HAL open science

Biochem-Env : une plateforme de biochimie pour la recherche en sciences environnementales et agronomiques

Christian Mougin, Nathalie Cheviron, Virginie Grondin, Anne Jaulin

To cite this version:

Christian Mougin, Nathalie Cheviron, Virginie Grondin, Anne Jaulin. Biochem-Env : une plateforme de biochimie pour la recherche en sciences environnementales et agronomiques. 6ème Séminaire du réseau d'écotoxicologie terrestre et aquatique, Dec 2017, Alixan, France. hal-01665431

HAL Id: hal-01665431

https://hal.science/hal-01665431v1

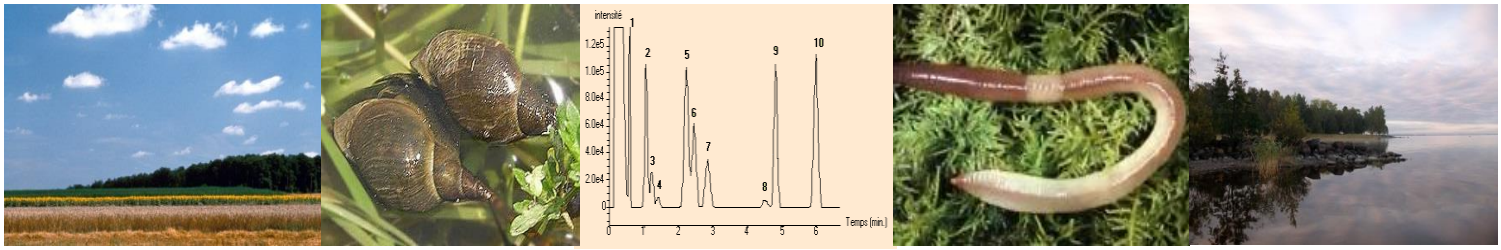
Submitted on 4 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Distributed under a Creative Commons Attribution - ShareAlike 4.0 International License

6ème Séminaire d'Ecotoxicologie



Alixan, 4-5 décembre 2017

Réseau d'Ecotoxicologie terrestre et Aquatique

http://www6.inra.fr/ecotox

Institut National de la Recherche Agronomique

6ème Séminaire d'Ecotoxicologie

4-5 décembre 2017
Alixan

Comité d'organisation

Agnès Bouchez (INRA, Thonon-les-Bains)
Laurence Denaix (INRA, Bordeaux)
Jeanne Garric (IRSTEA, Lyon)
Fabrice Martin-Laurent (INRA, Dijon)
Christian Mougin (INRA, Versailles)

Réseau d'Ecotoxicologie Terrestre et Aquatique

Logistique / Secrétariat

Emilie Egea (Fondation Rovaltain, Alixan)
Joséphine Palanca (Fondation Rovaltain, Alixan)
Wilfried Sanchez (Fondation Rovaltain, Alixan)
Céline Duisit (INRA Versailles)

Remerciements

Ce séminaire a bénéficié du soutien financier des départements *Environnement et Agronomie, Santé des Plantes et Environnement, Ecologie des Forêts, Prairies et Milieux Aquatiques* de l'INRA.
Il est également soutenu par le réseau *EcoBASC* du LabEx BASC (ANR-11-LABX-0034), le réseau RECOTOX) (via l'alliance AllEnvi), et IRSTEA.

6ème Séminaire d'Ecotoxicologie

Alixan, 4-5 décembre 2017

Programme

6ème Séminaire d'Ecotoxicologie

Alixan, 4-5 décembre 2017

Programme

Lundi 4 décembre

13h00 : accueil des participants

14h00-14h15 : Ouverture du séminaire : organisateurs

14h15 : Session 1 : Ecotoxicologie dans les agrosystèmes. Modérateurs : Fabrice Martin-Laurent et Jeanne Garric

14h15-14h35 : Vivien E. *et al*. : Le réseau QUASAPROVE : Analyse des flux d'éléments traces à l'échelle de la parcelle

14h35-14h55 : Nguyen C. *et al.* : Prédiction du risque de contamination du blé dur par le cadmium en France

14h55-15h15 : Yan B. *et al.* : Leviers agronomiques pour réduire la contamination en Cd du grain chez le blé dur

15h15-15h35 : Gimbert F..*et al.* : Étude de la biodisponibilité du manganèse dans des sols contaminés par des déchets sidérurgiques médiévaux

15h35-15h55 : Bart S. *et al.* : *Aporrectodea caliginosa s.s*, une espèce modèle pour l'évaluation du risque pesticide

15h55-16h15 : Amossé J. *et al.* : Suivi au champ des effets de fongicides sur les populations d'enchytréides et de vers de terre

16h15-16h35 : Siaussat D. *et al.* : Utilisation d'un modèle de ravageur de culture, *Spodoptera littoralis*, pour comprendre l'impact des faibles doses et doses sublétales de pesticides

16h35-16h55 : Coulon M. *al*. : Effets des interactions virus/pesticides sur la mortalité et le comportement d'abeilles infectées co-exposées à des doses subléthales de néonocotinoïdes

16h55-17h20 : Pause-café

17h20-18h50 : Table ronde N°1 : « Biopesticides », biocontrôle et écotoxciolgie. Animateurs : M. Amichot, A.-V. Lavoir, F. Martin-Laurent, P. Joly, D. Siaussat

18h50-19h50 : Table ronde N°2 : Vers un projet H2020. Animateurs : P. Benoit et C. Mougin

20h00 : Apéritif et repas convivial (Le Sarment)

Mardi 5 décembre

8h30 : Session 1 : Ecotoxicologie dans les agrosystèmes (suite). Modérateurs : Fabrice Martin-Laurent et Jeanne Garric

8h30-8h50 : Fourrier J. *et al*. : Validation d'une méthode mesurant les effets de faibles doses de pesticides sur le vol de retour à la ruche chez l'abeille domestique

8h50-9h10 : Pioz M. *al*. : L'observatoire des résidus de pesticide dans l'alimentation de l'abeille : contamination des cires et performance des colonies sur la miellée de tournesol

9h10-9h30 : Capowiez Y. *et al.* : Quels sont les impacts des modes de protection phytosanitaires sur les prédateurs généralistes en verger de pommiers ? – Peut-on dépasser la simple description des effets et proposer des indicateurs efficaces ?

9h30 : Session 2 : Ecotoxicologie du multi-stress et des polluants émergents. Modératrice : Jeanne-Garric

9h30-9h50 : Cosio C. *et al*. : Effets de l'exposition combinée au mercure et aux ultraviolets sur la bioaccumulation, le transcriptome, la teneur en pigments et le stress oxydatif chez *Elodea nuttallii*

9h50-10h10 : Romdhane S. *et al*. : Devenir, biodégradation et impact écotoxicologique du bioherbicide leptospermone dans les sols

10h10 : Session 3 : Innovations techniques et conceptuelles en écotoxicologie. Modératrice : Laurence Denaix

10h10-10h30 : Charles S. et *al*. : Les modèles TK-TD : de nouveaux outils pour l'évaluation du risque environnemental

10h30-11h00 : Pause-café

11h00-13h00 : Table ronde N°3 : La richesse du paysage de l'écotoxicologie en France, Ecotox, RECOTOX… Animateurs : les animateurs du réseau

13h00-14h00 : Lunch

14h00 : Session 3 : Innovations techniques et conceptuelles en écotoxicologie (suite). Modératrice : Laurence Denaix

14h00-14h20 : Duporté G. *et al*. : Etude de la contamination atmosphérique par les pesticides à l'aide d'échantillonneurs passifs de type PUF (Polyurthane Foam) : application à l'étude de vergers de pommiers

14h20-14h40 : Gaillard J. *et al.* : Utilisation des échantillonneurs passifs pour évaluer la contamination des écosystèmes aquatiques par les produits phytosanitaires - Application à un bassin versant viticole

14h40-15h00 : Bouchez A. *et al.* : Renouveler le biomonitoring des écosystèmes aquatiques avec des outils d'éco-génomique : l'exemple du programme franco-suisse SYNAQUA

15h00-15h20 : Martin-Laurent F. *et al.* : Développement d'indicateurs microbiens pour l'évaluation de l'impact des pesticides sur des fonctions écosystémiques terrestres et aquatiques

15h20-15h40 : Benoit P. et *al*. : Considering additional ecotoxicological parameters and new molecules such as pesticide transformation products and pharmaceutical compounds in the clustering method TyPol

15h40-16h10 : Synthèse des tables rondes

16h10-16h30 : Clôture du seminaire par T. Caquet (DS Env INRA)

Présentations affichées

Mougin C. *et al.* : Biochem-Env : une plateforme de biochimie pour la recherche en sciences environnementales et agronomiques

Mougin C. *et al.* : BRC4Env : un réseau de Centres de Ressources Biologiques et de collections dédié aux ressources environnementales

Mougin C. *et al.* : RECOTOX, Network Ecotoxicology-Toxicology : un réseau d'observatoires de recherche pour comprendre et anticiper les impacts des polluants sur les agroécosystèmes

Nélieu S. *et al.* : Lier anthropisation et présence de polluants sur un territoire : exemple des mares du Plateau de Saclay

Rouzies E. *et al.* : Comprendre la circulation de l'eau et les transferts des pesticides à l'échelle du bassin versant en modélisant l'influence des éléments du paysage

6ème Séminaire d'Ecotoxicologie

Alixan, 4-5 décembre 2017

Présentations orales

6ème Séminaire d'Ecotoxicologie

Alixan, 4-5 décembre 2017

Session 1

Ecotoxicologie dans les agrosystèmes

Le réseau QUASAPROVE : Analyse des flux d'éléments traces à l'échelle de la parcelle

Emma VIVIEN[a], E. DONNAT[b], S. THUNOT[a], T. ROBERT[a], **L. DENAIX[a]**

[a] ISPA, UMR 1391, INRA- Bordeaux Sciences Agro, Villenave d'Ornon, France
[b] ACTA, Paris, France
laurence.denaix@inra.fr

Introduction

Les sols agricoles subissent une contamination diffuse liée aux retombées atmosphériques mais surtout aux intrants agricoles (pesticides, engrais et amendements). Les flux liés à ces intrants peuvent être conséquents (Ademe, 2007). Les phosphates sont connus pour être riches en As, Cd, Cr, et U [1], [2], les lisiers apportent des quantités importantes de Cu et Zn [3]. L'usage de la bouillie bordelaise, à base de sulfate de cuivre, conduit à des contaminations importantes dans les sols qui ont connu un usage viticole, arboricole ou maraîcher.
Ces apports répétés peuvent conduire à des contaminations non négligeables cependant le bilan entre les apports et exportations sous forme de récolte est mal connu. Afin d'estimer l'impact des pratiques agricoles sur le long terme sur la contamination des sols et des récoltes, nous nous appuyons sur le réseau QUASAPROVE (SOERE RECOTOX) qui suit les éléments traces (ET), les mycotoxines et les résidus de pesticides sur une trentaine d'exploitations agricoles en grandes cultures réparties sur le territoire national métropolitain.
Cette présentation est centrée sur les ET. Nous proposons ainsi (1) de quantifier le contenu en ET dans les sols, les plantes, les engrais organiques et minéraux, (2) d'estimer leurs flux à l'échelle de la parcelle.

Matériels et méthodes

Le réseau QUASAPROVE a été créé en 2010. Il s'appuie sur des unités expérimentales INRA, des exploitations de lycées agricoles et des parcelles gérées ou suivies par les instituts techniques (ITAB, Terres Inovia et ARVALIS-Institut de Végétal). Depuis 7 ans, nous avons ainsi pu suivre 90 parcelles en agriculture conventionnelle ou biologique. Les parcelles sont cultivées en tournesol, blé dur ou blé tendre. Les horizons de surface du sol (0-30 cm) et les cultures (parties aériennes au stade jeune et à la récolte) sont récoltés annuellement sur une placette de 400 m^2 localisée à l'intérieur de la parcelle cultivée et géoréférencée afin de pouvoir prélever plusieurs années de suite au même endroit. Les échantillons sont analysés pour leur teneur en As, Cd, Cs, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, U et Zn. Les engrais et amendements organiques sont également collectés et analysés pour leurs teneurs en As, Cd, Cu, Pb et Zn. La caractérisation de la disponibilité des ET du sol a également été mesurée à l'aide d'échantillonneurs passifs (DGT) pour le Cd, Cu, Pb et Zn.
Les stocks d'ET présents dans les sols ont été estimés pour la totalité des éléments suivis à partir des mesures de densité apparente sur la couche 0-30 cm et des concentrations en ET mesurées dans les sols. Les flux d'ET et les bilans ont été calculés à la parcelle pour l'As, le Cd, Cu, Pb et Zn en ne tenant compte que des intrants agricoles et des exportations par les récoltes. Les fuites vers les nappes par lixiviation ou lessivage n'ont pas été prises en compte, faute de données. Les retombées atmosphériques n'ont pas été mesurées à la parcelle. Elles peuvent être estimées à partir des données MSC-E [4].

Résultats et discussion

Quelle que soit la culture cultivée, le bilan est déterminé par le type de fertilisation. Dans le cas de la fertilisation azotée, le bilan est toujours négatif pour les cinq ET. Dans le cas de la fertilisation organique, à la fois pour l'agriculture conventionnelle et biologique, l'équilibre est positif et le sol accumule les cinq ET sauf dans un cas. Dans le cas de l'agriculture conventionnelle avec fertilisation mixte, incluant des phosphates, le bilan est positif pour l'As, le Cd et le Pb, et négatif pour le Cu et le Zn. L'utilisation de phosphates naturels en agriculture biologique conduit également à une

augmentation des flux positifs en As, Cd et Zn.

Tableau 1 : Bilans annuels moyens des flux d'origine agricole selon les cultures (g/ha/an)

Culture	Conduite	Fertilisation	n	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Blé dur	Conventionnel	N	9	-0,09	-0,61	-28,21	-0,10	-152,34
		NPK	8	0,99	2,77	-22,53	0,93	-120,13
Blé tendre	Biologique	NPK	2	3,14	3,42	-7,04	1,25	0,91
		Organique	7	17,34	1,56	27,04	38,48	228,39
	Conventionnel	N	34	-0,17	-0,06	-25,66	-1,15	-156,03
		NPK	15	0,95	2,44	-15,95	0,01	-81,73
		Organique	1	0,94	3,08	-11,36	0,32	-17,65
Tournesol	Conventionnel	N	8	-0,05	-0,93	-31,99	-0,07	-89,70
		NPK	9	1,12	1,86	-28,65	0,80	-64,47

Pour obtenir un bilan sur le long terme, il faut tenir compte des rotations. C'est la raison pour laquelle nous avons suivi des successions blé/tournesol sur plusieurs parcelles du réseau. Les résultats montrent également l'importance de la nature de la fertilisation sur le bilan final (fig.1)

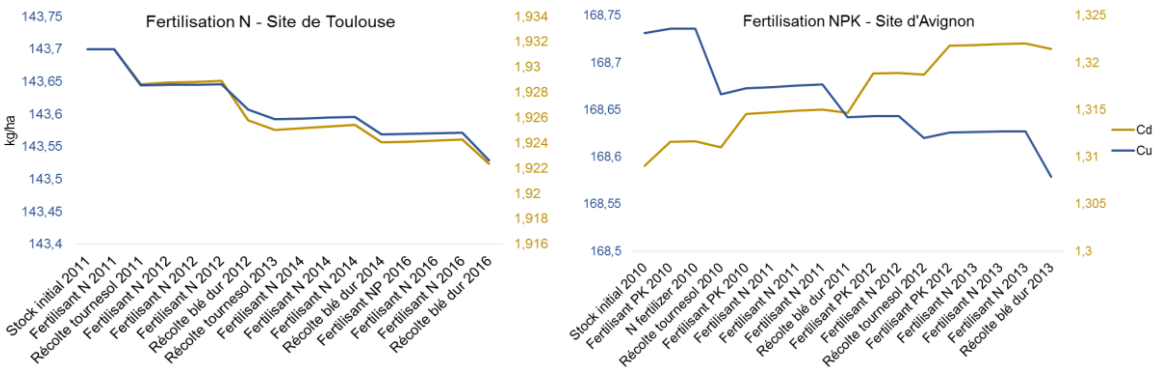


Figure 1. Evolution des stocks dans les sols au cours d'une rotation blé/tournesol

Conclusion et perspectives

L'utilisation répétée d'engrais phosphatés et de fertilisants organiques sur plusieurs années entraînera une accumulation d'ET dans les sols. Par exemple, la concentration de Cd pourrait doubler dans les sols à faible concentration initiale, après 120 années d'application annuelle d'engrais phosphaté. Cependant, ces augmentations de concentrations ne se traduiront pas forcément par des effets sur la disponibilité des ET pour les organismes vivants. Les évolutions de pH ou de teneur en matière organique ont une forte influence sur cette disponibilité. Des suivis sur le long terme sont donc nécessaires.

Mots-clés : éléments traces, écodynamique, contamination, fertilisation, sols agricoles

Références

[1] Nziguheba G. and Smolders E., 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. Sci Total Environ.
[2] Kratz S., Schick J., Schnug E., 2016 Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo-mineral fertilizers sold in Germany. Sci Total Environ.
[3] Nicholson F.A., Smith S.R., Alloway B.J., Carlton-Smith C., Chambers B.J., 2003. An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. Sci Total Environ.
[4] Ilyin I., Gusev A., Rozovskaya O., Strijkina I. Transboundary pollution by heavy metals and persistent organic pollutants in 2015, Fr. http://msceast.org/reports/France_2015.pdf

Prédiction du risque de contamination du blé dur par le cadmium en France

Christophe NGUYEN[1], Guénolé GRIGNON[2], Benoît MELEARD[2]

[1] UMR 1391 ISPA, INRA Bordeaux
[2] Arvalis, Institut du végétal, Boigneville
christophe.nguyen@inra.fr

Introduction

La contamination du blé dur par le cadmium (Cd) est un enjeu de sécurité sanitaire majeur car cette céréale est fortement consommée (pâtes, semoules et produits dérivés) et elle accumule ce métal à partir du sol de manière importante. La teneur en cadmium des grains de blé dur est réglementée par la commission européenne (EC 1881/2006) et ne doit pas dépasser 0,2 mg Cd/kg de grains commercialisés. Suite à une évaluation de l'Efsa sur l'exposition humanise alimentaire au Cd (Efsa, 2011), la communauté européenne a eu le projet de réduire ce seuil à 0,15 voire 0,1 mg Cd/kg (DG Sanco, 20111). La France fait partie des 5 premiers exportateurs mondiaux de blé dur et le durcissement de la réglementation sanitaire a mis en exergue la nécessité de caractériser le risque de non conformité de la production nationale et de comprendre les facteurs majeurs qui le conditionnent.

Matériels et méthodes

Le projet Arvalis-Inra 'Cadur' conduit entre 2011 et 2014 prolongé par le projet ANR Cadon sont spécifiquement dédiés à la problématique de la contamination du blé dur par le cadmium. Ces projets ont développé les actions suivantes : i) état des lieux du niveau de contamination de la production française grâce à des enquêtes pluriannuelles entre 2011 et 2016 auprès de différents agriculteurs répartis sur les zones de productions pour obtenir des échantillons de grains appariés avec l'échantillon de terre correspondant, ii) étude de la contribution relative de l'effet variété et de l'effet des conditions pédoclimatiques sur le niveau de contamination grâce à des essais au champ, iii) première approche d'étude de l'effet de la fertilisation azotée sur la contamination cadmiée du blé dur par un essai en station expérimentale, iv) élaboration d'un modèle prédictif du risque de dépasser le seuil réglementaire pour le Cd dans le grain de blé dur (modèle logistique).

Résultats et discussion

Au niveau national français, la teneur médiane des grains de blé dur en Cd est de 0,07 mg/kg (n=244). Le taux de dépassement est de 4% pour le seuil réglementaire de 0,2 mg Cd/kg et il s'élève à 24% pour le seuil de 0,1 mg Cd/kg voire 60 % dans certaines régions. La réduction du seuil réglementaire pénaliserait donc significativement la production Française de blé dur. La teneur en Cd des grains varie beaucoup plus en fonction de la localisation de la culture (coefficient de variation=54 %, rapport max/min=6,8) qu'en fonction de la variété (coefficient de variation=10%, rapport max/min=1,5). Il est donc possible de sélectionner des variétés peu accumulatrices de Cd comme cela a été fait au Canada mais le levier majeur de réduction de la contamination de cette culture demeure l'évaluation de la phytodisponibilité du métal dans le sol.

A cet titre, la fertilisation azotée, qui est un déterminant majeur du rendement et de la teneur en protéines des grains doit être raisonnée avec attention. L'essai conduit en station expérimentale montre que la teneur en Cd dans les grains peut doubler lorsque la dose d'ammonitrate apportée augmente de 100 à 300 kg N/ha. Cependant, cette augmentation de la contamination est moindre si la quantité d'azote apportée est fractionnée. Il est probable que l'ammonium favorise la solubilité du Cd du sol par une compétition pour les sites de sorption et par l'acidification de la solution de sol (Gao et al., 2010).

Prédire le risque qu'une culture de blé dur soit non conforme pour le Cd constitue un enjeu fort à la fois pour les agriculteurs et pour les décisionnaires. Nous avons élaboré des modèles dédiés à

cet objectif à partir des variables de l'analyse de terre qui déterminent la phytodisponibilité du Cd dans le sol. Les modèles ont été élaborés à partir de plus de 400 données obtenues chez les agriculteurs et portant sur les teneurs en Cd des grains pour 47 variétés cultivées sur 143 sols différents. Les seuils réglementaires testés sont 0,2 ; 0,15 et 0,1 mg Cd/kg. Testés par validation croisée, les modèles détectent aux environs de 65-70 % des cas réels de dépassement (sensibilité) et la probabilité qu'un cas de dépassement prédit soit réel se situe également aux environs de 65-70 % (fiabilité). Cependant, les modèles les plus sensibles ne sont pas les plus fiables (Fig. 1). Le choix des modèles doit donc être raisonné en fonction des objectifs. Les modèles utilisent les grandeurs classiquement mesurées par les analyses de terre à l'exception de la teneur en cadmium qu'il est recommandé d'ajouter aux analyses. Les modèles s'améliorent également par auto-apprentissage et l'accumulation de nouvelles données, particulièrement les cas de dépassement, contribue fortement à perfectionner la sensibilité et la fiabilité des modèles.

P1S1 : probabilité que le modèle prédise la non-conformité d'un échantillon non conforme.
S1P1 : probabilité que l'échantillon soit non conforme sachant qu'il est prédit non conforme.

P0S0 : probabilité que le modèle prédise la conformité d'un échantillon conforme.
S0P0 : probabilité que l'échantillon soit conforme sachant qu'il est prédit conforme. (Pour P0S0 et S0P0 les valeurs médianes pour tous les modèles sont présentées car la variabilité est très faible : <5%)
A part le pH, les autres variables des modèles interviennent par leur $\log_{10}$

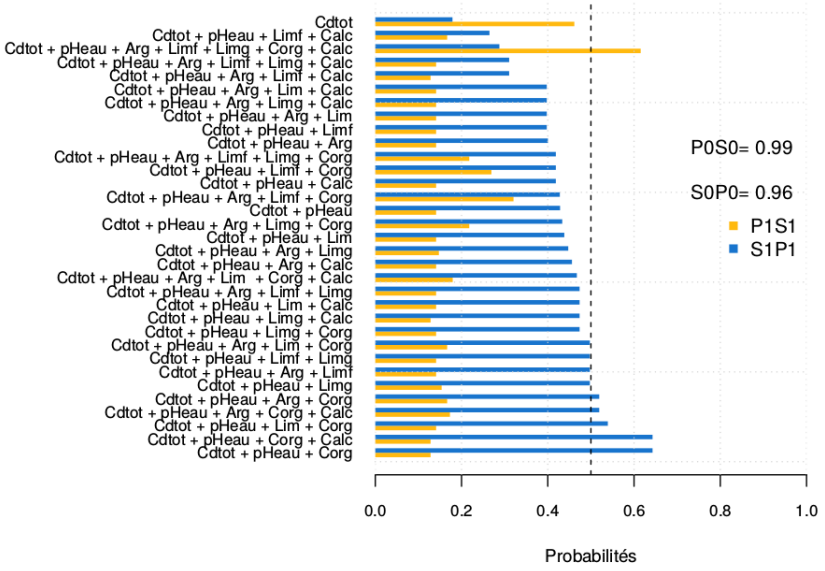


Figure 1 : Performances de différents modèles logistiques à prédire la probabilité de non conformité d'un échantillon de blé dur (=teneur en Cd dépassant le seuil réglementaire de 0,2 mg Cd/kg).

Conclusion et perspectives

Même si le projet d'abaissement du seuil réglementaire a finalement été abandonné, la pression sanitaire relative au cadmium persiste pour le blé dur. Les connaissances acquises durant ces projets et les modèles de risques qui ont été développés permettent d'un point de vue scientifique d'identifier les facteurs majeurs déterminant la contamination cadmiée du blé dur et d'un point de vue opérationnelle de mieux cerner et discuter l'éventail des possibles et les conséquences associées en terme d'abaissement du seuil réglementaire.

Mots-clés : *Blé dur, Cadmium, Seuil réglementaire, Diagnostic, Sécurité sanitaire*

Références

DG SANCO, 2011. Amendement of regulation (EC) N° 1881/2006 as regards cadmium.
EFSA, 2011. Scientific Opinion : Statement on tolerable weekly intake for cadmium. EFSA Journal 9.
Gao, X., Brown, K., Racz, G., Grant, C., 2010. Concentration of cadmium in durum wheat as affected by time, source and placement of nitrogen fertilization under reduced and conventional-tillage management. Plant and Soil 337, 341–354. doi:10.1007/s11104-010-0531-y

Leviers agronomiques pour réduire la contamination en Cd du grain chez le blé dur

Bofang YAN[1], Christophe NGUYEN[1], Fanny PERRIER[1], Marie-Pierre ISAURE[2], Sandra MOUNICOU[2], Oleg POKROVSKY[3], Jean-Yves CORNU[1]

[1] ISPA, Bordeaux Sciences Agro, INRA, 33140 Villenave d'Ornon, France
[2] IPREM, Université de Pau et des Pays de l'Adour & CNRS, France
jean-yves.cornu@inra.fr

Introduction

Le cadmium (Cd) est un élément toxique présent généralement à l'état de trace dans l'environnement. Le cadmium est absorbé par les plantes cultivées et se retrouve dans les organes consommés. C'est pourquoi la teneur en Cd des principaux produits alimentaires est réglementée. Pour le blé, le seuil réglementaire est de 0.2 µg g^{-1} de matière brute et un projet prévoyait de l'abaisser à 0.1 µg g^{-1} car les produits céréaliers sont fortement consommés. Le blé dur accumule naturellement le Cd de manière plus importante que le blé tendre et le seuil à 0.1 µg Cd g^{-1} exclurait avec certitude une part significative de la production française. En réponse à cette tension sur la filière blé dur, il convient de trouver des leviers agronomiques à même de réduire la contamination en Cd du grain pour cette espèce. L'objectif de ce travail a donc été d'évaluer dans quelle mesure le niveau d'accumulation de Cd dans le grain de blé dur était sensible (1) au levier variétal, (2) à la fourniture en azote et (3) à un traitement post-récolte du grain.

Matériels et méthodes

Afin de répondre à l'objectif 1, un screening variétal a été mené en hydroponie sur 8 variétés de blé dur Françaises exposées à une dose constante de Cd (100 nM). A maturité, la concentration en Cd des organes (grains, structure de l'épi, tige, feuilles, racines) a permis d'évaluer la différence inter-variétale d'accumulation de Cd dans le grain et d'en comprendre les processus moteurs.
Pour répondre à l'objectif 2, deux variétés de blé dur ont été cultivées en hydroponie en présence de Cd (100 nM) et soumises, après floraison, à deux niveaux de fourniture en azote. Le traçage du Cd prélevé post-floraison (par isotopie stable) ainsi que la détermination des teneurs tissulaires en Cd et N à maturité a permis d'évaluer la contribution relative du Cd remobilisé et de clarifier sa dépendance vis-à-vis de la fourniture en N.
Pour répondre à l'objectif 3, des cartes de localisation de Cd ont été réalisées par LA-ICP-MS à partir de sections transversales et longitudinales de grains de blé dur contaminés en Cd. Des dissections ont été réalisées sur ces mêmes grains de manière à évaluer quantitativement la répartition du Cd entre péricarpe, germe et albumen – ce, afin d'évaluer l'impact d'un traitement post-récolte des grains (de type décorticage) sur leur teneur en Cd.

Résultats et discussion

Le screening variétal a montré que la concentration en Cd du grain pouvait varier d'un facteur 2 à 3 suivant la variété (Figure 1). Nous avons constaté que ce n'est ni le prélèvement racinaire ni la séquestration de Cd dans les racines qui expliquait majoritairement la variabilité d'accumulation du Cd dans le grain observée entre cultivars, mais davantage la répartition de Cd entre organes aériens.
L'expérience de traçage isotopique a permis de montrer que plus de la moitié du Cd accumulé dans le grain provient de la remobilisation du Cd prélevé en phase végétative. Il semblerait que le Cd soit remobilisé exclusivement depuis la tige et pas depuis les feuilles, et que l'intensité de remobilisation du Cd soit indépendante du niveau de fourniture en N en phase de remplissage.

Figure 1. Concentration en Cd du grain à maturité pour les 8 variétés de blé dur testées.

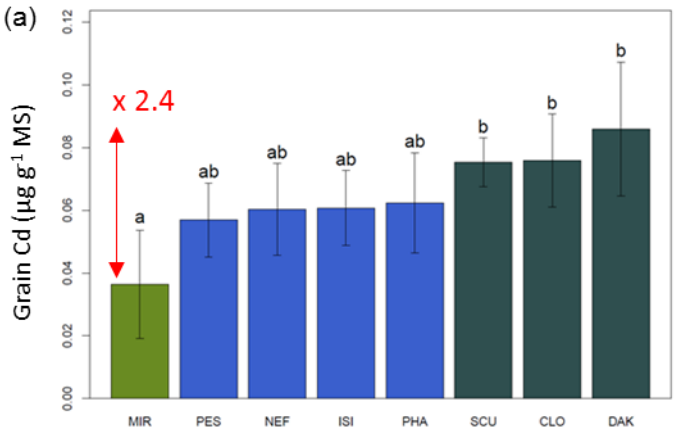
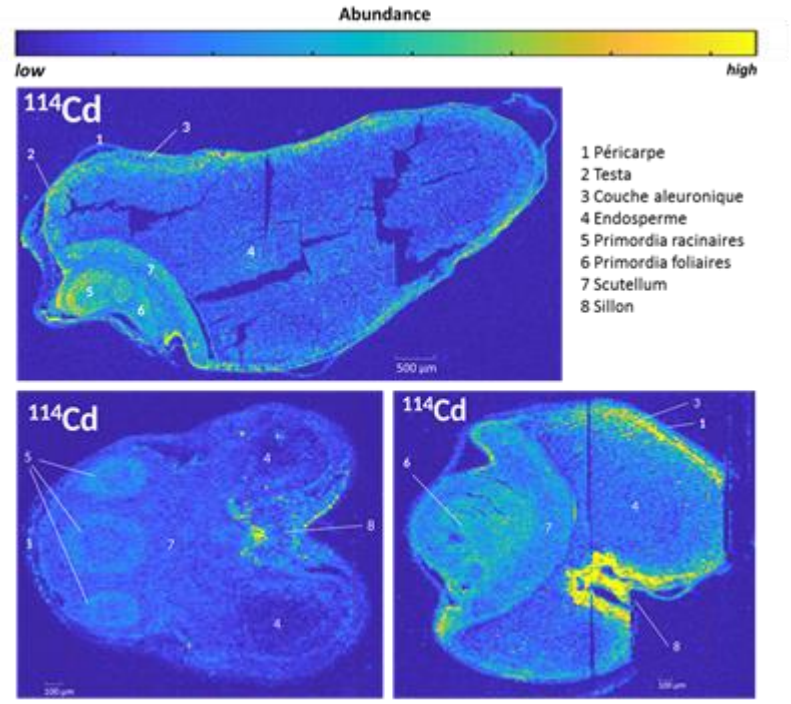


Figure 2. Cartes de localisation de Cd dans un grain de blé dur (cv. *Sculptur*) obtenues par LA-ICP-MS à partir d'une coupe longitudinale et de deux coupes transversales. A noter que les 3 plans de coupe traversent l'embryon. Les grains utilisés ont une teneur totale en Cd avoisinant les 1.5 µg Cd g^{-1}.



Enfin, les cartes obtenues par LA-ICP-MS (Figure 2) soulignent, comme espéré, que l'albumen est le tissu le moins accumulateur de Cd. Toutefois, la forte accumulation de Cd dans le sillon suggère que le traitement post-récolte du grain visant à lever le germe et les enveloppes externes du grain n'abaissera que très partiellement la teneur en Cd du produit fini.

Conclusion et perspectives

L'ensemble de ces résultats suggèrent des premières pistes afin de mieux contrôler voire d'abaisser la teneur en Cd des grains de céréales.

Mots-clés : sécurité sanitaire, éléments traces, variabilité intraspécifique, remobilisation, ablation laser.

Étude de la biodisponibilité du manganèse dans des sols contaminés par des déchets sidérurgiques médiévaux

Frédéric GIMBERT[1], Honorine GAUTHIER-MANUEL[1], Romain COLPAERT[1], Diane RADOLA[1], Flavien CHOULET[1], Quentin PETITJEAN[1], Hervé LAURENT[2], Annette DE VAUFLEURY[1]

[1] UMR 6249 Chrono-Environnement, CNRS - Université de Franche-Comté, UsC INRA
16, route de Gray, F-25030 Besançon Cedex
[2] DRAC Bourgogne-Franche-Comté - site de Besançon, 7 rue Charles Nodier, 25043 Besançon Cedex, France.
frederic.gimbert@univ-fcomte.fr

Introduction

Au cours de l'Histoire, les activités d'exploitation minière et métallurgique des métaux tels que le plomb (Pb), l'argent (Ag) ou le fer (Fe), ont joué un rôle important dans le développement socio-économique des populations humaines (Tylecote, 1987). Cependant, elles ont dans le même temps engendré une contamination significative de l'environnement (émissions atmosphériques et stockage des déchets). Ainsi, dans les Vosges, il a été récemment montré que le Pb et l'Ag issus d'activités minières de la fin du Moyen-Âge étaient encore aujourd'hui biodisponibles pour les invertébrés du sol (Mariet et al., 2016). En Franche-Comté, c'est l'extraction du Fe qui prédomine. L'ancien district sidérurgique de Berthelange (Doubs et Jura), par exemple, a été actif durant tout le Moyen-Âge (Forlin and Laurent, 2014). Cependant, les conséquences environnementales potentielles n'ont, à notre connaissance, jamais été évaluées. Cette étude a donc pour objectif d'évaluer l'impact de la présence de déchets de réduction du minerai de fer (scories organisées en ferriers) datés du Vème au XIème siècle sur la contamination de l'environnement en manganèse (Mn). Plus précisément, d'un point de vue opérationnel, il s'agira de i) déterminer l'origine du Mn dans les scories, ii) évaluer la disponibilité environnementale du Mn dans les sols et iii) estimer sa biodisponibilité pour l'escargot *Cantareus aspersus* dans les sols et les scories.

Matériels et méthodes

Trois approches interdisciplinaires et complémentaires ont été conduites :

1) *caractérisation minéralogique des scories* : identification et cartographie de la composition des scories par diffraction des rayons X (DRX) et microscopie électronique à balayage + spectroscopie à énergie dispersive (MEB-EDS).

2) *extractions chimiques du Mn* : concentrations totales (eau régale) et extractibles par le chlorure de calcium ($CaCl_2$, 10 mM) ; l'éthylène diamine tétra-acétique (EDTA, 50 mM) et l'acétate d'ammonium (NH_4OAc, 1 M + hydrochlorure d'hydroxylamine, 2g/L).

3) *biodisponibilité environnementale* : cinétiques d'accumulation du Mn dans les tissus de l'escargot *Cantareus aspersus* exposés, en conditions contrôlées, aux sols de 10 sites ou nourris avec des fragments de scories incorporés dans leur nourriture.

Résultats et discussion

Le procédé sidérurgique de réduction a conduit à la formation de scories riches en olivines et plus précisément en fayalites ($(Mn,Fe)_2SiO_4$). Cette phase minéralogique est la plus représentée dans les scories et contient des concentrations élevées en certains métaux, comme le Mn dont la teneur relative peut atteindre 5%.

Avec le temps, l'altération des scories entraîne la libération de Mn qui s'accumule dans les sols autour des ferriers, atteignant des concentrations totales de plus de 8000 $mg.kg^{-1}$ (Tableau 1). Bien qu'une partie de ce Mn soit liée à des fragments de scories présents dans les sols, il présente une certaine disponibilité environnementale, notamment en lien avec les formes oxydées et liées à la matière organique.

Tableau 1 : Concentrations totale en Mn et rendements des extractions chimiques ($CaCl_2$, EDTA et NH_4OAc) dans les sols de 7 ferriers et 3 sols de référence (notés "Ref").

	Mn total	%Mn $CaCl_2$	%Mn EDTA	%Mn NH_4OAc
Ref L1	483.5±33.8	10.81±0.18	41.90±1.52	66.61±2.79
Ref D9	712.7±62.7	5.54±0.09	27.71±1.42	33.08±0.70
Ref A	1310.7±54.7	7.08±0.31	38.40±3.57	56.29±0.52
Ferrières-les-Bois 8	1601.4±168.7	3.29±0.20	19.99±0.61	50.93±3.52
Louvatange 3	1984.4±35.5	2.95±0.10	23.38±0.11	52.21±4.40
Dampierre 20	2440.4±437.9	4.72±0.44	19.74±0.23	44.06±6.47
Dampierre 9	2683.6±352.4	4.09±0.11	13.56±0.47	39.79±10.30
Louvatange 1	3254.2±72.7	2.80±0.07	9.27±0.22	49.47±4.17
Antorpe 22	5459.9±1226.3	4.22±0.14	2.59±0.98	30.40±1.67
Antorpe 9	8151.3±3036.5	1.52±0.02	8.66±0.38	39.25±19.82

La modélisation des cinétiques d'accumulation du Mn dans les tissus de l'escargot *Cantareus aspersus* a permis de mettre en évidence la biodisponibilité du Mn et l'aptitude de cet organisme a régulé cet élément (stabilisation des concentrations internes autour de 500-600 $mg_{Mn}.kg^{-1}$). En effet, comme le montre la Figure 1a, l'augmentation de la biodisponibilité du Mn (flux d'assimilation, a) est étroitement liée à une augmentation de son excrétion (k_2), probablement via la production et l'élimination de granules (Simkiss et al., 1992). Néanmoins, lorsque les animaux sont exposés directement à des fragments de scories incorporés dans leur nourriture, les mécanismes physiologiques de gestion du Mn sont rapidement dépassés (5 j) et les concentrations internes augmentent pour atteindre plus de 3000 $mg_{Mn}.kg^{-1}$ (Figure 1b). Il s'avère donc que le Mn présent dans les scories, pourtant souvent considérées comme inertes, est biodisponible pour l'escargot en particulier via leur altération dans son tractus digestif.

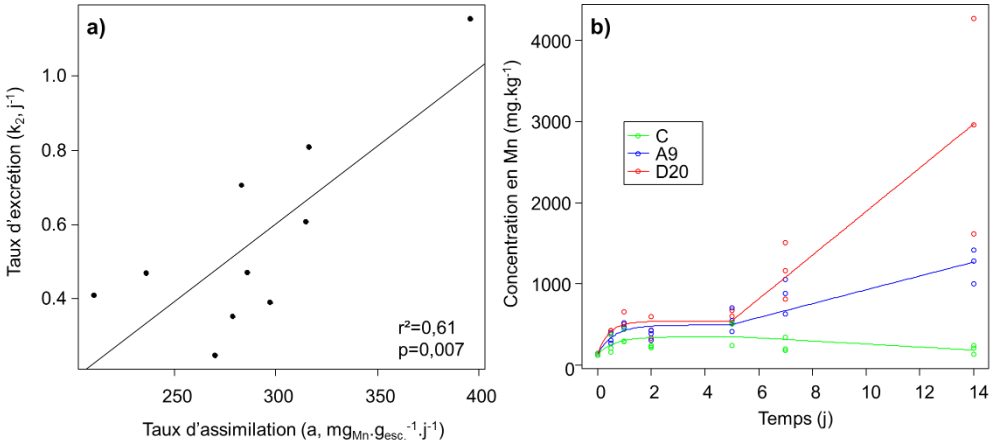


Figure 1. **a)** Relation entre taux d'assimilation (a) et d'excrétion (k_2) du Mn chez des *C. aspersus* exposés aux 10 sols étudiés. **b)** Cinétiques d'accumulation du Mn chez des *C. aspersus* nourris avec de la laitue seule (C) ou mélangée avec des fragments de scories issues des sites Antorpe 9 (A9) et Dampierre 20 (D20).

Conclusion et perspectives

Plus de 1000 ans après leurs dépôts, les déchets d'activités sidérurgiques constituent toujours une source de contamination diffuse et chronique pour les sols et les organismes terrestres. Les mécanismes de dégradation *in situ* et *in vivo* de ces déchets restent à élucider et font actuellement l'objet d'études approfondies.

Mots-clés : *scories ; contamination ; disponibilité ; transfert ; Cantareus aspersus*

Références

Forlin P. and Laurent H., 2014. IES Yearbook 2014, 197-217.

Mariet A.L., de Vaufleury A., Bégeot C., Walter-Simonnet A.V. and Gimbert F. 2016. Environmental Pollution 214, 575-584.

Simkiss,K., Jenkins,K.G.A, McLellan,J., Wheeler,E. 1992. Experimentia 38, 333-335.

Tylecote R.F., 1987. The Early History of Metallurgy in Europe. Ed. Longman, 391 pp.

Recommandations pour l'utilisation *d'Aporrectodea caliginosa s.s* pour l'évaluation du risque pesticide

Sylvain BART[1], Joël AMOSSÉ[1], Christian MOUGIN[1], Alexandre R. R. PÉRY[1], Céline PELOSI[1]

[1] UMR 1402 ECOSYS, INRA, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, 10 Route de Saint-Cyr, 78026 Versailles Cedex
sylvain.bart@inra.fr

Introduction

Les tests écotoxicologiques utilisant des vers de terre sont couramment utilisés et obligatoires pour l'instruction des dossiers d'homologation des pesticides. *Eisenia fetida* est l'espèce modèle préconisée pour ces tests. Cette espèce est pourtant peu présente en champs cultivés et est moins sensible aux pesticides que les espèces dominantes en agrosystèmes où les pesticides sont appliqués (Pelosi et al., 2013). Dans l'objectif d'aller vers une meilleure évaluation des risques liés à l'usage des pesticides pour les organismes non cibles, il apparaît opportun d'utiliser des espèces sensibles et représentatives des sols cultivés. L'espèce endogée *Aporrectodea caliginosa* est dominante en champs cultivés dans les régions tempérées et est apparue ces dernières années comme une potentielle alternative à *E. fetida*.

Cette étude est basée sur une synthèse bibliographique exhaustive de l'impact des pesticides sur le cycle de vie et le comportement d'*A. caliginosa* lors d'expérimentations en laboratoire. Des recommandations sont données pour la mise en place d'un élevage en laboratoire, permettant l'approvisionnement en individus à différents stades de développement (cocons, juvéniles et adultes). Des plans expérimentaux adaptés des normes ISO/OECD sont également proposés. Ceux-ci permettent l'évaluation de l'impact des pesticides sur les paramètres du cycle de vie et le comportement d'*A. caliginosa*.

Sensibilité d'*A. caliginosa* aux pesticides

Parmi le corpus bibliographique constitué, 75% des articles utilisaient des formulations commerciales de pesticides, ce qui permet plus de réalisme pour l'évaluation des risques écotoxicologiques. 78 % des études ont évalué l'impact d'insecticides, alors que seulement 26 et 15% traitaient d'herbicides et de fongicides, respectivement. Ces deux catégories de pesticides sont pourtant les plus utilisés en agriculture (45% sont des herbicides et 37% des fongicides, UIPP, 2016).

Plus de la moitié des études se sont focalisées sur des tests de toxicité aigüe, avec l'estimation d'une DL50. Très peu d'auteurs ont évalué les effets sublétaux sur la croissance, la reproduction, l'évitement, la production de turricules ou la création de galeries. Ces paramètres apparaissent pourtant sensibles et pertinents pour mettre en évidence des effets des pesticides à des concentrations proches de celles appliquées au champ. Notre analyse du corpus bibliographique a révélé que ce manque de connaissances pourrait être dû (i) aux difficultés pour obtenir suffisamment d'individus aux différents stades de développement pour mettre en place des expérimentations et (ii) au manque d'informations sur la manière de procéder pour ces tests écotoxicologiques en laboratoire, notamment concernant la reproduction, la croissance ou l'évitement.

Recommandations pour la mise en place d'un élevage et d'expérimentations en laboratoire

L'utilisation de sols artificiels (ex. sol OECD) n'est pas envisageable pour des études portant sur *A. caliginosa*. Nous recommandons l'utilisation d'un sol limono-argileux, séché, tamisé à 2 mm puis réhumudifié à 60-70% de la capacité de rétention en eau (CRE). Les boites d'élevage contenant le sol et les animaux adultes doivent être stockées dans une chambre climatisée (15±1°C).

Pour récupérer les cocons produits par les adultes, il est nécessaire d'utiliser la méthode du tamisage à l'eau (maille de 1 mm). Les cocons pourront ensuite être incubés à 20°C sur un papier filtre humidifié. Dans ces conditions, ils mettront en moyenne 35 jours pour éclore. Les juvéniles devront ensuite être placés dans du sol (le même que pour les adultes) avec de la nourriture pour favoriser une croissance optimale jusqu'au stade adulte. Il est conseillé d'utiliser du crottin de cheval, séché, broyé à 1 mm puis mélangé au sol. Les quantités recommandées sont de 3 et 6 g ind^{-1} $mois^{-1}$ pour les juvéniles et les adultes respectivement (Lowe et Butt, 2005).

Afin de tester l'impact des pesticides sur cette espèce en laboratoire, les normes ISO et OECD peuvent être adaptées. Il s'agit principalement d'utiliser du sol naturel et d'apporter de la nourriture, comme décrit ci-dessus. À ce jour, aucune norme ne concerne l'évaluation de l'impact de produits chimiques sur la croissance d'*A. caliginosa*. Ce paramètre est pourtant essentiel pour le suivi, la compréhension et la modélisation de la dynamique de population. Nous proposons ainsi une manière de procéder.

Conclusion et perspectives

Notre synthèse a permis de mettre en avant le manque d'études sur l'impact des pesticides sur *A. caliginosa*, et notamment des herbicides et des fongicides. La mise en place d'un élevage est relativement simple et permet d'expérimenter pour acquérir des données sur l'impact des pesticides sur le cycle de vie (reproduction, croissance) et le comportement d'*A. caliginosa.* Ces informations sont nécessaires pour paramétrer des modèles de dynamique de population qui pourront être utilisé comme outil d'aide à la décision pour l'évaluation des risques liés à l'utilisation des pesticides.

Remerciement

Les auteurs remercient Véronique Etievant et Jean Pierre Pétraud pour l'entretien des élevages de vers de terre. Ce travail est supporté par "IDI 2015" projet financé par l'IDEX Paris-Saclay, ANR-11-IDEX-0003-02.

Mots-clés : vers de terre, pesticide, écotoxicologie, agroécotoxicologie, élevage

Références

Pelosi C, Joimel S, Makowski D, 2013. Searching for a more sensitive earthworm species to be used in pesticide homologation tests - A meta-analysis. Chemosphere 90: 895-900.

Lowe CN, Butt KR, 2005. Culture techniques for soil dwelling earthworms: A review. Pedobiologia; 49: 401-413.

Suivi au champ des effets de fongicides sur les populations d'enchytréides et de vers de terre

Joël AMOSSÉ[1], Sylvain BART[1], Alexandre PÉRY[1], Céline PELOSI[1]

[1]UMR ECOSYS, INRA, AgroParisTech, Université de Paris-Saclay, 10 route de Saint Cyr, 78026 Versailles Cedex

joel.amosse@inra.fr, celine.pelosi@inra.fr

Introduction

L'application de pesticides en champs cultivés peut avoir des effets néfastes sur les organismes non-cibles du sol. Parmi eux, les enchytréides et les vers de terre (annélides oligochètes) sont hautement exposés et représentent donc des taxons clés pour l'évaluation des risques. Ils sont de plus fortement impliqués dans la transformation de la matière organique et l'évolution de la structure du sol, des processus essentiels au bon fonctionnement des agrosystèmes. L'objectif de cette étude a été d'évaluer au champ les effets de deux fongicides, i.e., le Cuprafor Micro® (composé de 50 % d'oxychlorure de cuivre) et le Swing Gold® (composé de 50 $g.l^{-1}$ d'epoxiconazole et 133 $g.l^{-1}$ de dimoxystrobine) sur la dynamique des populations d'enchytréides et de vers de terre jusqu'à un an après l'exposition. En parallèle, l'activité alimentaire (mesurée par la méthode des bait-lamina) des organismes du sol a été évaluée à un, six et douze mois après l'application des pesticides.

Matériels et méthodes

Notre expérimentation a été menée dans une prairie permanente du parc du château de Versailles (48°48'31''N, 2°05'26''E) reposant sur un sol limoneux profond (Luvisol, IUSS 2014). Afin de mimer les pratiques réelles des agriculteurs, les parcelles ont été polluées manuellement en une fois (avril 2016) pour le Swing Gold® et en quatre fois pour le Cuprafor Micro® (avril, mai, juin et septembre 2016) après la tonte et l'exportation des résidus. Les traitements sont les suivants: Témoin (T), Cuprafor Micro® à une (C1, 0.75kg $Cu.ha^{-1}$ à un mois puis 4 kg $Cu.ha^{-1}$ à six mois) et à dix fois (C10, 7.5 kg $Cu.ha^{-1}$ à un mois puis 40 kg $Cu.ha^{-1}$ à six mois) la dose recommandée, Swing Gold® à une (D1, 1.5 $l.ha^{-1}$) et dix fois (D10, 15 $l.ha^{-1}$) la dose recommandée, et un mélange de Cuprafor Micro® (C1, 0.75 kg $Cu.ha^{-1}$ à mois puis 4 kg $Cu.ha^{-1}$ à six mois) et de Swing Gold® à une fois la dose recommandée (M).

Le suivi des populations d'annélides a été réalisé à partir de la norme ISO 11268-3 (2014) décrivant les modalités d'étude au champ de substances sur les vers de terre. Les échantillonnages d'annélides ont été réalisés un mois (mai 2016), six mois (novembre 2016) et douze mois (avril 2017) après la première application des pesticides. Les vers de terre ont été prélevés avec une méthode combinant un extractant chimique (AITC sur 40 x 40 cm) puis un tri manuel du sol sur une profondeur de 20 cm. Les enchytréides ont été collectés à l'aide d'un carottier (5 cm de diamètre) sur une profondeur de 10 cm. Nous avons également suivi l'activité alimentaire par la méthode bait lamina (ISO 18311-2014).

Résultats et discussion

L'activité alimentaire globale ainsi que l'abondance, la diversité et les assemblages d'espèces d'enchytréides n'étaient pas significativement différents entre la modalité témoin et les parcelles traitées, même si certaines tendances (à la diminution) ont été observées dans les traitements Cuprafor Micro® et Swing Gold® à dix fois la dose recommandée. De plus, le traitement Swing Gold® à dix fois la dose recommandée a provoqué un fort effet létal à court terme (un mois) sur les vers de terre (abondance et biomasse), et en particulier une baisse significative de la densité des vers de terre

anéciques (les plus gros) (Fig. 1). Concernant le Cuprafor Micro®, un effet significatif a été observé à plus long terme (douze mois) sur la densité des vers de terre anéciques (i.e., effet de dispersion par évitement) dans le traitement à dix fois la dose recommandée (Fig. 1).

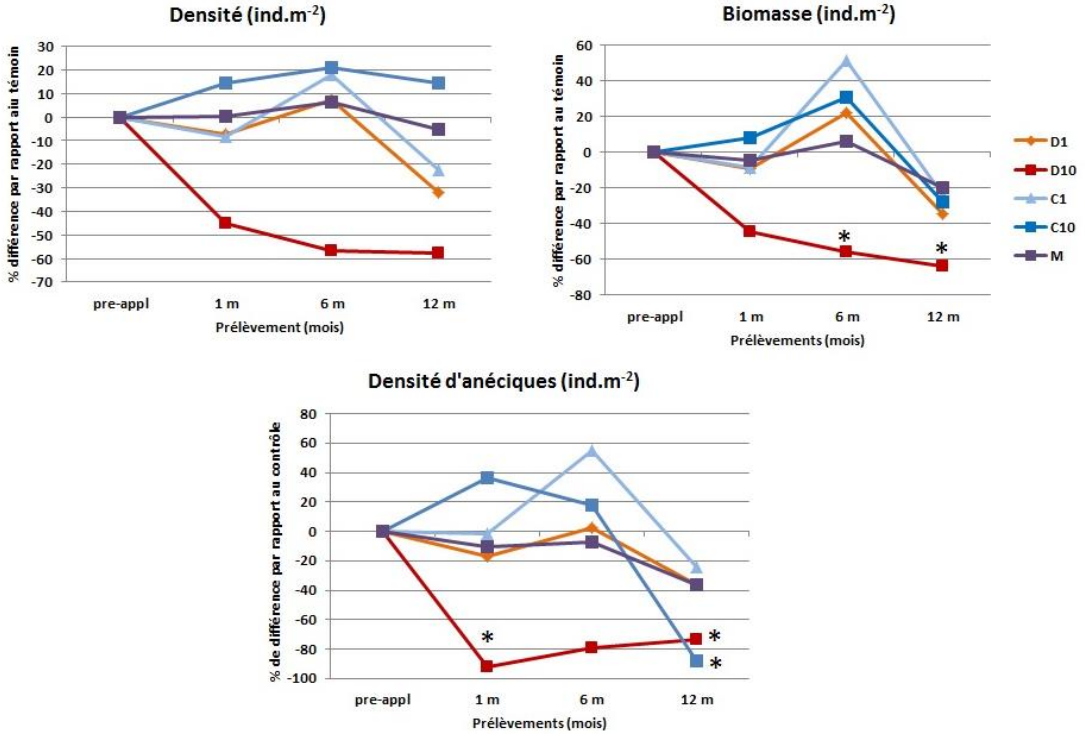


Figure 1. Pourcentage de différence avec le témoin (au même pas de temps) concernant la densité et la biomasse totales de vers de terre ainsi que la densité d'anéciques un mois, six et douze mois après l'exposition aux pesticides. Les astérisques montrent des différences significatives entre le contrôle et le(s) traitement(s) avec pesticide (p < 0,05, test de Dunnett).

Conclusion et perspectives

Ces résultats mettent en évidence (i) les effets à plus ou moins long terme selon les pesticides (organique ou inorganique) et (ii) l'intérêt de mesures dans le temps pour apprécier les effets des traitements phytosanitaires sur les organismes non cibles. Des mesures seront effectuées 18 et 24 mois après l'exposition aux pesticides afin d'évaluer la capacité des vers de terre à récupérer et à assurer leur rôle dans le fonctionnement du sol. Enfin, d'autres indices (e.g. mean detectable difference, MDD) seront utilisés afin de déterminer les valeurs seuils pertinentes pour l'évaluation des risques.

Mots-clés : oligochètes, Cuprafor Micro®, Swing Gold®, agrosystème, activité alimentaire

Références

ISO (International Organisation for Standardization) (2014) Soil quality: effects of pollutants on earthworms Part 3: guidance on the determination of effects in field situations, ISO 11268-3. Genève

ISO (International Organisation for Standardization) (2014) Soil quality: method for testing effects of soil contaminants on the feeding activity of soil dwelling organisms - Bait-lamina test, ISO 18311. Genève

Utilisation d'un modèle de ravageur de culture, le vers du coton *Spodoptera littoralis*, pour comprendre l'impact des faibles doses et doses sublétales de pesticides

David SIAUSSAT[(a)], Lisa LALOUETTE[(a)], Youssef Dewer[(d)], Marie-Anne POTTIER[(a)], Françoise BOZZOLAN[(a)], Annick MARIA[(a)], Elodie DEMONDION[(a)], Marie-Anne WYCKE[(a)], Thomas Chertemps[(a)], Matthieu DACHER[(a)], Luc BELZUNCES[(c)], Guillaume KAIRO[(c)], Philippe LUCAS[(a)], David RENAULT[(c)], Martine MAIBECHE[(a)]

[(a)] Institut d'Ecologie et Sciences Environnementales de Paris - Département d'écologie sensorielle. Université Pierre et Marie Curie (UPMC) – Sorbonne Universités, Campus Pierre et Marie Curie, 4 Place Jussieu, 75005 Paris

[(b)] Université de Rennes 1, UMR CNRS 6553 Ecobio, 263 Avenue du Gal Leclerc, CS 74205, 35042, Rennes, France

[(c)] Laboratoire de Toxicologie Environnementale, INRA UR 406 A&E, 228 Route de l'Aérodrome, CS 40509, 84914 Avignon Cedex 9 – France

[(d)] Bioassay Research Department, Central Agricultural Pesticides Laboratory (CAPL), Sabahia Research Station, Agricultural Research Center (ARC), Sabahia, Baccous P.O. Box 21616, Alexandria, Egypt

david.siaussat@upmc.fr

Introduction

Les pesticides ont longtemps été utilisés comme solution principale pour limiter les ravageurs agricoles, mais leur utilisation généralisée a entraîné des pollutions environnementales chroniques ou diffuses, le développement de résistances aux insectes et une réduction de biodiversité. Les effets des faibles doses résiduelles de ces produits chimiques sur les organismes qui affectent à la fois les espèces ciblées (ravageurs des cultures) mais aussi les insectes bénéfiques sont devenus une préoccupation majeure, notamment parce que de faibles doses de pesticides peuvent avoir des effets assez divers. En plus des effets négatifs, certaines études ont mis en évidence des effets positifs inattendus - également appelés effets hormétiques - sur les insectes, entraînant une augmentation plus rapide de la croissance de la population de ravageurs que ce qui aurait été observé sans application de pesticides. Nos travaux visent à examiner les effets des doses sublétales de divers produits représentatifs de grandes familles de pesticides utilisés contre un insecte nuisible majeur, la noctuelle de coton Spodoptera littoralis, et qui présente une activité résiduelle et une persistance dans l'environnement.

Matériels et méthodes

En utilisant une approche intégrée des gènes au comportement, nous avons étudié l'impact sur le système olfactif périphérique et le comportement sexuel ou alimentaire de notre modèle de ravageurs des cultures suite à l'application de doses sublétales de deltaméthrine, de méthomyl et de chlorpyrifos. Nous avons complété notre étude par des approches moléculaires (qPCR, transcriptomique), biochimiques (protéomique, activité AChE et métabolique) et électrophysiologiques afin de décrypter le mécanisme impliqué dans la réponse aux pesticides ainsi que dans les perturbations comportementales. Nous avons aussi réalisé de la modélisation de ces données avec de prédire les effets à l'échelle populationnelle.

Résultats et discussion

Nous avons démontré suite à l'application de faibles doses de deltaméthrine (1) l'importance des antennes pour la pénétration et la toxicité des doses sublétales d'un insecticide chez un insecte, (2) un effet hormétique d'une dose sublétale de deltaméthrine sur les réponses des mâles à la phéromone sexuelle du ravageur du coton *Spodoptera littoralis*, sans modification de leur réponse aux substances odorantes de la plante hôte et (3) nous avons identifié plusieurs mécanismes dans le système olfactif périphérique à la base de cet effet hormétique. Nous avons étudié aussi les effets des doses sublétales de chlorpyrifos et méthomyl. L'application de doses sublétales de méthomyl et chlorpyrifos aussi utilisés pour contrôler les niveaux de population de S. littoralis induise des perturbations métaboliques importantes. Nous avons également démontré une perturbation comportementale des larves de S. littoralis exposées à des doses sublétales de méthomyl, alors qu'aucun effet n'a été observé pour les mêmes doses de chlorpyrifos, mais qu'aucune modification dans l'activité de l'acétylcholinestérase n'a été observée à ces doses. La modélisation des effets de la deltaméthrine sur le développement post-embryonnaire et la biologie de S. littoralis nous a permis d'identifier des moments clés d'exposition induisant probablement les effets hormétiques observés chez les adultes.

Conclusion et perspectives

Toutes nos études permettent de mettre en évidence les effets des faibles doses et d'en comprendre les mécanismes notamment d'hormèse. Les données sont en cours de consolidation afin d'optimiser les informations injectées dans le modèle mathématique et optimiser la compréhension des impacts des pesticides.

Références

Bozzolan F, Siaussat D, Maria A, Durand N, Pottier MA, Chertemps T, Maïbèche-Coisne M. (2014). Antennal uridine diphosphate (UDP)-glycosyltransferases in a pest insect: diversity and putative function in odorant and xenobiotics clearance. Insect Mol Biol. 23(5):539-49.

Dewer Y, Pottier MA, Lalouette L, Maria A, Dacher M, Belzunces LP, Kairo G, Renault D, Maibeche M, Siaussat D (2015). Behavioral and metabolic effects of sublethal doses of two insecticides, chlorpyrifos and methomyl, in the Egyptian cotton leafworm, Spodoptera littoralis (Boisduval) (Lepidoptera: Noctuidae). Environ Sci Pollut Res Int. Nov 14.

Lalouette L, Pottier MA, Wycke MA, Boitard C, Bozzolan F, Maria A, Demondion E, Chertemps T, Lucas P, Renault D, Maibeche M, Siaussat D (2015).Unexpected effects of sublethal doses of insecticide on the peripheral olfactory response and sexual behavior in a pest insect. Environ Sci Pollut Res Int. Dec 21.

Effets des interactions virus/pesticides sur la mortalité et le comportement d'abeilles infectées co-exposées à des doses sublétales de néonicotinoïdes

Marianne COULON[1,2], Eric DUBOIS[2], Alberto PRADO[1], Cédric ALAUX[1], Didier CRAUSER[1], Yves Le CONTE[1], Richard THIERY[2], Magali RIBIERE-CHABERT[2], Anne DALMON[1]

1 Inra Paca, Abeilles et environnement, Institut National de la Recherche Agronomique (Inra) : UR406, Site Agroparc, Domaine St Paul 228, route de l'Aérodrome, CS40509, 84914 Avignon cedex 9, France
2 Laboratoire de Sophia Antipolis, Anses, Les Templiers 105, route des Chappes BP 111, 06902 Sophia-Antipolis, France
marianne.coulon@inra.fr

Introduction

La plupart des colonies d'abeilles domestiques (*Apis mellifera*) présentent des infections virales sans symptômes. Cependant, ces infections peuvent parfois entrainer des mortalités subites ou des pertes hivernales. L'exposition aux pesticides pourrait être l'un des facteurs déclencheurs à travers l'induction d'une immunosuppression (Sánchez-Bayo et al., 2016) ou un affaiblissement de l'organisme. Afin de mieux comprendre l'influence des co-expositions virus/pesticide, nous avons évalué les effets d'interactions en cagette et dans les colonies pour deux virus très répandus dans les colonies, le virus des ailes déformées (DWV) et le virus de la paralysie chronique (CBPV), et un néonicotinoïde, le thiaméthoxam.

La survie des abeilles a été suivie au cours du temps, ainsi que leurs charges en virus. Pour la co-exposition DWV-thiaméthoxam, étudiée *in situ* dans les colonies, l'activité comportementale des abeilles a aussi été mesurée.

Matériels et méthodes

Le volet CBPV-thiaméthoxam a été réalisé au laboratoire de l'Anses de Sophia Antipolis. Deux expériences ont été effectuées suivant le même protocole, mais en utilisant des abeilles provenant de colonies dans des conditions différentes, c'est à dire contrôlées (ruche en intérieur en hiver, avec température et nourriture contrôlées) ou non (en conditions naturelles). Les abeilles ont été maintenues en cagettes et exposées de façon chronique à partir de l'âge de 9 jours aux conditions suivantes : témoin, CBPV seul, thiaméthoxam par voie orale (0.25, 2.5 ou 5 ng/abeille/jour en fonction de l'expérience), et enfin CBPV associé à chacune des doses de thiaméthoxam. Les abeilles testées ont été infectées par le CBPV en utilisant la méthode de transmission par contact entre abeilles préalablement développée et très proche des conditions naturelles de contamination. Des abeilles ont été prélevées individuellement 5 et 10 jours après le début du traitement et leurs charges virales ont été quantifiées.

Le volet DWV-thiaméthoxam a été réalisé au laboratoire de l'INRA d'Avignon. Des abeilles naissantes provenant de colonies possédant de faibles charges en DWV ont été marquées soit avec de la peinture, soit avec des codes-barres individuels, puis exposées de façon aigue aux conditions suivantes : témoin, thiaméthoxam par voie orale (*per* os ; 0.25 ou 1 ng/abeille), DWV *per os*, DWV *per os* associé au thiaméthoxam à 1 ng/abeille, injection contrôle (PBS), injection de DWV, injection PBS associée au thiaméthoxam à 0.25 ng/abeille, et enfin injection de DWV associée à chacune des deux doses de thiaméthoxam. Les abeilles ont ensuite été placées dans des colonies dont les ruches étaient équipées de compteurs optiques développés par l'INRA d'Avignon, permettant l'enregistrement des entrées et sorties de la ruche des abeilles marquées de code-barres tout au long de leur vie. La durée de vie, l'âge de première sortie de butinage ainsi que le nombre d'abeilles ne revenant pas à la ruche après leur première sortie ont été calculés. Les abeilles marquées à la peinture ont été prélevées par pools de trois, 24 et 48h après leur traitement, et leurs charges virales ont été quantifiées.

Résultats et discussion

La co-exposition CBPV-thiaméthoxam a causé des effets significatifs sur les mortalités et charges virales des abeilles, mais ces effets semblent dépendre des conditions dans lesquelles se trouvaient les colonies dont les abeilles provenaient. Nous n'avons pas observé d'effet significatif sur la mortalité des abeilles issues du rucher en conditions naturelles, co-exposées au CBPV et à 2,5 ng/abeille/jour de thiaméthoxam. En revanche, une forte dose de thiaméthoxam (5,0 ng/abeille/jour) couplée à l'infection virale a causé une augmentation synergique de la mortalité des abeilles, et ceci sans augmentation significative des charges virales. Lors de la seconde expérience avec des abeilles issues d'un rucher en conditions contrôlées, aucune des doses testées (0.25 et 5,0 ng/abeille/jour) n'a eu avec le CBPV d'effet synergique sur les mortalités. Néanmoins, les deux doses de pesticide ont augmenté significativement les charges virales chez les abeilles co-exposées aux virus, les amenant à dépasser le seuil connu pour entraîner le développement de signes cliniques (10^8 copies/abeille) (Blanchard et al., 2007). Ces résultats démontrent que les interactions entre pesticides et virus peuvent exister et provoquer des effets délétères, mais qu'elles sont complexes. En effet, la tolérance des abeilles aux infections virales et/ou aux pesticides peut être influencée par de multiples conditions (ex. génétique, nutrition…).

Pour l'exposition au DWV, seule l'injection de DWV a significativement augmenté les charges virales et réduit l'espérance de vie des abeilles, contrairement à l'exposition au DWV per os. Cette injection a également causé des premières sorties de butinage significativement plus précoces que les témoins. La co-exposition avec le thiaméthoxam n'a pas engendré d'augmentation significative des charges virales chez les abeilles, comparé à l'injection de DWV seule. Cependant, les abeilles co-exposées au thiaméthoxam et au DWV par injection revenaient significativement moins à la ruche après leur première sortie (52 et 65% contre 41% pour les abeilles ayant subi l'injection témoin), et effectuaient leur première sortie de butinage de manière significativement plus précoce (à l'age de 10 et 5 jours contre 12 pour le PBS et 21 pour le témoin). Ces effets sont d'autant plus forts à la dose de 1ng/abeille de thiaméthoxam, qui cause également une forte diminution de la survie. La co-exposition pourrait donc modifier l'équilibre populationnel des colonies, et à terme contribuer à l'effondrement des colonies.

Conclusion et perspectives

Les résultats présentés démontrent les effets délétères du néonicotinoïde thiaméthoxam lorsqu'il est associé à des infections virales, même à des doses environnementales considérées sublétales pour les abeilles. Ils soulignent également l'importance du suivi des effets sur le comportement qui ne sont pas forcément liés à des augmentations de charge, ni visibles lors d'expérimentations en laboratoire. Enfin, ils démontrent également l'importance de la prise en compte des conditions naturelles dans lesquelles se trouvent les colonies lors des expériences réalisées sur abeilles même en laboratoire. Pour aller plus loin, nous avons quantifié lors de ces différentes expériences la transcription de plusieurs gènes liés à l'immunité et à la détoxication, afin de tenter d'expliquer les résultats obtenus.

Mots-clés : *Abeilles, Interactions, Néonicotinoïdes, Synergie, Sublétal*

Références

Blanchard, P., Ribière, M., Celle, O., Lallemand, P., Schurr, F., Olivier, V., Iscache, A.L., Faucon, J.P., 2007. Evaluation of a real-time two-step RT-PCR assay for quantitation of Chronic bee paralysis virus (CBPV) genome in experimentally-infected bee tissues and in life stages of a symptomatic colony. J. Virol. Methods 141, 7–13. doi:10.1016/j.jviromet.2006.11.021

Sánchez-Bayo, F., Goulson, D., Pennacchio, F., Nazzi, F., Goka, K., Desneux, N., 2016. Are bee diseases linked to pesticides? — A brief review. Environ. Int. 89–90, 7–11. doi:10.1016/j.envint.2016.01.009

Validation d'une méthode mesurant les effets de faibles doses de pesticides sur le vol de retour à la ruche chez l'abeille domestique

Julie FOURRIER[1], Coline MONCHANIN, Alice ROUZES, Ludovic DUBUISSON, Mickaël HENRY, Dominique FORTINI, Stéphane GRATEAU, Colombe CHEVALLEREAU, Pierrick AUPINEL, Cyril VIDAU, Axel DECOURTYE

[1]ITSAP-Institut de l'Abeille, UMT PrADE, INRA-UR 406 Abeilles & Environnement
Domaine Saint Paul, Site Agroparc
228 route de l'Aérodrome
CS 40509 - 84914 AVIGNON CEDEX 9
julie.fourrier@itsap.asso.fr

Introduction

Depuis les années 90, l'hypothèse est posée par les apiculteurs que les insecticides néonicotinoïdes utilisés en enrobage de semences de cultures visitées par l'abeille sont à l'origine de problèmes de non retour à la ruche des butineuses et de phénomènes de dépopulations des colonies. Une méthode basée sur la technologie RFID (Radio Frequency IDentification) a été mise au point et valorisée en écotoxicologie pour suivre le retour à la ruche des butineuses exposées à de faibles doses de pesticides (Decourtye et al. 2011 ; Henry et al. 2012, 2014).

Dans le cadre d'un projet porté par l'ITSAP-Institut de l'abeille en partenariat avec l'INRA et l'ACTA, l'objectif est maintenant de standardiser cette méthode et de la proposer à l'inscription dans les lignes directrices internationales de l'OCDE pour l'évaluation du risque conduite avant la mise sur le marché des pesticides. Cette volonté s'inscrit dans le cadre de la révision actuelle du principe d'évaluation du risque des pesticides sur les abeilles réalisée par l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (EFSA, 2013). Depuis 2015, une dizaine de laboratoires européens volontaires formés (Italie, Allemagne, Suisse, Angleterre, France) constituent un test circulaire. Ce test permet d'évaluer la reproductibilité des résultats dans des contextes différents et conditionne la validation complète de la méthode.

Matériels et méthodes

Le matin du jour de test, les butineuses provenant d'un site qui leur est familier, situé à 1 km (± 100 m) de la colonie expérimentale, sont capturées sur la planche d'envol de la ruche équipée du système RFID. Elles sont ramenées au laboratoire et soumises à un jeûne d'1h30 à 2h00 durant lequel elles sont chacune marquée à l'aide d'une micropuce RFID. Elles sont relâchées dans des cagettes par groupe de 10 individus selon la modalité de traitement. Les abeilles sont ensuite exposées oralement (solution sucrée 30 % m/v) et de façon unique à l'une des 3 doses sublétales testées de l'insecticide néonicotinoïde thiamethoxam (0,11 ; 0,33 ou 1 ng/abeille) ou ne sont pas exposées (groupe témoin). Les abeilles ayant consommé tout le sirop sont soumises à un jeûne d'une heure au laboratoire avant d'être transportées sur le site connu afin d'être relâchées. Le succès de retour à la ruche est enregistré durant 24 heures après relâché grâce au dispositif RFID.

Pour chaque laboratoire, 3 tests sont réalisés successivement, chacun avec une colonie différente.

Résultats et discussion

En 2015, sept laboratoires sur dix ont mené le test et chacun d'eux a déterminé une même Dose Sans Effet Observable (NOED) de 0,33 ng/abeille sur le succès de retour à la ruche. Le point limitant pour trois laboratoires n'ayant pas pu réaliser l'étude concernait l'implantation d'une parcelle de phacélie comme site connu de relâché. Cette culture permet de collecter des butineuses avec des pelotes de pollen bleu violet reconnaissables mais les conditions ne permettent parfois pas le développement du couvert végétal. En 2016, une méthode alternative a été testée et les conditions de maintien des abeilles au laboratoire ont été améliorées notamment en les nourrissant juste avant relâché. Tous les laboratoires ont mené le test et une NOED de 0,33 ng/abeille a été déterminée pour sept laboratoires sur 10.

Différents facteurs peuvent expliquer la variabilité des résultats de succès de retour d'un laboratoire à

l'autre, en particulier pour les abeilles exposées à l'insecticide. Le contexte paysager et les conditions climatiques (température ambiante) peuvent moduler les effets du traitement (Henry et al. 2014). De même, le nourrissage avant relâché peut augmenter la variabilité des résultats de succès de retour des abeilles exposées. En comparant le contenu du jabot de butineuses provenant de deux sites différents, nous avons montré des niveaux de satiété variables juste avant la phase de relâché, en particulier pour les abeilles non nourries (Figure 1). Lorsque les abeilles sont nourries avant relâché, le contenu du jabot augmente et les effets de l'insecticide sur le succès de retour diminuent avec la dilution des quantités restantes dans le jabot. Les facteurs expliquant la variabilité du contenu du jabot entre les abeilles des deux sites seront discutés. L'état sanitaire des colonies peut également influencer le succès de retour. Dans une étude réalisée en 2016, nous avons montré que l'acarien parasite varroa a aggravé les effets de 1 ng/abeille de thiaméthoxam sur le succès de retour des butineuses.

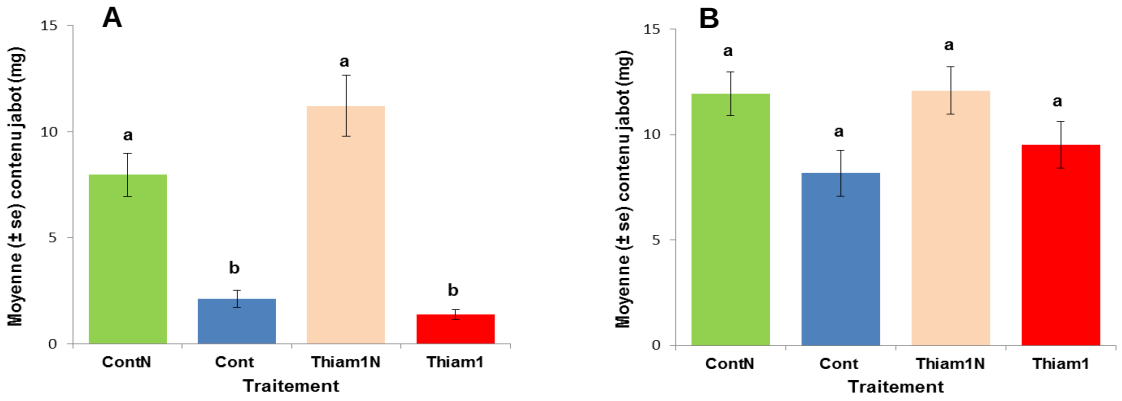


Figure 1. Moyenne (± erreur standard) du contenu du jabot en mg des abeilles témoins (Cont) et des abeilles exposées à 1 ng/abeille de thiaméthoxam (Thiam1) avant la phase de relâché pour les sites A) INRA du Magneraud, B) INRA d'Avignon. N : abeilles nourries avant relâché (10 µl/abeille de sirop 30 % m/v). Deux lettres différentes indiquent une différence significative (ANOVA, P<0,0001).

Conclusion et perspectives

D'une façon générale, les résultats du test circulaire montrent la sensibilité de la méthode pour détecter les effets de faibles doses de pesticides sur le succès de retour à la ruche des butineuses. Différents facteurs biotiques et abiotiques peuvent expliquer la variabilité des résultats et moduler les effets de l'insecticide sur le succès de retour.

Le test circulaire de notre méthode a été intégré dans le programme de travail de l'OCDE. Le travail se poursuit en vue d'une proposition de ligne directrice à l'OCDE d'ici fin 2018.

Mots-clés : *abeilles domestiques, thiaméthoxam, doses sublétales, test circulaire, OCDE*

Remerciements : Financeurs : Programme Communautaire Européen pour l'apiculture coordonné par le Ministère chargé de l'Agriculture (France AgriMer) et la Fondation Lune de Miel®**. Laboratoires participants** : Agroscope, BioChem agrar GmbH, Biotecnologie BT S.r.l, CREA-API, Eurofins Agroscience Services Ecotox GmbH, FERA, ibacon GmbH, IES Ltd, INRA Le Magneraud, LAVES-IBCE, TESTAPI.

Références

Decourtye A., Devillers J., Aupinel P., Brun F., Bagnis C., Fourrier J. and Gauthier M. 2011. Honeybee tracking with microchips: a new methodology to measure the effects of pesticides. Ecotoxicology 20:429–437.

European Food Safety Authority (EFSA) 2013. Guidance on the risk assessment of plant protection products on bees (*Apis mellifera*, *Bombus spp*. and solitary bees). EFSA J. 11:3295.

Henry M., Béguin M., Requier F., Rollin O., Odoux J.F., Aupinel P., Aptel J., Tchamitchian S., Decourtye A. 2012. A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. Science 336:348-350.

Henry M., Bertrand C., Le Féon V., Requier F., Odoux J.F., Aupinel P., Bretagnolle V., Decourtye A. 2014. Pesticide risk assessment in free-ranging bees is weather and landscape dependent. Nature Communications 5.

L'observatoire des résidus de pesticide dans l'alimentation de l'abeille : contamination des cires et performance des colonies sur la miellée de tournesol

Maryline PIOZ[1,2], Cyril VIDAU[2,3], Axel DECOURTYE[2,3]

[1]UR406 Abeilles et Environnement, INRA, Centre PACA, Domaine Saint Paul, 228 route de l'Aérodrome, CS40509, F-84914 Avignon Cedex 09
[2]UMT PrADE Protection des Abeilles Dans l'Environnement, INRA, Centre PACA, Domaine Saint Paul, 228 route de l'Aérodrome, CS40509, F-84914 Avignon Cedex 09
[3]ITSAP-Institut de l'Abeille, INRA, Centre PACA, Domaine Saint Paul, 228 route de l'Aérodrome, CS40509, F-84914 Avignon Cedex 09
maryline.pioz@inra.fr

Introduction

La cire d'abeille, qui forme les rayons destinés à l'élevage des larves et au stockage des réserves alimentaires, est très régulièrement contaminée par des mélanges de résidus de pesticides et de médicaments vétérinaires d'origine apicole [1-5]. De par sa composition la cire piège les molécules lipophiles et son utilisation sur plusieurs années dans une même colonie conduit à une accumulation de résidus au cours du temps. En outre, le recyclage des cires par les ciriers ne permet pas de les épurer. C'est pourquoi, il est fréquent que les cires gaufrées commercialisées par les distributeurs et introduites dans les colonies par les apiculteurs renferment déjà des résidus de pesticides [3].
Les travaux conduits pour étudier l'impact de la contamination des cires ont pourtant montré que la présence de résidus pouvait induire des effets adverses à l'échelle individuelle sur le couvain, les abeilles adultes et les reproducteurs [6, 7]. Dans cette étude nous avons testé l'hypothèse que la contamination de la cire pouvait également avoir un impact à l'échelle de la colonie en recherchant s'il existait un lien entre la contamination des cires et les performances des colonies dans leur récolte de miel de tournesol.

Matériels et méthodes

Depuis 2014 dans le cadre des projets FranceAgrimer expérimentation, l'ITSAP-Institut de l'abeille anime et coordonne un réseau de ruchers observatoires dont l'objectif est l'acquisition de références sur la contamination des matrices apicoles (miel, pollen et cire) ainsi que sur la dynamique populationnelle et l'état de santé des colonies d'abeilles mellifères. Pendant trois ans (2014 à 2016), neuf ruchers observatoires, localisés en région Aquitaine, Centre et Midi-Pyrénées (trois ruchers par région) ont été positionnés sur la miellée de tournesol. Les sites accueillant les ruchers ont été choisis afin que la proportion de surface cultivée en tournesol s'élève à au moins 10% des terres arables dans l'aire de butinage de 1,5 km de rayon autour des ruchers.
Le jour de l'installation des ruchers, les colonies ont été pesées et des échantillons de cire de corps prélevés puis analysés à l'aide d'une méthode multi-résidus (GC-MS) permettant de rechercher près de 250 résidus de pesticide. Une pesée a été réalisée à la fin de la miellée afin de déterminer la quantité de miel récolté par chaque colonie.
Différents indicateurs de risque prenant en compte le nombre, l'activité, la concentration et la DL50 des substances retrouvées ont été testés dans l'analyse de données. Les corrélations entre la récolte de miel de tournesol d'une part, et les variables populationnelles et indicateurs de risque d'autre part, ont été étudiées. Des modèles linéaires généralisés ont ensuite été utilisés afin d'évaluer le lien entre la contamination des cires et la récolte de miel tout en considérant en covariables les variables populationnelles connues pour influencer la production de miel.

Résultats et discussion

Les cires de 300 colonies provenant de 18 ruchers ont été analysées. Les résultats révèlent que 98,3% des colonies avaient des cires contaminées par au moins un résidu de pesticide ou de médicament vétérinaire à usage apicole. Neuf molécules ont été retrouvées dans la cire la plus contaminée. En tout, ce sont 31 substances différentes ayant une activité acaricide, insecticide, fongicide, herbicide, corvicide ou inhibitrice du système de détoxification qui ont été retrouvées. Les molécules les plus fréquemment retrouvées sont des acaricides utilisés dans la lutte contre Varroa.
Les récoltes de miel des 300 colonies suivies étaient comprises entre 0 et 40,4 kg.
L'analyse de ces résultats révèle une relation négative entre la contamination de la cire et la récolte de miel de tournesol. La présence dans la cire des acaricides utilisés contre Varroa ne semble pas peser dans cette relation.

Conclusion et perspectives

La contamination des cires a un impact négatif sur les capacités des colonies à récolter du miel de tournesol. L'utilisation d'indicateurs de risque prenant en compte l'impact de mélanges de pesticides semble être une voie intéressante pour déterminer des seuils à partir desquels la contamination de la cire peut avoir des effets adverses sur les abeilles ou sur la colonie.

Mots-clés : (5 max) : abeille, *Apis mellifera*, pesticide, cire

Références

1. Chauzat, M.P. and J.P. Faucon, *Pesticide residues in beeswax samples collected from honey bee colonies (Apis mellifera L.) in France.* Pest Management Science, 2007. **63**: p. 1100-1106.
2. Mullin, C.A., et al., *High Levels of Miticides and Agrochemicals in North American Apiaries: Implications for Honey Bee Health.* PLoS ONE, 2010. **5**(3): p. e9754.
3. Calatayud-Vernich, P., et al., *Occurrence of pesticide residues in Spanish beeswax.* Science of The Total Environment, 2017. **605–606**: p. 745-754.
4. Boi, M., et al., *A 10 year survey of acaricide residues in beeswax analysed in Italy.* Pest Manag Sci, 2016. **72**(7): p. 1366-72.
5. Ravoet, J., W. Reybroeck, and D. de Graaf, *Pesticides for Apicultural and/or Agricultural Application Found in Belgian Honey Bee Wax Combs.* Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2015: p. 1-6.
6. Pettis, J.S., et al., *Effects of coumaphos on queen rearing in the honey bee, Apis mellifera.* Apidologie, 2004. **35**(6): p. 605-610.
7. Wu, J.Y., C.M. Anelli, and W.S. Sheppard, *Sub-Lethal Effects of Pesticide Residues in Brood Comb on Worker Honey Bee (Apis mellifera) Development and Longevity.* PLoS ONE, 2011. **6**(2): p. e14720.

6ème Séminaire d'Ecotoxicologie

Alixan, 4-5 décembre 2017

Session 2

Ecotoxicologie du multi-stress et des polluants émergents

Effets de l'exposition combinée au mercure et aux ultraviolets sur la bioaccumulation, le transcriptome, la teneur en pigments et le stress oxydatif chez *Elodea nuttallii*

Claudia COSIO[1], Nicole REGIER[2], Rebecca BEAUVAIS-FLUCK[2], Vera I. SLAVEYKOVA[2]

[1] UMR-I 02 INERIS-URCA-ULH SEBIO
Unité Stress Environnementaux et BIOsurveillance des milieux aquatiques
Université de Reims Champagne Ardenne
[2] Biogéochimie environnementale et écotoxicologie, Université de Genève, Suisse.
claudia.cosio@univ-reims.fr

Introduction

L'objectif de ce travail était de déterminer comment le changement climatique affectera les macrophytes aquatiques : notamment une augmentation des UV combinée à la pollution par les métaux toxiques dans les eaux naturelles, c'est-à-dire en présence de matière organique. L'hypothèse de travail était que la matière organique réduirait la bioaccumulation et que les UV et le stress métallique induirait un phénomène de tolérance croisée.

Matériels et méthodes

Les effets d'une augmentation du rayonnement UV-B (6h à 0.55 Wm^{-2} UV_B) et d'une exposition au Hg (24h à 77 $ng \cdot L^{-1}$ et 77 $\mu g \cdot L^{-1}$ Hg) a été étudiée dans l'eau du Lac Léman chez la plante aquatique *Elodea nuttallii* au niveau physiologique (bioaccumulation, chlorophylle, anthocyanin, stress oxidatif) et transcriptomique (RNAseq).

Résultats et discussion

Au niveau transcriptomique, l'exposition combinée aux UV + Hg a augmenté le nombre de gènes dérégulés par rapport aux traitements simples, affectant le niveau les gènes impliqués dans le métabolisme énergétique, le métabolisme des lipides, la nutrition et l'homéostasie RedOx. Les traitements UV et Hg simples et combinés ont dérégulé différents gènes, mais avec des fonctions similaires, suggérant une régulation fine de la plante aux stress déclenchés par le Hg, les UV et leur combinaison et une absence de co-tolérance.

Au niveau physiologique, le traitement UV + Hg a réduit la teneur en chlorophylle et les composés anti-oxydants tels que l'anthocyanine et le glutathion (GSH / GSSG) chez *E. nuttallii*. Alors que l'exposition combinée aux UV + Hg a entraîné une réduction d'environ 30% de l'accumulation de Hg dans les tiges par rapport à l'exposition au Hg seul (Figure 1), en corrélation avec le niveau d'expression de plusieurs gènes de transporteurs ainsi que l'effet des UV sur la biodisponibilité du Hg dans l'eau (Tableau 1).

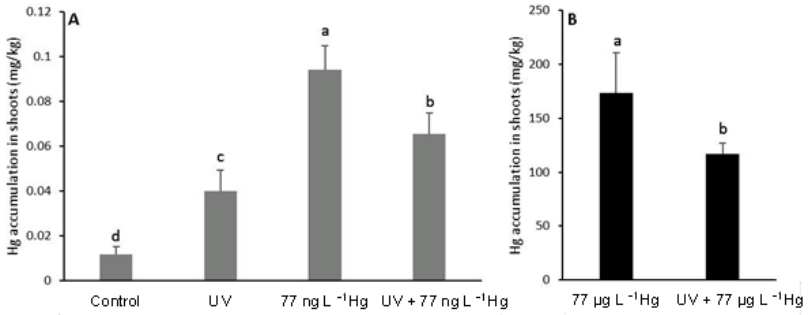


Figure 1. Accumulation de Hg dans les tiges de *E. nuttallii* après 24 h d'exposition à (A) 77 $ng \cdot L^{-1}$ ou (B) 77 µg L^{-1} Hg et exposition ou non 6 h aux UV ($p < 0,05$; n = 3±SD).

Tableau 1: Bioaccumulation de Hg (mg kg^{-1}), niveau d'expression de gènes de transporteurs sélectionnés (c53 = ATPase, c414 = transporteur ABC, c2696 = transporteur ATP/ADP, c5946 = transporteur de bore, c6970 = NRAMP5, c10692 = transporteur de magnésium) et coefficient de corrélation de Pearson (α = 0,05) entre la

bioaccumulation de Hg et les gènes de transporteur dans les tiges de *E. nuttallii* après exposition séquentielle aux Hg et UV ($p < 0,05$; n = 3±SE).

Expo 1	**Expo 2**	**Hg (mg kg^{-1})**	**Expression relative**					
UV	**-**		**c53**	**c414**	**c2696**	**c5946**	**c6970**	**c10692**
Eau Hg Plantes	-	0.086 ± 0.014^{b}	0.21 ± 0.00	0.04 ± 0.00**	0.66 ± 0.01**	0.08 ± 0.00**	0.12 ± 0.00**	0.03 ± 0.00**
Eau Hg	Plantes	0.095 ± 0.006^{b}	0.30 ± 0.00	1.35 ± 0.27	0.04 ± 0.04**	1.70 ± 0.04**	2.60 ± 0.87**	0.20 ± 0.02**
Eau Plantes	Hg	0.185 ± 0.025^{a}	0.23 ± 0.04	1.14 ± 0.70	0.06 ± 0.04**	2.11 ± 0.21**	2.83 ± 0.68*	0.19 ±0.06**
eau	Hg Plantes	0.102 ± 0.003^{b}	0.22 ± 0.04	1.09 ± 0.20	0.02 ± 0.01**	1.03 ± 0.13	1.49 ± 0.19	0.10 ± 0.05**
-	**UV**							
Eau	Hg Plantes	0.117 ± 0.012^{c}	0.30 ± 0.02	0.33 ± 0.13**	0.05 ± 0.02**	0.14 ± 0.02**	0.45 ± 0.17**	<DL
Eau Plantes	Hg	0.140 ± 0.002^{c}	0.22 ± 0.04	2.49 ± 0.57**	0.03 ± 0.02**	<DL	1.58 ± 0.40	0.50 ± 0.19*
Eau Hg	Plantes	0.087 ± 0.015^{b}	0.26 ± 0.04	2.07 ± 0.23**	0.08 ± 0.04**	1.30 ± 0.34	2.25 ± 0.28**	0.39 ± 0.16**
UV	**UV**							
Eau	Hg Plantes	0.195 ± 0.021^{a}	0.30 ± 0.00	2.53 ± 0.29**	0.09 ± 0.04**	1.66 ± 0.47	2.13 ± 0.40**	1.93 ± 0.44
Eau Plantes	Hg	0.195 ± 0.002^{a}	0.30 ± 0.01	1.78 ± 0.32*	0.07 ± 0.04**	1.79 ± 0.61	2.29 ± 0.95	0.75 ± 0.31
Eau Hg	Plantes	0.087 ± 0.001^{b}	0.18 ± 0.01	1.21 ± 0.31	0.04 ± 0.00**	0.75 ± 0.02**	2.15 ± 0.27**	0.46 ± 0.10*
-	**-**							
Eau Hg Plantes	-	0.167 ± 0.014^{a}	0.09 ± 0.00	0.16 ± 0.00**	0.85 ± 0.02*	0.64 ± 0.00**	0.32 ± 0.00**	0.02 ± 0.00**
Eau Hg	Plantes	0.151 ± 0.005^{a}	0.18 ± 0.01	1.71 ± 0.12**	0.01 ± 0.00**	2.32 ± 0.21**	2.11 ± 0.45*	0.36 ± 0.21**
Eau Plantes	Hg	0.134 ± 0.012^{a}	0.29 ± 0.02	2.28 ± 0.69**	0.04 ± 0.04**	2.21 ± 0.75	1.14 ± 0.46	0.68 ± 0.21*
Eau	Hg Plantes	0.126 ± 0.016^{ac}	0.22 ± 0.04	1.31 ± 0.19	0.04 ± 0.02**	1.33 ± 0.24	2.03 ± 0.10**	0.29 ± 0.08**
Eau Plantes	-	0.032 ± 0.003^{d}	1.00 ± 0.02	1.00 ± 0.01	1.00 ± 0.01	1.00 ± 0.01	1.00 ± 0.01	1.00 ± 0.03
Coeff Pearson.			-0.67	0.31	-0.68	0.39	0.39	0.24

Conclusion et perspectives

Les résultats de cette étude ont souligné l'importance d'effectuer des expérimentations dans des conditions réalistes. La compréhension des interactions entre contaminants et les variables environnementales est essentielle pour mieux anticiper les effets de facteurs multiples de stress en écotoxicologie.

Mots-clés : lumière, macrophytes, matière organique, mélanges, RNAseq

Devenir, biodégradation et impact écotoxicologique du bioherbicide leptospermone dans les sols

Sana ROMDHANE[1,2,3], Marion DEVERS-LAMRANI[3], Lise BARTHELMEBS[1], Christophe CALVAYRAC[1], Cédric BERTRAND[2], Jean-François COOPER[2], Franck E. DAYAN[4], Fabrice MARTIN-LAURENT[3]

[1] Biocapteurs Analyse Environnement, EA4218, Université de Perpignan via Domitia, France
[2] Centre de Recherches Insulaires et Observatoire de l'Environnement, USR 3278 EPHE-Centre National de la Recherche Scientifique, Université de Perpignan via Domitia, Perpignan, France
[3] AgroSup Dijon, INRA, University Bourgogne, UMR Agroécologie, Dijon, France
[4] Bioagricultural Sciences and Pest Management Department, Colorado State University, CO, USA
fabrice.martin@inra.fr

Les herbicides sont appliqués dans le monde entier pour contrôler le développement et la propagation des plantes adventices afin d'assurer le rendement et la qualité des productions végétales. Toutefois, en raison de leur utilisation généralisée, des résidus d'herbicides persistent dans les sols agricoles d'où ils peuvent être transférés et contribués à la contamination de différents compartiments de l'environnement. L'utilisation de composés d'origine naturelle ayant une activité herbicide (bioherbicide) est vue comme une alternative respectueuse de l'environnement pour la protection des cultures. Toutefois, malgré ce profil environnemental favorable, le devenir et l'impact écotoxicologique des bioherbicides dans les sols ne sont pas connus. Dans ce contexte, nous avons étudié le devenir, la biodégradation et l'impact écotoxicologique du bioherbicide leptospermone sur la communauté bactérienne des sols.

La dissipation de la leptospermone a été caractérisée dans deux sols agricoles. Elle est sous le contrôle de processus abiotique (photolyse) et biotique (biodégradation). *Methylophilus* sp. LS1, une souche microbienne dégradante, a été isolée et caractérisée permettant d'identifier des produits de transformation, dont l'hydroxyleptospermone, et de proposer une voie de transformation de la leptospermone (Romdhane et al., 2017).

L'impact écotoxicologique de la leptospermone sur la composition et la diversité α- et β- de la communauté bactérienne a été évalué. Nous avons montré que la communauté bactérienne des deux sols agricoles était sensible à la leptospermone. L'impact écotoxicologique était transitoire et la communauté bactérienne était résiliente dans le sol ou la dissipation de la leptospermone était complète mais pas dans le sol ou la leptospermone persistait (Romdhane et al., 2016.

Références

Romdhane et al. 2016 Ecotoxicological impact of the bioherbicide leptospermone on the microbial community of two arable soils. Frontiers in Microbiology. doi: 10.3389/fmicb.2016.00775

Romdhane et al. 2017 Evidence for photolytic and microbial degradation processes in the dissipation of leptospermone, a natural β-triketone herbicide. Environmental Science and Pollution Research. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9728-4.

6ème Séminaire d'Ecotoxicologie

Alixan, 4-5 décembre 2017

Session 3

Innovations techniques et conceptuelles en écotoxicologie

Toxicokinetic-toxicodynamic models as new tools for environmental risk assessment

Sandrine CHARLES[1] and Virgile BAUDROT[1]

[1]Univ Lyon, Université Lyon 1, UMR CNRS 5558, Laboratoire de Biométrie et Biologie Évolutive, 69100 Villeurbanne, France
sandrine.charles@univ-lyon1.fr

Introduction

Today, the Environmental Risk Assessment (ERA) rests on fitting classical dose-response (DR) models to quantitative data. Such data are usually collected from standard toxicity tests, from which the 50% lethal or effective concentration (LC_{50} or EC_{50}) is generally estimated at the end of the exposure duration, meaning that the monitoring of endpoints over time is not fully exploited. In addition, classical DR models implicitly assume that the exposure concentration remains constant all along the experiment, what makes difficult to extrapolate the results to more realistic scenarios, for example under time-variable exposure profiles. To overcome this gap at the organism level, the use of the toxicokinetics-toxicodynamics (TKTD) models is now promoted in order to describe the effects of a substance of interest by integrating the dynamics of exposure [1]. Indeed, TKTD models have many advantages in terms of mechanistic understanding of the chemical mode of action, of deriving time-independent parameters, of interpreting time-varying exposure and of making predictions under untested situations. Another of their advantages for ERA is the possible calculation of any $LC/EC_{x,t}$ whatever *x* and at any given exposure duration *t*. Nevertheless, due to their mathematical complexity based on differential equations that need to be numerically integrated when fitted to data, TKTD models still remain little used. Associated to their promotion within regulatory documents associated to ERA, the use of TKTD models could be further extended when available within a software environment allowing their handling without suffering any technicalities. That is the aim of the R package 'morse' in its new version 3.0.0. [2]. In this presentation, we will give an overview of TKTD models with a focus on the General Unified Threshold model for Survival (GUTS, [3]). Handling GUTS models within R will be then illustrated with one example dataset. Finally, the added-value of TKTD models for ERA will be argued based on a battery of datasets for comparison.

Material et methods

Two GUTS models were used to analyse survival data in comparison with a classical DR analysis based on a 3-parameters log-logistic model: the reduced stochastic death (GUTS-SD) and individual tolerance (GUTS-IT) versions. All model parameters were estimated within a Bayesian framework. All calculations were run under the R software [4] with turnkey functions implemented within the R-package 'morse' [2]: data plot, model fit, $LC_{x,t}$ calculation. Six datasets were used to illustrate the different steps (Table 1).

Table 1: species-chemical combinations used to handle TKTD model with the R package 'morse'.

Species	Chemical substance
Lymnaea stagnalis	Cadmium
Daphnia magna	Copper
Daphnia magna	Zinc
Daphnia magna	Potassium dichromate
Daphnia magna	Chlordan
Gammarus pulex	Propiconazole

Results and discussion

As shown on Figure 1, the first type of results that can easily be obtained is the fitting plot (A) with the survival rate as a function of time for the different tested concentrations. Black dots and segments stand for the observed data associated to the between replicate variability, the orange curve gives the median tendency while the grey band represents 95% of the uncertainty around the median. Graph (B) allows to assess the goodness-of-fit by comparing observed numbers of survivors versus the predicted

ones associated to their uncertainty through vertical segments, colour of which depending on their proximity with the first bisector. Graph (C) gives $LC_{50,28}$ estimates (50% lethal concentration at day 28, the end of the experiment) as a median point value and a 95% credible interval, when a GUTS model (either SD or IT version) or a classical DR model has been fitted.

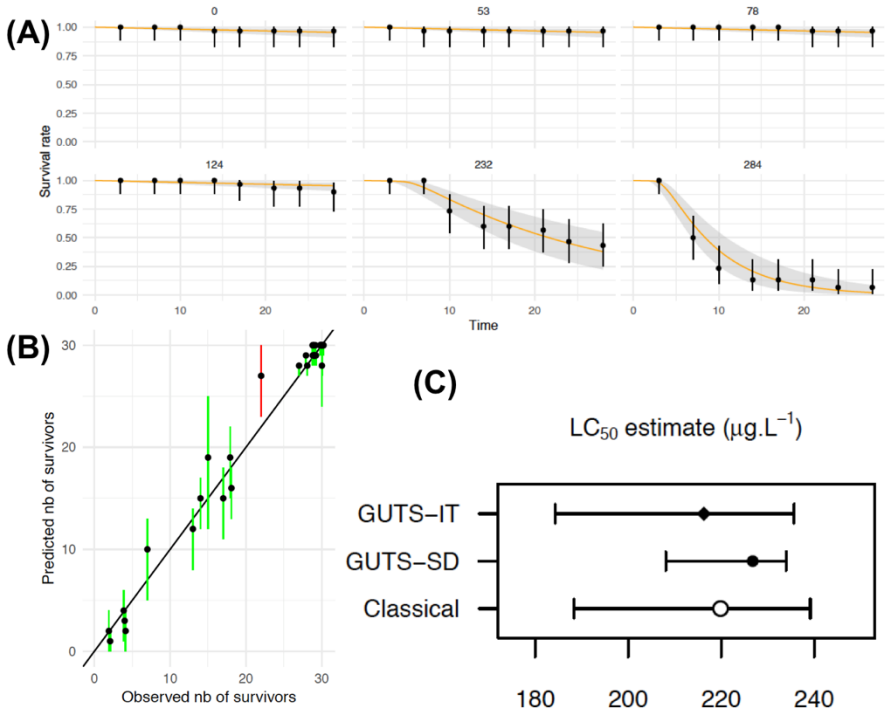


Figure 1. Modelling results of the GUTS-SD model fitted on experimental data of *Lymnaea stagnalis* exposed to cadmium for 28 days: (A) predicted survival rate (median curve in orange, 95% credible band in grey) superimposed to observations (means as black dots, binomial confidence intervals as vertical segments); (B) Posterior predictive check: the x-coordinate of black dots is the observed number of survivors while the y-coordinate is the predicted median number of survivors. Vertical segments stand for the 95% credible interval of the predicted values. These intervals are represented as green segments if they overlap with the line y = x, as red segments otherwise. Graph (C) compares LC_{50} estimates (medians and 95% credible intervals) at day 28 according to a standard dose-response approach with a log-logistic model and both GUTS-SD and GUTS-IT models.

Conclusion and perspectives

Based on the different datasets we studied, the used of GUTS models always provide a better fit and lead to a reduced uncertainty compared to a classical DR analysis at a fixed exposure duration (usually at the end of the experiment). This reduced uncertainty depends on the studied dataset, but not on the chosen x% nor on the exposure duration. In addition, based on the lower bounds of the credible intervals of the $LC_{x,t}$ estimates, both GUTS models always appear more conservative than the classical DR analysis. Finally, even if our results clearly illustrate the added-value of TKTD model for survival in comparison with the classical DR analysis, neither the GUTS-SD nor the GUTS-IT models can be preferred *a priori*; the choice strongly depend on the species-chemical combination of interest.

Keywords: GUTS models, x% lethal concentration, R software, package ‘morse’.

References

[1] Hommen *et al*. 2015. How to use mechanistic effect models in environmental risk assessment of pesticides: Case studies and recommendations from the SETAC workshop MODELINK. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 12:21–31.
[2] Baudrot *et al*. 2017. *morse*: MOdelling Tools for Reproduction and Survival Data in Ecotoxicology. R package version 3.0.0. URL https://CRAN.R-project.org/package=morse.
[3] Jager *et al*. 2011. General Unified Threshold Model of Survival-a Toxicokinetic-Toxicodynamic Framework for Ecotoxicology. *Environ. Sci. Technol.* 45:2529–2540.
[4] R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Etude de la contamination atmosphérique par les pesticides à l'aide d'échantillonneurs passifs de type PUF (Polyurethane Foam) : application à l'étude de vergers de pommiers

Geoffroy DUPORTÉ[1], Juliette GAILLARD[1], Emmanuelle BARRON[1], Karyn Le MENACH[1], Patrick PARDON[1], Pierre-Marie FLAUD[1], Isabelle BALDI[2], Francis MACARY[3], Eric VILLENAVE[1], Marie-Hélène DÉVIER[1] et Hélène BUDZINSKI[1]

[1]Université de Bordeaux-CNRS, EPOC UMR 5805, LPTC, Talence, France
[2]Université de Bordeaux – INSERM, ISPED U 1219, EPICENE, BordeauxFrance
[3]Irstea, UR ETBX, EADT, Cestas, France
geoffroy.duporte@u-bordeaux.fr

Introduction

La France, dont plus de la moitié du territoire est dédiée à l'agriculture, se situe au premier rang européen et au cinquième rang mondial des utilisateurs de pesticides agricoles. L'importance de ce secteur et de l'usage de substances chimiques pour accroître la productivité au cours des dernières décennies suscitent des interrogations tant du point de vue environnemental que de celui de la santé publique. Un rapport récent de l'ANSES montre la nécessité de mettre en œuvre de nouveaux outils et une surveillance nationale des pesticides dans l'air ambiant [1]. En effet, la connaissance des niveaux de contamination en pesticides dans l'atmosphère demeure toujours partielle et hétérogène. De plus, une stratégie spatio-temporelle d'échantillonnage est nécessaire pour l'étude des impacts des pesticides sur l'Environnement et sur la Santé Humaine.

Le projet CANEPA (Cancers et Expositions aux pesticides Agricoles ; IdEx U Bordeaux) vise à caractériser la contamination externe des agriculteurs et la contamination environnementale par les pesticides en arboriculture. La technique de l'échantillonnage passif s'est largement développée ces 20 dernières années. Elle permet le suivi de polluants dans l'environnement et peut-être appliquée à l'eau, l'air ou encore le sol. Les échantillonneurs passifs présentent l'avantage d'intégrer la contamination du milieu pendant une période d'exposition donnée et d'abaisser les limites de détection grâce à l'accumulation des substances. Ces outils de surveillance ne nécessitent pas d'énergie et permettent un déploiement spatio-temporel plus pertinent.

Matériels et méthodes

Au cours de ce projet, un suivi annuel par échantillonnage passif à l'aide de mousses en polyuréthane (PUF) a été mis en place début 2017 au sein d'une exploitation de pommiers pour un suivi des concentrations en pesticides dans l'air intérieur et extérieur afin de mieux comprendre l'exposition des travailleurs agricoles (Figure 1).

Figure 1 : Schéma et photos d'échantillonneur PUF déployés à proximité des vergers de pommier ou à l'intérieur des habitations.

L'analyse d'un échantillon prélevé par un échantillonneur passif permet de connaître la quantité de pesticides adsorbés sur le PUF. Afin de pouvoir exprimer ce résultat sous forme de concentration atmosphérique, il est indispensable de connaître le débit de prélèvement *Rs* (en $m^3.s^{-1}$). Ainsi, en parallèle de ce suivi annuel par échantillonneurs passifs, une mission à l'aide d'un laboratoire mobile

a été effectuée en mai 2017 proche d'un vignoble à l'aide d'échantillonneurs actifs pendant 10 jours afin de calibrer ces PUFs et déterminer les débits de prélèvements molécules ciblées.

Une méthode d'extraction sous solvant pressurisé à l'aide du dichlorométhane (*Accelerated Solvent Extraction*, ASE 350) a été développée et validée au cours de cette étude pour les pesticides d'intérêts du projet (captane et dithianon). De nouvelles méthodes analytiques par GC-MS/MS et LC-MS/MS ont été développées au cours de cette étude afin de quantifier les deux fongicides (captane et dithianon) les plus utilisés en pomiculture, ainsi que leurs métabolites (tétrahydrophthalimide et acide phthalique). Une approche multi-résidus a également été mise en place pour un suivi plus large des pesticides dans l'air ambiant.

Résultats et discussion

L'analyse des différents échantillons du projet permettra de déterminer les débits de prélèvements Rs des pesticides détectés dans l'air ambiant. De plus, les basses limites de quantification obtenues au cours des développements analytiques permettent un suivi très large de ces composés. Les méthodes multi-résidus développées en GC-MS/MS et LC-MS/MS permettent le suivi de la contamination de plus de 100 substances (Limite de Quantification < 1 ng/PUF). La figure 2 présente quelques exemples de LQ obtenues en GC-MS/MS. Les résultats, présentés ici, démontrent l'intérêt des capteurs passifs pour mettre en place une stratégie spatio-temporelle d'échantillonnage pour l'étude des impacts des pesticides sur l'Environnement et sur la Santé Humaine.

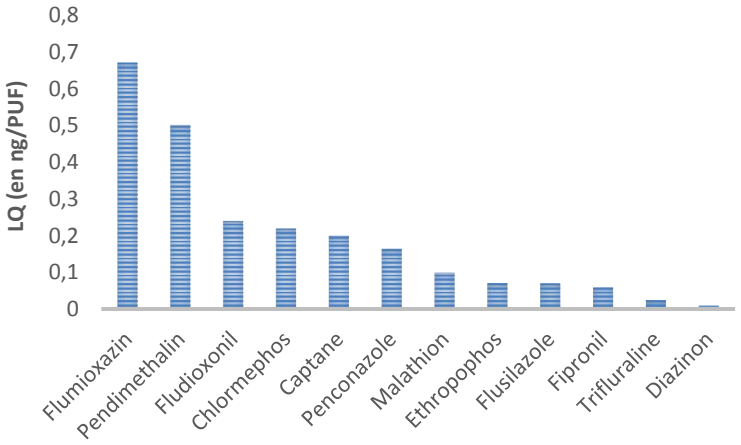


Figure 2 : Limites de quantification (LQ) obtenues par GC-MS/MS

Mots-clés : Echantillonneurs passifs, Pesticides, Agriculture, Développement Analytique, Santé

Remerciements : Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet Inter-labex CANEPA avec le soutien financier de l'Agence national de la recherche (ANR) dans le cadre du programme investissements d'avenir au sein des Laboratoires d'Excellence COTE (ANR-10-LABX-45) et SIRIC BRIO et de l'IdEx Bordeaux (ANR-10-IDEX-03-02).

Références

(1) Rapport ANSES : Proposition de modalités pour une surveillance des pesticides dans l'air ambiant, Saisine n°2014-SA-0200 « Air Ambiant et Pesticides », Septembre 2017, Edition Scientifique, 297p.

Utilisation des échantillonneurs passifs pour évaluer la contamination des écosystèmes aquatiques par les produits phytosanitaires - Application à un bassin versant viticole

Juliette GAILLARD[1], Marie-Hélène DEVIER[1], Karyn LE MENACH[1], Patrick PARDON[1], Geoffroy DUPORTE[1], Francis MACARY[2], Hélène BUDZINSKI[1]

[1]Université de Bordeaux-CNRS, EPOC UMR 5805, LPTC, 351 Cours de la Libération, F-33405 Talence Cedex
[2] Irstea, UR ETBX, 50 avenue de Verdun, F-33612 Gazinet Cestas
juliette.gaillard@u-bordeaux.fr

Introduction

L'échantillonnage passif représente une alternative aux prélèvements ponctuels pour la détermination de la contamination en pesticides dans les milieux aquatiques. Les échantillonneurs passifs présentent l'avantage d'intégrer la contamination pendant la période d'exposition et permettent un abaissement des limites de détection grâce à l'accumulation des micropolluants. Les échantillonneurs passifs intégratifs pour les contaminants organiques polaires (POCIS : Polar Organic Chemical Integrative Samplers) ont la capacité de retenir une large gamme de composés (*e.g.*, hormones, substances pharmaceutiques et phytosanitaires polaires) ayant un $\log K_{ow}$ entre 0 et 4.
Les POCIS ont été utilisés avec succès pour évaluer la contamination des écosystèmes aquatiques en milieu viticole (Cruz, 2015). Ils ont permis la détection de pesticides utilisés en viticulture (*e.g.*, boscalide, azoxystrobine) mais également de pesticides persistants à de faibles niveaux (*e.g.*, diuron). Afin de caractériser la dynamique de la contamination d'un cours d'eau par les pesticides en zone d'exploitation viticole, un suivi annuel des eaux de surface a été mis en place en 2016 au sein du projet de recherche PhytoCOTE (2015-2018).

Matériels et méthodes

Le site d'étude est localisé le long de la Livenne, cours d'eau de la rive droite de l'estuaire de la Gironde. Les points faisant l'objet d'un suivi annuel sont localisés dans la Livenne (n=4) et dans un cours d'eau affluent de la Livenne, le ruisseau des Souches (n=4) (Figure 1).

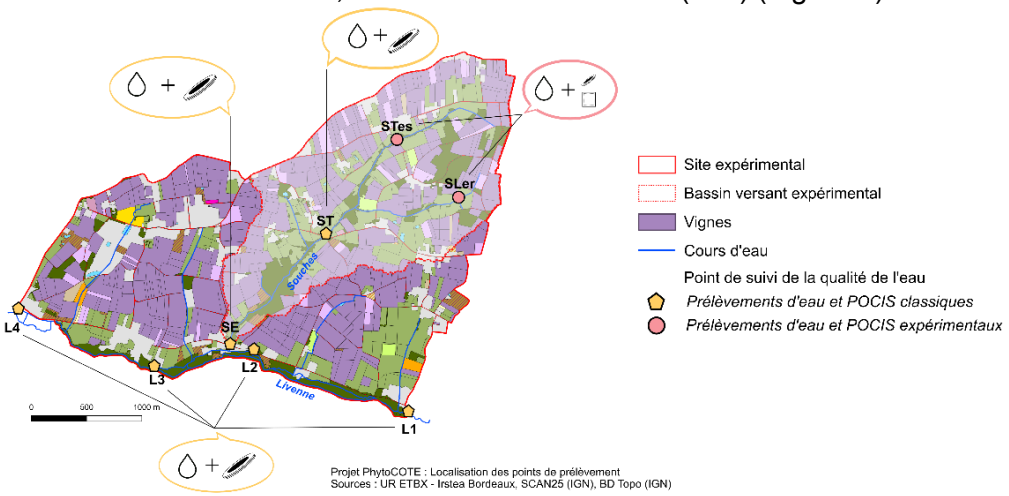


Figure 1. Localisation des points de suivi de la qualité de l'eau sur le bassin versant viticole expérimental.

L'ensemble des POCIS exposés contiennent une phase réceptrice, Oasis HLB®, dopée avec des composés traceurs PRC (*Performance Reference Compounds*) à environ 2 µg/g de phase. Aux points (n=6) où un écoulement permanent est observé, les POCIS sont déployés à une fréquence mensuelle. Les POCIS déployés ont une configuration classique, *i.e.*, 0,2 g de phase entourés de 2 membranes en polyéthersulfone (PES) de 90 mm de diamètre maintenues par deux anneaux en inox (Belles et al., 2014). Aux points où l'écoulement est intermittent, des configurations miniaturisées des POCIS (« mini-

POCIS » nylon et « POCIS-T ») sont déployés pendant la période d'application des pesticides. Des prélèvements d'eau sont effectués à une fréquence mensuelle ou bimensuelle.
Après exposition, les pesticides sont élués de la phase des POCIS à l'aide de méthanol et de dichlorométhane (Belles et al., 2014). Les échantillons d'eau sont extraits sur Oasis HLB® ou par microextraction sur phase solide. Les extraits obtenus sont supplémentés en composés marqués (dilution isotopique) avant d'être reconcentrés et analysés. La majorité des pesticides ciblés est quantifiée par couplage chromatographie en phase liquide – spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS) ; l'analyse des composés volatiles ou volatilisables est réalisée par chromatographie en phase gazeuse (GC-MS/MS). Les limites de quantification (LQ) des pesticides et les rendements d'extraction sont évalués à partir d'échantillons artificiellement enrichis. Les concentrations moyennes dans l'eau (C_W en ng/L) sont estimées à partir des concentrations obtenues dans les POCIS (C_{POCIS} en ng/g), de la constante d'élimination des composés traceurs PRC ($k_{e,PRC}$) et des taux d'échantillonnage (R_S *en L/j*) des pesticides obtenus par calibration des échantillonneurs passifs au laboratoire.

Résultats et Discussion

Sur les 146 pesticides ciblés, 8 composés hydrophobes (*e.g.*, pyréthrinoïdes) ne sont pas détectés dans la phase artificiellement enrichie. Pour les 138 pesticides restants, les LQ sont généralement comprises entre 0.01 et 1 ng/g, sauf pour 50 d'entre eux (1-25 ng/g). Les LQ (ng/g) sont extrapolées en ng/L pour 60 pesticides ayant des R_S connus avec une exposition supposée de 30 jours. Les LQ ainsi obtenues sont inférieures à 0,5 ng/L avec une médiane de 0.01 ng/L. A titre de comparaison, les LQ obtenues à partir d'échantillons d'eau enrichis avec ces mêmes composés varient de 0,1 à 25 ng/L avec une médiane de 0,3 ng/L. Les premiers résultats obtenus à partir d'échantillons prélevés en mai 2016 au point SE ont mis en évidence une augmentation (x 2) du nombre de pesticides détectés dans les POCIS par rapport aux nombre de pesticides détectés dans les eaux démontrant la capacité d'accumulation de ces outils intégratifs. Parmi ces pesticides, le cyprodinil, le flazasulfuron ou l'iprovalicarb sont appliqués sur le sur le site d'étude.

Conclusion et perspectives

L'échantillonnage passif associé un déploiement multi-sites et à des méthodes multi-résidus permet de caractériser la dynamique spatio-temporelle de la contamination des milieux aquatiques. La configuration classique du POCIS ne permet cependant pas la surveillance de milieux exigus ou de milieux à écoulements épisodiques tels que les fossés agricoles. Des modifications de la configuration classique du POCIS (*e.g.*, les dimensions de l'outil, la quantité de phase ou encore la porosité des membranes) devrait permettre d'influencer la quantité de substances accumulées (Belles et al., 2014).

Mots-clés : *Echantillonnage passif, POCIS, Pesticides, Eaux de surface, Viticulture*

Remerciements : Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet PhytoCOTE avec le soutien financier de l'ANR dans le cadre du Programme d'Investissements d'Avenir, au sein du Laboratoire d'Excellence COTE (ANR-10-labx-45), et de la Région Nouvelle-Aquitaine (2015-1R20602).

Références

Belles, A., Pardon, P., Budzinski, H., 2014. Development of an adapted version of polar organic chemical integrative samplers (POCIS-Nylon). Anal Bioanal Chem 406, 1099–1110. doi:10.1007/s00216-013-7286-2

Cruz, J.M., 2015. Etude de la contamination par les pesticides des milieux eau, air et sols : développement de nouveaux outils et application à l'estuaire de la Gironde.Thèse de Doctorat, Chimie Analytique et Environnementale, Université de Bordeaux.

Renouveler le biomonitoring des écosystèmes aquatiques avec des outils d'éco-génomique : l'exemple du programme franco-suisse SYNAQUA

Agnès BOUCHEZ[1], Julie GUEGUEN[1], Sonia LACROIX[1], Samuel BOTREAU[2], Arielle CORDONIER[3], Benoit J.D. FERRARI[4], Estelle LEFRANÇOIS[5] , Anne-Laurence MAZENQ[2], Alina PAWLOWSKA[6], Frédéric RIMET[1], Jean-François RUBIN[7], Jan PAWLOWSKI[8]

[1]INRA, UMR CARRTEL, 75 bis avenue de Corzent, F-74200 Thonon
[2]Asters, Conservatoire d'Espaces Naturels de Haute-Savoie, 84 route du Viéran, FR-74370 Pringy
[3]Direction Générale de l'Eau, Canton de Genève, avenue Sainte-Clotilde 25, CH-1211 Genève 8
[4]Centre Ecotox Eawag-EPFL, EPFL-ENAC-IIE-GE, station 2, 1015 Lausanne, Switzerland
[5]ASCONIT, 6-8 Espace Henry Vallée, FR-69366 Lyon Cedex 07
[6] ID-Gene Ecodiagnostics, c/o fondation Eclosion, 14 chemin des Aulx, CH-1228 Plan-les-Ouates
[7] Fondation Maison de la Rivière, Chemin du Boiron 2, CH-1131 Tolochenaz
[8] UNIGE, 30 quai Ernest Ansermet, CH-1211 Genève 4
agnes.bouchez@inra.fr

L'efficacité des mesures de protection de l'environnement repose sur l'identification précoce et le diagnostic des points de pression. De même, les actions de restauration nécessitent un suivi précis de l'évolution de la qualité écologique des écosystèmes, de façon à mettre en évidence leur efficacité. Ces suivis de qualité écologique reposent généralement sur des bioindicateurs, organismes vivant dans le milieu et révélant les pressions qui s'y exercent au travers de la composition de leurs communautés. Leur mise en œuvre, basée sur la reconnaissance morphologique des espèces en microscopie est couteuse, mobilisant du temps et de l'expertise en taxonomie.

Les outils de génomique devraient permettre d'accéder à une surveillance environnementale fiable et à haut-débit, en inférant directement la composition des communautés bioindicatrices à partir de leur ADN (metabarcoding). Le projet SYNAQUA utilise la reconnaissance d'organismes bio-indicateurs (diatomées, oligochètes) présents dans les milieux aquatiques directement à partir de l'ADN extrait de ces communautés bioindicatrices (Fig. 1).

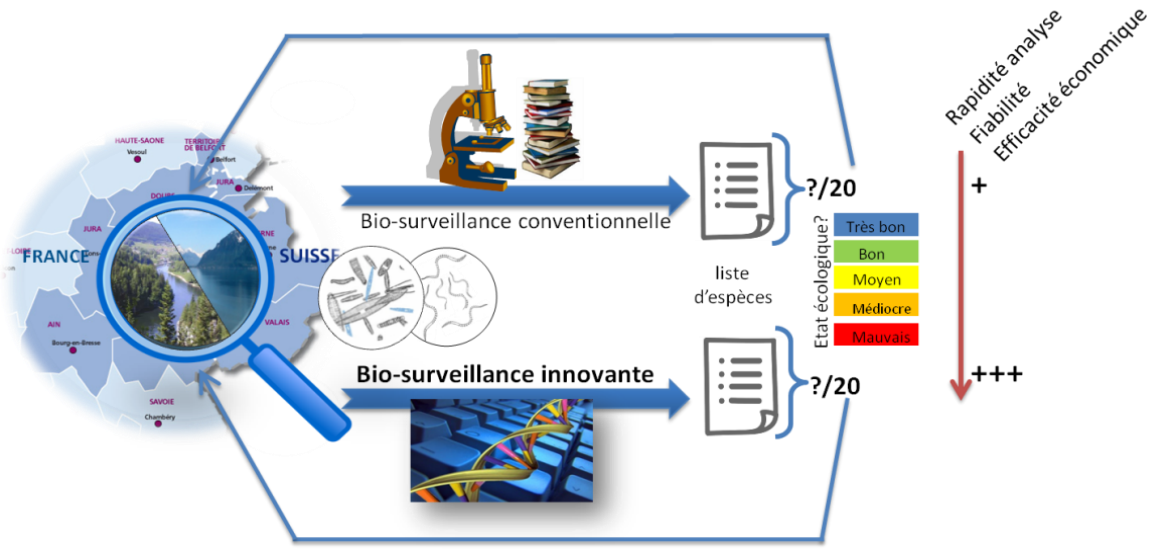


Fig. 1 Deux méthodes de bio-surveillance de la qualité des écosystèmes aquatiques (bioindicateurs: diatomées et oligochètes)

Actuellement, les progrès des technologies de séquençage ADN à haut-débit permettent d'obtenir des séquences d'ADN de tous les organismes présents dans un échantillon environnemental, et ce pour un très grand nombre d'échantillons simultanément. Le séquençage de barcodes ADN spécifiques

amplifiés à partir de l'ADN extrait d'un échantillon environnemental (metabarcoding) permettent de reconnaitre les espèces qui y sont présentes grâce à une base de données associant les espèces à leur barcode génétique. Ces barcodes ADN permettent donc d'établir des inventaires d'espèces et de calculer ainsi un indice moléculaire ou note de la qualité écologique du milieu aquatique. Comme indiqué sur la figure 1, cette approche innovante, dont les principaux avantages sont une plus grande facilité d'utilisation (rapidité, coût réduit) et de comparaison entre échantillons (assurance qualité) pourrait être une alternative intéressante aux outils de mesure existants basés sur la microscopie. Une telle innovation devrait permettre 1/ d'obtenir des résultats de bio-surveillance fiables sans modification des pratiques actuelles de prélèvement des échantillons, 2/ de réaliser des diagnostics de qualité à haut-débit permettant d'identifier finement des zones à risque et 3/ de piloter des actions de restauration ou de préservation sur de telles zones. Son application requiert toutefois une calibration nécessitant la comparaison des données obtenues par la méthode conventionnelle (microscopie) et par la méthode innovante (metabarcoding).

Le projet SYNAQUA (INTERREG France-Suisse 2017-2018) propose de valider et d'utiliser ces outils de génomique environnementale pour la bio-surveillance et vise à terme à leur introduction dans la bio-surveillance réglementaire. Le projet se focalise en particulier sur deux groupes d'organismes bioindicateurs des milieux aquatiques: les diatomées et les oligochètes. Ces deux bioindicateurs sont utilisés de façon réglementaire dans la bio-surveillance en France et en Suisse à travers des indices de qualités tels que IBD, IBCH ou IPS pour les diatomées, et IOBS ou IOBL pour les oligochètes. La méthode est en cours de test sur des échantillons de rivières suisses et françaises, ainsi que sur des échantillons de la zone côtière du Léman.

Le renouvellement des pratiques actuelles de biosurveillance, comme proposé par le projet SYNAQUA, nécessite 1/ de rassembler différents acteurs : scientifiques, gestionnaires de l'environnement, bureaux d'étude en hydrobiologie et en biotechnologie, porteurs d'enjeux, 2/ d'appliquer cette approche à large échelle pour démontrer sa pertinence, 3/ de proposer un outil robuste et fiable, 4/ de former et sensibiliser les différents acteurs susceptibles de se saisir de ces nouveaux outils.

Les approches de biosurveillance basées sur de tels outils de génomique environnementale devraient permettre de répondre à la nécessité d'une surveillance fiable et à plus haut-débit, afin d'améliorer la protection des milieux aquatiques soumis à de multiples pressions et suivre leur évolution suite à des actions de restauration. Ces questions sont reprises à l'échelle européenne par un réseau scientifique COST ; DNAqua-Net (2017-2020) dont l'objectif est de mettre en place un groupe interdisciplinaire de chercheurs pour identifier les outils génomiques de référence et de nouveaux indices et métriques éco-génomiques pour les applications de routine pour la biosurveillance des masses d'eau européennes. Conjointement avec les gestionnaires de l'eau, les politiques et différentes parties prenantes, le réseau développe un cadre conceptuel pour l'application normalisée de ces outils d'éco-génomique dans un cadre réglementaire européen.

Remerciements
Programme INTERREG SYNAQUA : http://www6.inra.fr/synaqua/
Réseau COST DNAqua-Net : http://dnaqua.net/

Le projet «SYNAQUA» est soutenu par le programme européen de coopération transfrontalière (Interreg France-Suisse 2014-2020) et a ainsi bénéficié d'un fonds européen FEDER (Fonds Européen de Développement Régional) et d'une subvention fédérale suisse couvrant respectivement 60% du coût total français et 29% du coût total suisse Les cantons suisses de Genève, du Valais et de Vaud contribuent également par des fonds dédiés.

Développement d'indicateurs microbiens pour l'évaluation de l'impact des pesticides sur des fonctions écosystèmiques terrestres et aquatiques

Fabrice MARTIN-LAURENT[1], Jérémie BEGUET[1], Nadine ROUARD[1], Stéphane PESCE[2], Olivier CROUZET[3], Nathalie CHEVIRON[3], Laure MAMY[3], and Pierre BENOIT[3]

[1]AgroSup Dijon, INRA, Université de Bourgogne, UMR Agroécologie, Dijon, France
[2]IRSTEA Lyon, UR Maly, Villeurbanne, France
[3]AgroParisTech, INRA, UMR EcoSys, Grignon/Versailles, France
fabrice.martin@inra.fr

Résumé

L'usage des pesticides est une menace pour la biodiversité et l'activité des communautés microbiennes présentes dans les agrosystèmes. L'altération des communautés microbiennes peut avoir des conséquences sur des fonctions écosystèmiques conduisant à la diminution de la fertilité et des capacités épuratrices des sols contribuant à diminuer les rendements des cultures et à augmenter la pollution des sols et des eaux, respectivement. Il reste toutefois difficile d'estimer l'impact des pesticides sur des fonctions écosystèmiques et de suivre leur résilience suite à des changements de pratique agricole.

Dans ce contexte, le projet IMPEC visait à tester et à développer de nouveaux indicateurs microbiens pour estimer l'impact des pesticides sur des fonctions écosystèmiques liées au (i) cycle des nutriments et (ii) service épuration des compartiments terrestres et aquatiques. Ces nouveaux indicateurs ont été utilisés pour évaluer *a priori* et *a posteriori* l'impact écotoxicologique de pesticides sur la composition taxonomique et sur des traits fonctionnels microbiens des sols et des sédiments. Ils ont été pour partie transférés via le développement de normes ISO pouvant être utilisées pour évaluer l'impact écotoxicologique a priori et a posteriori des pesticides sur les microorganismes du sol.

Une synthèse des principaux résultats du programme IMPEC ainsi que les perspectives en termes de transfert et de recherche seront présentées.

Considering additional ecotoxicological parameters and new molecules such as pesticide transformation products and pharmaceutical compounds in the clustering method TyPol

Pierre BENOIT[1], Laure MAMY[1], Dominique PATUREAU[2], Eric LATRILLE[2], Olivier CROUZET[3], Fabrice MARTIN-LAURENT[4], Rémi SERVIEN[5], Virginie ROSSARD[2]

[1] UMR ECOSYS, INRA, AgroParisTech, Univ. Paris-Saclay, 78850 Thiverval-Grignon
[2] UR LBE, INRA, 11100 Narbonne
[3] UMR ECOSYS, INRA, AgroParisTech, Univ. Paris-Saclay, 78206 Versailles
[4] UMR Agroécologie, INRA, AgroSup Dijon, Univ. Bourgogne Franche-Comté, 21065 Dijon
[5] UMR TOXALIM, INRA, Univ. de Toulouse, 31027 Toulouse
pierre.benoit@inra.fr

Introduction 'TyPol' (Typology of Pollutants) is a classification method based on statistical analyses combining several environmental parameters (i.e. sorption coefficient, degradation half-life, Henry constant) and an ecotoxicological parameter (bioconcentration factor), and structural molecular descriptors (i.e. number of atoms in the molecule, molecular surface, dipole moment, energy of orbitals). Molecular descriptors are calculated using an *in silico* approach. Environmental parameters are extracted from available databases and literature (Servien et al. 2014). So far, TyPol was mainly focused on pesticides and few transformation products (TPs). We present here recent improvements of TyPol concerning (1) the implementation of pesticide ecotoxicological endpoints (Traoré et al., 2018) (2) the prediction of the environmental fate of putative or recently detected TPs (Storck et al., 2016; Benoit et al., 2017) and (3) the expansion of the database to pharmaceuticals and personal care products.

Clustering approach TyPol classifies organic compounds and their TPs according to their behavior in the environment and their molecular properties (Servien et al. 2014; Benoit et al. 2017). The strategy relies on partial least squares (PLS) analysis and hierarchical clustering. We assessed its robustness on a list of 215 organic compounds using a cross-validation algorithm. The information system is based on MySQL DBMS-R management system for relational database (version 5.1), the Apache web server (version 2.2), and the statistical R software program. The PLS model is applied to find the multidimensional directions X in the observable variable (molecular descriptor) space that explains the maximum multidimensional variance Y direction in the predicted variable (environmental and ecotoxicological parameter) space. The optimal number p of PLS components to perform clustering is selected according to Wold rules. We also used the NIPALS (Non-linear Iterative PArtial Least Squares) algorithm, which performs PLS without removing individuals with missing values and without estimating these missing values. After PLS analysis, we carry out a hierarchical clustering algorithm on the PLS X_1, …, X_p, Y_1, …, Y_p axes to categorize the molecules by assigning similar compounds to one cluster. At each step, the final number of clusters is chosen by comparing heights in the dendrogram, a statistical map summarizing Ward clustering. Minimization of intra-variability and maximization of inter-variability are retained to choose the most appropriate number of clusters (Servien et al. 2014).

Addition of new compounds A specificity of TyPol is to provide an analysis of similarities (or dissimilarities) between organic compounds and their TPs. Since the creation of TyPol (Servien et al., 2014), 103 TPs (105 parent-metabolite pairs) have been added to the database. Few of them were not referenced in any environmental database since they were provided by theoretical thermodynamic studies (20 potential TPs of chlordecone, Dolfing et al., 2012) or by non-target or suspect screening analytical studies (22 empirical and 12 theoretical TPs of tebuconazole, Storck et al., 2016). We also implemented 111 pharmaceuticals in the database. We carried out a literature survey to find environmental and ecotoxicological parameters, with a cross validation of the sources and data available in the VSDB database (Zayet, 2017). For each compound, 40 molecular descriptors were

calculated using several softwares (ChemOffice Ultra 12.0, Dragon 5.5) and added to the TyPol database.

Example of combining TyPol and suspect screening approaches For tebuconazole (TCZ) transformation products, the typology was initially solely based on structural molecular descriptors as parameters were available for most of the compounds identified. After PLS analysis, a hierarchical clustering algorithm was used to categorize the detected TCZ TPs by assignment of similar compounds into one cluster. The results showed that the best choice (i.e. creating a number clusters that minimize intra-variability and maximize inter-variability) was to classify the compounds into 3 clusters (Figure 1). The molecular descriptors of TCZ TPs were then compared to those of 116 pesticides and 19 TPs for which parameters are already known. These comparisons allowed to discuss and to propose hypothetical environmental behavior of tebuconazole TPs according to their positions in the defined clusters (Storck et al. 2016).

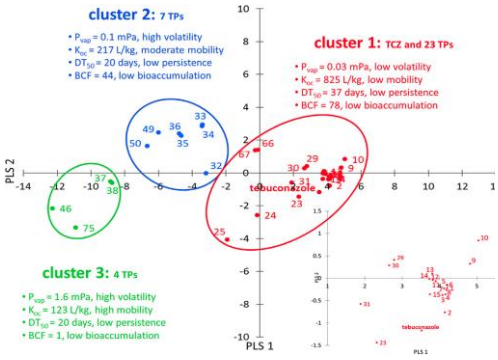


Figure 1. Categorization of TCZ and its 34 TPs into three clusters according to their molecular descriptors on the two main components of the PLS regression (PLS 1 and PLS 2), and their estimated environmental parameters (Storck et al., 2016).

Using TyPol with additional ecotoxicological parameters The initial version of TyPol did not include any ecotoxicological endpoints except the bioconcentration factor. A data analysis (available literature and pesticide databases) focused on ecotoxicological endpoints recommended by regulatory risk assessment guidelines for both terrestrial and aquatic organisms (microorganisms, plants and invertebrates) was carried out. It allowed selecting seven parameters for acute (EC50, LC50) and chronic (NOEC) effects for 50 pesticides (over 122) on various model organisms: earthworms (Eisenia sp.), crustacean (Daphnia sp.), macrophyte (Lemna sp.) and algal species. These parameters were implemented in TyPol (Traoré et al., 2018). Despite a relatively low number of pesticides for which ecotoxicological data were found (50 over 291 molecules), TyPol allowed the classification of pesticides according to their potential ecotoxicological effects on non-target organisms. The classification results revealed relationships between molecular descriptors, environmental parameters and the added ecotoxicological parameters (Traoré et al., 2018).

Extending such approach to a larger number of pesticides and TPs will be constrained by the difficulty to retrieve relevant ecotoxicological endpoints from public databases. Indeed, the availability of ecotoxicological parameters in the PPDB or Agritox databases is lower for chronic than for acute toxicity endpoints whatever the targeted organisms. This conclusion is even more relevant for other organic contaminants such as pharmaceuticals. It emphasizes the need to acquire more ecotoxicological data for a range of organic contaminants, especially for various non-target soil organisms. Following these improvements, TyPol could help to predict the environmental behavior of a ‘‘new’’ compound (parent compound or TP) from its affiliation to one cluster, but also to select representative substances to tackle specific questions regarding their behavior or their effects in the environment.

Key-words : molecular descriptor, fate, ecotoxicity, clustering, organic contaminant

References

Benoit P., et al. 2017 - Science of the Total Environment, 574, 781-795.
Dolfing J., et al. 2012 - Environmental Science and Technology 46, 8131–8139.
Servien R., et al. 2014 - Chemosphere, 111, 613-622.
Storck V., et al. 2016 - Environmental Pollution, 208, 537-545.
Traoré H., et al. 2018 - Environmental Science and Pollution Research, In press.
Zayet S-E., 2017 – Rapport M2, UPEC

6ème Séminaire d'Ecotoxicologie

Alixan, 4-5 décembre 2017

Communications affichées

Biochem-Env : une plateforme de biochimie pour la recherche en sciences environnementales et agronomiques

Christian MOUGIN, Nathalie CHEVIRON, Virginie GRONDIN, Anne JAULIN

UMR ECOSYS, Platform Biochem-Env, INRA, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, 78026, Versailles, France
christian.mougin@inra.fr

Biochem-Env (https://www.biochemenv.fr/) est une plateforme scientifique et technique centrée sur le développement et la mesure d'indicateurs biochimiques dans l'environnement et les organismes des écosystèmes continentaux. Ses missions sont :

i) la conduite de projets de recherche et la réalisation de prestations portant sur l'observation et l'expérimentation sur les écosystèmes,
ii) le développement et le transfert des méthodes de mesure et d'interprétation des résultats,
iii) la mise à disposition de compétences, matériels et locaux pour l'analyse, à tout utilisateur,
iv) la réalisation d'actions d'expertise, de veille scientifique et technique, ainsi que de formation.

Dans l'environnement (sols et sédiments), la plateforme permet actuellement la mesure d'activités enzymatiques impliquées dans les cycles biogéochimiques et le métabolisme des macromolécules, et/ou traduisant l'activité métabolique globale de ces écosystèmes. Elle réalise également la mesure d'indicateurs biochimiques chez les invertébrés benthiques et terrestres (réserves énergétiques et macromolécules, stress oxydant, mécanismes de détoxication, exposition aux contaminants environnementaux...).

Biochem-Env souhaite offrir à la communauté scientifique des jeux de données ouverts concernant les indicateurs biologiques, en relation avec la biodiversité fonctionnelle des écosystèmes. Pour atteindre cet objectif, la plateforme développe actuellement un Système d'Information Environnemental centré sur une base de données regroupant ses mesures et les métadonnées associées. Les critères de qualité (fiabilité des mesures et traçabilité des activités) sont des prérequis pour ce système, qui sera interopérable avec celui d'autres structures françaises. Les informations et connaissances obtenues par la plateforme permettront le développement d'approches mathématiques et de modélisation pour évaluer et prévoir les impacts de perturbations de l'environnement sur la biodiversité fonctionnelle.

Biochem-Env est un service de l'Infrastructure de Recherche « Analyses et Expérimentations sur les Ecosystèmes – France » AnaEE-France (https://www.anaee-france.fr/fr/) dédiée à l'étude des écosystèmes continentaux et de leur biodiversité, et co-portée par le CNRS et l'INRA.

Référence

Cheviron N., Grondin V., Mougin C. 2017. Biochem-Env: a platform of biochemistry for research in environmental and agricultural sciences. Environmental Science and Pollution Research (sous presse). DOI 10.1007/s11356-017-8973-x

Consulter également la fiche en téléchargement : https://www6.inra.fr/ecotox/Productions/Fiches-thematiques/Fiche-thematique-N-10-Aout-2017

BRC4Env : un réseau de Centres de Ressources Biologiques et de collections dédié aux ressources environnementales

Christian MOUGIN (UMR Ecosys, Versailles), Emmanuelle ARTIGE (UMR CBGP, Montpellier), Frédéric MARCHAND (UE U3E, Rennes), Samuel MONDY (UMR Agroécologie, Dijon), Céline RATIÉ (US Infosol, Orléans), SELLIER (UMR ISA, Sophia)
christian.mougin@inra.fr

Le réseau de Centres de Ressources Biologiques et de collections « ressources environnementales », BRC4Env (https://www.brc4env.fr/), conserve et distribue des ressources biologiques (matériel biologique et données associées), de manière sécurisée et avec une traçabilité optimale. BRC4Env soutient la recherche fondamentale et appliquée concernée par les bioressources agro-environnementales. Ces ressources biologiques et/ou génomiques sont échantillonnées à partir de sols, de sédiments, d'eaux, d'écosystèmes agricoles, et conservées dans des collections organisées. Elles concernent les communautés microbiennes, ainsi que les ressources animales et végétales dont la gestion ou la propagation ne dépendent pas directement d'une intervention humaine. BRC4Env rend ces ressources disponibles pour les chercheurs du monde académique, mais aussi de l'industrie et de la société civile (ONG...).
BRC4Env est un des piliers constitutifs de l'Infrastructure de recherche nationale « Ressources Agronomiques pour la recherche », RARe (http://www6.inra.fr/agrobrc-rare/). RARe est co-porté par l'INRA, l'IRD et le CIRAD et le CNRS.

Consulter également la fiche en téléchargement : à venir, surveillez la page : https://www6.inra.fr/ecotox/Productions/Fiches-thematiques

RECOTOX, Network Ecotoxicology-Toxicology : un réseau d'observatoires de recherche pour comprendre et anticiper les impacts des polluants sur les agroécosystèmes

Christian MOUGIN[1], Véronique GOUY[2], Vincent BRETAGNOLLE[3], Julie BERTHOU[1]

[1]UMR ECOSYS, INRA, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, 78026, Versailles, France
christian.mougin@inra.fr
[2]UR MAEP, Irstea, 5 rue de la Doua, CS 70077, 69626 Villeurbanne cedex veronique.gouy@irstea.fr
[3]UMR CEBC, CNRS, 79360, Beauvoir sur Niort
Vincent.BRETAGNOLLE@cebc.cnrs.fr

L'objectif du réseau RECOTOX (https://www6.inra.fr/ecotox/Animation-nationale/Infrastructures/RECOTOX) de coordonner et faire monter en puissance l'observation et l'expérimentation dédiées à l'écotoxicologie et à la toxicologie, abordées sous l'angle de la chaîne pressions-expositions-impacts appliquée aux pesticides, en appui aux politiques publiques. Il s'appuie sur les compétences et activités spécifiques de dispositifs instrumentés le plus souvent labellisés, réalisant enquêtes, observations et expérimentations, et appartenant pour la plupart à des infrastructures déjà labellisées (SOERE RBV, réseaux de bassins versants ; SOERE RZA, réseau des zones ateliers ; essais systèmes de cultures INRA,…). Il porte cependant une ambition thématique transversale aux SOERE existants qui ciblent des compartiments de l'environnement (zone critique du SOERE RBV) ou des approches systèmes environnement-société (socio-écosystème du SOERE ZA). Il se propose, notamment, de rassembler, mettre en synergie et structurer les recherches pour permettre une appréhension plus complète de la chaîne pressions-expositions-impacts, en prenant en compte les différents compartiments de l'environnement, en organisant les données produites et leur accès, en visant l'harmonisation des protocoles dans le cadre de campagnes communes.
Le projet de réseau est soutenu en 2017 par l'alliance AllEnvi.

Consulter également la fiche en téléchargement : https://www6.inra.fr/ecotox/Productions/Fiches-thematiques/Fiche-thematique-N-4-Aout-2016

Lier anthropisation et présence de polluants sur un territoire : exemple des mares du Plateau de Saclay

Sylvie NELIEU[1], Ghislaine DELARUE[1], Nathalie BERNET[1], Sebastien BREUIL[2], Amélie TROUVE[2], Sara KAROLAK[3], Claire BARRAUD[3], Philippe BEGUINEL[4], Henri ROCHE[4], Arnaud DELORME[4], Yves LEVI[3], Emmanuelle BAUDRY[3], Isabelle LAMY[2]

UMR1402 Écologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes
[1]INRA-AgroParisTech-Université Paris Saclay, Avenue Lucien Brétignières, 78850 Thiverval-Grignon
[2]INRA, Route de Saint-Cyr, 78026 Versailles Cedex

[3]UMR 8079 Écologie, Systématique et Évolution, Univ. Paris-Sud, Univ. Paris Saclay, Bat. 362, 91405 Orsay Cedex

[4]CEA, Centre de Saclay, 91191 Gif-sur-Yvette Cedex
sylvie.nelieu@inra.fr

Introduction

Cette étude s'insère dans un projet visant à comprendre les dynamiques de la biodiversité et des services écosystémiques pendant le développement périurbain. L'étude est réalisée sur le plateau de Saclay, territoire ayant la double particularité d'être en cours d'urbanisation et d'abriter encore plus de 2000 hectares de terres agricoles en Ile de France. L'étude présentée ici porte sur un réseau de mares, des petites retenues d'eau présentant une dynamique temporaire rapide en fonction des saisons. Elles hébergent de nombreux organismes et ont un rôle important dans un territoire encore mal documenté. Nous avons **cherché à lier les activités humaines menées sur le territoire, avec la dynamique des contaminants** tant organiques qu'inorganiques présents dans les eaux et dans les sédiments avec **l'objectif *in fine* de relier la présence de ces contaminants à leur impact sur les réseaux trophiques de macroinvertébrés aquatiques**.

Matériels et méthodes

Douze mares ont été sélectionnées par rapport à leur localisation dans un gradient de paysages, allant de milieux naturels à des milieux urbanisés, visant à mimer dans l'espace le développement périurbain en cours sur le plateau de Saclay. Les campagnes d'étude ont concerné les eaux et les sédiments. Elles comprenaient des analyses physico-chimiques complètes, des mesures d'effets écotoxiques et des études de biodiversité. Le travail présenté ici est focalisé sur les contaminations en HAP, pesticides, métaux et métalloïdes caractérisées pour la 1ère campagne. L'analyse des données est basée sur le caractère écotoxique des niveaux de contamination apprécié en utilisant une distinction en 5 classes de toxicité (Bakke *et al.*, 2010), les seuils étant fixés sur la base de PNEC (Previsible No Effect Concentration) pour des pollutions chroniques ou intermittentes. Ces 5 classes sont : bruit de fond, « bon » (en dessous de $PNEC_{chronique}$), « modéré » (entre $PNEC_{chronique}$ et $PNEC_{intermittente}$), « mauvais » (supérieur à $PNEC_{intermittente}$, donc avec effet potentiel même après exposition courte) et « très mauvais » (facteur 2 à 10 appliqué à $PNEC_{intermittente}$). Quand ces PNEC n'étaient pas disponibles, la répartition en 5 classes a été réalisée sur la base d'une règle mathématique, un facteur 5 à 10 séparant les niveaux de concentration.

Résultats et discussion

Description globale des mares

Les paramètres physico-chimiques des mares présentent un gradient étendu, avec un ratio allant de 6 à plus de 50 entre les valeurs minimales et maximales observées. Ainsi, dans les eaux, l'oxygène dissous varie entre 0,4 (M15) et 21 mg/L (M02), la conductivité entre 114 (M15) et 1194 (M16) µS/cm ou la teneur en carbone organique dissous entre 15 (M02) et 96 (M15) mg/L. Ces paramètres intégrateurs pourraient résulter à la fois des activités humaines menées à proximité (agricoles ou de loisir) et de l'environnement immédiat des mares (zones boisées en particulier).

		Eaux													Sédiments												
		Unité	M01	M02	M04	M08	M09	M11	M12	M14	M15	M16	M17	M18	Unité	M01	M02	M04	M08	M09	M11	M12	M14	M15	M16	M17	M18
ETM	Cuivre	µg/L	1.85	2.45	3.65	2.77	<LQ	<LQ/10.1	2.75	<LQ/16	5.155	3.1	<LQ	1.81	mg/kg	30	88.4	68.6	12.3	134.2	6	17.1	18.4	33.3	5.1	13.9	13.1
	Zinc		5.5/<LQ	<LQ	3.95	8	<LQ	5.96	12	<LQ	<LQ/6.7	<LQ	4.8/<LQ	<LQ/7.5		201.4	206.8	343.3	52.4	631.4	13.1	247	50.4	72.8	12.3	53.6	44
	Plomb		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1.95	<LQ	<LQ	<LQ		42.4	190.2	93.1	15.6	204.6	10.6	41.1	13.8	63.8	10.4	24.4	16.4
	Chrome		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ		48.6	156.3	35.8	15.8	45	7.1	35.1	21.3	31.3	9.5	34.3	44.9
	Cadmium		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ		0.75	10.9	0.75	< LQ	3.48	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
HAP	Somme 15 HAPs	ng/L	10.9	13.5	8.9	4.8	18.1	16.3	11.1	1.8	1.1	<LQ	3.9	0.6	µg/kg	160	4986	36661	1951	30441	3298	929	1077	1642	356	104	62
Herbicides	Clomazone	ng/L	3.1	<LQ	31.8	nd	<LQ	nd	11.7	nd	nd	nd	nd	nd	µg/kg	nd	2.11	nd	nd	0.76	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Diflufenican		5.1	102.5	75.5	8.8	25.7	nd	63.2	nd	nd	nd	nd	nd		8.6	30.4	7.0	2.21	22.6	nd	4.67	nd	1.76	< LQ	1.04	nd
	Acetochlore		nd	nd	9.1	nd	12.7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd		nd	nd	30.0	nd	24.5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Metolachlore		5150	27.3	665.8	471.7	527.1	4.6	509.5	3.8	46.7	<LQ	127.4	5.9		47.7	3.06	1.48	2.17	4.07	nd	0.45	nd	0.33	< LQ	< LQ	0.39
	Isoproturon		1.3	3.3	71.5	2.1	41.9	<LQ	139.3	nd	4.7	nd	2.5	1.2		< LQ	1.30	6.0	nd	4.14	nd	2.63	nd	< LQ	nd	< LQ	< LQ
Fongicides	Epoxiconazole	ng/L	9.6	16.5	50.9	12.3	24.0	3.9	29.1	nd	nd	nd	3.4	4.0	µg/kg	1.69	9.3	1.54	1.07	10.7	nd	0.66	nd	< LQ	nd	nd	< LQ
	Metconazole		11.2	23.0	183.5	3.8	7.1	<LQ	174.0	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1.1		2.37	38.4	17.0	0.58	4.54	nd	29.9	nd	0.26	nd	0.08	0.05
	Tébuconazole		102.5	116.0	1346	30.4	61.4	1.4	901.3	2.2	1.4	nd	2.6	3.0		10.2	33.3	40.2	3.26	37.9	nd	24.2	nd	0.78	< LQ	0.32	< LQ
	Dimoxystrobine		5.8	21.1	nd	4.4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd		0.52	1.08	nd	nd	nd	< LQ	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Pour ETM et HAP: Bruit de fond ou bon | Bruit de fond | Bon | Modéré | Mauvais | Très mauvais

Pour autres contaminants organiques: nd (= non détecté) | < LQ | Quanti < 10 ng/L ou 1 µg/kg | 10 à 100 ng/L ou 1 à 5 µg/kg | Plus de 100 ng/L **voire plus de 1 µg/L** | Plus de 5 µg/kg **voire plus de 20 µg/kg**

Figure 1. Concentrations observées dans les mares lors de la 1ère campagne : exemples de quelques contaminants.

Contamination inorganique

La concentration en cuivre apparait comme problématique dans la plupart des eaux de mares, particulièrement M11 et M14. Les teneurs en zinc sont également élevées dans de nombreuses mares. Globalement les concentrations en métaux dans les sédiments sont de l'ordre du fond géochimique, à l'exception des mares M02, M04 et M09 (pour Cu, Zn, Pb, Cr et/ou Cd), ainsi que dans une moindre mesure M01, M12 et M15.

Contamination organique

Les sédiments de deux mares (M04 et M09) sont très largement contaminés par des HAP, à des niveaux pouvant entrainer des effets écotoxiques sévères. Ces deux mares sont proches de fermes et de voies de circulation importante. Mais les HAP étant hydrophobes, ils restent peu concentrés dans les eaux. De multiples pesticides sont également retrouvés dans ces mares à des concentrations relativement élevées. C'est également le cas d'autres mares situées en zone agricole (M02), même si les parcelles cultivées sont parfois éloignées (M01, M12). Des médicaments ont été observés dans des mares facilement accessibles, en particulier dans celles situées à proximité d'un centre médical (M04, M12). Seules trois mares (M11, M14, M16) ne contiennent pas ou très peu des polluants organiques recherchés. Ces 3 mares reçoivent globalement leurs eaux de zones non cultivées (forêt, camp militaire, campus).

Conclusion et perspectives

La plupart des niveaux de contamination se révèlent très contrastés selon les mares. La localisation n'explique pas la contamination, c'est-à-dire que nous n'avons pas pu mettre en évidence de liens avec l'urbanisation seule et d'autres critères explicatifs doivent être évoqués, comme la présence de route à proximité.

Toutes les mares présentent au moins un critère « mauvais », selon les seuils qui ont été considérés ici. Mais ces seuils ne considèrent qu'un polluant (ou un type de polluant dans le cas des HAP). La multiplicité des polluants présents nous amènent à nous questionner sur les effets liés aux mélanges.

Mots-clés : Contamination inorganique, Contamination organique, Eaux, Sédiments, PNEC

Références

Bakke T., Kämmqvist T., Ruus A., Breedveld G.D., Hylland K. 2010. Development of sediment quality criteria in Norway. J. Soils Sediments 10:172-178.

Comprendre la circulation de l'eau et les transferts des pesticides à l'échelle du bassin versant en modélisant l'influence des éléments du paysage

Emilie Rouzies[1], Christine Barachet[1], Claire Lauvernet[1], Nadia Carluer[1]

[1]Irstea, UR MALY, équipe Pollutions Diffuses
centre de Lyon-Villeurbanne, F-69625 Villeurbanne Cedex, France.
emilie.rouzies@irstea.fr

Résumé

Les transferts de pesticides sont fortement influencés par la présence de discontinuités telles que les fossés ou les bandes enherbées qui peuvent accélérer ou ralentir et dissiper les flux d'eau et de contaminants. Il est donc nécessaire de prendre en compte ces éléments lorsque l'on modélise les transferts d'eau et de solutés à l'échelle du petit bassin versant. Pourtant, bien que l'influence de ces éléments ait été déjà étudiée largement à l'échelle locale, les modèles à l'échelle du bassin versant n'en tiennent généralement pas compte.
Le projet PESHMELBA vise à développer un modèle de circulation de l'eau et des contaminants à l'échelle de petits bassins versants. Le modèle prend explicitement en compte l'organisation du paysage en représentant les éléments existants, leur position et leur forme. L'objectif final est de pouvoir tester différents scénarios afin d'évaluer l'influence des pratiques de gestion et d'aménagement du paysage sur la qualité de l'eau.
Les processus dominants régissant la circulation de l'eau et des contaminants pour chaque élément sont représentés par des modèles déjà existants ou développés dans le cadre du projet. Ces unités de modélisation sont ensuite couplées grâce au coupleur OpenPALM (Fouilloux and Piacentini, 1999). Ceci permet d'obtenir un modèle spatialisé à l'échelle du bassin en assurant une structure modulaire à l'ensemble.
Le maillage, conçu pour refléter l'organisation du paysage est obtenu par superposition des couches de types et d'occupation du sol. On en déduit des unités surfaciques homogènes auxquelles vient s'ajouter le réseau d'éléments linéaires. En plus de définir le domaine d'application de chaque unité de modélisation, cette méthode vise également à définir les connectivités entre les éléments. Les premiers tests sont menés en considérant un petit bassin versant composés de parcelles et de fossés. Les résultats sont encourageants quant à la possibilité de représenter le devenir des pesticides dans des paysages complexes.

Tables rondes

Biocontrôle et Écotoxicologie

Marcel AMICHOT, Anne-Violette LAVOIR

Institut Sophia-Agrobiotech, UMR 1355, 400 route des Chappes
BP 167 SOPHIA-ANTIPOLIS
06903 CEDEX
marcel.amichot@inra.fr ; anne-violette.lavoir@inra.fr

Présentation

À cause de leur nocivité, l'utilisation des pesticides conventionnels (de synthèse) est appelée à décroître au profit des stratégies de biocontrôle. Celles-ci consistent en l'utilisation intégrée de macro-, micro-organismes, de molécules purifiées d'organismes vivants et de molécules synthétiques mimant des molécules d'origine naturelle. Si l'on excepte les macro-organismes (prédateurs, parasitoïdes...), on parle alors de biopesticides. L'origine naturelle de ces biopesticides explique leur grande variété : microorganismes (virus, champignons, bactéries), molécules purifiées d'organismes vivants (huiles essentielles extraites de plantes, acides gras), ou de molécules synthétiques... ce qui n'est pas sans poser problème quant à leur obtention et leur utilisation.
À l'instar des pesticides conventionnels, le but des biopesticides est bien d'éliminer les organismes nuisibles. Mais comme les pesticides ils peuvent avoir des effets non désirés sur des organismes non-cibles. Justement pour s'assurer de la durabilité des biopesticides, il nous paraît pour le moins utile d'associer l'écotoxicologie au développement de ces biopesticides.

L'objet de cette table ronde est de définir les bases de cette association à travers plusieurs questions :
-Est-ce que des équipes de recherche ont déjà une expérience à l'interface écotoxicologie/biopesticide ? Quels biopesticides semblent être les plus pertinents pour ce type d'études et pourquoi?
-Comment aborder l'évaluation écotoxicologique des biopesticides et sur quels organismes ?
-Quel devenir des biopesticides dans l'environnement ?
-Quel rôle de l'écotoxicologie dans la réglementation et le processus d'homologation ?

Nous proposons de faire un bref exposé d'introduction sur les biopesticides et les travaux menés dans l'unité ISA avant d'entamer la discussion avec les participants.
Un des buts de cette table ronde est de faire émerger des collaborations potentielles autour de cette thématique et de rédiger un article d'opinion.

ANTIOPES

Jeanne GARRIC

Irstea, centre de Lyon-Villeurbanne, 5 rue de la Doua, BP 32108, 69616 Villeurbanne Cedex, France.
jeanne.garric@irstea.fr

Historique

Le réseau ANTIOPES « Analyse intégrée pour la toxicologie prédictive en santé environnementale », créé en 2006 avec 11 partenaires s'est construit autour d'une dynamique de toxicologie et écotoxicologie prédictives pour des applications en environnement santé.
Ce réseau est reconnu par les organismes de recherche comme un acteur de la thématique Environnement-Santé. Il a ainsi été intégré dans la feuille de route de l'Initiative Française de Recherche en Environnement Santé (IFRES) élaboré par le Groupe de Travail Inter Alliances (Aviesan, Allenvi et Athena), et reconnue par ces 3 alliances. Parmi ses actions phares, le réseau a permis la programmation scientifique du programme dit « Post-grenelle » du Ministère de l'Ecologie confié à l'INERIS. Ainsi 9 projets ont été sélectionnés et financés pendant 3 ans pour développer une recherche finalisée en lien avec les questions d'Environnement Santé : les nanoparticules, les perturbateurs du système endocrinien, les champs électromagnétiques,… Le réseau a également travaillé sur l'un de ses objectifs qui était de fédérer les plateformes de la thématique et a réalisé sur ce point un rapport remis aux Alliances et Ministère de la Recherche (février 2013). Il a également porté une proposition d'infrastructure, « PEPITE », visant à rassembler les infrastructures de recherche des domaines de la toxicologie et de l'écotoxicologie.

: aujourd'hui

Si la construction du réseau a été un succès, l'implication des communautés de la toxicologie et de l'écotoxicologie n'a pas été la même. En 2014, la communauté des écotoxicologues avait proposé au Comité Directeur du réseau ANTIOPES de mettre en place, conjointement les actions nécessaires qui permettraient de renforcer les interfaces entre écosystèmes et santé.
En janvier 2016 s'est tenu à Paris un séminaire du réseau, largement ouvert aux deux communautés afin de réfléchir sur les objectifs et construire les actions pouvant être portées par ANTIOPES.
Un consensus s'est dégagé autour du fait que si le terme Environnement – Santé était bien connu du grand public, il était aussi nécessaire de se rapprocher des concepts « One health / Ecohealth » et de s'appuyer sur trois mots clés « Contaminants - Ecosystèmes et Santé »
Quelques points clés (thèmes de travail) ont émergé rassemblant les communautés des toxicologues et écotoxicologues :

- favoriser des approches d'éco/toxicologie comparative ;
- assumer le nécessaire changement d'échelle de la prédiction : du moléculaire à l'écosystème considéré,
- construire les connaissances sur l'exposome, à l'amont (caractérisation de la qualité des milieux) et à l'aval (effets sur les espèces cibles dont l'homme)
- poursuivre la dynamique sur les plateformes (recensement, mise en visibilité ….).

Du côté des pouvoirs publics (Ministères de la Recherche, de l'Agriculture, de l'Ecologie) les besoins sont exprimés en termes d'organisation des panels d'acteurs pour répondre aux enjeux des programmes européens, de recherche et d'expertises pour la surveillance, la prise de décision, la construction réglementaire, pour l'action au sein des programmes d'appui (p.e. Ecophyto) et de formation (ingénieurs, techniciens).
Pourtant aujourd'hui force est de constater que le réseau n'a pas les moyens d'assumer son ambition.

Conclusion et perspectives

Aujourd'hui, les problématiques « Environnement-Santé » « Santé-Biodiversité », « Alimentation-Santé » font la « une » de l'actualité. Compte tenu de sa visibilité toujours actuelle par les pouvoirs publics et les Alliances, une réflexion est opportune sur l'intérêt, ou pas, d'associer à ANTIOPES un rôle plus efficient dans le paysage complexe des structures qui existent ou ont récemment émergé dans ce domaine santé-environnement (animation de recherche, valorisation et diffusion des connaissances….) et de quelle manière.
Une réflexion devrait être menée pour assurer une mise en visibilité collective auprès des pouvoirs publiques et des acteurs privés, de la thématique et des enjeux qu'elle porte, pour peser l'intérêt de présenter sous une même bannière la spécificité et la complémentarité des outils d'animation, de valorisation et de diffusion des connaissances aujourd'hui disponibles, et favoriser leur mise en synergie pour la recherche, l'appui aux pouvoirs publiques (France et Europe), et la formation… mais aussi trouver les moyens nécessaires à cette ambition.

Mots-clés : Environnement-santé ; contaminant, réseau, écotoxicologie, toxicologie.

Références

IFRES: https://www.allenvi.fr/content/download/4129/31056/version/4/file/Rapport+IFRES.pdf

EcotoxicoMic, le réseau français thématique pluridisciplinaire d'écotoxicologie microbienne

Fabrice MARTIN-LAURENT[1], Jean-François GHIGLIONE[2], Cécile BERNARD[3], Virginie CHAPON[4], Christophe LEBOULANGER[5], Jennifer HELLAL[6], Corinne LEYVAL[7], Wilfried SANCHEZ[8], Stéphane VUILLEUMIER[9], Thomas POLLET[10], Sabine STACHOWSKI-HABERKORN[11] et Stéphane PESCE[12]

[1]INRA, Dijon, France
[2]CNRS, Banyuls, France
[3]MNHN, Paris, France
[4]CEA, Cadarache, France
[5]IRD Montpellier, France
[6]BRGM, Orléans, France
[7]CNRS, Nancy, France
[8]FCS Rovalatin, Valence, France
[9]Université de Strasbourg, Strasbourg, France
[10]INRA, Paris, France
[11]IFREMER, Nantes, France
[12]IRSTEA, Villeurbanne, France
fabrice.martin@inra.fr

Le réseau thématique pluridisciplinaire d'écotoxicologie microbienne (RTP EcotoxicoMic, http://www.ecotoxicomic.fr/fr_FR/) a été labélisé en 2015 par l'INSU (Institut National des Sciences de l'Environnement) et l'INEE (Institut Ecologie et d'Environnement) du CNRS. Le RTP EcotoxicoMic a pour origine le réseau francophone d'écotoxicologie microbienne qui a été créé en 2013 à l'initiative d'IRSTEA et de l'INRA, suite à une idée émise lors d'une table ronde du colloque du réseau Ecotox de l'INRA organisé au château des Ravatys en 2011.

L'objectif principal d'EcotoxicoMic est de faire connaître la thématique de l'écotoxicologie microbienne qui est en émergence (Ghiglione *et al.* 2014), non seulement dans le monde scientifique mais aussi dans le monde industriel, auprès des décideurs et des porteurs d'enjeux, mais également plus largement dans la société (https://fr.wikipedia.org/wiki/ecotoxicologie_microbienne).

L'écotoxicologie microbienne est une discipline scientifique qui étudie à la fois : 1/ les impacts écologiques de pollutions chimiques (composés chimiques de synthèse ou d'origine naturelle) ou biologiques (espèces toxiques et/ou invasives) à l'échelle des micro-organismes et/ou des nombreuses fonctions qu'ils assurent dans l'écosystème et 2/ le rôle des communautés microbiennes dans l'écodynamique des contaminants (source, transfert, dégradation, transformation) (Ghiglione *et al*., 2016). Il s'agit d'une science pluridisciplinaire à l'interface entre l'écologie microbienne, la toxicologie microbienne, la physique et la chimie. Elle répond à une préoccupation croissante des politiques publiques et des sociétés face aux menaces des polluants sur la santé humaine et sur la santé des écosystèmes, dont l'origine est l'intensification des activités anthropiques. Dans le contexte de l'Anthropocène, elle vise non seulement à conduire des recherches fondamentales pour comprendre l'impact des polluants sur les processus microbiens et vice versa, mais aussi de réaliser des recherches appliquées fournissant des outils directement utilisables pour la surveillance de la qualité de l'environnement et pour la restauration de sites pollués (Pesce *et al*., 2017).

Afin de valoriser cette thématique en émergence, EcotoxicoMic développe différents types d'action au nombre desquels on peut citer : 1/ identification des chercheurs, laboratoires et formation en écotoxicologie microbienne ; 2/ soutien à la mobilité et à la formation des étudiant(e)s et post-doctorant(e)s ; 3/ soutien à la diffusion de connaissances: organisation de Webinars réservés aux jeunes scientifiques (Post-Doc et jeunes Docteurs) ; 4/ communications scientifiques à l'échelle nationale et internationale via l'organisation de colloques et publications scientifiques (numéros

spéciaux dans des revues scientifiques, rédaction d'ouvrage)… Dernièrement, EcotoxicoMic a organisé le 1er colloque international d'Ecotoxicologie Microbienne (https://ecotoxicomic.sciencesconf.org/) qui a rassemblé pendant 4 jours à Lyon près de 180 chercheurs en provenance de 25 pays différents. L'objectif d'EcotoxicoMic est maintenant de développer à l'échelle internationale le réseau d'écotoxicologie microbienne.

Cette présentation visera à présenter brièvement la genèse d'EcotoxicoMic, les actions en cours du réseau, celles à venir et plus globalement la contribution d'EcotoxicoMic aux actions en écotoxicologie menées aux échelles nationale et internationale.

Références

Ghiglione J.F., Martin-Laurent F., Stachowski-Haberkorn S., Pesce S., Vuilleumier S. (2014) The coming of age of microbial ecotoxicology: report on the first two meetings in France. Environ. Sci. Pollut. Res. 21: 14241-14245.

Ghiglione J.F., Martin-Laurent F., Pesce S. (2016) Microbial ecotoxicology: an emerging discipline facing contemporary environmental threats. Environ. Sci. Pollut. Res. 23: 3981–3983.

Pesce S., Ghiglione J.F., Martin-Laurent F. (2017) Ecological Indicators of Ecosystem Recovery: Microbial Communities as Ecological Indicators of Ecosystem Recovery Following Chemical Pollution. In 'Microbial Ecotoxicology'. ISBN: 978-3-319-61794-7

La Fondation Rovaltain, votre relai vers le monde de l'entreprise et le grand public

Emilie EGEA[1], Wilfried SANCHEZ[1]

[1]Fondation Rovaltain, Plateforme Scientifique ECOTOX – Alixan, BP 16110, 26958 Valence cedex 9
mail : e.egea@fcsrovaltain.org

Créée en 2013, la Fondation Rovaltain, Fondation de coopération scientifique, a pour mission de produire et diffuser des connaissances scientifiques innovantes et pluridisciplinaires sur les enjeux de santé et environnement.
Avec un rôle d'interface entre les acteurs de la recherche académique et institutionnelle et les différentes parties-prenantes, la Fondation Rovaltain s'attache au développement des connaissances scientifiques nécessaires pour apporter une réponse aux problématiques des différents acteurs de notre société. Pour ce faire, la Fondation accompagne la structuration de réseaux scientifiques pouvant répondre à cet objectif. Elle met également en œuvre des actions de recherche pluridisciplinaires.
Afin que les connaissances produites puissent irriguer la société, la Fondation s'attache à faire vivre la connaissance en en assurant la diffusion et la valorisation auprès de différents publics professionnels ou non. Pour ce faire, elle organise tout au long de l'année différents évènements permettant de rapprocher les communautés d'acteurs et de partager la connaissance disponible sur les sujets en lien avec la protection de la santé et des écosystèmes.
Pour accomplir nos missions, nous avons mis en place différents outils :

- **Appels à projets de recherche** : en 2015, le 1er AAP de recherche d'un montant global de 400k€, a permis de financer 8 projets de recherche impliquant plusieurs équipes. Les projets sélectionnés couvrent une large gamme d'enjeux en écotoxicologie, de l'impact des effets cocktail chez l'abeilles, à l'impact des déchets plastiques sur la santé des coraux ; en passant par l'effets de nanoparticules, ou la résistance aux insecticides. En 2018 sera publié un appel sur les problématiques liées aux abeilles et pollinisateurs doté de 300k€ dans le cadre de notre programme « Sauvons les abeilles ».
- **Soutien pour la recherche de financements** : Parce que votre recherche représente un intérêt scientifique et pour la société, mais que nos moyens financiers propres sont limités, la Fondation a décidé de s'engager pour vous soutenir dans votre recherche de financement. Vous souhaitez explorer des voies complémentaires à celles du secteur académique traditionnel ? Présentez-nous votre projet, fournissez-nous les éléments qui en feront un projet d'intérêt pour le monde non académique, et après sélection, nous démarcherons pour vous des financeurs potentiels. Si votre projet est en adéquation avec les 3 critères de notre ADN (i) il représente un enjeu sociétal fort dans le domaine de la santé et de l'environnement, (ii) il est mature, les premiers résultats sont prometteurs et vous avez besoin de financements complémentaires pour aller plus loin, (iii) l'excellence scientifique de l'équipe projet est reconnue, alors, nous solliciterons des acteurs économiques pour vous permettre de mener à bien vos recherches, tout en vous garantissant l'indépendance dans vos recherches et la propriété intellectuelle de vos résultats. N'hésitez pas à nous demander le dossier à remplir.
- **Soutien aux réseaux thématiques** : nous sommes partenaires de plusieurs réseaux thématiques, avec lesquels nous développons des actions, accompagnons la structuration et organisons des manifestations. Nous avons ainsi participé à différentes manifestations organisées par la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité, les Nations Unies, co-organisé avec le RTP ECOTOXICOMIC, le 1er congrès international dédié à l'écotoxicologie microbienne, et accueillons aujourd'hui le Séminaire ECOTOX 2017.
- **Organisation d'évènements grand public** : Afin de faciliter la diffusion des connaissances scientifiques et de confronter ces dernières aux enjeux économiques et sociétaux qui leurs sont liés, nous organisons « Les Jeudis de la Fondation » ; des rencontres multi-acteurs gratuites et ouvertes à tous, qui abordent des sujets variés sur le thème Santé & Environnement. Depuis 2015, de nombreux sujets ont été abordés, vous pouvez retrouver les différents thèmes sur

notre site web http://fcsrovaltain.org/les-conférences-de-la-fondation.html. En 2017 les jeudis de la Fondation sont soutenus par l'Agence Régionale pour la Santé Auvergne-Rhône-Alpes.

- **Forum SEM - Santé, Environnement & Molécules** : véritable lieu de rencontres et d'échanges entre acteurs du monde académique, du monde économique et du monde associatif autour de sujets majeurs en matière de protection de la Santé Humaine et des Ecosystèmes. Son objectif est d'identifier, pour chaque communauté, les principaux enjeux liés aux thématiques abordées et de créer des terrains de rencontre qui permettront le développement des connaissances et leur diffusion pour, in fine, apporter des réponses concrètes aux grandes problématiques environnementales et de santé humaine. La prochaine édition du FORUM SEM se déroulera du 11 au 13 Octobre 2018.

Pour plus d'informations sur nos activités et les sujets que nous traitons, vous pouvez consulter notre site web : www.fcsrovaltain.org , nous suivre sur les réseaux sociaux (facebook, twitter, linkedin) ou consulter notre chaine youtube.

La phytopharmacovigilance : un dispositif de surveillance des effets indésirables des produits phytopharmaceutiques

Ohri YAMADA[1]

[1]Unité Phytopharmacovigilance et Observatoire des résidus de pesticides (UPO) / Direction de l'évaluation des risques (DER)
Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail)
14 rue Pierre et Marie Curie - 94701 Maisons-Alfort Cedex
ohri.yamada@anses.fr

L'Anses est un établissement public à caractère administratif placé sous la tutelle des ministères chargés de la Santé, de l'Agriculture, de l'Environnement, du Travail et de la Consommation. Elle assure des missions de veille, d'expertise, de recherche et de référence sur un large champ couvrant la santé humaine, la santé et le bien-être animal ainsi que la santé végétale.

Depuis le 1er juillet 2015, l'Anses est responsable de la délivrance des autorisations de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. L'Agence a également été chargée de la mise en place de la phytopharmacovigilance. Ce dispositif de vigilance couvre la contamination des milieux, l'exposition et les impacts sur les organismes vivants, dont la santé humaine, et les écosystèmes dans leur ensemble, ainsi que les phénomènes d'apparition de résistances.

L'objectif de la phytopharmacovigilance est de détecter au plus tôt les signaux qui peuvent amener à prendre des mesures de prévention ou de limitation des risques liés aux produits phytopharmaceutiques selon les modalités suivantes :

- permettre, si nécessaire, l'adaptation des conditions d'autorisation de mise sur le marché des produits aujourd'hui commercialisés (par exemple par la réduction des doses, l'adaptation des conditions d'application ou le retrait d'une autorisation de mise sur le marché) ;
- définir des mesures de gestion transversale, par exemple pour la protection des personnes à proximité des zones traitées ;
- contribuer à s'assurer du respect des interdictions d'usages de produits, notamment ceux dont les substances actives ne sont plus approuvées au niveau européen.

La phytopharmacovigilance repose sur la collecte systématique et régulière d'informations produites par les organismes de surveillance et de vigilance déjà existants, dans les domaines qu'elle couvre : les effets indésirables des produits phytopharmaceutiques sur l'homme, les animaux d'élevage et sauvages (dont l'abeille domestique), les écosystèmes dans leur intégralité (biodiversité, cultures, faune, flore, air, eau, sol) mais aussi les aliments et l'apparition de phénomènes de résistance aux produits phytopharmaceutiques.

Un dispositif spécifique est prévu pour le financement d'études ad hoc sur les effets indésirables des produits phytopharmaceutiques au travers d'une taxe sur les ventes des produits phytopharmaceutiques par les détenteurs d'autorisations de mise sur le marché. Ces études sont engagées lorsque les informations fournies par les organismes de surveillance et de vigilance sont identifiées comme méritant d'être précisées. Les premières études mises en place doivent permettre une meilleure connaissance des pratiques culturales et du recours aux produits phytopharmaceutiques (Inra), l'acquisition des données d'imprégnation humaine dans le cadre du programme national de biosurveillance (SPF), la valorisation des informations issues des CAP-TV.

Enfin, l'Anses reçoit également des signalements des acteurs professionnels comme les titulaires d'autorisation de mise sur le marché, les fabricants, les importateurs, les distributeurs ou utilisateurs professionnels de produits phytopharmaceutiques, les conseillers et formateurs de ces utilisateurs.

Ces déclarations sont essentielles pour la phytopharmacovigilance puisque ces acteurs sont directement au contact des professionnels du terrain.

Avec la phytopharmacovigilance, l'Agence se dote de moyens d'anticiper, détecter, analyser et prévenir les effets indésirables des produits phytopharmaceutiques.

Mots-clés : phytopharmacovigilance, produits phytopharmaceutiques, surveillance, vigilance, effets indésirables

Références

https://www.anses.fr/fr/content/la-phytopharmacovigilance

GDR en Ecotoxicologie Aquatique

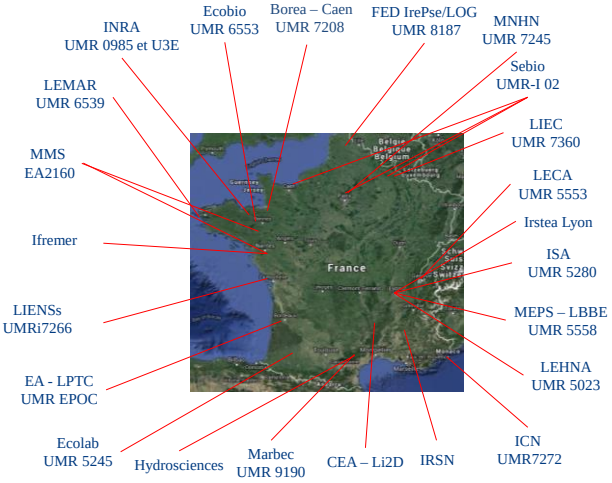
O. GEFFARD*, J. GARRIC, P. GONZALEZ, J. ARMENGAUD, S. CHARLES, J. LAROCHE, M.A. COUTELLEC, S. REYNAUD, P. BUSTAMANTE et A. GEFFARD

*:Irstea, centre de Lyon-Villeurbanne, 5 rue de la Doua, BP 32108, 69616 Villeurbanne Cedex, France., olivier.geffard@irstea.fr

Historique

Inscrite comme une priorité par les Alliances et une nécessité lors de l'atelier des prospectives de l'INEE à Avignon en 2012, les équipes françaises en écotoxicologie se sont structurées afin d'être plus visibles. Plusieurs structurations existent comme le RTP Ecotoxicomic, le GIS médicament, le réseau Ecotox de l'INRA, Antiopes ou encore Ecobim. Toutefois, alors qu'elle constitue un verrou majeur à lever pour comprendre les impacts des pollutions chimiques et prédire leur effet et ou la qualité des milieux aquatiques, continentaux et côtiers, il n'existait pas en France de réseau organisé pour aborder de façon intégrée *i*) la problématique de la variation de la sensibilité aux polluants entre espèces animales, entre populations et au sein des populations, *ii*) la compréhension des mécanismes moléculaires, individuels et populationnels sous-jacents et *iii*) des conséquences sur la vulnérabilité des populations.

Une initiative pour la construction d'un GDR en Ecotoxicologie Aquatique « Intégrer la diversité des populations et des espèces pour mieux comprendre l'impact des polluants dans les milieux aquatiques » a vu le jour en janvier 2015, lors d'une réunion rassemblant une dizaine de partenaires du domaine et qui avait pour objectif de discuter et échanger sur la pertinence d'un tel réseau, ciblé autour de questions devant permettre d'améliorer le diagnostic et la prédiction de l'impact des polluants chez les animaux aquatiques. Depuis 2016, le GDR EA fédère plus d'une vingtaine de laboratoires et institutions (CNRS, universités, IRSTEA, IFREMER, INERIS, CEA, IRSN ; cf ; figure ci-dessous). Il s'est doté d'un bureau et d'un conseil pour assurer son animation et se réunit en conférence plénière une fois par an (60 participants en juin 2016, 80 participants en juin 2017). Une demande de labélisation a été faite auprès du CNRS. Après un retour positif de la CS SIC (printemps 2016), se basant notamment sur l'évaluation du projet par deux rapporteurs externes, notre projet n'a pas été soutenu par la section 30 du CNRS (octobre 2017)



Aujourd'hui

Le conseil, qui rassemble un représentant de chaque partenaire, a souhaité poursuivre la construction du GDR EA au travers d'une convention entre établissements. Le GDR vise notamment à se doter d'un budget, issu du soutien par les établissements, d'assurer une animation propre permettant de fédérer, promouvoir et développer l'écotoxicologie animale en France notamment au travers de projets en réponse à des appels d'offres académiques et privés.

Le GDR souhaite favoriser la rencontre entre acteurs venant d'horizons divers et de disciplines variées, pour développer des travaux autour de certains verrous majeurs en écotoxicologie aquatique animale, comme l'acquisition d'informations sur le génome, le transcriptome, le protéome, le métabolome, et l'épigénome d'espèces d'intérêt environnemental, les mécanismes d'adaptation aux

contaminants, les facteurs de vulnérabilité des populations, la compréhension de la variation de sensibilité aux contaminants entre les stades de développement, entre les populations et entre les espèces, ainsi que les facteurs d'incertitude autour des modèles proposés pour la surveillance des milieux. Une des ambitions du GDR-EA est de favoriser l'émergence d'approches intégratives pour aller vers une écotoxicologie prédictive en abordant des défis actuels, comme le changement d'échelles biologiques, la prise en compte de l'incertitude fondée sur des connaissances scientifiques, plutôt que sur des facteurs de sécurité arbitraires, tout en développant des approches plus réalistes et efficientes d'un point de vue environnemental et économique, ceci dans un contexte d'exposition de plus en plus complexe et de changement global.
Les thèmes structurants et d'animation du GDR EA sont :

- Thème 1 - **Approches omiques chez les espèces non modèles pour comprendre les mécanismes et les effets des contaminants**. (*Animateurs : P. Gonzalez de EPOC et J. Armengaud CEA-Marcoule*). Ce thème anime une réflexion autour du développement des nouvelles approches analytiques, et en particulier les approches omiques, chez les espèces d'intérêt environnemental. L'objectif est de mieux comprendre et intégrer la diversité des modes d'action des contaminants au sein de la biodiversité des espèces et de favoriser le développement de biomarqueurs. Un accent fort est mis sur la nécessité de travailler le lien entre les modulations moléculaires et la physiologie ou la fitness des organismes. Enfin, la réflexion porte également sur les stratégies à adopter pour garantir l'opérationnalité de ces outils pour l'évaluation du risque chimique (approches prédictives ou surveillance).

- Thème 2 - **Intégration biologique, vulnérabilité des espèces pour mieux évaluer la qualité des milieux**. (*Animateurs : C. Wiegand UMR ECOBIO, S. Charles UMR LBBE, S. Souissi de l'université Lille UMR LOG et J. Laroche UMR LEMAR*). Les travaux dans ce thème visent à comprendre, décrire et formaliser (modélisation) la variabilité observée entre les individus d'une même population (réponses moléculaires, traits de vie), entre populations de la même espèce (composition génétique, phénotypique, traits d'histoire de vie et démographique) et entre espèces différentes (accumulation des contaminants, traits d'histoire de vie, physiologie/métabolisme et diversité phylogénétiques), au regard de la diversité des conditions environnementales. Ces travaux interrogent entres autres l'établissement d'incertitudes autour des réponses biologiques utilisées comme marqueurs de toxicité, mais également autour du choix de la population / des espèces utilisées comme proxy pour protéger l'ensemble d'une communauté. Enfin, ce thème encadre des travaux sur la compréhension des effets des contaminants depuis le niveau sub-individuel jusqu'à celui de la population, avec un objectif de prédiction et/ou d'extrapolation des perturbations induites.

- Thème 3 - **Les effets différés, effets multigénérations et transgénérationnels**. (*Animateurs : M.A. Coutellec INRA Rennes UMR ESE, F. Akcha Ifremer Nantes et S. Reynaud UMR LECA*). Les travaux menés portent notamment sur les effets génétiques et épigénétiques des contaminants et leur transfert à la descendance. Ce thème vise à comprendre les mécanismes moléculaires responsables *i*) des effets différés que l'on observe chez des individus après une exposition au cours de fenêtres très courtes de leur cycle de vie (plasticité développementale), *ii*) du transfert des effets entre des parents exposés à un facteur de stress chimique et les descendants (effets multi- et trans-générationnels) et enfin *iii*) les conséquences à long terme d'une exposition chronique (historique) de la population d'origine (effets microévolutifs).

- Thème 4 - **Les mécanismes d'accumulation, devenir et transfert des contaminants le long des chaînes trophiques.** (*Animateurs : P. Bustamante UMR LIENSs et A. Geffard UMR SEBIO*). Nous cherchons ici à comprendre et modéliser les voies d'accumulation des contaminants et de leurs métabolites chez les organismes aquatiques, et leur transfert au travers des chaînes trophiques, ainsi qu'à intégrer les relations interspécifiques (notamment trophiques) dans l'analyse de l'impact des contaminants sur les milieux aquatiques. L'objectif est de distinguer l'impact direct du contaminant de ce qui résulte d'effets indirects (effets cascades dans les réseaux écologiques) et de formaliser cette distinction dans des modèles de communautés.

Conclusion et perspectives

L'objectif du GDR EA est de favoriser la synergie entre les compétences des partenaires pour développer des projets ambitieux et offrir aux acteurs publics et privés un réseau sur lequel s'appuyer pour développer les expertises scientifiques nécessaires à la mise en place de politiques publiques et d'actions de gestion pour la protection des écosystèmes aquatiques. Il s'agit de développer des approches interdisciplinaires (biologie moléculaire, physiologie, biologie des populations, chimie et modélisation), de rendre plus visibles et partager

nos moyens analytiques et expérimentaux afin d'en favoriser la synergie et les bénéfices de leur mise en œuvre conjointe.
Le GDR veut être un lieu d'échanges permettant de proposer des projets à une échelle spatiale pertinente, le bassin, le continuum eaux douces – eaux marines, en mettant en avant les zones ateliers, mais également la diversité d'espèces et d'échelles biologiques sur lesquelles le consortium peut s'appuyer.
En termes d'animation, au-delà des réunions plénières, le GDR vise la mise en place de formations et journées thématiques et l'élaboration de recueils sur nos compétences thématiques et techniques
En tant que porteur de questions scientifiques précises et clés pour l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques, le GDR EA doit jouer un rôle au sein de groupes de réflexion plus large que sont le réseau Ecotox INRA, l'alliance Allenvi etc.

EcotoQ – Le regroupement des écotoxicologues du Québec

Patrice COUTURE[1]

[1]Institut national de la recherche scientifique – Centre Eau Terre Environnement
490 Couronne Québec QC Canada G1K 9A9
patrice.couture@ete.inrs.ca

Résumé

EcotoQ est l'unique regroupement académique d'experts québécois en écotoxicologie terrestre et aquatique. Les membres réguliers d'EcotoQ proviennent de plusieurs universités québécoises. Les membres collaborateurs sont des chercheurs canadiens et internationaux qui collaborent avec des membres réguliers. La mission d'EcotoQ est d'étudier et de rendre compte des impacts toxicologiques des activités humaines sur les grands écosystèmes terrestres et aquatiques. Elle s'intéresse à l'identification des sources de polluants, au suivi de leur devenir environnemental dans les différents milieux (eau, air, sol) et à la caractérisation de leurs impacts sur la faune et la flore. Le regroupement s'intéresse aux milieux agricoles et forestiers, aux lacs, aux rivières, aux milieux humides, au Fleuve Saint-Laurent des Grands-Lacs jusqu'au Golfe, de la vallée du Saint-Laurent jusqu'au grand nord québécois. EcotoQ est un regroupement francophone ouvert sur le monde. Sa mission inclut le développement de collaborations et d'échanges scientifiques avec nos collègues de France, de l'Afrique francophone et d'ailleurs dans le monde. En plus d'un moteur de recherche fondamentale et de formation de premier ordre, EcotoQ est le portail par excellence pour fournir aux gouvernements, au public et aux médias un accès à la meilleure expertise québécoise en écotoxicologie.

Trois axes de recherche sont priorisés par EcotoQ. L'axe 1 se préoccupe de la caractérisation chimique des contaminants dans les matrices solides, liquides et vivantes. L'axe 2 examine le transfert trophique, la bioaccumulation et la biotransformation des contaminants. Quant à l'axe 3, il examine les effets des contaminants sur les organismes vivants du milieu récepteur. Enfin, un axe transversal vise la formation des étudiants et l'éducation publique en écotoxicologie.

EcotoQ est un nouveau regroupement, qui remplace le RÉAQ (regroupement pour l'écotoxicologie aquatique du Québec), en élargissant son expertise au domaine de l'écotoxicologie terrestre. EcotoQ est aussi à la recherche de réseautage officiel avec des organismes internationaux qui partagent ses intérêts, comme le réseau ECOTOX de l'INRA, le réseau international EcoBIM et SMETox au Maroc.

Liste et adresse des participants