêmement élevée à l'imidaclopride, avec des ratios de résistance allant de 209,3 à 616,6. La résistance aux néonicotinoïdes était beaucoup plus élevée en 2012 qu'en 2009, le ratio de résistance au thiaméthoxame variant de 17,4 à 47,1, et le rapport de résistance au nitenpyram variant de 1,4 à 3,7 en 2012. Parmi les neuf populations sur le terrain, six ont montré une plus grande résistance au nitenpyram en 2012 qu'en 2011. Pris ensemble, ces rapports démontrent que l'utilisation généralisée des néonicotinoïdes augmente le taux de développement de la résistance des ravageurs cibles nuisibles. La résistance des insectes ravageurs, à son tour, se traduit généralement par une augmentation des taux d'application ou de la fréquence d'application de l'insecticide, conduisant à des coûts économiques et environnementaux plus élevés.

Conclusion sur la sécurité alimentaire

La définition de la sécurité alimentaire dans le cadre des Nations Unies comprend la disponibilité physique des

aliments et leur stabilité dans le temps (FAO 2008). La qualité et la diversité des aliments et la durabilité écologique et sociale de la production alimentaire sont également des éléments importants de la sécurité alimentaire. (Aizen et al. 2008). Les insecticides néonicotinoïdes sont reconnus pour être une menace pour les pollinisateurs tels que les abeilles domestiques, mais aussi de nombreuses espèces de pollinisateurs sauvages. Bien que théoriquement possible, une baisse globale des rendements des cultures et de la diversité des fruits et légumes en raison de la réduction de la pollinisation n'a pas encore été démontrée mais il existe des preuves à l'échelle régionale. L'utilisation généralisée des traitements de semences n'augmente pas nécessairement le rendement des cultures, mais semble par contre représenter une menace pour les pollinisateurs et la santé des sols, ainsi que promouvoir la résistance des insectes nuisibles. L'utilisation intensive et à grande échelle d'un insecticide unique représente potentiellement une menace pour la biodiversité agricole.

L'agro-biodiversité peut être considérée comme le résultat de pratiques agricoles qui produisent une variété de cultures, y compris celles qui fournissent des micronutriments essentiels. L'objectif de l'agriculture du futur ne doit pas être limité à une augmentation de la production globale, mais doit également tenir compte du maintien de la diversité génétique au sein des plantes cultivées, lesquelles fournissent les valeurs agronomiques caractéristiques (Sperling et McGuire 2012). La préservation de l'agro-biodiversité et de la sécurité des semences seront atteintes par la promotion des variétés de cultures déjà connues dans la région, ces variétés nutritives (traditionnelles) locales étant plus accessibles. Beaucoup de ces cultures dépendent de la pollinisation des insectes et sont donc menacées par l'utilisation généralisée et persistante des insecticides qui affectent négativement les pollinisateurs. À cet égard, l'utilisation des insecticides néonicotinoïdes peut menacer la sécurité alimentaire et le développement de l'agriculture durable.

Conclusions

Dans cet article, nous avons examiné l'impact potentiel des insecticides systémiques, en particulier les néonicotinoïdes, mais également le fipronil, sur une variété de fonctions et de services écosystémiques. L'article a exploré le rôle et la vulnérabilité des invertébrés au travers des fonctions du sol et des systèmes de production alimentaire, ainsi que les menaces à la biodiversité aquatique qui soutient la pisciculture. Une preuve claire du rôle crucial des microbes, des insectes et des autres invertébrés, en tant que consommateurs, prédateurs, pollinisateurs et décomposeurs pour le maintien de la santé des écosystèmes et de la production alimentaire, a été présentée. En explorant

la présence indispensable de ces organismes, leur vulnérabilité aux insecticides systémiques a été mise en évidence. La plupart des insecticides néonicotinoïdes sont persistants dans le sol et l'eau et peuvent être trouvés dans les particules de poussière pendant le semis des semences enrobées et sont donc susceptibles d'être rencontrés et d'avoir des répercussions sur un large éventail d'organismes biologiques qui fournissent des services écosystémiques.

Les pesticides néonicotinoïdes et le fipronil sont biodisponibles dans l'environnement à des niveaux qui sont connus pour causer des effets létaux et sublétaux sur une large gamme de micro-organismes terrestres, aquatiques et bénéfiques du sol, les invertébrés, et les vertébrés. Ces organismes bénéfiques possèdent une diversité de caractéristiques (par exemple les fixateurs d'azote, les pollinisateurs et les recycleurs de nutriments) qui sont essentiels pour le fonctionnement et les services de santé de l'écosystème (Perrings et al. 2010). Il existe des preuves croissantes que l'utilisation généralisée des néonicotinoïdes et du fipronil cause des dommages à ces organismes bénéfiques, et par conséquent ces impacts ont le potentiel de réduire les services écosystémiques, soit de consommation (par exemple, nourriture, carburant) soit non consommables (par exemple, la santé).

Pour aider à nourrir correctement la population mondiale, les méthodes de protection des cultures et des produits seront toujours nécessaires pour réduire les pertes de rendement causées par les ravageurs. Mais des choix durables devraient être effectués pour la mise en œuvre des méthodes de lutte contre les ravageurs et des produits afin de réduire les dommages potentiels pour la sécurité alimentaire, les services écosystémiques et la pleine fonctionnalité de tous les systèmes de l'environnement. S'appuyer sur la tolérance des pesticides et la sélection des caractères de résistance, et/ou une résistance fonctionnelle des communautés des écosystèmes (Köhler et Triebkorn 2013), comme justification de l'utilisation très répandue et souvent prophylactique continue des insecticides néonicotinoïdes et du fipronil, serait une stratégie périlleuse pour le maintien des services écosystémiques. Bien que le lien entre les impacts non cibles de ces insecticides systémiques et leurs effets sur les services écosystémiques ne soit pas toujours clairement démontré dans les études réalisées, il existe néanmoins, pour un large éventail d'organismes bénéfiques, de fortes indications selon lesquelles les services de l'écosystème qui en dépendent peuvent être menacés par l'utilisation généralisée de ces insecticides, leur persistance et leur toxicité.

Traduction, Christian Pacteau
Relecture, Martine Prodhomme