

## **ECHAP : un projet pour identifier les possibilités de réduction de l'utilisation des fongicides en utilisant l'architecture des couverts**

Corinne Robert, Christian Fournier, Mariem Abichou, Bruno Andrieu, Marie-Odile Bancal, Enrique Barriuso Benito, Carole Bedos, Pierre Benoit, Valerie Bergheaud, Marc Bidon, et al.

► **To cite this version:**

Corinne Robert, Christian Fournier, Mariem Abichou, Bruno Andrieu, Marie-Odile Bancal, et al.. ECHAP : un projet pour identifier les possibilités de réduction de l'utilisation des fongicides en utilisant l'architecture des couverts. 45e Congrès du Groupe Français des Pesticides Devenir et impact des pesticides : verrous à lever et nouveaux enjeux, May 2015, Versailles, France. 2 p. hal-01595503

**HAL Id: hal-01595503**

**<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01595503>**

Submitted on 5 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.





# 45<sup>ème</sup> CONGRÈS DU GROUPE FRANÇAIS DES PESTICIDES

27 / 29 Mai 2015



**Thermo**  
SCIENTIFIC



# DEVENIR ET IMPACT DES PESTICIDES : VERROUS À LEVER ET NOUVEAUX ENJEUX

Le congrès annuel du Groupe Français des Pesticides est un congrès francophone qui réunit la communauté scientifique impliquée dans des thématiques de recherches sur les composés phytosanitaires. Le congrès aborde toutes les problématiques ayant trait aux pesticides, de leur utilité pour l'agriculture à leurs impacts sur l'homme et l'environnement : synthèse, mode d'action, analyse, transfert dans l'environnement et dans les chaînes alimentaires, dégradation et les aspects sociaux et économiques associés.

Lieu d'échanges riches non seulement entre scientifiques mais aussi avec la profession (instituts techniques, conseil, entreprises phytosanitaires, ...) et des représentants de diverses agences françaises, des ministères concernés et des organismes en charge du développement. Ce congrès est aussi l'occasion pour les jeunes chercheurs (masters ou doctorants) de présenter leurs travaux et de les confronter aux autres dans une ambiance constructive.

Les principaux objectifs de ce congrès sont :

- **faire le point sur les nouvelles connaissances** acquises par la communauté scientifique dans tous les domaines concernant les pesticides ;
- **alimenter une réflexion nationale** ;
- **permettre l'émergence** des nouvelles pistes de recherche ;
- **favoriser les collaborations** entre les différents acteurs (organismes de recherches, institutions, industrie).

Le contenu scientifique s'articulera autour de six thématiques principales :

- Exposition des milieux et impacts sur les écosystèmes et la santé humaine : monitoring, analyse et devenir des pesticides
- Déterminants agronomiques et conception de systèmes de culture visant à réduire les impacts liés aux pesticides
- Transferts de la parcelle au bassin versant et à la petite région : des facteurs d'émission à l'écotoxicologie du paysage
- Processus physico-chimiques et biologiques du devenir des pesticides aux échelles fines
- Approches innovantes en modélisation du devenir et des effets des pesticides
- Pesticides et société : perception et évaluation du risque

# PROGRAMME

Mercredi 27 mai

**08H30** : Accueil des participants

**09H00** : Conférence introductive

**09H30** : Session 1 «Exposition des milieux et impacts sur les écosystèmes et la santé humaine : monitoring, analyset et devenir des pesticides»

Session animée par :

**Christian Mougín et Sylvie Nélieu**, Inra, Versailles

**Isabelle Baldi et Ghislaine Bouvier**, Université de Bordeaux

L'objectif de cette session est de présenter les dernières avancées des recherches visant à évaluer les effets des pesticides sur les écosystèmes et la santé humaine. Elle couvrira les problématiques relatives au suivi *in situ* de la contamination, au devenir des contaminants (dissipation, élimination des pesticides, etc.), à la caractérisation de l'exposition des organismes non cibles (micro-organismes, faune, flore, Homme) des pesticides, et à leur mise en relation avec des effets biologiques à différents niveaux d'organisation. Une attention particulière sera apportée à l'évaluation des effets sur le long terme de pesticides en faibles doses et/ou en mélange. Elle intégrera également le développement d'outils et de méthodologies analytiques (capteurs, biomarqueurs, omiques, plateformes, etc.), les approches d'écotoxicologie et de toxicologie prédictives, d'épidémiologie.

**09H30** : Evaluation de la réponse de la passive SBSE face à des pics de contamination en pesticides dans les milieux aquatiques. *Margoum C. et al.*

**09H50** : Intérêts de l'échantillonnage passif pour un suivi simplifié des transferts de pesticides dans les milieux aquatiques. *Martin A. et al.*

**10H10** : Complémentarité d'échantillonneurs passifs et de bioindicateurs pour évaluer la contamination en pesticides des eaux de surface de bassins versants agricoles. *Le Dréau M. et al.*

**10H30** : Identification des sources majoritaires en pesticides sur un cours d'eau modèle – Application à l'agglomération bordelaise. *Dufour V. et al.*

**10H50** : Pause-café – posters\* - exposants

**11H20** : Impact des épandages sur la contamination par les pesticides des milieux sol, air et eau d'un Château viticole bordelais. *Cruz J. et al.*

**11H40** : Analyse des pesticides organochlorés dans les sols par microextraction en ligne couplée à un GC-MS-MS. *Giovanni C. et al.*

**12H00** : Isolement et caractérisation de *Bradyrhizobium* sp. SR1 dégradant deux herbicides  $\beta$  tricétones. *Romdhane S. et al.*

**12H20** : Les communautés microbiennes photosynthétiques (cyanobactéries et microalgues) comme bioindicateurs de stress phytosanitaires dans les sols agricoles. *Crouzet O. et al.*

**12H40** : Approche métabolomique pour la détermination de l'impact et du devenir d'herbicides dans le sol. *Patil C. et al.*

---

**13H00** : Déjeuner

---

## **14H30 : Session 2 «Déterminants agronomiques et conception de systèmes de culture visant à réduire les impacts liés aux pesticides»**

Session animée par :

**Céline Pelosi**, Inra, Versailles

**Magalie Jannoyer**, Cirad, Martinique

**Lionel Alletto**, Ecole d'Ingénieurs de Purpan, Toulouse

Cette session abordera les thèmes des pratiques et des systèmes de culture permettant de réduire le recours aux pesticides ainsi que leurs impacts environnementaux, écotoxicologiques et sanitaires à différentes échelles et niveaux d'organisation. Les aspects de conception et d'évaluation de systèmes de culture économes en pesticides seront illustrés par les méthodes et outils mobilisés/mobilisables et leurs intérêts-limites pour lever différents verrous. Les propositions traitant des conséquences sur les différents services écosystémiques et sur la gestion écologique des ravageurs et des adventices de systèmes de culture économes en pesticides s'inscrivent pleinement dans cette session.

**14H30 : Conférence A.Sophie Carpentier** (Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie)

**15H00 : Conférence Cyril Kao** (Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt)

**15h30 :** Comment mesurer la performance agroécologique d'une exploitation agricole pour l'accompagner dans son processus de transition. *Trabelsi M. et al.*

**15H50 : Pause-café – posters\* - exposants**

**16H20 :** Impact à long terme du non-labour sur le comportement hydrodynamique des sols. Conséquences sur les flux de nitrate et de pesticides. *Dairon R. et al.*

**16H40 :** Comparaison de la lixiviation de pesticides sous différents systèmes de monoculture de maïs irrigué. *Alletto L. et al.*

**17H00 :** Conception et évaluation par expérimentation de systèmes viticoles à bas niveau d'intrants phytosanitaires, visant la double performance économique et environnementale. *Métral R. et al.*

**17H20 :** ECHAP : un projet pour identifier les possibilités de réduction de l'utilisation des fongicides en utilisant l'architecture des couverts. *Robert C et al.*

**17H40 : Assemblée Générale**

**18H30 : Cocktail / Remise du prix Phytopharma**

Jeudi 28 mai

### 08H30 : Session 3 «Transferts de la parcelle au bassin versant et à la petite région : des facteurs d'émission à l'écotoxicologie du paysage»

Session animée par :

**Pierre Benoît**, Inra, Grignon

**Nicole Baran**, BRGM, Orléans

**Julien Tournebize**, Irstea, Antony

L'étude des transferts en conditions de terrain reste essentielle pour passer de la compréhension des processus locaux régulant les interactions entre la végétation, le sol, l'eau et l'air à la dispersion et aux impacts des pesticides hors des parcelles agricoles. Cette session regroupera des travaux d'observation, d'expérimentation et de modélisation sur le devenir et les transferts vers l'eau et l'air, de l'échelle de la parcelle à celle du bassin versant. Elle couvrira également le rôle des infrastructures écologiques (par exemple des zones tampon) dans la réduction de la dispersion des pesticides dans les paysages agricoles ou péri-urbains. Enfin elle abordera également les approches intégrées et régionalisées des transferts.

**08H30** : Modélisation du transfert de deux herbicides en plein champ dans un système de culture de maïs conventionnel : comparaison des modèles MACRO, PEARL et PRZM. *Marín Benito JM. et al.*

**08H50** : Projet EQUIPE : Evaluation de la QUALité prédictive de 27 Indicateurs PESTicides pour la qualité des eaux. *Pierlot F. et al.*

**09H10** : Les triazines : une persistance dans le milieu souterrain ou une utilisation continue ? *Sassine L. et al.*

**09H30** : Prédiction de la sorption du glyphosate et du diuron sur les sols et évaluation de la spécificité des sols de fond de fossés. *Dollinger J. et al.*

**09H50** : Devenir des pesticides infiltrés au sein d'une bande enherbée : potentiel de contamination d'une nappe superficielle sous-jacente. *Liger L. et al.*

### 10H10 : Pause-café – posters\* - exposants

**10h40** : Des zones humides construites pour épurer les eaux de drainage agricole : cas d'une mare et d'un fossé en Lorraine. *Gaullier C. et al.*

**11H00** : Zones Tampons Humides Artificielles (ZTHA) : évaluation de leur pouvoir épurateur sur des eaux de drainage en Lorraine. *Schott FX. et al.*

**11H20** : Du diagnostic de bassin versant aux actions d'atténuation: quelques retours d'expériences visant à réduire les transferts hydriques de contaminants et notamment de phytosanitaires. *Le Hénaff G. et al.*

### 11H40 : Session 4 «Processus physico-chimiques et biologiques du devenir des pesticides aux échelles fines»

Session animée par :

**Carole Bedos, Laure Vieublé-Gonod**, Inra, Grignon

**Olivier Crouzet**, Inra, Versailles

La compréhension et la prédiction du devenir des pesticides dans l'environnement reposent sur une connaissance fine des processus biologiques et physico-chimiques ayant lieu à petites échelles. Cette session couvrira les études relatives aux processus de dégradation ou d'interactions physico-chimiques, ayant lieu dans le sol, sur les végétaux et résidus de récoltes, dans l'air ou l'eau. Une attention particulière sera portée aux approches innovantes, qu'elles soient analytiques, expérimentales ou conceptuelles (ou de modélisation), apportant un éclairage nouveau sur le devenir des pesticides et l'évaluation des risques environnementaux associés.

**11H40** : Apport d'une sonde fluorescente comme le Prodan pour caractériser la polarité des cuticules de feuilles. *Malgorzata S. et al.*

**12H00** : Identification des gènes et enzymes impliqués dans la dégradation de l'herbicide mésotrione chez *Bacillus megaterium* Mes11. *Carles L. et al.*

**12H20** : Impact des flux d'eau sur la biogéographie du 2,4-D et des microorganismes dégradants dans le sol : une étude en microcosmes. *Pinheiro M. et al.*

**12H40** : Etude en colonne non-saturée du transfert du S-métolachlore et de ses métabolites dans un matériau fluvio-glaciaire. *Sidoli P. et al.*

---

## 13H00 : Déjeuner

---

**14H30** : Caractérisation de polluants émergents issus de la dégradation UV-visible de pesticides en milieux aqueux. *Bourcier S. et al.*

**14H50** : Isomères : de nouvelles questions en évaluation du risque lié aux pesticides. *Gourlaouën N. et al.*

**15H10** : Présentation de la thèse élue au prix phytopharma.

**15H30** : Table ronde

## 15H40 : Pause-café – posters\* - exposants

## 16H10 : Session 6 «Pesticides et société : perception et évaluation du risque»

Session animée par :

**Enrique Barriuso**, Inra, Grignon

**Carole Barthelemy**, Université Aix-Marseille

**Sonia Grimbuhler**, Irstea, Montpellier

L'utilisation de pesticides met en interaction divers acteurs sociaux, notamment dans le cadre de la réduction annoncée par le plan EcoPhyto. Si les déterminants agronomiques sont facilement identifiables, ce n'est pas le cas pour les déterminants environnementaux, qui sont en partie à l'origine de controverses sur les risques associés à l'utilisation des pesticides. Les individus réagissent différemment face à une contamination invisible et aux incertitudes liées aux conséquences indirectes et souvent différées dans le temps et dans l'espace. Cette session est ouverte aux travaux relevant des sciences humaines et sociales permettant de mieux comprendre comment les individus appréhendent cette incertitude face à des risques potentiels ex. impacts sur l'environnement ou sur la santé des agriculteurs et des riverains. Les mesures scientifiques de l'exposition aux pesticides, les normes d'utilisation en vigueur, l'appréhension subjective de l'exposition, la vulgarisation des résultats scientifiques et la communication au grand public représentent des pistes de réflexion à explorer.

**16H10** : Outils et méthodes de gestion des risques liés à l'utilisation des pesticides sur un territoire : Les résultats du projet Tram. *Le Grusse P. et al.*

**16H30** : Contrôle des risques de toxicité liés aux pesticides : un modèle technico-économique d'optimisation pour la gestion des usages phytosanitaires en agriculture. *Mghirbi O. et al.*

**16H50** : Le rôle central de l'opérateur dans la réduction de l'exposition aux produits phytopharmaceutiques. *Lambert M. et al.*

**17H10** : Quelle réponse du droit face au risque des pesticides ? *Langlais A.*

**17H30** : Approches sociologiques des relations entre pesticides et société : état de l'art et perspectives de recherche. *Barthelemy C.*

**17H50** : départ Visite

## 20H00 : Dîner de Gala

**08H30 : Session 5 «Approches innovantes en modélisation du devenir et des effets des pesticides»**

Session animée par :

**Valérie Pot**, Inra, Grignon

**Laure Mamy**, Inra, Versailles

**Alexandre Pery**, AgroParisTech, Paris

L'évolution des pratiques agricoles, la diversité des molécules utilisées, mais aussi les progrès réalisés sur les outils d'observation expérimentale (imagerie 3D de la structure du sol) et la mise à disposition de plateformes de modélisation contribuent au renouvellement des questions scientifiques et des modèles décrivant le devenir des pesticides dans le système sol-plante-atmosphère de l'échelle microscopique à l'échelle de la parcelle. Parmi les contributions à cette session, nous trouverons notamment des travaux concernant la prise en compte de nouveaux itinéraires techniques ou de couplages innovants entre les processus régulant le devenir et les effets des pesticides, ainsi que des approches traitant de la généralité des molécules.

**08H30 : Conférence invitée :** Outils de modélisation pour le transfert et les effets des pesticides : état des lieux, limites et perspectives. *Boivin A et Poulsen V (ANSES)*.

**08H50 :** Prédiction du comportement des pesticides dans l'environnement à partir de leurs propriétés moléculaires. *Mamy L. et al.*

**09H05 :** Détermination de l'importance de descripteurs moléculaires sur la mobilité dans la plante de molécules naturelles ou xénobiotiques. *Rocher F. et al.*

**09H25 :** Contribution des dépôts atmosphériques gazeux à la contamination des eaux de surface par les pesticides. *Bedos C. et al.*

**09H40 :** Evaluation des flux de pesticides dans les systèmes de culture innovants : forçage du modèle de simulation du devenir des pesticides MACRO avec le modèle de culture STICS. *Yemadje SK. et al.*

**10H00 :** L'évaluation intégrée pour la gestion des aires de captage d'eau potable sujettes à la pollution par les pesticides. *Vernier F. et al.*

**10H20 :** Approche intégrée du suivi des effets non intentionnels aigus des produits phytopharmaceutiques sur la faune sauvage. *Quintaine T. et al.*

**10H40 : Pause-café – posters\* - exposants**

**11H10 : Suite Session 1 « Exposition des milieux et impacts sur les écosystèmes et la santé humaine : monitoring, analyse et devenir des pesticides »**

**11H10 :** Évaluation de l'impact d'un inhibiteur de la synthèse de la chitine, le novaluron, sur l'hormone de mue et la composition biochimique des cuticules chez *Palaemon adspersus*. *Berghiche H. et al.*

**11H30 :** Effets d'extraits aqueux de végétaux et du bio-insecticide *Bti* sur la survie d'hydracariens et de gastéropodes non-cibles et réponse de la GST. *Mansouri M. et al.*

**11H50 :** L'association d'un engrais NPK et de l'insecticide deltaméthrine favorise la prolifération d'*Anopheles gambiae* (Diptera : Culicidae) résistants aux pyréthrinoïdes. *Darriet F. et al.*

**12H10 :** Mise en évidence des résidus de pesticides dans les gîtes larvaires à *Anopheles gambiae s.l* en zone cotonnière au Sud-ouest du Burkina Faso : incidence sur la sensibilité des vecteurs aux insecticides et impact sur l'efficacité des outils de lutte anti-vectorielle. *Hien A. et al.*

**12H30 :** Atteinte du métabolisme énergétique cellulaire chez des juvéniles de gardons *Rutilus rutilus* exposés à un herbicide, l'éthofumésate, à deux températures. *Maes V. et al.*

---

**12H50 : Déjeuner**

---

**14h20 :** Contrôle et surveillance des résidus de pesticides dans la menthe verte fraîche. *Hormatallah A et al.*

**14H40 :** CIA : un outil élaboré à partir des index phytosanitaires Acta pour aider à la traçabilité des expositions professionnelles agricoles aux pesticides. *Spinosi J. et al.*

**15H00 :** Conclusion

**15H30 :** Fin





## Session 1 «Exposition des milieux et impacts sur les écosystèmes et la santé humaine : monitoring, analyse et devenir des pesticides»

Mercredi 27 mai 9h30

Session animée par :

**Christian Mougín et Sylvie Nélieu**, Inra, Versailles

**Isabelle Baldi et Ghislaine Bouvier**, Université de Bordeaux

L'objectif de cette session est de présenter les dernières avancées des recherches visant à évaluer les effets des pesticides sur les écosystèmes et la santé humaine. Elle couvrira les problématiques relatives au suivi *in situ* de la contamination, au devenir des contaminants (dissipation, élimination des pesticides, etc.), à la caractérisation de l'exposition des organismes non cibles (micro-organismes, faune, flore, Homme) des pesticides, et à leur mise en relation avec des effets biologiques à différents niveaux d'organisation. Une attention particulière sera apportée à l'évaluation des effets sur le long terme de pesticides en faibles doses et/ou en mélange. Elle intégrera également le développement d'outils et de méthodologies analytiques (capteurs, biomarqueurs, omiques, plateformes, etc.), les approches d'écotoxicologie et de toxicologie prédictives, d'épidémiologie.

**09H30** : Evaluation de la réponse de la passive SBSE face à des pics de contamination en pesticides dans les milieux aquatiques. *Margoum C. et al.*

**09H50** : Intérêts de l'échantillonnage passif pour un suivi simplifié des transferts de pesticides dans les milieux aquatiques. *Martin A. et al.*

**10H10** : Complémentarité d'échantillonneurs passifs et de bioindicateurs pour évaluer la contamination en pesticides des eaux de surface de bassins versants agricoles. *Le Dréau M. et al.*

**10H30** : Identification des sources majoritaires en pesticides sur un cours d'eau modèle – Application à l'agglomération bordelaise. *Dufour V. et al.*

### 10H50 : Pause-café – posters\* - exposants

**11H20** : Impact des épandages sur la contamination par les pesticides des milieux sol, air et eau d'un Château viticole bordelais. *Cruz J. et al.*

**11H40** : Analyse des pesticides organochlorés dans les sols par microextraction en ligne couplée à un GC-MS-MS. *Giovanni C. et al.*

**12H00** : Isolement et caractérisation de *Bradyrhizobium* sp. SR1 dégradant deux herbicides  $\beta$  tricétones. *Romdhane S. et al.*

**12H20** : Les communautés microbiennes photosynthétiques (cyanobactéries et microalgues) comme bioindicateurs de stress phytosanitaires dans les sols agricoles. *Crouzet O. et al.*

**12H40** : Approche métabolomique pour la détermination de l'impact et du devenir d'herbicides dans le sol. *Patil C. et al.*

---

### 13H00 : Déjeuner

---

## **Evaluation de la réponse de la passive SBSE face à des pics de contamination en pesticides dans les milieux aquatiques**

Margoum Christelle, Assoumani Azziz, Lombard Antoine, Guillemain Céline, Coquery Marina

Irstea UR MALY, 5 rue de La Doua CS70077, 69626 Villeurbanne Cedex – [christelle.margoum@irstea.fr](mailto:christelle.margoum@irstea.fr)

L'évaluation et le suivi des niveaux de contamination de l'environnement aquatique par les micropolluants organiques tels que les pesticides sont des enjeux majeurs dans les politiques de préservation du bon état chimique et écologique des masses d'eau. L'échantillonnage passif peut d'ores et déjà représenter une alternative simple et économique aux échantillonnages ponctuels et moyennés automatisés, pour la détermination de la contamination des eaux de surface par les pesticides, en particulier pour mieux évaluer les effets de plans d'actions mis en œuvre.

L'échantillonnage passif permet la détermination de concentrations moyennes de composés ciblés, intégrées sur la période d'exposition de l'échantillonneur, après un étalonnage réalisé en conditions contrôlées de laboratoire. Différents outils sont actuellement disponibles pour échantillonner des contaminants de nature et de polarité différentes. La passive SBSE (Stir Bar Sorptive Extraction) a été récemment développée par Irstea pour détecter et quantifier les pesticides moyennement polaires à hydrophobes, pour lesquels il n'existait pas encore d'outil d'échantillonnage passif adapté.

Le déploiement de barreaux SBSE pendant plusieurs périodes de 7 jours dans les cours d'eau de petits bassins versants agricoles a permis de mettre en évidence les variations spatiales et temporelles des contaminations en pesticides [1]. L'application *in situ* de cet outil est simple, permet d'abaisser les seuils de quantification et ainsi de détecter des pesticides présents à de très faibles niveaux de concentrations ou dont la présence dans le milieu aquatique est fortement corrélée aux conditions hydrologiques (présence fugace en période de crue). Les données de concentrations acquises sont reproductibles, et sont similaires à celles issues de prélèvements moyennés réalisés pendant la même période, et plus représentatives que celles obtenues suite à des prélèvements ponctuels, dans le cas de périodes de pic de contamination.

L'objectif des travaux présentés ici est de mieux évaluer, en conditions contrôlées de laboratoire, la réponse de l'outil passive SBSE face à des variations de concentrations d'amplitude et de durée variables (pics de contamination de quelques heures, ou variations plus modérées pendant 4 jours).

L'étude a été menée avec une vingtaine de pesticides moyennement polaires à hydrophobes ( $2,18 < \log K_{ow} < 5,11$ ). Lors d'une première expérimentation, des barreaux ont été plongés dans une eau fortement contaminée en pesticides (quelques dizaines de  $\mu\text{g/L}$ ) pendant 2 à 6 heures puis une cinétique de désorption dans de l'eau non contaminée a été suivie pendant 7 jours. Les résultats ont mis en évidence la réactivité des passive SBSE soumis à de brusques variations de concentrations en pesticides. Les pesticides hydrophobes s'absorbent très

rapidement sur les barreaux et leur désorption est limitée lorsque l'outil est plongé dans une eau non contaminée. Les pesticides plus polaires s'absorbent également très rapidement sur les barreaux. En revanche, la désorption peut être quasi totale lorsque l'outil est mis en contact avec de l'eau propre. Ceci est dû à l'affinité de la phase absorbante en polydiméthylsiloxane des barreaux, plus faible pour les pesticides plus polaires.

Une deuxième expérimentation sur 4 jours a consisté à mettre en œuvre 5 scénarios d'exposition différents avec une concentration moyenne identique ; l'objectif étant d'évaluer la justesse de la réponse des barreaux SBSE face à des variations modérées de concentrations. Les résultats obtenus ont confirmé les conclusions précédentes : pour les composés les plus polaires, la quantité finale de pesticides accumulés sur les barreaux est fortement dépendante du scénario d'exposition, tandis que pour les pesticides les plus hydrophobes les concentrations moyennes obtenues par la passive SBSE varient peu. C'est notamment le cas des insecticides comme le chlorpyrifos éthyl, pour lesquels l'utilisation sur le terrain de la passive SBSE semble tout à fait indiquée.

Les expérimentations menées en conditions contrôlées de laboratoire ont permis de mieux définir les domaines d'application de la passive SBSE. L'outil est très réactif face aux pics fugaces de contaminations et permet d'obtenir des concentrations moyennes représentatives, en particulier pour les pesticides les plus hydrophobes qui sont rarement détectés et quantifiés par les techniques d'échantillonnages ponctuels.

*Mots-clés : pesticides, échantillonnage passif, milieu aquatique, pics de contamination,*

[1] A. Assoumani, M. Coquery, L. Liger, N. Mazzella, C. Margoum, *Field application of passive SBSE for the monitoring of pesticides in surface waters, Environmental Science and Pollution Research*, (2014) 22 (6), 3997-4008.

## **Intérêts de l'échantillonnage passif pour un suivi simplifié des transferts de pesticides dans les milieux aquatiques**

Martin Alexis, Guillemain Céline, Le-Dréau Matthieu, Liger Lucie, Peyrard Xavier,  
Gouy Véronique, Margoum Christelle

Irstea 5, rue de la Doua CS 70077 69626 Villeurbanne cedex – [alexis.martin@irstea.fr](mailto:alexis.martin@irstea.fr)

L'emploi de pesticides sur les parcelles agricoles entraîne une contamination des eaux de surface et souterraines par de nombreux phénomènes de transferts (ruissellement, infiltration, écoulements latéraux, dispersion atmosphérique...). La compréhension des mécanismes en cause passe par une mesure adaptée et pertinente de la contamination en substances dans les différents compartiments concernés. Les niveaux de contaminations en pesticides sont cependant difficiles à évaluer car ils dépendent fortement de (i) la nature des substances employées, en particulier leurs caractéristiques physico-chimiques ; (ii) la très forte variabilité des transferts liée aux pratiques agricoles, à l'occupation du sol, aux périodes de traitement, aux quantités appliquées, au contexte agro-pédo-climatique,; (iii) la capacité de dégradation des molécules, qui conduit à la production de métabolites, souvent peu connus et parfois plus toxiques que les matières actives-mères, iv) les très faibles niveaux de concentrations pouvant être rencontrés dans les milieux naturels. Actuellement, la stratégie utilisée pour améliorer la compréhension des mécanismes de transferts des pesticides entre la parcelle agricole cultivée et les milieux aquatiques est essentiellement basée sur des échantillonnages actifs d'eau (soit ponctuels, soit moyennés au temps ou au volume passé). Toutefois, ces méthodes de prélèvement présentent certains inconvénients (manque de représentativité des échantillons ponctuels, lourdeur et coût de fonctionnement des échantillonnages automatiques). Pour pallier à ces limites, un suivi par échantillonnage passif permet de réaliser des mesures intégratives des chroniques de concentration en contaminants présents à l'état de traces dans des milieux aqueux. Cette technique est basée sur la diffusion de molécules présentes dans le milieu aqueux vers un échantillonneur exposé *in situ* en continu pendant une période d'exposition connue.

Irstea a développé un échantillonneur passif simple sous forme de tige en silicone (TS) de faible dimension pour le suivi *in situ* des niveaux de contaminations en pesticides dans l'eau. Cet outil permet de capter des pesticides de nature moyennement hydrophile à hydrophobe ( $1,5 < \log K_{ow} < 5,5$ ). Son principe de fonctionnement permet d'intégrer les concentrations en contaminants, y compris les pics fugaces, sur une période de suivi d'une semaine. Une des conséquences pratiques est de réduire le nombre d'échantillons ponctuels qui auraient été nécessaires pour obtenir la même représentativité, de ne nécessiter aucune maintenance ni aucun coût annexe en énergie. Par ailleurs, la pré-concentration des substances directement sur site permet une économie de temps et un abaissement des limites de quantification analytiques. Le type d'information délivré par ces échantillonneurs passifs peut être de type qualitatif (nature des contaminants présents dans le milieu), semi-quantitatif (calcul de ratios pour évaluer une dispersion spatiale ou temporelle par rapport à une référence), ou quantitatif (calcul de

concentrations dans le milieu représentatives de la période d'exposition *in situ*) en fonction des propriétés des pesticides et de la calibration préalable des échantillonneurs en laboratoire.

Cette étude a pour objectif de présenter différents domaines d'application des tiges silicone (TS) qui ont été testées par Irstea, pour améliorer le suivi et la compréhension des voies et des mécanismes de transferts des pesticides depuis la parcelle agricole jusqu'au milieu aquatique. Les TS ont été appliquées pour le suivi de la contamination au sein de deux types de milieu aquatique :

- des écoulements de subsurface au sein d'une parcelle de vigne, qui ont été suivis à la fois grâce à un réseau de piézomètres et à un fossé collecteur ;
- une rivière au sein d'un bassin versant viticole soumis à un fort gradient de contamination spatial et temporel.

En complément, des échantillonnages ponctuels ont été réalisés pour valider les comportements observés sur ces nouveaux outils et pour montrer l'intérêt de leur utilisation.

L'échantillonneur passif TS a montré sa sensibilité pour décrire la dispersion spatiale d'un panache de contamination lors d'un traçage des écoulements de subsurface dans une parcelle viticole et a permis d'associer le comportement des pesticides dans les écoulements avec leurs usages. Dans ce type de suivi, l'outil TS a confirmé sa simplicité d'application et son caractère « non perturbateur du milieu » comparé à des prélèvements d'échantillons d'eau ponctuels ; aspects essentiels lorsqu'il s'agit de faire des mesures au sein de piézomètres.

En ce qui concerne la campagne de suivi de la contamination en cours d'eau, trois points d'échantillonnage (amont, intermédiaire et aval) ont été choisis le long d'un cours d'eau soumis à une forte pression viticole, en réalisant quatre déploiements consécutifs d'une semaine en période de traitement de la vigne. En utilisant la nature et la masse de chaque molécule accumulée sur TS comme donnée qualitative et semi-quantitative respectivement, il est possible de mettre en évidence plusieurs tendances. Premièrement, la nature de la contamination chimique sur la période de suivi (fin de printemps) est principalement occasionnée par des fongicides (diméthomorphe, spiroxamine, tébuconazole et procymidone) et dans une moindre mesure par des herbicides (diflufénicanil) et insecticides (chlorpiryphos-éthyl et méthyl). Deuxièmement, un gradient amont-aval de la contamination globale en pesticides sur ce cours d'eau a pu clairement être confirmé, ce qui est en accord avec une augmentation de l'occupation des sols du bassin versant par la viticulture. Enfin, les outils montrent une variation temporelle importante de la contamination en pesticides sur la deuxième semaine, en cohérence avec un fort évènement pluvieux sur le bassin versant qui a engendré une contamination accrue du milieu aquatique.

Les échantillonneurs passifs TS présentent donc un réel intérêt pour améliorer le suivi des transferts de pesticides dans différents compartiments aqueux. Leur sensibilité et leur caractère intégratif facilitent l'évaluation de tendances à moindre coût, en limitant le nombre d'échantillons à réaliser pour une représentativité temporelle équivalente. Ceci est d'autant plus important dans un contexte de variabilité spatiale et temporelle forte, où les stratégies d'échantillonnage ponctuel sont le plus souvent insuffisantes pour faire émerger des évolutions en lien avec les pratiques et les conditions météorologiques.

*Mots-clés : Pesticides, échantillonnage passif, milieux aquatiques, écoulements de subsurface*

## **Complémentarité d'échantillonneurs passifs et de bio-indicateurs pour évaluer la contamination en pesticides des eaux de surface de bassins versants agricoles**

Le Dréau Matthieu, Chaumot Arnaud, François Adeline, Geffard Olivier, Margoum Christelle, Pesce Stéphane <sup>(1)</sup>, Martin Caroline, Mazzella Nicolas <sup>(2)</sup>, Gouy Véronique <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Irstea 5, rue de la Doua CS 70077 69626 Villeurbanne cedex – matthieu.le-dreau@irstea.fr

<sup>(2)</sup> Irstea 50, avenue de Verdun 33612 Cestas cedex

Pour effectuer un diagnostic de la contamination en produits phytosanitaires présents dans les milieux aquatiques continentaux, les gestionnaires des eaux s'appuient essentiellement sur une stratégie d'analyse chimique *via* une stratégie d'échantillonnage ponctuel. Mais cette méthodologie souffre d'un manque de représentativité temporelle et ne rend pas compte des effets biologiques induits par les pollutions.

C'est ainsi que face à un besoin de compréhension de l'évolution spatio-temporelle et de l'impact de la contamination des milieux aquatiques, les gestionnaires se montrent aujourd'hui intéressés par les différents outils intégratifs chimiques (échantillonneurs passifs) ou biologiques (encagement de gammars, étude des communautés microbiennes) développés ces dernières années par les laboratoires de recherche, et notamment par Irstea.

S'appuyant sur une convention ONEMA – Irstea, financé par le programme d'action national Ecophyto (Axe 3 Volet 4 : « Recherches sur les impacts sanitaires et environnementaux de l'utilisation des pesticides »), le projet « Développement d'outils et d'indicateurs pour mieux évaluer la chaîne pressions-impacts des pesticides sur les eaux de surface » vise notamment à évaluer ces nouveaux outils, leur complémentarité, leur opérationnalité et leur disponibilité pour les gestionnaires. A terme, ce projet ambitionne de développer un guide de mise en œuvre de ces outils de suivi *in situ* pour l'appui au diagnostic de l'état et de l'impact de la contamination des eaux par les produits phytosanitaires ou à l'orientation et l'évaluation des actions correctives.

Pour affiner ou consolider les méthodologies d'utilisation et d'interprétation des réponses de ces outils des applications *in situ* sont nécessaires. C'est dans ce cadre qu'une campagne de déploiement de ces outils a été réalisée en juin 2014 sur deux bassins versants choisis comme cas d'étude de typologie de contamination contrastée.

- Le premier bassin versant choisi est celui de l'Ardières, situé dans le Beaujolais viticole, et soumis à une pression forte en produits phytosanitaires, *a priori* essentiellement des fongicides et insecticides. Trois points de suivi ont été sélectionnés sur la rivière, de l'amont dénué de vignes, vers l'aval de plus en plus occupé par les parcelles viticoles.

- Le second bassin versant étudié est celui de la Coise, situé dans les Monts du Lyonnais, où l'élevage intensif bovin et la polyculture sont prédominants. Durant la période du mois de juin, le bassin est notamment soumis à une contamination en herbicides liée à la culture du maïs. Trois sites de suivi ont également été sélectionnés : un point sur la rivière de la Coise, et deux points sur deux affluents de celle-ci, caractérisés par des intensités d'usages agricoles différenciées.

Sur ces sites d'études, 49 pesticides (28 herbicides, 9 fongicides et 12 insecticides) ont été recherchés par 2 échantillonneurs passifs distincts : la passive-SBSE (*Stir Bar Sorptive Extraction*) échantillonnant des molécules hydrophobes à moyennement hydrophiles et le POCIS (*Polar Organic Chemical Integrative Sampler*) échantillonnant une majorité de molécules hydrophiles. Ces échantillonneurs placés dans le milieu réalisent un échantillonnage en continu, et améliorent ainsi la représentativité de la qualité moyenne du milieu en permettant d'obtenir une concentration intégrée sur le temps d'exposition du capteur.

Parallèlement, l'utilisation de bio-indicateurs a consisté i) d'une part dans le déploiement de gammarens encagés (stratégie de monitoring actif) avec l'inhibition de l'acétylcholinestérase et le taux d'alimentation comme marqueurs étudiés car sensibles aux phytosanitaires, et ii) d'autre part dans l'étude des réponses des communautés autochtones (monitoring passif) à la présence de toxiques via la mesure de leur impact sur les communautés microbiennes et de macroinvertébrés (mesure de la dégradation de litières végétales), ainsi que sur les biofilms phototrophes péryphitiques (tests de toxicité aiguë basé sur l'approche PICT, « Pollution Induced Community Tolerance »).

Le déploiement des échantillonneurs passifs a permis de caractériser le type de contamination des deux bassins versants et d'identifier des pressions différenciées suivant les sites. Sur l'Ardières un gradient de concentrations d'amont en aval en fongicides et insecticides a été mis en évidence à mesure que la surface en vignes augmente, traduisant bien la géographie et le contexte agricole du bassin. Sur le bassin versant de la Coise, une contamination en herbicides maïs est observée, avec des concentrations distinctes suivant les sous-bassins versants, en cohérence avec l'occupation du sol et la taille des bassins versants amont.

Par ailleurs, les échantillonneurs passifs ont intégré des pics de contamination fugaces directement liés à des épisodes de crue, mettant en avant la présence de certaines molécules souvent mal échantillonnées par prélèvement ponctuel (par exemple l'acétochlore sur la Coise, des insecticides organo-phosphorés sur l'Ardières).

Les bio-indicateurs ont permis de caractériser l'impact toxique de ces contaminations contrastées dans le temps et entre les deux bassins. Ainsi sur l'Ardières une diminution progressive de la biomasse fongique d'amont en aval est observée à mesure que les concentrations en fongicides augmentent. En aval, où les concentrations d'insecticides organo-phosphorés sont importantes, une forte inhibition de l'acétylcholinestérase chez des gammarens encagés est observée. Les taux d'alimentation des gammarens encagés et des communautés de macro-invertébrés autochtones démontrent une forte toxicité en aval de la rivière. Sur la Coise, l'inhibition alimentaire observée sur les gammarens encagés a démontré des impacts biologiques variables dans le temps et dans l'espace sur le bassin, en rapport avec la caractérisation de la contamination réalisée grâce aux échantillonneurs passifs ; des tests de toxicité aiguë réalisés sur le biofilm phototrophe ont également montré une augmentation de tolérance vis-à-vis de l'acétochlore révélant une adaptation *in situ* des communautés péryphitiques à cette molécule (ou à d'autres herbicides présentant le même mode d'action), et prouvant ainsi un effet sur les communautés algales naturelles dans le milieu.

Ces premiers résultats mettent en exergue la grande cohérence des réponses des différents outils, leurs apports spécifiques en complément des échantillonnages ponctuels et leur capacité à rendre compte de variations spatiales ou temporelles de la contamination (en nature de substances et en niveau de concentration). Ces essais seront consolidés sur les mêmes sites en 2015 et complétés par la mise en œuvre des outils sur un nouveau bassin versant à dominante grandes cultures (bassin du Charlet au sud de Clermont Ferrand).

*Mots-clés : pesticides, diagnostic, approche pluridisciplinaire, échantillonnage passif, bio-indicateurs*

## Identification des sources majoritaires en pesticides sur un cours d'eau modèle – Application à l'agglomération bordelaise

Dufour Vincent <sup>(1)</sup>, Cruz Justine <sup>(1)</sup>, Granger Damien <sup>(2)</sup>, Chambolle Mélodie <sup>(2)</sup>, Le Menach Karyn <sup>(1)</sup>, Pardon Patrick <sup>(1)</sup>, Litrico Xavier <sup>(2)</sup>, Budzinski Hélène\* <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> EPOC UMR 5805, Université de Bordeaux, 351 cours de la libération, 33405 Talence, France

<sup>(2)</sup> LyRE - Université de Bordeaux - Domaine du Haut-Carré, Bâtiment C4, 2<sup>nd</sup> étage, aile gauche - 33400 Talence, France

vincent.dufour@u-bordeaux.fr ; helene.budzinski@u-bordeaux.fr

Historiquement utilisés dans l'agriculture, les pesticides sont de plus en plus employés dans le cadre d'usages urbains, ce qui rend plus difficile l'identification des sources conduisant à leur introduction dans les cours d'eaux. Des voies majeures d'apport sont identifiées, soit en tant que sources diffuses (lessivage des surfaces traitées par les précipitations, retombées atmosphériques en périodes de traitement), soit en tant que rejet ponctuel (exutoires pluviaux collectant les eaux urbaines de ruissellement). De plus certains travaux comme l'étude nationale ARMISTIQ (visant à caractériser la capacité des stations d'épuration à abattre les micropolluants), mettent en évidence la présence de pesticides dans les effluents de sorties de stations d'épurations (STEP) [1] : les stations équipées de traitement biologique secondaire ne sont pas à même d'abattre de façon significative les pesticides présents dans les effluents urbains [1-2]. Il faut donc considérer les réseaux d'assainissement comme des vecteurs potentiels de pesticides via les STEP.

A l'heure actuelle des pesticides sont détectés dans la majorité des eaux de surfaces françaises, à des concentrations parfois supérieures au µg/L, ce qui, en plus de compliquer le traitement et l'utilisation de cette ressource, est problématique pour les écosystèmes aquatiques. En effet, même à l'état de traces (ng/L), certains de ces composés peuvent être dommageables au milieu récepteur. Le fipronil par exemple, un insecticide utilisé comme traitement vétérinaire antipuces, possède une concentration prédite sans effet (PNEC) de 0,8 ng/L au-delà de laquelle il peut y avoir un risque pour les organismes vivants dans le cours d'eau. De plus, il apparait que ses produits de dégradation sont tout aussi toxiques que lui [3], ce qui pose la question de son devenir dans le milieu naturel.

Dans l'optique de réduire ces substances dans les environnements aquatiques, il est nécessaire de caractériser ces sources de polluants et d'acquérir une meilleure compréhension des voies de contamination des eaux de surfaces.

Cette étude porte sur la Jalle de Blanquefort, un cours d'eau de 31 km rejoignant la Garonne au nord de l'agglomération Bordelaise. Une station d'épuration ainsi que des exutoires pluviaux se jettent dans cette petite rivière, et son bassin versant abrite une multitude d'activités (urbaines, maraîchères, forestières, réserve naturelle). Cela en fait un site représentatif des petits cours d'eau français et adapté à l'identification des sources en pesticides vers le milieu naturel. Des prélèvements moyennés 24h ont été réalisés en 4 points de la Jalle de Blanquefort, 2 fois par an pendant 2 ans. Le rejet de la station d'épuration (réseau séparatif) ainsi que l'un des exutoires pluviaux situés sur le site d'étude ont été caractérisés. Une sélection de 62 pesticides regroupant des insecticides (16), des herbicides (15), des fongicides (13) et certains de leurs produits de dégradation (18) ont été recherchés dans les différentes masses d'eaux étudiées avec des méthodes d'extraction permettant la détection de ces molécules à l'état de traces (ng/L).

Les résultats des analyses effectuées sur le cours d'eau (Figure 1) mettent en évidence une constance dans le nombre de molécules retrouvées (15 sur les 62 recherchées) ainsi que dans les concentrations estimées (250 ng/L pour la somme des pesticides étudiés). Malgré des quantités d'herbicides agricoles constantes (principalement du S-métolachlore et ses métabolites, le 2<sup>ème</sup> herbicide le plus utilisé sur la région), une augmentation des concentrations de la majorité des pesticides recherchés est constatée après le rejet de la station d'épuration. C'est notamment le cas pour le fipronil, rarement quantifié avant le rejet de la STEP, mais retrouvé systématiquement au-delà du ng/L après le rejet, ce qui traduit un potentiel risque pour le milieu étudié (PNEC à 0,8 ng/L).

Les plus fortes concentrations en pesticides sont retrouvées dans les exutoires pluviaux, et peuvent avoisiner les 800 ng/L selon l'ouvrage et l'épisode pluvieux considéré. La somme des concentrations retrouvées sur les effluents de sortie de STEP avoisinent les 570 ng/L.

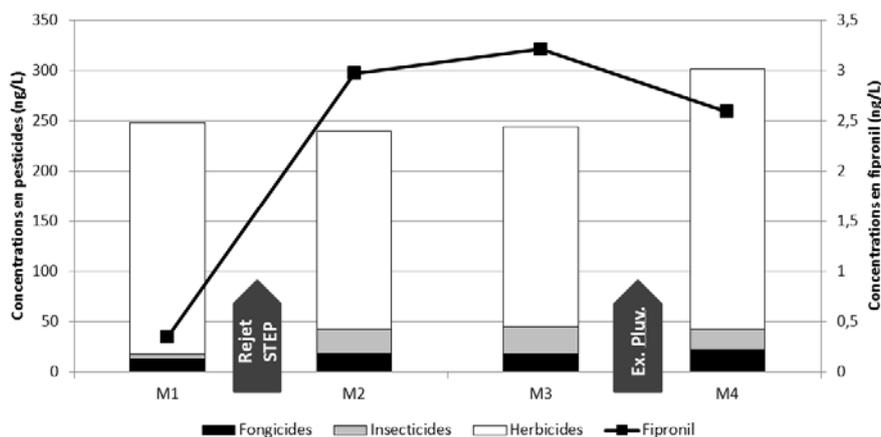


Figure 1: Somme des concentrations en fongicides, insecticides, herbicides et fipronil retrouvées sur le milieu naturel (de l'amont M1 vers l'aval du cours d'eau M4) sur l'ensemble des campagnes – Rejet STEP : signale le lieu où le rejet de STEP rejoint le cours d'eau, Ex. Pluv. : signale le lieu où l'exutoire pluvial se déverse dans le cours d'eau.

Afin d'identifier les sources majoritaires des flux ont été calculés sur les sites d'étude en tenant compte des débits annuels de chacun des points de mesure (Figure 2). Le réseau d'assainissement apparaît comme la source majoritaire d'un grand nombre d'insecticides et de fongicides via la station d'épuration, ce qui explique l'augmentation des concentrations entre les points M1 et M2 (Figure 1). Toutefois, les quantités retrouvées avant la STEP traduisent la présence d'une source en amont du site étudié. Ces calculs mettent aussi en évidence que l'exutoire pluvial, bien que fortement concentré en pesticides, représente un apport moins important que la STEP.

Concernant les herbicides (majoritairement du S-métolachlore et ses produits de dégradation), ils semblent être apportés par une source amont, sûrement liée aux zones maraichères situées plus haut sur le bassin versant.

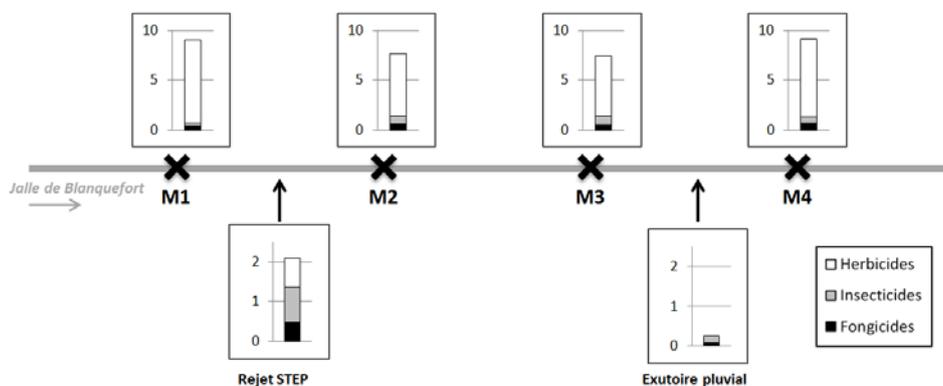


Figure 2: Flux en pesticides sur le système étudié (kg/an)

Cette étude a mis en évidence qu'il est possible d'identifier des sources majoritaires en pesticides sur un cours d'eau modèle. Des investigations plus poussées sur le réseau d'assainissement devraient permettre de clarifier les usages responsables de la présence de pesticides dans les effluents urbains.

**Mots-clés :** Pesticides, sources, eaux naturelles, effluents urbains, exutoires pluviaux

- [1] J.-M. Choubert, M. Pomiès, C. Miège, M. Coquery. Élimination des micropolluants par les stations d'épuration domestiques, *Sci. Eaux Territ.*, 9, 6–15, 2012.
- [2] M. Köck-Schulmeyer, M. Villagrasa, M. López de Alda, R. Céspedes-Sánchez, F. Ventura, D. Barceló. Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact, *Sci. Total Environ.*, 458–460, 466–476, 2013.
- [3] A. S. Gunasekara, T. Truong, K. S. Goh, F. Spurlock, and R. S. Tjeerdema. Environmental fate and toxicology of fipronil, *J. Pestic. Sci.*, 32(3), 189–199, 2007.

## **Impact des épandages sur la contamination par les pesticides des milieux sol, air et eau d'un Château viticole bordelais**

Justine Cruz, Karyn Le Ménach, Patrick Pardon, Pierre-Marie Flaud, Emilie Perraudin, Eric Villenave, Marie-Hélène Dévier, Hélène Budzinski

*Université de Bordeaux, EPOC-LPTC, UMR 5805 CNRS, 351 cours de la Libération, 33405 Talence cedex, (France) - justine.cruz@u-bordeaux.fr*

En 2014, la France était le premier producteur mondial de vin, avec 46,2 millions d'hectolitres. Le vignoble métropolitain occupe environ 800000 hectares, soit 3 % de la surface agricole, mais représente 20 % des usages en pesticides. En effet, malgré des initiatives de réduction, notamment pour les herbicides avec le développement du désherbage mécanique, la culture de la vigne utilise toujours beaucoup de pesticides avec en moyenne 16 traitements (majoritairement des fongicides) effectués par hectare en 2010. Cette forte utilisation constitue aujourd'hui un sujet sensible en ce qui concerne l'exposition des travailleurs ou des riverains, la culture de la vigne étant au cœur de l'économie des régions viticoles, comme par exemple dans le Bordelais.

Dans ce contexte, l'impact des épandages sur la contamination par les pesticides des milieux sol, air et eau d'un Château viticole bordelais a été étudié de février à décembre 2013. 40 pesticides ont été recherchés, que ce soit des molécules utilisées par le Château (boscalid), des molécules non utilisées (S-métolachlore) ou encore interdites (diuron). Pour l'échantillonnage des sols, deux zones du Château viticole ont été échantillonnées mensuellement, une sur une parcelle traitée (entre deux pieds de vigne) et une sur une zone non traitée (située à 100 mètres de la parcelle la plus proche). Le compartiment atmosphérique a été suivi par échantillonnage passif avec l'exposition de mousses en polyuréthane spécifiques (PUF) pendant 1 ou 2 mois placées également au niveau d'une zone traitée et d'une non traitée, et par échantillonnage actif, avec l'utilisation d'un préleveur haut débit ( $30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ), collectant à la fois les phases gazeuse et particulaire, pendant une semaine début juin. Pour le milieu aquatique, des échantillonneurs passifs de type Polar Organic Chemical Integrative Samplers (POCIS) miniaturisés ont été exposés de mai à octobre dans un piézomètre situé au niveau du Château viticole.

Le suivi des sols au niveau de la zone traitée a montré des pics saisonniers de pesticides en lien avec les applications. Une concentration maximale (d'environ  $1 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ) en boscalid a par exemple été relevée le 10 juillet soit 2 jours après l'application de la molécule (Figure 1). Les molécules détectées aux plus fortes concentrations correspondent à celles épandues en plus grande quantité et aux plus persistantes. Un mois après les derniers traitements, la plupart des molécules ne sont plus quantifiables. Les concentrations relevées pour la zone non traitée sont nettement inférieures (la plupart des pesticides n'étant même pas détectés) à celle de la zone traitée, ce qui discrimine bien les deux zones et montre l'impact des traitements. A noter que certaines molécules interdites depuis plusieurs années (diuron) ont été quantifiées à des concentrations de l'ordre du  $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , ce qui confirme leur persistance. Le suivi du milieu atmosphérique par échantillonnage passif témoigne également de la présence de pics saisonniers en lien avec l'épandage des molécules.

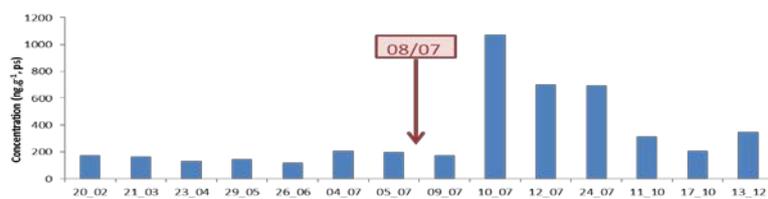


Figure 1: Evolution des concentrations (ng.g<sup>-1</sup>) en boscalid dans les sols de la zone traitée

Par exemple, le boscalid n'est presque pas accumulé dans les PUF entre février et juin et sa concentration présente un maximum (18000 ng accumulés) pour l'échantillon de juin-juillet (Figure 2). Entre juillet et octobre, il n'est de nouveau presque pas accumulé dans les PUF. Le folpel et le chlorpyrifos-méthyl sont les autres pesticides les plus fortement accumulés dans les PUF avec des quantités maximales respectives de 20000 et 4000 ng par PUF en période d'épandage. Ces maximums sont en lien avec les quantités appliquées et la volatilité des molécules. A noter que des pesticides non appliqués par le Château viticole comme le S-métolachlore ont également été quantifiés. Les quantités accumulées dans les PUF exposés au niveau de la zone non traitée sont globalement plus faibles que celles dans ceux exposés dans la zone traitée, mais ceci peut éventuellement être lié à l'exposition différente de la zone traitée par rapport aux vents dominants, plus qu'à une éventuelle dégradation des molécules.

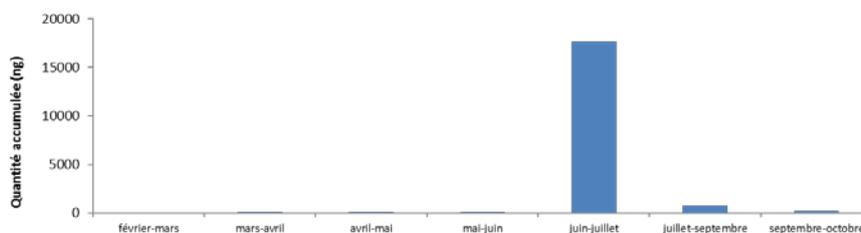


Figure 2. Evolution des quantités accumulées (ng) en pesticides dans les PUF exposés au niveau de la zone traitée

La semaine de suivi par prélèvement actif a également mis en évidence l'impact des épandages sur les concentrations des pesticides épandus pendant la période d'échantillonnage (myclobutanil, acrinathrine) et l'étude des phases gazeuse et particulaire a montré que la plupart des pesticides (hormis le chlorpyrifos-méthyl) étaient préférentiellement présents en phase particulaire. Enfin, les POCIS miniaturisés exposés dans la nappe phréatique ont mis en évidence la présence de pesticides tels que le diuron, le métolachlore ou encore le boscalid.

En conclusion, l'impact des traitements sur les concentrations en pesticides dans les milieux sol et air a été démontré avec des pics observés pendant les périodes d'épandage. Des molécules non utilisées par le Château ont également été quantifiées, que ce soit des molécules interdites et persistantes dans les sols ou des molécules utilisées dans les environs (en ce qui concerne le milieu atmosphérique), ce qui témoigne bien d'une pollution diffuse. Pour la nappe phréatique, le suivi préliminaire a lui démontré une contamination globale plus qu'un impact direct des traitements.

*Mots-clés : pesticide, viticulture, sol, air, eau*

Remerciements : Ce travail a été effectué dans le cadre du programme ETIAGE, et du programme ARENBI. Les auteurs remercient également l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, la CUB (Communauté Urbaine de Bordeaux), la Lyonnaise des Eaux, la Région Aquitaine et le CPER A2E, projet cofinancé par l'Union européenne et la Région Aquitaine, pour leur soutien financier. L'Europe s'engage en Aquitaine avec le fonds européen de développement régional (FEDER). Cette étude a été réalisée avec le soutien financier de l'Agence Nationale de la Recherche française (ANR) dans le cadre du programme investissement d'avenir, au sein du Laboratoire d'Excellence COTE (ANR-10-labx-45).



## **Analyse des pesticides organochlorés dans les sols par microextraction en ligne couplée à un GC-MS-MS**

Caria Giovanni, Nuns Maxime

INRA – Laboratoire d’analyses des sols- 273, rue de Cambrai 62000 Arras – caria@arras.inra.fr

Le laboratoire d’analyses des sols d’Arras a été sollicité par l’équipe Infosol d’Orléans pour la détermination de plusieurs familles de micropolluants organiques, dont les pesticides organochlorés, dans les sols français du Réseau de la Mesure et de la Qualité des Sols (RMQS). Ce réseau est basé sur un maillage du territoire français selon une maille de 16 km de côté, soit 2200 sites de prélèvement.

Au moment de la demande d’analyses, le laboratoire avait au catalogue une méthode d’analyse des sols comportant plusieurs étapes dont l’extraction accélérée par solvants organiques sous haute pression et la purification des extraits sur colonne d’adsorbants. Cette méthode se caractérisait par des temps de manipulation particulièrement longs pour les techniciens.

C’est pourquoi, le laboratoire a développé une méthode d’analyse des sols à l’aide de la technique d’espace de tête combinée à la microextraction sur microfibre adsorbante. Ces modules de préparation des sols sont couplés en ligne à un chromatographe en phase gazeuse muni d’un spectromètre de masse triple quadripolaire.

La mise au point a consisté tout d’abord à la détermination des paramètres de dosage en GC/MS/MS des 17 pesticides organochlorés étudiés et à l’optimisation de leur séparation chromatographique à partir de solutions étalons pures.

Au terme de la validation du dosage, le laboratoire a étudié les étapes d’espace de tête et de microextraction à partir de 5 sols du Nord de la France, de natures différentes, et déterminé les paramètres optimaux de température et de temps de microextraction.

A l’issue de cette étude, les performances de la méthode d’analyse en ligne des 17 pesticides organochlorés par HS/SPME/GC-MS-MS ont été déterminées telles que le rendement et la limite de quantification de chaque composé, la répétabilité et la reproductibilité des analyses dans les 5 sols français.

*Mots-clés : sols, pesticides organochlorés, spectrométrie de masse*

## Isolement et caractérisation de *Bradyrhizobium* sp. SR1 dégradant deux herbicides $\beta$ -tricétones

Sana Romdhane <sup>(1, 2)</sup>, Marion Devers-Lamrani <sup>(3)</sup>, Fabrice Martin-Laurent <sup>(3)</sup>, Christophe Calvayrac <sup>(2)</sup>, Emilie Rocaboy-Faquet <sup>(1)</sup>, Jean-François Cooper <sup>(2)</sup>, Lise Barthelmebs <sup>(1)\*</sup>

<sup>(1)</sup> Univ. Perpignan Via Domitia, Biocapteurs Analyse Environnement, F-66860, Perpignan, France.

<sup>(2)</sup> Univ. Perpignan Via Domitia, Laboratoire de Chimie des Biomolécules et de l'Environnement – CRIOBE – USR 3278 CNRS EPHE, F-66860, Perpignan, France

<sup>(3)</sup> INRA, UMR 1347 Agroécologie, Pole Ecolur, 17 rue Sully, BP 86510, 21065 Dijon Cedex, France

\* [barthelm@univ-perp.fr](mailto:barthelm@univ-perp.fr)

Les herbicides de la famille des  $\beta$ -tricétones sont majoritairement utilisés en traitement de post-levée pour contrôler le développement des plantes adventices dans les cultures de maïs. Ils ont succédé à l'atrazine, interdit dans de nombreux pays européens depuis une dizaine d'années. En France, la culture du maïs occupe 3 millions d'hectares répartis sur la quasi-totalité du territoire, faisant de la France le 1<sup>er</sup> producteur européen de maïs et le 6<sup>ème</sup> mondial avec une production annuelle de 16 millions de tonnes en 2012. À elle seule cette culture représente 10% de la consommation totale des produits phytosanitaires dont 75% d'herbicides comprenant des  $\beta$ -tricétones (Sources SCEES, UIPP).

La biodégradation des pesticides dans l'environnement est fortement influencée par l'activité des micro-organismes. La dégradation microbienne des pesticides est considérée comme le phénomène principal contribuant à leur dissipation dans les sols et limitant leur accumulation dans l'environnement. Dans ce contexte, des travaux précédents ont visé à isoler et caractériser des souches bactériennes dégradant la sulcotrione et la mésotrione, deux herbicides de la famille chimique des  $\beta$ -tricétones.

Dans le cadre du projet ANR TRICETOX (AAP CESA 2012), nous avons isolé une nouvelle souche bactérienne capable d'utiliser la sulcotrione, comme seule source de carbone et d'énergie à partir d'un sol adapté à la biodégradation de la sulcotrione. Le séquençage de l'ARNr 16S de l'isolat bactérien a permis de l'identifier comme appartenant au genre *Bradyrhizobium*. En conséquence, il a été désigné *Bradyrhizobium* sp. SR1. L'isolat possède un plasmide d'une taille supérieure à 50 kb qui (i) n'est pas curable par des cultures répétées sur un milieu riche et (ii) ne confère pas à *E. coli* la capacité de dégradation de la sulcotrione. Cette souche dégrade la sulcotrione mais également la mésotrione. La dégradation de la sulcotrione aboutit à la formation de l'acide 2-chloro-4-méthyl-sulfonylbenzoïque (CMBA), et d'un nouveau métabolite, l'hydroxy-sulcotrione. La dégradation de la mésotrione aboutit à

la formation de l'acide 2-nitro-4-méthyl-sulfonylbenzoïque (MNBA) et de l'acide 2-amino-4-méthyl-sulfonylbenzoïque (AMBA), des métabolites connus de ses composés.

La toxicité de la sulcotrione, de la mésotrione et de leurs métabolites connus a été évaluée en utilisant un test d'inhibition de l'enzyme 4-hydroxyphénylpyruvate dioxygénase (HPPD). Au cours de la cinétique de dégradation des  $\beta$ -tricétones, une diminution de l'inhibition de l'HPPD a été observée montrant que la toxicité exercée sur cet enzyme est liée aux molécules mères et non pas à leurs métabolites.

Afin de caractériser la voie de dégradation de la sulcotrione et de la mésotrione de *Bradyrhizobium* sp. SR1, nous avons engagé des travaux de génétique visant à insérer dans le génome de *Bradyrhizobium* sp. SR1 un transposon Tn5 de manière aléatoire par conjugaison bactérienne à l'aide d'un plasmide suicide (pGS9::Tn5 [ $\text{Sm}^R$   $\text{Km}^R$ ]). Par cette approche, plusieurs milliers de mutants Tn5 ont été obtenus qui théoriquement couvrent entièrement le génome de SR1. Ces clones seront criblés à l'aide du test enzymatique HPPD, les mutants altérés dans leur capacité de dégradation de la sulcotrione étant censés inhiber l'HPPD. Les mutants identifiés par cette méthode de criblage seront étudiés plus en détails afin d'identifier le(s) gène(s) codant le(s) enzyme(s) impliqués dans la dégradation de la sulcotrione.

*Mots-clés:*  $\beta$ -tricétones, sulcotrione, mésotrione, biodégradation, *Bradyrhizobium* sp. SR1.

## **Les communautés microbiennes photosynthétiques (cyanobactéries et micro-algues) comme bioindicateurs de stress phytosanitaires dans les sols agricoles**

Olivier Crouzet<sup>(1,2)</sup>, Sylvie Nélieu<sup>(1,2)</sup>, Christelle Marraud<sup>(1,2)</sup>, Ghislaine Delarue<sup>(1,2)</sup>,  
Frédéric Rimet<sup>(3)</sup>, Annette Bérard<sup>(4)</sup>, Clarisse Mallet<sup>(5)</sup>

<sup>(1)</sup> INRA, UMR1402 ECOSYS, 78026 Versailles cedex - [ocrouzet@versailles.inra.fr](mailto:ocrouzet@versailles.inra.fr)

<sup>(2)</sup> AgroParisTech, UMR1402 ECOSYS, 78026 Versailles cedex

<sup>(3)</sup> UMR INRA 0042 CARTELE, Université de Savoie, 74203 Thonon-les-Bains Cedex

<sup>(4)</sup> UMR INRA/UAPV 1114 EMMAH, 84914 Avignon

<sup>(5)</sup> UMR CNRS 6023 LMGE, Université Blaise Pascal, 63000 Clermont-Ferrand

### **Introduction**

Les microorganismes photosynthétiques des sols (cyanobactéries et micro-algues), pourraient constituer des bioindicateurs pertinents à l'égard des pressions phytosanitaires. Néanmoins, dans les sols, les connaissances disponibles sur leur écologie et leurs réponses aux stress (environnementaux et contaminants) sont limitées. Les projets DevImCocMic (EC2CO) et COMIPHO (PI-SPE) ont porté sur l'intérêt des cyanobactéries et micro-algues édaphiques comme indicateurs de pressions phytosanitaires.

### **Matériels et méthodes**

Des développements méthodologiques ont été réalisés afin d'identifier des marqueurs biochimiques et moléculaires pertinents pour décrire les effets de phytosanitaires sur la biomasse et la diversité des communautés micro-algales. Des études en microcosmes et au champ (systèmes de culture sous conduite Biologique (Bio) ou Conventioneerelle (Conv)) ont été conduites pour tester la pertinence de ces outils, au regard des herbicides présents (quantifications chimiques).

Une méthodologie PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) a été mise en œuvre pour tester l'acquisition de tolérance des communautés, en fonction du passif de traitement des sols aux herbicides (comparaison de système de culture Bio / Conv).

### **Résultats et discussion**

Les marqueurs biochimiques et moléculaires développés ont démontré leur pertinence pour l'étude des communautés microbiennes photosynthétiques des sols en microcosmes. Par contre, compte tenu des plus faibles biomasses de micro-algues rencontrées aux champs et des limites de détection (HPLC - détection par fluorescence), les dosages pigmentaires nécessitent d'être validés *in situ*. Les premiers résultats d'étude de la diversité taxonomique à l'aide des outils moléculaires indiquent la possibilité de suivis exhaustifs des différents groupes de microalgues et / ou de cyanobactéries.

Le type de sol influence fortement la composition des communautés microbiennes photosynthétiques, ainsi que les temps de réponses au stress herbicide. Les herbicides impactent les communautés microbiennes photosynthétiques à la fois en terme de biomasse et de structure biochimique et génétique (1, 2). Parmi les molécules herbicides étudiées, certaines (Isoproturon

et S-metolachlor) ont induit des effets dès la dose agronomique. Parmi les microorganismes photosynthétiques, nos premiers résultats démontrent que les cyanobactéries sont les plus impactées. En termes d'effet retour de ces communautés microbiennes sur le devenir des herbicides, nos premiers résultats n'indiquent pas d'impact sur la dissipation de l'isoproturon.

Les effets des pesticides au champ sont plus difficiles à caractériser, puisque les communautés répondent à l'ensemble des facteurs caractérisant un système de culture (intrant fertilisant, densité de semis, sol et travail du sol). L'approche PICT mise en place ici, a mis en évidence une tolérance accrue à l'isoproturon (utilisé en conventionnel) chez les communautés microbiennes photosynthétiques du sol Conv par rapport à celles du sol Bio. Cela met en évidence l'existence de pressions de sélection en milieu Conventionnel.

### **Conclusion et perspectives**

Les communautés cyanobactériennes et micro-algales édaphiques sont impactées à des doses auxquelles les indicateurs d'activités et de structure des communautés bactériennes ou fongiques ne répondent pas (1, 2). Les microorganismes photosynthétiques des sols constituent un modèle biologique innovant pour développer des bioindicateurs de pressions et d'exposition des sols aux herbicides. En laboratoire, des études plus exhaustives (type de sol, molécules avec divers modes d'action, formulation) permettraient de tester l'intérêt de certains pigments ou taxons comme indicateurs de stress phytosanitaire. L'approche PICT semble prometteuse pour évaluer les pressions spécifiques exercées par les usages d'herbicides au champ. De meilleures connaissances de leur écologie dans les sols demeurent indispensables pour interpréter leurs réponses aux contaminants et le déterminisme des facteurs environnementaux.

### **Références**

- 1 - Crouzet et al., 2012. Dose-dependent effects of the herbicide mesotrione on soil cyanobacterial communities. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 10.1007/s00244-012-9809-9.
- 2 - Joly et al. 2014. Soil surface colonization by phototrophic indigenous organisms, in two contrasted soils treated by formulated maize herbicide mixtures. Ecotoxicology, DOI 10.1007/s10646-014-1304-9

*Mots-clés : microalgues édaphiques, sols, herbicides, diversité, tolérance*

## Approche métabolomique pour la détermination de l'impact et du devenir d'herbicides dans le sol

Chandrashekar Patil<sup>(1)</sup>, Sana Romdhane<sup>(1)</sup>, Jean-François Cooper<sup>(1)</sup>, Christophe Calvayrac<sup>(1)</sup>,  
Franck E. Dayan<sup>(2)</sup>, Cédric Bertrand<sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> CRIOBE USR3278, Université de Perpignan Via Domitia, F66860, France.- cedric.bertrand@univ-perp.fr

<sup>(2)</sup> United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Natural Products Utilization Research Unit, P.O. Box 1848, University, MS 38677, USA.

L'utilisation croissante de produits d'origine naturelle, souvent complexe, dans les pratiques agricoles conduit à des interrogations quant à leur impact sur l'environnement. Une approche possible consiste à définir des protocoles appropriés pour analyser l'impact et le devenir de ces composés sur le sol. Nous souhaitons développer une nouvelle approche basée sur un protocole approprié permettant, par profilage métabolomique, de suivre les produits de dégradation des herbicides ainsi que leur impact sur le métabolome du sol. Pour développer l'outil, nous avons choisi, dans cette étude préliminaire, de comparer le devenir et l'impact sur le métabolome d'un sol contaminé par deux herbicides *versus* un sol témoin.

Sur sol non contaminé, deux  $\beta$ -tricétones ont été évaluées : la sulcotrione (substance active commerciale) et la leptospermone (composé de synthèse analogue au naturel). Pour chaque modalité de temps et de traitement, cinq échantillons de sol (10,0 g chacun) ont été traités avec une solution méthanolique de sulcotrione ou de leptospermone correspondant à la dose d'application recommandée. Les microcosmes ont été maintenus pendant 90 jours et des échantillons ont été prélevés à différents temps pour la réalisation d'extraits organiques. Un outil de métabolomique a été développé, intégrant l'acquisition de profils métaboliques en LCMS, la génération de matrices et des analyses multivariées (PCA, PLSDA, MANOVA). Cet outil a été appliqué aux extraits de sol des microcosmes étudiés.

Les analyses en ACP et MANOVA ont permis de mettre en évidence les effets des traitements et du temps sur le métabolome du sol.

Dans les conditions de l'étude, une résilience précoce du métabolome a été observée 15 jours après traitement pour la leptospermone *versus* 45 jours pour la sulcotrione, ceci malgré une dose 5 fois plus élevée pour la leptospermone.

Les composés qui participent significativement à la discrimination des échantillons sont en cours de caractérisation. Ces composés ont deux origines possibles, ce sont soit des produits de dégradation des herbicides, soit des métabolites endogènes du sol. En effet, nous avons pu mettre en évidence que le métabolisme des communautés microbiennes telluriques semble également affecté par les traitements herbicides.

Les résultats encourageants de cette étude préliminaire, effectuée sur des composés purs, nous incitent à tester cette approche en métabolomique non ciblée sur le devenir dans l'environnement et l'impact des mélanges de substances naturelles (extraits bruts de plantes ou de microorganismes) utilisés pour la protection ou pour la biostimulation des cultures.

*Mots-clés : métabolomique, herbicides, sol, impact, résilience, communautés microbiennes.*

## Session 2 «Déterminants agronomiques et conception de systèmes de culture visant à réduire les impacts liés aux pesticides»

Mercredi 27 mai 14h30

Session animée par :

**Céline Pelosi**, Inra, Versailles

**Magalie Jannoyer**, Cirad, Martinique

**Lionel Alletto**, Ecole d'Ingénieurs de Purpan, Toulouse

Cette session abordera les thèmes des pratiques et des systèmes de culture permettant de réduire le recours aux pesticides ainsi que leurs impacts environnementaux, écotoxicologiques et sanitaires à différentes échelles et niveaux d'organisation. Les aspects de conception et d'évaluation de systèmes de culture économes en pesticides seront illustrés par les méthodes et outils mobilisés/mobilisables et leurs intérêts-limites pour lever différents verrous. Les propositions traitant des conséquences sur les différents services écosystémiques et sur la gestion écologique des ravageurs et des adventices de systèmes de culture économes en pesticides s'inscrivent pleinement dans cette session.

**14H30 : Conférence A.Sophie Carpentier** (Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie)

**15H00 : Conférence Cyril Kao** (Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt)

**15h30 :** Comment mesurer la performance agroécologique d'une exploitation agricole pour l'accompagner dans son processus de transition. *Trabelsi M. et al.*

**15H50 : Pause-café – posters\* - exposants**

**16H20 :** Impact à long terme du non-labour sur le comportement hydrodynamique des sols. Conséquences sur les flux de nitrate et de pesticides. *Dairon R. et al.*

**16H40 :** Comparaison de la lixiviation de pesticides sous différents systèmes de monoculture de maïs irrigué. *Alletto L. et al.*

**17H00 :** Conception et évaluation par expérimentation de systèmes viticoles à bas niveau d'intrants phytosanitaires, visant la double performance économique et environnementale. *Métral R. et al.*

**17H20 :** ECHAP : un projet pour identifier les possibilités de réduction de l'utilisation des fongicides en utilisant l'architecture des couverts. *Robert C et al.*

**17H40 : Assemblée Générale**

**18H30 : Cocktail**

## Comment mesurer la performance agroécologique d'une exploitation agricole pour l'accompagner dans son processus de transition

Trabelsi Meriem<sup>(1, 2,3)</sup>, Mandart Elisabeth<sup>(1)</sup>, Le Grusse Philippe<sup>(1,3)</sup>, Bord Jean-Paul<sup>(2,3)</sup>

*(1) Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier. 3191 Route de Mende, 34090 Montpellier, France*

*(2) Université Paul-Valéry Montpellier (UPVM). Route de Mende, 34199 Montpellier, France*

*(3) UMR GRED, Gouvernance, Risque, Environnement, Développement (IRD/UPVM). 911 avenue Agropolis, BP 64501, 34394 Montpellier, France*

L'utilisation de pesticides permet de maximiser les performances économiques et productives. Cette maximisation a connu un réel succès qui se caractérise surtout par des gains économiques importants, mais ce succès ne doit pas cacher des conséquences moins favorables comme la forte dépendance des systèmes agricoles aux énergies fossiles et les atteintes négatives à l'environnement et à la santé humaine et animale. La réduction de l'utilisation de ces produits toxiques pour la préservation de l'environnement et de la santé humaine est aujourd'hui une demande sociale, et il est devenu urgent d'investir dans des modèles plus performants permettant de diminuer les risques. Dès lors, il faut encourager les agriculteurs à favoriser des systèmes de production agricole plus durables en développant des alternatives aux pratiques conventionnelles et en recourant à des itinéraires techniques et des systèmes de culture innovants. Dans ce contexte, la transition vers des systèmes de production agroécologique peut être une solution. Pour que les systèmes agroécologiques soient durables, la transition doit être performante sur les échelles : économique, sociale, environnementale et sanitaire. Les méthodes d'évaluation de la durabilité des exploitations agricoles conventionnelles (ex: IDEA, RAD, ARBRE, etc.) apparaissent peu adaptées pour mesurer la performance des exploitations biologiques et celle de transition agroécologique. En effet, l'évaluation de la durabilité des exploitations biologiques que nous avons faite à l'aide des méthodes IDEA, DIALECTE et RAD a donné des résultats contradictoires et peu pertinents<sup>1</sup>. Quelle méthodologie peut-on adopter donc pour mesurer la performance agroécologique d'une exploitation agricole afin de l'accompagner dans son processus de transition ? Pour répondre à cette question, nous avons développé un modèle de définition stratégique, du pilotage et d'accompagnement du processus de transition agroécologique. Un modèle permettant à la fois d'évaluer la performance du processus de transition agroécologique de l'exploitation agricole, d'identifier les freins aux changements, et aussi de proposer des pistes d'amélioration et de simuler les conséquences des modifications possibles. Ce modèle est construit sur le couplage entre i) un outil d'aide à la décision et un simulateur technico-économique 'Olympe' (Attonaty et al. 2010)<sup>2</sup> et ii) un modèle conceptuel construit à partir de la dynamique du comportement agroécologique. Le processus de transition agroécologique est un processus dynamique qui se caractérise par différentes relations entre des objectifs, des techniques agricoles, des moyens de mise en œuvre et des impacts, et dans lequel des changements au niveau de ces relations peuvent intervenir en permanence. Nous avons construit une matrice d'interaction mettant en relation toutes

---

<sup>1</sup> **Trabelsi M, Mandart E, Le Grusse Ph, Bord J.P (2014)** Réduction des pesticides : Une réflexion sur l'évaluation de l'efficacité des processus de transition agroécologique. Actes du 44<sup>ème</sup> Congrès du GFP Groupe Français des Pesticides à Fort de France Martinique, Université Antilles Guyane, Complexe de Schoelcher, 26-29 Mai 2014. (Sous presse).

<sup>2</sup> **Attonaty J-M, Deheuvels O, Le Bars M, Le Grusse Ph, Penot E, Snoeck D (2010)** Olympe : outil de modélisation et de simulation des exploitations agricoles –Manuel d'utilisation, INRA/CIRAD/CIHEAM-IAMM éd., 87 p.

ces entités. A partir de cette dynamique, des indicateurs environnementaux, sociaux, économiques, de protection de la culture et de santé renseignant sur la performance de la transition agroécologique sont établis. Les différents indicateurs se présentent sous forme d'équations et leurs paramètres ne sont autres que les techniques agricoles prédéfinies (sauf pour les indicateurs économiques où les paramètres sont constitués des données économiques). L'établissement de ces équations est fait en fonction des productions agricoles et des contextes dans lesquels se situe l'exploitation agricole (degré de la pente, parcelle irrigable, type du sol, etc.). Des indices de performance sont attribués aux différents indicateurs permettant de positionner les exploitations agricoles par rapport à 'un seuil de performance agroécologique' et de les comparer entre elles. Pour cela, nous supposons qu'il est possible de quantifier les différentes composantes d'un système de production agricole en leur attribuant une note chiffrée puis de pondérer et d'agréger les informations afin d'obtenir un indice de performance pour chaque indicateur. Selon les résultats obtenus, des scénarios d'amélioration sont proposés. En conséquence, des changements au niveau des objectifs et des techniques agricoles sont envisagés. Une simulation des conséquences des différents scénarios possibles est donc nécessaire afin de revoir la situation technico-économique de l'exploitation agricole. Cet outil est testé avec des données d'exploitations agricoles dont la plupart sont engagées dans une démarche agro-environnementale de réduction progressive des traitements phytosanitaires depuis 2008 dans le cadre d'un projet CASDAR3. Dans le but de développer une approche territoriale d'accompagnement, nous analysons spatialement à l'échelle du territoire les résultats de la mesure de la performance de transition agroécologique en utilisant un Système d'Information Géographique (SIG), et nous établissons ainsi une carte de performance de transition agroécologique par indicateur.

*Mots-clés : pesticides, performance, évaluation, modèle de définition, transition agroécologique.*

---

<sup>3</sup> CASDAR: projet lancé en 2013 par le ministère français de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt , sous le thème « Mobilisation collective pour l'agroécologie » ; <http://agriculture.gouv.fr/Appel-a-projets-CASDAR>

# **Impact à long terme du non-labour sur le comportement hydrodynamique des sols. Conséquences sur les flux de nitrate et de pesticides.**

Dairon Romain<sup>(1,2)</sup>, Dutertre Alain<sup>(1)</sup>, Florence Leprince<sup>(1)</sup>, Marks-Perreau Jonathan<sup>(1)</sup>

(1) Arvalis-Institut du végétal, 3 rue Joseph et Marie Hackin 75016 Paris, France – [romain.dairon@irstea.fr](mailto:romain.dairon@irstea.fr)

(2) Irstea, UR MALY, 4 rue de la doua,-69626 Villeurbanne, France

## **Introduction**

En France, les cultures, et notamment les grandes cultures céréalières comme le blé et le colza sont de plus en plus implantées par des techniques culturales sans labour (Agreste, 2014). La diversité de ces techniques (façons culturales superficielles, semis-direct, etc) fait qu'il est difficile d'estimer l'impact de celles-ci de manière générale que ce soit sur la dynamique de l'eau (Strudley et al., 2008) ou des pesticides (Alletto et al., 2010). En effet, la complexité des processus mis en jeu (dégradation, adsorption/désorption, transfert préférentiel) et leurs relations avec le contexte pédo-climatique rend difficile tout diagnostic global. Il apparaît donc comme nécessaire d'étudier l'impact de ces pratiques sur des cas représentatifs. De plus, l'évolution du sol, notamment structurale et macroporale, est un processus long qui se met en place progressivement après l'abandon du labour, sur une période semble-t-il d'au moins 10 à 15 ans. Les objectifs de cette présentation sont donc doubles. Le premier est de déterminer les modifications hydrodynamiques induites par l'abandon total du labour depuis 25 ans et d'observer si une évolution est visible au cours du temps. Le second objectif est de mettre en perspective les résultats observés sur la dynamique du drainage avec le transfert du nitrate et de plusieurs pesticides.

## **Matériel et méthodes**

Le site d'étude de la Jaillière est situé en Loire-Atlantique (44). Les sols sont des luvisols typiques redoxiques, reposant sur des schistes imperméables du briovérien. Dans le but d'améliorer la croissance des cultures pendant l'hiver lorsque les sols sont saturés, un réseau de drainage a été installé selon les normes françaises de dimensionnement (0.9 m de profondeur pour 10 m d'écartement). La Jaillière fait partie des six scénarios européens utilisés dans l'homologation Européenne (FOCUS, 2001) et représente le cas type du drainage français. Depuis 1987, les débits d'eau sont suivis à pas de temps horaire. Le site est également dédié à l'étude de l'impact des pratiques agricoles sur les transferts de solutés : le nitrate depuis 1989 et les produits phytosanitaires depuis 1994, avec un suivi hebdomadaire dont le prélèvement est asservi au débit. Deux des parcelles du dispositif expérimental, cultivées en maïs-blé ont le même historique cultural (date de semis des cultures, apports de fertilisants, protection phytosanitaire, etc ...). Depuis 1989, la seule différence entre ces deux parcelles concerne le travail du sol pour l'implantation des cultures : labour à 22-25 cm pour l'une, travail superficiel ou semis-direct pour l'autre. L'hydrologie des deux parcelles est analysée en deux parties. Premièrement, une analyse des bilans annuels des lames d'eau entre les deux conduites. Deuxièmement, une analyse basée sur les données horaires de drainage sous la forme de courbes de débit-durée-fréquence et de débits classés. L'analyse des solutés s'est focalisée sur les bilans annuels d'exportation associée à l'analyse de la dynamique des exportations.

## Résultats et discussions

Sur l'ensemble de la période d'étude, on observe un décrochement des lames d'eau cumulées après environ 10 années de suivi. Les deux parcelles ne présentent pas des débits significativement différents sur l'ensemble de la période d'étude (1989-2012) et sur la période allant de 1989 à 1999. Après 1999, les lames d'eau de la parcelle non labourée deviennent nettement plus faibles que sur la parcelle labourée, preuve d'une évolution hydrologique : environ 1000 mm de drainage cumulé de différence en 10 ans (pour une moyenne de drainage annuel de 220 mm). En matière de dynamique, les courbes de débit-durée-fréquence et de débits classés montrent une nette différenciation entre les deux pratiques, notamment pendant la seconde période. La parcelle non labourée montre un comportement de plus en plus proche d'évènement type ruissellement : des pics de débits très élevés et une phase de tarissement très rapide comparée à la parcelle labourée. Cette dynamique se caractérise également par un début de période de drainage plus précoce en non labour.

Les flux en nitrate sont bien corrélés avec la lame d'eau drainée cumulée : les flux par drainage sont plus forts sur la parcelle labourée, avec un décrochage également observé à partir de 2000 pour la parcelle non labourée. Les concentrations en nitrate des eaux ne sont pas significativement différentes entre les deux parcelles.

En ce qui concerne les produits phytosanitaires, les résultats sont plus nuancés, avec parfois un comportement inverse du nitrate. Selon les substances et les campagnes, les flux en non-labour peuvent être plus ou moins élevés qu'en labour. Les concentrations mesurées dans les eaux de drainage en non-labour sont souvent plus élevées, en particulier lors des premiers épisodes qui suivent les applications de produits sur les parcelles. Ces comportements sont à mettre en relation avec l'évolution hydrologique de la parcelle, qui favorise les circulations rapides par une modification de la macroporosité.

## Conclusion

L'objectif de ce travail était d'analyser l'impact du non-labour sur le moyen-long terme, pendant plus de 25 ans dans des sols limono-argileux et drainés. La mise en place de cette pratique a profondément modifié le comportement hydrologique du système. L'évolution s'opère après environ 10 ans de cumul de la technique sans labour. La dynamique des débits s'exprime par des débits de pointe plus marqués (débits plus forts) et une phase de tarissement plus rapide, un comportement proche de celui observé pour le ruissellement. Ainsi, l'eau circule plus rapidement de la surface du sol vers le drain, selon une logique de circulation préférentielle dans la macroporosité. En parallèle de ces débits plus dynamiques, les lames d'eau mesurées sont globalement plus faibles, sans qu'on puisse les attribuer au ruissellement de surface. L'effet de ce type de pratique dans la lutte contre le transfert des pesticides, sur des sols sensibles à la compaction et au transfert préférentiel, semble donc limité, notamment du fait d'une plus forte utilisation d'herbicide en non labour.

Mots-clés : Travail du sol, modification à long terme, drainage, nitrate, pesticides

## Références

- Agreste (2014) Enquête pratiques culturales en 2011, principaux résultats: 70p.  
Alletto, L., Y. Coquet, et al. (2010) Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30(2) 367-400.  
Strudley, M. W., T. R. Green, et al. (2008). Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil & Tillage Research* 99(1) 4-48.

## Comparaison de la lixiviation de pesticides sous différents systèmes de monoculture de maïs irrigué

Alletto Lionel (1), Giuliano Simon (1), Perdrieux François (1), Rametti Gaël (1),  
Véricel Grégory (2), Justes Eric (2), Benoit Pierre (3)

<sup>(1)</sup> Université de Toulouse – INPT-École d'ingénieurs de Purpan, UMR 1248 AGIR, 75, voie du TOEC BP 57611, 31076 Toulouse, France. [lionel.alletto@purpan.fr](mailto:lionel.alletto@purpan.fr)

<sup>(2)</sup> INRA, Institut National de la Recherche Agronomique, UMR 1248 AGIR, 24 Chemin de Borde Rouge – Auzeville CS 52627, 31326 Castanet Tolosan cedex, France. [justes@toulouse.inra.fr](mailto:justes@toulouse.inra.fr)

<sup>(3)</sup> INRA, Institut National de la Recherche Agronomique, UMR 1091 EGC, 78850 Thiverval-Grignon, France. [pierre.benoit@grignon.inra.fr](mailto:pierre.benoit@grignon.inra.fr)

### INTRODUCTION

Les objectifs fixés par la directive cadre européenne sur l'eau (Directive 2000/60/CE) pour protéger et contrôler la pollution des eaux souterraines par les pesticides impliquent une meilleure évaluation des impacts environnementaux des pratiques agricoles. Afin d'atteindre ces objectifs de qualité des eaux, le plan Ecophyto, débuté en 2008, a pour objectif de diviser par deux les applications de pesticides pour les différentes productions en dix années. Parmi les différentes productions végétales, la monoculture de maïs irrigué est connue pour impacter qualitativement les eaux souterraines et superficielles par les anions nitrate et les pesticides, en particulier des herbicides, et quantitativement par l'irrigation estivale nécessaire à cette culture (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2007). Afin de réduire ces impacts environnementaux, des travaux de conception et d'expérimentation de systèmes de culture innovants à bas niveau d'intrants ont été engagés en 2010 dans le cadre des programmes ANR MICMAC design et MAESTRIA. Les prototypes de systèmes de culture alternatifs à la monoculture de maïs conventionnellement cultivée dans le bassin Adour-Garonne sont expérimentés sur le domaine de Lamothe (INPT-EI Purpan). Basées sur une réflexion systémique, les expérimentations au champ visent à quantifier les performances agronomiques, environnementales et économiques des systèmes de culture testés en mobilisant des méthodes d'analyses multicritères.

### MATERIELS ET METHODES

La conception des systèmes à bas niveau d'intrants a débuté en 2010. L'expérimentation au champ a débuté en 2011 pour les cultures de printemps sur le domaine de Lamothe, situé dans la vallée alluviale de Garonne, à proximité de Toulouse, dans le sud-ouest de la France.

Comparativement à la monoculture de maïs dite « de référence » ( $MM_{REF}$ ), principalement construite pour une optimisation des résultats économiques, trois autres monocultures visant des objectifs et des niveaux de rupture différents sont testées. Le système  $MM_{2018}$  a pour objectifs de réduire de 25% les quantités d'eau d'irrigation, de réduire l'usage des herbicides d'au moins 50% et de limiter les fuites de nitrate durant la période d'interculture par l'implantation d'un couvert végétal sous couvert de maïs au stade 6 feuilles du maïs. Pour atteindre ces objectifs, les traitements herbicides sont localisés sur la ligne de semis au moment du semis et une variété demi-précoce de maïs a été choisie de façon à réduire l'irrigation et favoriser le développement post-récolte du couvert végétal par une récolte réalisée plus tôt que celle en  $MM_{REF}$ . Le système  $MM_{SD}$  a pour objectifs principaux la réduction des quantités d'eau et d'énergie et la réduction des fuites de nitrate et pesticides. Une variété demi-précoce de maïs est semée sans aucun travail du sol dans un couvert végétal détruit par une application d'herbicide au moment du semis. Le couvert végétal est semé après la récolte du maïs. Enfin, le système  $MM_{ST}$  a pour objectif une réduction des quantités d'engrais et de pesticides et le maintien d'une marge brute équivalente à celle de  $MM_{REF}$ . Une variété tardive de maïs est semée après un travail du sol localisé sur la ligne de semis (strip-tillage) dans un couvert végétal permanent vivant de trèfle blanc nain.

Pour chaque système de culture et sur deux répétitions spatiales, la dynamique de l'eau (teneur volumique et potentiel hydrique) et la température du sol sont suivies en continu à 20, 50 et 100 cm de profondeur. Des lysimètres à plaque en carbure de silicium maintenus sous tension contrôlée ont été installés à 100 cm de profondeur sur tous les systèmes de culture pour collecter les eaux de drainage et permettre le suivi de

la lixiviation des nitrates et des pesticides. Toutes les molécules appliquées sur les systèmes de culture sont suivies dans les eaux de drainage.

## RESULTATS ET DISCUSSION

**Table 1. Pertes de pesticides (concentration, pertes cumulées), drainage et date de quantification (en jours après traitement, JAT) dans les lixiviats pour les quatre systèmes de monoculture maïs en 2011 et 2012.**

| Année        | Modalité           | Molécule     | [ C ]<br>µg L <sup>-1</sup> | Drainage cumulé<br>(mm) | Jours après<br>traitement | Pertes cumulées<br>(% dose appliquée) |         |
|--------------|--------------------|--------------|-----------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------------------|---------|
| 2011         | MM <sub>Ref</sub>  | SMOC         | 0,04                        | 19                      | 136                       | < 0,001                               |         |
|              | MM <sub>SD</sub>   | Nicosulfuron | 0,05                        | 36                      | 142                       | < 0,001                               |         |
|              | MM <sub>ST</sub>   | Nicosulfuron | 0,03 – 0,05                 | 79                      | 138                       | < 0,001                               |         |
| 2012         | MM <sub>Ref</sub>  | Mésotrione   | 0,24 – 0,40                 | 53                      | 41 à 97                   | 0,2                                   |         |
|              |                    | SMOC         | 0,03 – 0,25                 |                         |                           | 0,03                                  |         |
|              |                    | Nicosulfuron | 0,02 – 0,05                 |                         |                           | < 0,001                               |         |
|              |                    | Métaldéhyde  | 0,02                        |                         |                           | < 0,001                               |         |
|              | MM <sub>2018</sub> | Nicosulfuron | 1.15                        | 75.3                    | 36                        | 0.3                                   |         |
|              |                    | SMOC         | 0.01                        |                         |                           | 0.04                                  |         |
|              |                    | Metaldehyde  | 0.03                        |                         |                           | < 0.001                               |         |
|              | MM <sub>SD</sub>   | AMPA         | 0,05 – 0,4                  | 63 – 128                | 303 à 491                 | 0,3                                   |         |
|              |                    | Glyphosate   | 0,03 - 0,05                 |                         |                           | 125                                   | < 0,001 |
|              |                    | SMOC         | 1,3 – 7,1                   |                         |                           | 41                                    | 1,7     |
|              |                    | Mésotrione   | 1,0 – 2,7                   |                         |                           |                                       | 1,2     |
|              | MM <sub>ST</sub>   | AMPA         | 0,05 – 0,08                 | 64 – 198                | 9 – 162                   | < 0,001                               |         |
| Nicosulfuron |                    | 2,2 – 3,6    | 0,01                        |                         |                           |                                       |         |
| Bentazone    |                    | 8,7 – 11,5   | 2,0                         |                         |                           |                                       |         |
| 2013         | MM <sub>ref</sub>  | Thiaméthoxam | 0.34 – 0.5                  | 96 – 148                | ?? 78 – 192               | < 0.001                               |         |
|              |                    | Métaldéhyde  | 0.35 – 0.44                 |                         |                           | 0.5 – 0.8                             |         |
|              |                    | SMOC         | 0.21 – 0.48                 |                         |                           | 0.9 – 1.3                             |         |
|              |                    | Nicosulfuron | 0.35 – 0.61                 |                         |                           | 1.4 – 2.3                             |         |
|              |                    | Mésotrione   | 0.21 – 0.35                 |                         |                           | 0.3 – 1.1                             |         |
|              | MM <sub>2018</sub> | Glyphosate   | 0.25                        | 99 – 135                | ?? 78 – 192               | < 0.001                               |         |
|              |                    | Thiaméthoxam | 0.14 – 0.21                 |                         |                           | < 0.001                               |         |
|              |                    | SMOC         | 0.02 – 0.09                 |                         |                           | < 0.001                               |         |
|              |                    | Mésotrione   | 0.12 – 0.16                 |                         |                           | 0.3 – 0.55                            |         |
|              |                    | Nicosulfuron | 0.05 – 0.25                 |                         |                           | 0.2 – 0.6                             |         |
|              | MM <sub>SD</sub>   | Glyphosate   | 0.14 – 0.18                 | 26 – 89                 | ?? 45 – 196               | 0.3 – 0.5                             |         |
|              |                    | Thiaméthoxam | 0.05                        |                         |                           | < 0.001                               |         |
|              |                    | Métaldéhyde  | 0.08 – 0.21                 |                         |                           | 0.1 – 0.3                             |         |
|              |                    | SMOC         | 0.14 – 1.32                 |                         |                           | 0.6 – 1.1                             |         |
|              |                    | Mésotrione   | 0.25 – 0.88                 |                         |                           | 0.05 – 0.4                            |         |
|              |                    | Nicosulfuron | 0.06 – 0.18                 |                         |                           | 0.08 – 0.6                            |         |

Après trois années d'expérimentation, la plupart des pesticides appliqués ont été détectés et quantifiés au moins une fois dans un lixiviat. Les pertes les plus élevées concernent la bentazone (0.5-2 % de la dose appliquée), le S-métolachlore (0.5- 1.7 % de la dose appliquée), la mésotrione (0.2-1.2 % de la dose appliquée) et le nicosulfuron (max 2.3 % de la dose appliquée). Le glyphosate, le métaldéhyde et le bénomexor ont également été quantifiés à plusieurs reprises dans les lixiviats mais en quantités plus faibles que les molécules précédentes. Un effet significatif du système de culture sur les pertes de pesticides a été mis en évidence avec les pertes les plus faibles mesurées sur le système MM<sub>2018</sub>. Les modalités en strip-tillage présentent quant à elles les pertes les plus importantes en eau et en pesticides durant ces trois années de suivi, probablement à cause de flux préférentiel via la zone travaillée.

**Remerciements :** Ce programme de recherche est financé par l'ANR MICMAC Design, l'Agence de l'eau Adour-Garonne et le Conseil régional de Midi-Pyrénées.

*Mots-clés :* Travail du sol ; Couvert végétal ; Transfert hydrique ; Irrigation

# Conception et évaluation par expérimentation de systèmes viticoles à bas niveau d'intrants phytosanitaires, visant la double performance économique et environnementale

Métral Raphaël<sup>(1)</sup>, Delière Laurent<sup>(2)</sup>, Petitgenet Morgane<sup>(2)</sup>, Lafond David<sup>(3)</sup>, Wery Jacques<sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Montpellier SupAgro, UMR 1230 System, F-34060 Montpellier, France – [raphael.metral@supagro.fr](mailto:raphael.metral@supagro.fr) & [jacques.wery@supagro.fr](mailto:jacques.wery@supagro.fr)

<sup>(2)</sup> INRA, ISVV, UMR 1065 Santé & Agroécologie du Vignoble, F- 33883 Villenave d'Ornon, France – [ldeliere@bordeaux.inra.fr](mailto:ldeliere@bordeaux.inra.fr) & [mpetitgenet@bordeaux.inra.fr](mailto:mpetitgenet@bordeaux.inra.fr)

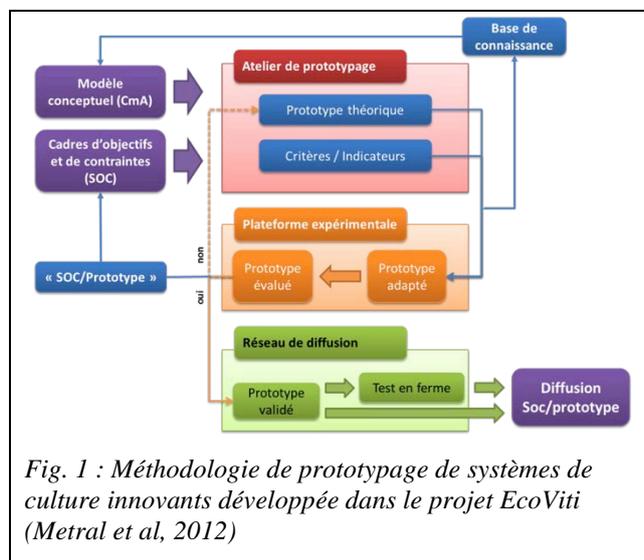
<sup>(3)</sup> IFV, F-49071 Beaucauzé, France – [david.lafond@vignevin.com](mailto:david.lafond@vignevin.com)

## Résumé

Pour atteindre les objectifs du plan Ecophyto (réduction de 50% de l'utilisation des pesticides), les pratiques agricoles actuelles doivent être profondément remises en cause. En viticulture, cela passe par la re-conception de nouveaux systèmes de culture mettant la protection intégrée au cœur du système. Le programme national de recherche et développement EcoViti (Lafond *et al.*, 2013) s'attache à mettre en œuvre des méthodologies et des outils innovants dans le prototypage et la gestion de ce type de système viticole dans chacun des vignobles français. La réflexion est conduite à l'aide de groupes d'experts s'appuyant sur un cadre d'objectifs et de contraintes, et d'un modèle conceptuel de l'agrosystème à l'échelle de la parcelle. Cette approche systémique amène également à revoir la conduite des essais pour expérimenter des systèmes techniques et non plus des techniques individuelles. Une dynamique et un partenariat étroits se sont mis en place dans la filière vigne nationale, principalement entre l'INRA, l'IFV et les chambres d'agricultures pour évaluer les performances et la durabilité de nouveaux systèmes viticoles à bas niveaux d'intrants phytosanitaires.

La méthode de conception de systèmes viticoles est basée sur le principe d'une **boucle de progrès** composée des étapes de définition des **objectifs** à atteindre et des contraintes à prendre en compte (Cadre d'objectifs et de contraintes – SOC), conception d'un prototype, expérimentation, évaluation et réajustement jusqu'à validation et diffusion de ce prototype (voir Fig. 1). La mise en œuvre méthodologique est pilotée au niveau national par l'IFV (Angers) et l'UMR System (Inra et SupAgro).

Cette approche fait l'hypothèse que **l'innovation technique conduisant à la double performance ne peut être obtenue qu'en combinant plusieurs leviers et en gérant leurs interactions**. L'enjeu est d'obtenir un système viticole assurant, par sa conception et sa conduite une meilleure régulation des bioagresseurs avec une moindre dépendance aux pesticides. La méthode propose la construction d'un **modèle conceptuel de l'agrosystème viticole** visant à expliciter et à mettre en cohérence l'ensemble des connaissances disponibles sur le fonctionnement de la parcelle viticole (composants, processus et interactions). La représentation graphique et dynamique de l'agrosystème viticole permet le partage et la manipulation des connaissances entre experts et disciplines scientifiques pour la conception de systèmes viticoles. Cette approche systémique permet aussi d'identifier, parmi les connaissances nécessaires pour concevoir le système, celles qui sont bien établies et celles qui manquent et justifient donc des études plus analytiques.



Les **ateliers de prototypage** traitent de la conception de systèmes viticoles théoriques en accord avec les cadres d'objectifs et de contraintes exprimés (SOC). Le SOC aide aussi à définir des indicateurs permettant d'évaluer les performances attendues du système expérimenté.

Pour chaque prototype théorique, un jeu de règles de décision (RDD) et des indicateurs de pilotage déterminent l'ensemble des opérations constituant l'itinéraire technique du système. L'utilisation de RDD élimine la subjectivité de la décision tout en visant à la rendre adaptable au contexte : un même état du système doit générer la même décision d'intervention. Cette méthode de formalisation de la prise de décision intègre ainsi, de manière expérimentable, les effets de l'assemblage de plusieurs techniques sur le fonctionnement de l'agrosystème, un indicateur de pilotage d'une RDD pouvant être influencé par plusieurs processus eux-mêmes dépendants de plusieurs techniques en interaction avec le climat de l'année.

L'**expérimentation** des systèmes innovants candidats est essentielle pour évaluer d'une part l'opérationnalité du prototype (passage d'un prototype théorique à un prototype technique) et d'autre part ses performances pour des techniques et des combinaisons complexes quasi impossibles à simuler par un modèle avec une précision acceptable. Elle permet l'évaluation des performances et l'ajustement des prototypes pour atteindre les objectifs définis (cf. SOC). Six plateformes expérimentales régionales DEPHY EXPEcoViti ont été constituées de 2012 à 2013 : Alsace (10 essais), Bordeaux-Aquitaine (10 essais), Charentes-Cognac (6 essais), Arc Méditerranéen (13 essais), Sud-Ouest (3 essais) et Val de Loire (4 essais). Ces plateformes permettent de tester au champ les prototypes formalisés en jeux de règles de décision pilotant l'ensemble de l'itinéraire technique. L'évaluation des performances de ces systèmes repose sur un ensemble d'indicateurs liés à la production et aux performances environnementales et économiques. Cette évaluation préside au réajustement éventuel du système, à nouveau expérimenté, pour aboutir à sa validation puis sa diffusion.

Les principales voies de réduction des pesticides structurant les prototypes expérimentés reposent sur les méthodes de raisonnement et d'application des produits (visant une meilleure efficacité des intrants phytosanitaires – IPM), sur des produits à moindre impact écotoxicologique (Prototypes AB et InnoBio) (substitution des intrants), et sur l'utilisation de cépages résistants à l'oïdium et au mildiou qui est un exemple de re-conception du système pour maîtriser la vigueur de la vigne et réduire la réceptivité aux maladies et ravageurs.

Les **premiers résultats** montrent des réductions de plus de 40 à 65% de l'indice de fréquence de traitement (IFT) en moyenne sur 3 ans, voire près de 100% avec des variétés résistantes en début de plantation (Fig. 2). Cette baisse de l'utilisation des pesticides résulte d'une meilleure maîtrise de leur application (adaptation des fréquences de traitement, des doses de pesticides et de la qualité de la pulvérisation), et d'une amélioration des stratégies de lutte à la parcelle avec un pilotage en fonction de l'état de l'agrosystème (i.e. état réel des plantes et des bioagresseurs). Ces performances environnementales se doublent dans presque tous les cas d'une performance économique ayant atteint les objectifs fixés de production avec aucune perte de rendement (Fig. 2).

Ces conclusions préliminaires nous montrent que dans l'approche systémique, ce sont les leviers d'efficacité et de substitution des pesticides qui ont permis les premiers progrès. Les prochaines améliorations devront mobiliser plus encore la voie de la re-conception du système, pour diminuer encore sa dépendance aux pesticides et valider sa durabilité sur un ensemble plus large de critères.

Ces conclusions préliminaires nous montrent que dans l'approche systémique, ce sont les leviers d'efficacité et de substitution des pesticides qui ont permis les premiers progrès. Les prochaines améliorations devront mobiliser plus encore la voie de la re-conception du système, pour diminuer encore sa dépendance aux pesticides et valider sa durabilité sur un ensemble plus large de critères.

**Mots-clés :** conception de systèmes viticoles, expérimentation système, Ecophyto

#### Références

- Lafond D., Coulon T., Métral R., Mérot A., Wery J. (2013). *EcoViti : a systemic approach to design low pesticide vineyards. Integrated Protection and Production in Viticulture IOBC-WPRS Bulletin Vol. 85 pp. 77-86*
- Métral R, Lafond D, Gary C, Mérot A, Metay A, Wery J (2012). *How to design and experiment new cropping systems with low pesticide inputs for perennial crops: framework development and application to vineyards. ESA Congress 2012 (Helsinki) 2p.*

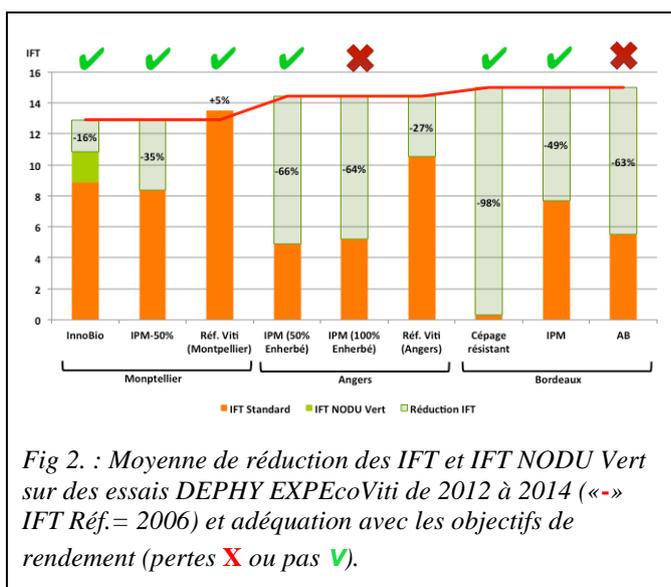


Fig 2. : Moyenne de réduction des IFT et IFT NODU Vert sur des essais DEPHY EXPEcoViti de 2012 à 2014 («-» IFT Réf.= 2006) et adéquation avec les objectifs de rendement (pertes ✗ ou pas ✓).

## **ECHAP : un projet pour identifier les possibilités de réduction de l'utilisation des fongicides en utilisant l'architecture des couverts**

Robert C<sup>1</sup>., Fournier<sup>6</sup> C., Abichou<sup>1</sup> M., Andrieu<sup>1</sup> B., Bancal<sup>1</sup> M. O., Barriuso<sup>1</sup> E., Bedos<sup>1</sup> C., Benoit<sup>1</sup> P., Bergheaud<sup>1</sup> V., Bidon<sup>1</sup> M., Bonicelli<sup>8</sup> B., Chambon<sup>1</sup> C., Chapuis, R<sup>1</sup>. Cotteux<sup>8</sup> E., Da Costa<sup>7</sup> J., Durant<sup>1</sup> B., Gagnaire<sup>1</sup> N., Gaudillat<sup>7</sup> D., Gigot<sup>1</sup> C., Girardin<sup>1</sup> G., Gouache<sup>7</sup> D., Jean Jacques<sup>1</sup> J., Mamy<sup>2</sup> L., Ney<sup>1</sup> B., Paveley<sup>9</sup> N., Perriot<sup>7</sup> B., Poidevin<sup>7</sup> S., Pointet S<sup>1</sup>., Pot<sup>1</sup> V., Pradal<sup>6</sup> C., Richard, C<sup>4</sup>., Saint Jean<sup>1</sup> S., Salse<sup>4</sup> J., Sinfort<sup>8</sup> C., Smith<sup>9</sup> J., Ter Halle<sup>5</sup> A., Van Den Berg<sup>10</sup> E., Walker<sup>3</sup> A. S.

<sup>1</sup>INRA, AgroParisTech, UMR 1091 EGC F-78850 Thiverval Grignon

<sup>2</sup>INRA, UR 251 PESSAC F-78000 Versailles

<sup>3</sup>INRA, AgroParisTech, UMR 1290 BIOGER-CPP F-78850 Thiverval Grignon

<sup>4</sup>INRA, Université Clermont II, UMR 1095 GDEC F-63100 Clermont-Ferrand

<sup>5</sup>CNRS, Université Blaise Pascal UMR 6505 F-63177 Aubière

<sup>6</sup>INRIA, CIRAD INRA EPI VP F-34398 Montpellier

<sup>7</sup>ARVALIS Institut du végétal F-78280 Guyancourt

<sup>8</sup>IRSTEA, Montpellier SupAgro UMR ITAP F-34060 Montpellier

<sup>9</sup>ADAS, YO17 8 BP, High Mowthorpe UK

<sup>10</sup>ALTERRA, NL- 6700AA, Wageningen

Le cahier des charges de l'agriculture européenne a profondément évolué : il s'agit de promouvoir une agriculture qui concilie production avec qualité des produits et préservation de l'environnement. C'est dans cette optique que nous avons développé le projet ECHAP (soutenu par le programme pesticide du MEDDE) qui porte sur les effets de l'architecture du couvert sur les épidémies et l'interception des fongicides. L'hypothèse du projet est que l'architecture des couverts est un levier pour réduire les besoins en fongicides. L'évolution des pratiques vers des préconisations en pesticides plus précises et plus localisées présente un potentiel pour tenir mieux compte des variables du couvert. De plus, le projet propose d'évaluer les pratiques en termes d'impact environnemental, point clé pour proposer des stratégies durables.

Certaines caractéristiques de l'architecture des blés ont une influence significative sur le développement des maladies foliaires en déterminant la quantité et la localisation des ressources pour les pathogènes, et les distances à parcourir entre tissus infectés et tissus sains lors de la dispersion (Garin *et al.*, 2014 ; Lovell *et al.*, 2004 ; Robert *et al.*, 2008). L'architecture du couvert agit également sur l'interception du fongicide par les couverts et donc sur l'efficacité des traitements ainsi que sur les pertes des fongicides dans l'environnement (Gyldenkaerne *et al.* 1999 ; Henriet *et al.*, 2005). Prendre en compte l'effet de l'architecture sur l'interception des fongicides, en interaction avec le type de matériel d'application utilisé, est une piste qui n'a pas été explorée afin d'améliorer l'efficacité des traitements en favorisant l'accès des produits aux feuilles cibles.

Un des objectifs du projet a été de développer le modèle ECHAP qui permet de simuler dynamiquement un couvert de blé qui pousse, l'épidémie de septoriose associée sur les différents

étages foliaires en fonction du climat et de l'architecture des plantes, et l'interception du fongicide par les feuilles et son effet sur les épidémies. Pour cela le modèle est organisé autour de 3 composantes : (1) l'effet de l'architecture du couvert sur les épidémies, (2) l'effet des fongicides sur les cycles infectieux, et (3) l'effet de l'architecture du couvert sur l'interception et le devenir des fongicides sur les feuilles. De plus, une démarche d'évaluation environnementale des stratégies antifongiques est proposée. Le modèle est issu de l'assemblage sous la plateforme de modélisation Inra-Inria OpenAlea des composantes nécessaires à la simulation et à l'évaluation des stratégies de réduction de fongicides pour différentes architectures de blé. Pour cela 7 composantes (ou briques de modélisation) ont été assemblées (Figure 1) qui concernent soit la plante, le pathogène ou le fongicide.

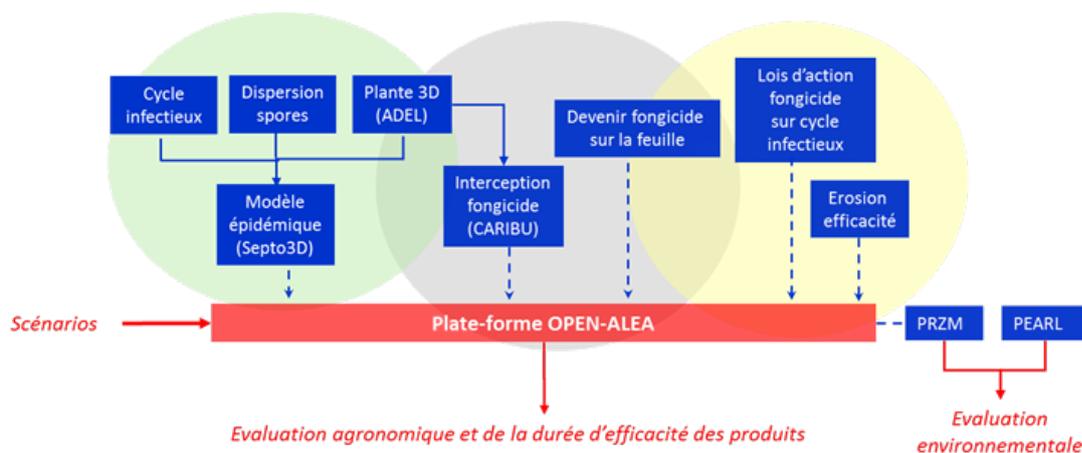


Figure 1 : Schématisation de l'assemblage des différents modules (ou briques de modélisation) pour aboutir à la simulation du pathosystème : blé, septoriose, fongicide. Chaque rectangle bleu indique une brique simulée et intégrée sur la plateforme OpenAlea (le nom de chaque modèle associé est indiqué entre parenthèses). Les cercles verts, gris et jaune correspondent aux trois agents du système : la plante et son épidémie (vert), l'interception du fongicide et son devenir (gris), son effet sur le champignon (jaune). L'évaluation environnementale des stratégies est simulée par deux modèles, PRZM (*Pesticide Root-Zone Model*) et PEARL (*Pesticide Emission Model at the Regional and Local scales*).

Le modèle est fonctionnel. Il est en cours de validation à l'aide d'expérimentations réalisées dans le projet. Il permet de simuler, pour une dynamique d'architecture de blé et un climat, le développement des épidémies sur les différents étages foliaires ainsi que l'interception de fongicides et son effet sur le cycle infectieux et enfin d'y associer une évaluation de l'impact environnemental. Il permet d'analyser la sensibilité de l'interception du fongicide par les différentes feuilles des blés à différents paramètres d'architecture. Il permet également de tester des scénarios combinant climat x architecture x traitement fongicide. De plus, la démarche de modélisation adoptée est générique, et a vocation à s'appliquer dans le futur à divers pathosystèmes et traitements fongicides.

**Remerciements** : Programme Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des Pesticides du Ministère chargé du Développement Durable, avec l'appui financier de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques, par les crédits issus de la redevance pour pollutions diffuses attribués au financement du Plan Ecophyto.

**Mots clés** : fongicides, architecture, septoriose, blé, modélisation, traitements



### Session 3 «Transferts de la parcelle au bassin versant et à la petite région : des facteurs d'émission à l'écotoxicologie du paysage»

Jeudi 28 mai 08H30

Session animée par :

**Pierre Benoît**, Inra, Grignon

**Nicole Baran**, BRGM, Orléans

**Julien Tournebize**, Irstea, Antony

L'étude des transferts en conditions de terrain reste essentielle pour passer de la compréhension des processus locaux régulant les interactions entre la végétation, le sol, l'eau et l'air à la dispersion et aux impacts des pesticides hors des parcelles agricoles. Cette session regroupera des travaux d'observation, d'expérimentation et de modélisation sur le devenir et les transferts vers l'eau et l'air, de l'échelle de la parcelle à celle du bassin versant. Elle couvrira également le rôle des infrastructures écologiques (par exemple des zones tampon) dans la réduction de la dispersion des pesticides dans les paysages agricoles ou péri-urbains. Enfin elle abordera également les approches intégrées et régionalisées des transferts.

**08H30** : Modélisation du transfert de deux herbicides en plein champ dans un système de culture de maïs conventionnel : comparaison des modèles MACRO, PEARL et PRZM. *Marín Benito JM. et al.*

**08H50** : Projet EQUIPE : Evaluation de la Qualité prédictive de 27 Indicateurs Pesticides pour la qualité des eaux. *Pierlot F. et al.*

**09H10** : Les triazines : une persistance dans le milieu souterrain ou une utilisation continue ? *Sassine L. et al.*

**09H30** : Prédiction de la sorption du glyphosate et du diuron sur les sols et évaluation de la spécificité des sols de fond de fossés. *Dollinger J. et al.*

**09H50** : Devenir des pesticides infiltrés au sein d'une bande enherbée : potentiel de contamination d'une nappe superficielle sous-jacente. *Liger L. et al.*

#### **10H10 : Pause-café – posters\* - exposants**

**10h40** : Des zones humides construites pour épurer les eaux de drainage agricole : cas d'une mare et d'un fossé en Lorraine. *Gaullier C. et al.*

**11H00** : Zones Tampons Humides Artificielles (ZTHA) : évaluation de leur pouvoir épurateur sur des eaux de drainage en Lorraine. *Schott FX. et al.*

**11H20** : Du diagnostic de bassin versant aux actions d'atténuation: quelques retours d'expériences visant à réduire les transferts hydriques de contaminants et notamment de phytosanitaires. *Le Hénaff G. et al.*

## **Modélisation du transfert de deux herbicides en plein champ dans un système de culture de maïs conventionnel : comparaison des modèles MACRO, PEARL et PRZM**

Marín-Benito Jesús-María (1), Pot Valérie (1), Alletto Lionel (2), Bedos Carole (1), Barriuso Enrique (1), Benoit Pierre (1), Mamy Laure (1)

<sup>(1)</sup> INRA-AgroParisTech UMR 1402 ECOSYS, 78850 Thiverval-Grignon – [jmmarin1981@hotmail.com](mailto:jmmarin1981@hotmail.com), [vpot@grignon.inra.fr](mailto:vpot@grignon.inra.fr), [bedos@bcgn.grignon.inra.fr](mailto:bedos@bcgn.grignon.inra.fr), [barriuso@grignon.inra.fr](mailto:barriuso@grignon.inra.fr), [benoit@grignon.inra.fr](mailto:benoit@grignon.inra.fr), [laure.mamy@versailles.inra.fr](mailto:laure.mamy@versailles.inra.fr)

<sup>(2)</sup> Université de Toulouse - INPT-École d'ingénieurs de Purpan UMR 1248 AGIR, 75 voie du TOEC BP 57611, 31076 Toulouse – [lionel.alletto@purpan.fr](mailto:lionel.alletto@purpan.fr)

### **Introduction**

Les pesticides utilisés en agriculture peuvent engendrer des phénomènes de contamination de l'environnement et en particulier des eaux souterraines. Ainsi, de nombreux modèles ont été développés pour estimer les risques liés au transfert des pesticides vers l'eau, mais aussi vers le sol et l'atmosphère. L'objectif de ce travail est donc d'évaluer et de comparer la capacité de trois modèles (MACRO, PEARL et PRZM) à décrire le transfert vertical de deux herbicides en plein champ dans un système de culture de maïs conventionnel. Ces modèles ont été choisis car ils prennent en compte différents processus impliqués dans le devenir des pesticides.

### **Matériels et méthodes**

Les simulations sont basées sur des expérimentations en plein champ réalisées sur le site de Lamothe près de Toulouse (France). Le système de culture étudié correspond à une monoculture de maïs irriguée avec une interculture en sol nu. Deux herbicides du maïs ont été appliqués : le S-métolachlore ( $K_d = 0.8$  l/kg et  $DT_{50} = 29$  j dans l'horizon de surface, 1.25 kg/ha en 2011 et 1.52 kg/ha en 2012) et la mésotrione ( $K_d = 0.48$  l/kg et  $DT_{50} = 15.8$  j dans l'horizon de surface, deux fois 0.15 kg/ha en 2012). Les trois modèles MACRO, PEARL et PRZM ont été paramétrés de manière identique, avec toutes les données expérimentales disponibles spécifiques au site. Les données manquantes ont été obtenues à partir de la littérature et de fonctions de pédo-transfert. Les données climatiques proviennent d'une station météorologique située sur le site. Les résultats des simulations ont été comparés aux potentiels matriciels et teneurs en eau du sol mesurés à différentes profondeurs et aux concentrations en pesticides mesurées dans des lysimètres situés à 1 m de profondeur.

### **Résultats et discussion**

Une phase de calage des modèles, réalisée en deux étapes, s'est avérée nécessaire car le paramétrage initial avait conduit à des valeurs simulées parfois très différentes des valeurs observées : (1) calage de la dynamique de l'eau pour les modèles MACRO et PEARL ; (2) calage de la durée de demi-vie de dégradation dans les sols ( $DT_{50}$ ) de la mésotrione.

*Bilan hydrique.* Dans l'horizon 0-20 cm, MACRO et PEARL simulent correctement et de manière identique la dynamique de l'eau. En revanche, dans les horizons plus profonds, PEARL simule un degré de saturation du sol plus important que MACRO car l'évapotranspiration simulée par MACRO est supérieure à celle de PEARL. Pendant une saison culturale complète, les performances de MACRO et PEARL sont différentes pour les périodes correspondant à la croissance du maïs (humectation du profil liée à l'irrigation) et à l'interculture en sol nu (dessèchement du profil). Les modèles simulent bien la dynamique hydrique en période d'humectation mais moins bien en période d'interculture, probablement parce qu'aucun d'entre eux ne permet de considérer des propriétés hydrodynamiques, telles que la conductivité hydraulique, variables au cours du temps, i.e. différentes entre les périodes d'humectation et de dessiccation. PRZM ne simule pas correctement la dynamique de l'eau en interculture : il considère généralement que la teneur en eau du sol reste à la capacité au champ. Toutefois, en présence du maïs, PRZM reproduit les mêmes fluctuations de teneurs en eau que celles simulées par MACRO et PEARL (Marín-Benito et al., 2014).

*Température du sol.* La vitesse de dégradation des pesticides dans les sols dépend fortement de la température, il est donc essentiel que les modèles soient capables de reproduire correctement la température du sol observée in situ. Les résultats ont montré que la performance des trois modèles pour décrire les évolutions de la température est élevée (Marín-Benito et al., 2014).

*Transfert des herbicides.* Les observations indiquent que le S-métolachlore est présent dans les lixiviats à 1 m de profondeur 404 jours après son application, puis la concentration diminue jusqu'à devenir égale à zéro. La mésotrione, quant à elle, est détectée dans les lixiviats 19 jours après son application à des concentrations similaires à celles du S-métolachlore bien que la dose soit dix fois inférieure. Pour les deux matières actives, les modèles ont tendance à sous-estimer les concentrations par rapport aux données expérimentales. Toutefois, tous les modèles surestiment la concentration en S-métolachlore observée en décembre 2012 et PRZM surestime les concentrations en mésotrione observées en octobre et décembre 2012. Dans tous les cas, les concentrations simulées restent cependant du même ordre de grandeur que les observations (Marín-Benito et al., 2014). PRZM prédit les concentrations en pesticides les plus élevées car il surestime les flux d'eau verticaux. Ceci est souvent observé pour les modèles capacitifs.

En conclusion, ces résultats montrent que les modèles sont capables de reproduire correctement la lixiviation observée des herbicides à 1 m de profondeur uniquement après une phase de calage de certains paramètres d'entrée. Dans les conditions de ce travail, MACRO et PEARL sont les modèles les plus performants.

## Références

Marín-Benito JM, Pot V, Alletto L, Mamy L, Bedos C, Barriuso E, Benoit P, 2014. Comparison of three pesticide fate models with respect to the leaching of two herbicides under field conditions in an irrigated maize cropping system. *Science of the Total Environment*, 499: 533-545.

## Remerciements

Action menée dans le cadre de l'ANR Systerra (ANR-09-STRA-06) et de l'APR 2011 du programme de recherche « Evaluation et réduction des risques liés aux pesticides » piloté par le ministère chargé de l'écologie, avec l'appui financier de l'ONEMA, par les crédits issus de la redevance pour pollutions diffuses attribués au financement du plan Ecophyto piloté par le ministère chargé de l'agriculture.

*Mots-clés :* performance des modèles, lixiviation, pesticides, S-métolachlore, mésotrione

## Projet EQUIPE : Evaluation de la Qualité prédictive de 27 Indicateurs Pesticides pour la qualité des eaux.

Pierlot Frédéric(1)(2), Marks Perreau Jonathan(3), Réal Benoît(3), Carluer Nadia(4), Morin Alexandre (5), Miralles André(4), Molla Ghilhem(4), Le Moing Maxime(6), Villerd Jean (1), Constant Thibault(6), Bockstaller Christian(1).

<sup>(1)</sup> LAE,UMR INRA-Université de Lorraine Nancy-Colmar <sup>(2)</sup> Chambre Régionale d'Agriculture de Lorraine, pôle système de production durable et innovation <sup>(3)</sup>ARVALIS-Institut du Végétal <sup>(4)</sup>Irstea <sup>(5)</sup>Agro-transfert Ressources et Territoires Picardie <sup>(6)</sup>In Vivo

### Contexte et objectifs

Pour mettre en place des programmes d'action, des démarches de conseil ou de conception de systèmes innovants et ainsi diminuer la contamination des masses d'eau liée à l'usage des pesticides, les acteurs ont besoin d'outils permettant d'évaluer le risque pesticide. De nombreux indicateurs ont été proposés à cet effet, et ont fait l'objet de revues<sup>i</sup> <sup>ii</sup>. Il existe toutefois encore peu d'information quant à leur qualité prédictive. Le projet EQUIPE a pour but de combler ce manque en estimant la qualité prédictive des modules de transfert de pesticides vers les eaux de surface ou souterraines pour différents indicateurs.

### Présentation du projet :

Le projet est constitué de 3 actions différentes. Dans l'action 1, il s'agit de comparer à l'échelle parcellaire 27 indicateurs pesticides de complexité croissante (figure 1) à des mesures de terrain sur 4 sites expérimentaux présentant des voies de transfert et des conditions pédoclimatiques différentes. A ce travail, s'ajoute la comparaison d'indicateurs calculés à l'échelle de la parcelle et agrégés à l'échelle du bassin versant à l'aide d'un cube multidimensionnel (outils permettant de croiser les données du bassin versant à la fois sur la dimension année et la dimension spatiale des différentes parcelles) avec des mesures disponibles en sortie du bassin de la Fontaine du Theil (UIPP-ARVALIS). L'action 2 consiste en la construction d'une chaîne d'indicateurs par une méthode de fouille de données sur une base de données incluant pratiques culturales et données de transfert observées. L'action 3 portera sur une expertise du groupe sur le domaine de validité et d'utilisation des indicateurs.

|   | Quantitatif   | Score (rang) | Classe (score)     |
|---|---------------|--------------|--------------------|
| Dose  | QSA, IFT SA   |              |                    |
| [Dose * Coef transfert]   | NRI           |              |                    |
| [Dose, Propriétés SA]   |               | SIRIS        | EIQ                |
| [Dose, application, aménagement] - [Propriétés SA]                |               | ADSCOR       |                    |
| [Dose, sensibilité milieu]  |               |              | DEXIPM             |
| [Dose, application, aménagement, Propriétés SA]-[milieu, climat]  |               |              | DAEG, ARTHUR       |
| [Dose * Coef transfert * [sol*climat*Propriétés SA]]              | POCER         |              |                    |
| [Dose, application, aménagement, Propriétés SA, milieu, climat]   |               | I-Phy 1 et 2 |                    |
| [Dose* application* aménagement * propriétés SA* milieu * climat] | EPRIP, SYNOPS |              | Titre intervention |

Figure 1 : Typologie des indicateurs étudiés





## Les triazines : une persistance dans le milieu ou une utilisation continue ?

Sassine Lara (1) , Le Gal La Salle Corinne (1)

<sup>(1)</sup> Université de Nîmes, EA 7352 CHROME, rue du Dr Georges Salan, 30021 Nîmes – lara.sassine@unimes.fr

Actuellement, la détection des triazines dans les eaux souterraines, 12 ans après leur interdiction, pose la question de leur persistance dans le milieu souterrain, de leur remobilisation depuis le sol ou la zone non saturée ou de la persistance de leur utilisation.

Afin de pouvoir répondre à cette problématique, une approche géochimique utilisant des traceurs (<sup>3</sup>H/<sup>3</sup>He) qui permettent de déterminer le temps de résidence des eaux souterraines couplée à l'occurrence de ces composés et de leurs produits de dégradation permet d'estimer leur devenir dans l'environnement.

Le site d'étude sélectionné est un aquifère alluvial superficiel, peu profond, situé dans le Sud de la France. L'occupation du sol est majoritairement agricole impliquant une utilisation fréquente de pesticides, notamment des triazines avant leur retrait d'usages en 2003.

En premier temps, ces molécules ont été détectées dans les eaux souterraines de cet aquifère lors des contrôles de qualité de l'eau potable par l'Agence Régionale de Santé. Lors de notre étude, elles ont été mesurées dans les échantillons d'eau souterraine (n=66) prélevés entre 2011 et 2013.

Les fréquences de détection individuelles varient entre 96 % pour la simazine et 14% pour l'atrazine, en considérant des limites de quantification de 5 ng.L<sup>-1</sup>. La somme des concentrations des molécules mères (MM) et des produits de dégradation (PD) (atrazine, simazine, terbuthylazine, DEA, DIA, terbuthylazine déséthyl) varient entre 15 et 350 ng.L<sup>-1</sup>. En représentant les concentrations totales des triazines en fonction de la profondeur de l'eau dans l'aquifère, 3 tendances différentes sont observées: (1) une faible concentration à toute profondeur dans l'aquifère dépendant essentiellement de l'origine de l'eau, (2) une augmentation de la concentration avec la profondeur dans l'aquifère liée potentiellement aux utilisations antérieures des triazines, et (3) des concentrations relativement élevées à des faibles profondeurs dans l'aquifère pouvant provenir soit d'utilisations récentes, soit d'un relargage lent de ces composés qui peut dépendre de la composition des sols, notamment le taux de matière organique. Le taux d'atténuation des triazines ( $\Sigma PD / \Sigma MM$ ) calculés varie entre 0.3 pour les eaux influencées par les eaux de surface et 4.8 pour les eaux montrant des temps de résidence plus longs, pouvant impliquer une augmentation de ce taux avec le temps de résidence de l'eau dans la zone saturée.

Ces observations sont en cohérence avec une diminution notable de l'utilisation de ces pesticides depuis une dizaine d'année. L'occurrence de ces composés dans les eaux alluviales est probablement due à leur persistance dans le système (Lopez et al., 2015).

*Mots-clés : triazines, eaux souterraines, temps de résidence de l'eau, dégradation, persistance*

### **Référence**

Lopez, B., Ollivier, P., Togola, A., Baran, N., Ghestem, J.-P., 2015. Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. *Sci. Total Environ.* 518-519, 562-573. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.01.110

## Prédiction de la sorption du glyphosate et du diuron sur les sols et évaluation de la spécificité des sols de fond de fossés

Dollinger Jeanne (1), Dagès Cécile (1), Voltz Marc (1)

<sup>(1)</sup> UMR LISAH (INRA-IRD-SupAgro), 2 place Pierre Viala 34060 Montpellier  
jeanne.dollinger@supagro.inra.fr

### Résumé :

L'usage des herbicides en agriculture et notamment en viticulture est une pratique très répandue pour limiter la prolifération d'adventices. Une partie des herbicides épandus est exportée des parcelles soit par lixiviation soit associée aux flux de ruissellement. Ainsi, ces molécules se retrouvent souvent dans les réseaux de surveillance des eaux en tête des molécules les plus détectées. Sont notamment citées glyphosate et diuron. Les réseaux de fossés jouent un rôle clé dans le devenir des flux des pesticides. Ils collectent les flux d'eau et de sédiments chargés en pesticides en provenance des parcelles, et les transportent ensuite vers les cours d'eau récepteurs d'une part mais également vers les nappes via des processus d'infiltration (Dollinger et al., Accepted). La rétention dans les fossés est cependant généralement décrite comme importante ce qui leur confère un rôle tampon vis-à-vis de la contamination des masses d'eau (Dollinger et al., Accepted). L'export, le transport et la rétention des herbicides sont régulés principalement par des processus de sorption (Wauchope et al., 2002), décrits par des coefficients de sorption. Les coefficients de sorption sont donc des paramètres particulièrement sensibles dans les modèles permettant d'estimer la dispersion des pesticides dans les bassins versants agricoles et le pouvoir tampon de certains éléments des paysages tels que les fossés. Ces coefficients varient en fonction de la nature chimique de la molécule, et des propriétés du sol. Weber et al. (2004) proposent des fonctions de pédotransfert permettant d'estimer les coefficients de sorption de 57 pesticides à partir de caractéristiques de sol. Le coefficient de sorption du diuron, par exemple, peut être prédit à partir du taux de matière organique (Weber et al., 2004). Depuis 2004, neuf études traitant de la sorption du diuron sur des sols ou sédiments ont permis d'amender la base de données et par conséquent d'affiner la fonction de pédotransfert. Par ailleurs, si les principales propriétés du sol influençant la sorption du glyphosate sont aujourd'hui connues (Vereecken, 2005), il n'existe pas de fonction de pédotransfert permettant de prédire les coefficients de sorption. Dans ce contexte, l'objectif de cette étude est double. Il s'agit i) d'établir des fonctions de pédotransfert pour le diuron et le glyphosate, permettant de calculer les coefficients de sorption sur sols et sédiments puis ii) de valider leur utilisation pour les sédiments de fonds de fossés. Dans un premier temps, des modèles génériques de prédiction des coefficients de sorption du glyphosate et du diuron, basés sur une méta-analyse des données disponibles dans la littérature, ont été établis. Les fonctions de pédotransfert ainsi établies permettent d'estimer les coefficients de sorption du diuron et du glyphosate à partir de la connaissance d'un nombre réduit de caractéristiques des sols ou sédiments. Ainsi, les coefficients de sorption peuvent être estimés, pour le diuron à partir du taux de carbone organique et de la capacité d'échange cationique (CEC) et pour le glyphosate à

partir du taux d'argile et de la CEC avec une erreur moyenne respective de 0.9 l/kg et 7.6 l/kg soit 9 % des coefficients de sorption moyens. Dans un deuxième temps, les coefficients de sorption sur des sols prélevés dans des fossés ont été déterminés au laboratoire. Ils ont ensuite été confrontés avec les valeurs estimées sur la base des propriétés de ces sols par les fonctions de pédotransfert. Les résultats indiquent que les coefficients de sorption du diuron et du glyphosate sur les sols de fossés sont correctement prédits par les fonctions de pédotransfert établies dans le cadre de cette étude. Ces fonctions de pédotransfert pourront donc être utilisées pour caler les paramètres de sorption dans des démarches de modélisation visant à évaluer le pouvoir tampon des réseaux de fossés dans différents contextes pédo-climatiques.

*Mots-clés : sorption, herbicides, fonction de pédotransfert, fossés*

## **Références**

- Dollinger, J., Dagès, C., Bailly, J.S., Lagacherie, P., Voltz, M., 2015. Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, Accepted
- Vereecken, H., 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Manag. Sci.* 61, 1139–1151. doi:10.1002/ps.1122
- Wauchope, R.D., Yeh, S., Linders, J.B.H.J., Kloskowski, R., Tanaka, K., Rubin, B., Katayama, A., Kördel, W., Gerstl, Z., Lane, M., Unsworth, J.B., 2002. Pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitations and reliability. *Pest Manag. Sci.* 58, 419–445. doi:10.1002/ps.489
- Weber, J.B., Wilkerson, G.G., Reinhardt, C.F., 2004. Calculating pesticide sorption coefficients (Kd) using selected soil properties. *Chemosphere* 55, 157–166. doi:10.1016/j.chemosphere.2003.10.049

## **Devenir des pesticides infiltrés au sein d'une bande enherbée : potentiel de contamination d'une nappe superficielle sous- jacente.**

Liger Lucie <sup>(1)</sup>, Martin Alexis <sup>(1)</sup>, Guillemain Céline <sup>(1)</sup>, Margoum Christelle <sup>(1)</sup>, Lafrance Pierre <sup>(2)</sup>, Gouy Véronique <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Irstea 5 rue de La Doua CS70077 69626 VILLEURBANNE Cedex France – lucie.liger@irstea.fr

<sup>(2)</sup> INRS ETE 490, rue de la Couronne Québec (Québec) G1K 9A9 Canada

De nombreuses études sur les zones tampons végétalisées ont permis de mettre en évidence leur capacité à atténuer les transferts de pesticides vers les eaux de surface. En particulier, les bandes enherbées ont montré leur efficacité à réduire le ruissellement en favorisant son infiltration dans le sol de la zone tampon. En revanche, on trouve très peu de références concernant le devenir des pesticides une fois infiltrés dans les bandes enherbées, et notamment leur éventuel transfert vers une nappe superficielle sous-jacente. Il est primordial d'évaluer cette situation dans le cas d'une position topologique de la bande enherbée en bas de pente, du fait de sa proximité avec le cours d'eau. En effet, c'est un cas très fréquemment rencontré dans les préconisations liées aux bonnes pratiques environnementales.

Dans le contexte du Beaujolais de coteaux, cette situation est exacerbée par la présence de réseaux de rigoles artificielles qui collectent et concentrent le ruissellement au sein même des parcelles de vignes, entraînant des transferts de surface rapides et conséquents. Nous nous interrogeons donc sur le risque de contamination d'une nappe superficielle sous-jacente à une bande enherbée de bas de versant, du fait de l'infiltration importante des écoulements de surface qu'elle engendre en son sein. Pour cela, nous avons effectué un traçage hydro-chimique par simulation de ruissellement afin de travailler dans des conditions semi-contrôlées. Le site expérimental se situe sur le bassin versant de la Morcille, dans le Beaujolais (69). Il est composé d'une placette enherbée isolée hydrauliquement (en surface) de 6 m de longueur sur 4 m de largeur, instrumentée depuis 2003.

Le protocole a consisté en l'apport en amont de la placette et sur toute sa largeur, d'un volume d'eau de concentration connue en ions (bromure de potassium) et en pesticides (tébuconazole, diméthomorphe, isoproturon), afin de simuler un ruissellement provenant de la parcelle en amont équivalent à un épisode pluvieux de période de retour 2 ans. Nous avons suivi la répartition du ruissellement en surface de la placette, la part infiltrée jusqu'à 50 cm de profondeur (au moyen de plaques lysimétriques) et les variations du niveau piézométrique de la nappe sous-jacente, située à 2 m de profondeur (au moyen d'un transect de piézomètres). Des échantillons ont été prélevés dans chacun de ces compartiments tout au long de l'expérimentation et des échantillonneurs passifs ont permis un suivi intégratif des concentrations dans la nappe.

Lors de ce traçage, le ruissellement s'est intégralement infiltré dans les 3 premiers mètres de longueur de placette. L'abattement de concentrations en traceurs (ions bromures) et en pesticides dans le ruissellement infiltré à 50 cm de profondeur est assez faible en amont de placette mais il est plus important à 4 m de l'injection (58% d'abattement en concentration pour les ions bromures et entre 75 et 95 % d'abattement pour les pesticides apportés). L'écart d'abattement entre bromures et pesticides pourrait être attribué aux phénomènes de rétention auxquels les pesticides sont soumis, notamment dans la zone racinaire de la bande enherbée. On observe que l'eau d'infiltration rejoint rapidement la nappe (en moins d'une heure) où elle engendre un pulse de contamination dans sa zone supérieure (20 premiers centimètres sous le toit de la nappe), alors que la progression des solutés en profondeur de la nappe semble bien moindre. Par ailleurs, cette forte réactivité de surface s'accompagne cependant d'un abattement important des concentrations moyennes dans la nappe sur les douze premières heures suivant le début de la simulation, (abattements de 86% pour les bromures et entre 91 et 98% pour les pesticides comparativement aux concentrations initiales dans le ruissellement). Par ailleurs, on observe une hiérarchisation nette des taux d'abattement des pesticides, en lien avec leurs propriétés d'adsorption.

Les échantillonneurs passifs utilisés (Tiges Silicone), bien que ne fournissant à ce stade de leur développement que des informations semi-quantitatives, ont cependant permis d'évaluer l'évolution spatiale et temporelle de la contamination de l'amont vers l'aval et de la surface à plusieurs mètres de profondeur de la nappe.

Dans ce contexte spécifique sur sols sableux du Nord Beaujolais, on peut conclure qu'une bande enherbée interceptant du ruissellement concentré permet de réduire significativement le risque de transfert par ruissellement jusqu'au cours d'eau et permet une infiltration rapide dans le sol. Malgré une dilution et rétention forte dans le sol, la contamination parvient quand même à la nappe qui peut ensuite transporter les pesticides jusqu'au cours d'eau et entraîner une contamination chronique du cours d'eau. Ces observations mettent donc en avant l'intérêt mais aussi les limites de tels dispositifs rivulaires, qui, dans les situations à risque (nappe proche de la surface, sol très perméable) pourront nécessiter de recourir à des dispositifs de limitation des transferts plus en amont.

*Mots-clés : bande enherbée, pesticide, contamination, ruissellement, nappe, cours d'eau*

## **Des zones humides construites pour épurer les eaux de drainage agricole : cas d'une mare et d'un fossé en Lorraine.**

Gaullier Céline (1), Dousset Sylvie (1), Schott François-Xavier (2), Pallez Christelle (3)

<sup>(1)</sup>LIEC, UMR7137 CNRS–Université de Lorraine, BP 70239, 54506 Vandœuvre-lès-Nancy, France – [celine.gaullier@univ-lorraine.fr](mailto:celine.gaullier@univ-lorraine.fr)

<sup>(2)</sup>CRAL, 9 rue de la Vologne, Bât. I, 54520 Laxou, France

<sup>(3)</sup>ANSES, Laboratoire d'Hydrologie de Nancy (LHN), 40 rue Lionnois, 54000 Nancy, France

En Lorraine, les parcelles drainées représentent environ 20 % de la surface agricole utile. Ces eaux de drainage, qui peuvent être fortement chargées en pesticides, sont généralement transférées directement à la rivière. En effet, les bandes enherbées réglementaires mises en place pour épurer les eaux agricoles de ruissellement sont court-circuitées par ce réseau de drain. Des zones humides construites (ZHC) ont été mises en place au sein de la bande enherbée, en sortie de drain et en amont de la rivière, afin de restaurer la qualité des eaux. Ces ZHC se présentent sous forme linéaire (fossé) ou surfacique (mare), dans lesquelles une végétation hygrophile s'y est spontanément développée. Cette étude porte sur l'évaluation de la capacité des ZHC à limiter l'exportation des pesticides vers le réseau hydrographique.

Deux ZHC ont été étudiées : une mare située à Ville-sur-Illon (88) qui a pour caractéristique de se présenter comme une succession de 3 mares (214 m<sup>2</sup> pour 8 ha drainés); et un fossé situé à Manoncourt-sur-Seille (54) élargi à mi-parcours afin de créer une zone de stagnation des eaux de 35 m<sup>2</sup> (100 m<sup>2</sup> pour 10 ha drainés). Les prélèvements d'eau en entrée et sortie du dispositif sont asservis au débit afin d'obtenir un échantillon représentatif : 150 mL d'eau échantillonnés pour 50 m<sup>3</sup> d'eau drainés. Cet échantillon est collecté tous les 15 jours, durant 3 campagnes de drainage (d'octobre 2011 à mars 2014). Au laboratoire, 80 molécules, représentatives des pratiques agricoles lorraines, ont été recherchées par le laboratoire de l'ANSES. Les bilans de masse des pesticides ont ensuite été réalisés afin d'évaluer l'efficacité des ZHC à réduire les teneurs en pesticides des eaux de drainage.

Sur les deux sites, plus de la moitié des molécules appliquées depuis 2009 sur la parcelle drainée a été détectée dans les eaux de drainage. Pour la ZHC de Ville-sur-Illon, 4 molécules ont été quantifiées dans plus de 50 % des prélèvements : le chlortoluron, le boscalid, le dimétachlore et l'azoxystrobine. Pour la ZHC de Manoncourt-sur-Seille, 9 molécules ont été quantifiées dans plus de 50 % des prélèvements, dont le boscalid et le dimétachlore. Au contraire des molécules fréquemment quantifiées, d'autres ne sont dosées que ponctuellement à de très forte teneurs, pouvant dépasser 2 µg.L<sup>-1</sup>. C'est le cas du tritosulfuron, du dicamba et de l'isoxaflutole.

La ZHC de Ville-sur-Illon a un impact positif sur les flux pour 50 % des 26 prélèvements sur les trois campagnes. Le bilan de masse entrée / sortie des pesticides est de 13 %, 17 % et 7 % respectivement pour la campagne 2011/2012 (11 prélèvements), 2012/2013 (8 prélèvements) et 2013/2014 (7 prélèvements). La ZHC de Manoncourt-sur-Seille a un impact positif sur les flux pour 44 % des 27 prélèvements sur les trois campagnes. Le bilan de masse entrée / sortie des pesticides est de 7 %, 3 % et - 50 % respectivement pour la campagne 2011/2012 (9 prélèvements), 2012/2013 (10

prélèvements) et 2013/2014 (8 prélèvements). Cet abattement négatif est en partie dû au métazachlore qui se retrouve majoritairement en sortie, sans avoir été appliqué sur la parcelle. Sa présence pourrait s'expliquer par des apports par ruissellement des parcelles voisines et/ou par des entrées connexes au sein du dispositif, qui ont été déconnectées récemment.

Pour l'ensemble des molécules et pour les trois années de suivi, les efficacités négatives sont de - 53 % pour le chlortoluron, et de - 3508 % pour le nicosulfuron, respectivement à Ville-sur-Ilion et Manoncourt-sur-Seille. Ces abattements négatifs seraient dus à la remobilisation des pesticides en sortie et/ou à une contamination extérieure (ruissellement, entrée connexe). L'efficacité maximale observée pour une molécule est de 41 % pour le mecoprop et de 83 % pour le propyzamide, respectivement à Ville-sur-Ilion et Manoncourt-sur-Seille.

Cinq molécules et un métabolite sont quantifiés dans les ZHC : le boscalid, le cyproconazole, le diflufenicanil, le dimétachlore, le napropamide et l'hydroxy-atrazine. Ces molécules sont dosées en continu dans les eaux, en entrée comme en sortie sur les trois années de suivi. Ces pesticides n'étant pas appliqués chaque année, ils seraient donc relargués par le sol de la parcelle au cours du temps. Le cyproconazole et le diflufenicanil sont remobilisés au sein des ZHC, avec respectivement, un abattement de - 15 % sur les deux sites et de - 5 % à Ville-sur-Ilion et - 511 % à Manoncourt-sur-Seille. Le boscalid et le napropamide ont un comportement similaire pour une même ZHC. Ces deux molécules présentent une efficacité nulle à Ville-sur-Ilion et sont remobilisées à Manoncourt-sur-Seille, avec un abattement de - 18 % pour le boscalid et de - 107 % pour le napropamide. Leur comportement similaire est lié à leur  $K_{\text{foc}}$ , de 885 mL.g<sup>-1</sup> pour le napropamide et de 772 mL.g<sup>-1</sup> pour le boscalid. Les deux ZHC semblent plus efficaces pour le dimétachlore qui présente un bilan de masse nul à Manoncourt-sur-Seille, et un bilan de masse positif à Ville-sur-Ilion avec un abattement de 12 %. Le site de Manoncourt-sur-Seille est donc moins efficace sur ces molécules que celui de Ville-sur-Ilion. L'hydroxy-atrazine, qui est un métabolite de l'atrazine, interdite d'application depuis 2003, est toujours quantifié dans les eaux. Les deux dispositifs ne semblent pas efficaces pour épurer ce métabolite.

Les résultats obtenus sur ces trois années de suivi semblent encourageants quant à l'efficacité des ZHC à épurer les teneurs en pesticides dans les eaux de drainage. Toutefois, ces ZHC montrent des efficacités d'épuration diverses en fonction des molécules. Le suivi hebdomadaire de ces deux sites pour les trois années à venir devrait permettre d'identifier les facteurs responsables de la variabilité de ces efficacités (morphologie de la ZHC, substrat, temps de résidence, débit...)

*Mots-clés : Dispositif filtrant, pesticide, remédiation, parcelle drainée*

## **Zones Tampons Humides Artificielles (ZTHA) : évaluation de leur pouvoir épurateur sur des eaux de drainage en Lorraine.**

Schott François-Xavier<sup>1</sup>, Pitrel Marina<sup>2</sup>, Dousset Sylvie<sup>3</sup>, Benoît Marc<sup>4</sup>, Munoz Jean-François<sup>5</sup> et Cherrier Richard<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Chambre Régionale d'Agriculture de Lorraine, Pôle systèmes de production durables et innovation, bât i, 9 rue de la Vologne, 54 520 Laxou – [francois-xavier.schott@lorraine.chambagri.fr](mailto:francois-xavier.schott@lorraine.chambagri.fr)*

<sup>2</sup> *AERM, route de Lessy, 57160 Rozerieulles.*

<sup>3</sup> *LIEC, CNRS–Université de Lorraine, BP 70239, 54506 Vandœuvre-lès-Nancy, France*

<sup>4</sup> *INRA-SAD Mirecourt, BP 35, 88501 Mirecourt cedex,*

<sup>5</sup> *ANSES, Laboratoire d'Hydrologie de Nancy, 40 rue Lionnois, 54 000 Nancy*

L'activité agricole présente un impact non négligeable sur la qualité de l'eau, notamment par l'usage généralisé de molécules herbicides (AMPA détecté dans près de 50% des prélèvements en eaux de surface du bassin Rhin Meuse en 2009) et par la modification du profil des berges (Agence de l'Eau Rhin Meuse, 2009).

Le drainage agricole, s'il offre la possibilité de cultiver des terres lourdes dans un climat lorrain difficile, peut présenter des inconvénients environnementaux, notamment via la connexion de la solution du sol avec les cours d'eau, facilitant ainsi le transfert des produits phytosanitaires dans le milieu naturel en période drainante (Schiavon, 1980, 1992).

La part de surface drainée est importante en Lorraine (en moyenne de 15 à 20% de la SAU, jusqu'à 70% sur certains bassins versants). La mise en place de Zones Tampons Humides Artificielles (ZTHA) en sortie de drainage, représente un levier potentiellement intéressant pour limiter les rejets de polluants dans le milieu, en complément d'une politique de réduction de l'utilisation de telles molécules (Sac, 2007 et projet Artwet 2009).

Suite au travail bibliographique de l'INRA-SAD de Mirecourt portant sur la création de ZTHA (Sac, 2007), une collaboration entre la CRA Lorraine, l'INRA, l'Université de Lorraine, et le CNRS est mise en place pour aborder la problématique de façon opérationnelle. Il s'agit ici d'évaluer d'une part la capacité épuratrice de ZTHA rustiques, (présentant une faible emprise foncière, reproductibles, avec végétalisation naturelle) à filtrer les eaux de drainage de parcelles agricoles, d'autre part leur acceptabilité par le monde agricole et enfin, l'entretien nécessaire pour un maximum d'efficacité des dispositifs.

Pour cela, 9 ZTHA différentes (mares tampons, fossé court, fossé long, « mare avec une botte de paille », etc...) ont été implantées en Lorraine depuis 2009, représentant diverses situations pédoclimatiques de la région. Ces ZTHA se veulent « rustiques » : de faible emprise foncière (avec des ratios « surface de sites/surface drainée collectée » allant de 0,1% à 0,5%), faciles de mise en œuvre et d'entretien pour une meilleure acceptabilité potentielle par les exploitants agricoles. Ces sites sont équipés de débitmètres et de préleveurs en entrée (à la sortie du collecteur de drainage) et sortie de ZTHA pour qualifier la qualité des eaux entrant et sortant sur les paramètres nitrates et produits phytosanitaires (96 molécules recherchées). D'autre part, une collecte systématique des apports historiques récents dans les parcelles alimentant ces collecteurs de drainage a été effectuée

auprès des agriculteurs. Cette information permet de connaître la pression agricole subie sur ces territoires.

L'étude montre une grande diversité de comportements entre les différents sites et au cours de la période de drainage. Pour le paramètre nitrate, l'efficacité des dispositifs est démontrée, avec une très forte variabilité intra-annuelle et entre les sites. La quasi-totalité des sites montre une efficacité lors des périodes « chaudes » d'automne et début été. L'abattement moyen annuel en nitrates varie de 6 à 25% selon les sites. Ce constat est d'autant plus marqué pour les sites « bien végétalisés » et pour le site avec la botte de paille.

Pour le paramètre phytosanitaire, la quasi-totalité des dispositifs permet de limiter l'intensité du 1<sup>er</sup> pic de phytosanitaires lié au début de la période de drainage à l'automne. Cela s'avère intéressant d'autant plus que ces premières eaux de drainage sont souvent chargées en produits phytosanitaires (Schiavon, 1994 ; Novak, 2003). L'efficacité constatée est un abattement moyen annuel de 11%. La rétention, la dégradation, la volatilisation, et la dilution interviennent de façon variable au cours du temps et des dispositifs. Pour améliorer la compréhension de la part de chacun des mécanismes intervenant sur le devenir des produits phytosanitaires dans les ZTHA, deux sites font l'objet d'études complémentaires en conditions contrôlées de laboratoire.

Ces résultats montrent que ces sites sont intéressants pour réduire une partie des phytosanitaires et des nitrates sortant des eaux de drainage. Par ailleurs, l'acceptabilité de ces sites auprès des agriculteurs semble bonne même si elle reste à mesurer au-delà de l'expérimentation, en particulier sur les contraintes foncières et réglementaires.

Ce programme mené par la CRA Lorraine, pôle systèmes de production durables et innovation, sera poursuivi à minima jusqu'en 2017, et fait l'objet de nombreux partenariats scientifiques : INRA, Université de Lorraine, ANSES, CNRS, Zone Atelier Moselle, Réseau LorLux, Hydréos...chacun apportant ses compétences. A terme, cette étude permettra de comprendre l'ensemble des mécanismes d'épuration ayant cours dans les différents ZTHA et de percevoir l'ensemble des atouts et contraintes de ces dernières.

*Mots-clés : Zones Tampons Humides Artificielles, Dispositifs filtrants, Eaux de drainage, Produits Phytosanitaires, épuration.*

Références :

AERM, Les données sur l'eau et les milieux aquatiques, 2009

Novak, S.M., O. Banton, and M. Schiavon. 2003. Modelling metolachlor exports in subsurface drainage water from two structured soils under maize (eastern France). *Journal of Hydrology* 270 : 295-308.

SAC, E. 2007. Création de Zones Humides Tampons, rapport de stage. 67 pages + annexes. Inra Aster Mirecourt, Université de Metz

Schiavon, M. 1980. Contribution à l'étude du mouvement et de la dégradation de l'atrazine dans deux sols agricoles drainés, INPL, Vandoeuvre-lès-Nancy

Schiavon, M., J.M., Portal, and F. Andrieux. 1992(a). Données actuelles sur les transferts d'atrazine dans l'environnement. *Agronomie* 12 :129-139

Schiavon, M., J.M. Portal, and H.P. Guimont. 1994. Etude du transfert par les eaux de drainage de divers produits phytosanitaires dans trois sols de Lorraine.

ENGEES, Réduction de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires et phytoremédiation dans les zones humides artificielles, 2009

## **Du diagnostic de bassin versant aux actions d'atténuation: quelques retours d'expériences visant à réduire les transferts hydriques de contaminants et notamment de phytosanitaires**

Le Hénaff Guy (1), Garand Axelle (2), Mosnier Natacha (3), Patissier Alice (4), Vincent Bernard (5),  
Catalogne Clotaire (1), Gouy Véronique (1)

<sup>(1)</sup> *Irstea, Centre de Lyon-Villeurbanne, Equipe pollutions diffuses, 5 rue de la Doua, CS 70077, 69626 Villeurbanne Cedex - [guy.le-henaff@irstea.fr](mailto:guy.le-henaff@irstea.fr).*

<sup>(2)</sup> *Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage et Chambre d'agriculture de l'Ain, Station ONCFS de la Dombes - 01330 Birieux - [Axelle.GARAND@oncfs.gouv.fr](mailto:Axelle.GARAND@oncfs.gouv.fr)*

<sup>(3)</sup> *SieravL - Syndicat Loir 41 ; Hôtel de ville - Parc Ronsard - BP 20 107, 41106 Vendôme - [sieravl-animateur@vendome.eu](mailto:sieravl-animateur@vendome.eu)*

<sup>(4)</sup> *Syndicat Mixte des Rivières du Beaujolais, Mairie de Lancié, 69220 Lancie - [a.patissier@smrb-beaujolais.fr](mailto:a.patissier@smrb-beaujolais.fr)*

<sup>(5)</sup> *Irstea, Centre d'Antony1, rue Pierre-Gilles de Gennes, CS 10030 - 92761 Antony cedex - [bernard.vincent@irstea.fr](mailto:bernard.vincent@irstea.fr)*

### **Résumé**

L'utilisation durable des produits phytosanitaires implique de s'intéresser aux transferts des molécules après les applications de celles-ci aux champs. La mise en œuvre en France depuis 2011, des scénarii européens de Focus Surface Water va d'ailleurs dans ce sens et impliquera dans un avenir très proche une plus grande mise en œuvre des mesures de gestion des risques de ruissellement à l'échelle parcellaire, en tenant compte des versants et des pédo-paysages.

Les transferts hydriques des produits phytosanitaires sont des processus importants de pollutions diffuses des cours d'eau et mêmes des nappes phréatiques. Le transport sous forme dissoute est majoritaire mais certaines molécules sont entraînées par les particules de terre en suspension. En cas d'érosion, c'est de plus une perte de sol qui intervient avec une atteinte à la fertilité de la parcelle, c'est des coulées de boues sur les routes et parfois les villages, c'est un colmatage des frayères dans les cours d'eau. Malgré un printemps sec en 2014, les sites expérimentaux de Rhône-Alpes ont montré la persistance et l'acuité des enjeux liés aux ruissellements. En situation de transferts rapides vers les eaux superficielles, des pics de pollutions des eaux de ruissellement de surface supérieurs à 150 µg/l, voire 200 µg/l de pesticides (appliqués, quelques jours-semaines avant les pluies) ont été observés en Dombes et en Beaujolais de coteaux).

Dès les années 90, le CORPEN a initié de manière innovante des démarches de diagnostics, qui actuellement relayées par les actions des partenaires du Groupe Technique National Zones Tampon, ont permis la constitution d'une chaîne cohérente de diagnostics et la constitution d'une boîte à outils sur les zones tampons ([zonestampions.onema.fr](http://zonestampions.onema.fr)). Ces méthodologies permettent d'identifier et de décrire les fonctionnements hydriques et la vulnérabilité des territoires, puis de compléter par des diagnostics rivulaires et un arbre d'aide à la décision

permettant l'intégration des zones tampons dans les versants (bandes enherbées, zones tampons humides artificielles, dispositifs dispersifs,...).

A la parcelle, les formes de ruissellement varient selon les sols, la végétation ou la rugosité de surface, le travail du sol, la pente, la saison : sols gorgés d'eau en hiver, orages et pluies intenses en été... A l'échelle du versant, les chemins de l'eau s'organisent selon la topographie, l'organisation paysagère générée par la main de l'homme : formes et longueurs des parcelles, chemins, éléments paysagers gardés ou construits. L'agriculteur n'a pas toujours la possibilité d'agir sur l'ensemble des différents facteurs en cause, mais le ruissellement et l'érosion peuvent néanmoins être limités voire annulés par la mise en œuvre de mesures appropriées : travail du sol et résidus de récolte en surface, rotations en mosaïque des cultures, maintien et création de zones tampons fonctionnelles, protection des cours d'eau et action sur les courts-circuits induisant des transferts rapides d'eaux contaminées. Cela passe donc par des modifications des pratiques agricoles et notamment par la prévention du ruissellement dans les parcelles. Mais il est également indispensable de comprendre la nature des écoulements hydriques au sein des versants agricoles en intégrant les processus parcellaires, les connexions inter-parcellaires et le rôle des éléments du paysage. Un diagnostic local s'appuyant sur une typologie des écoulements permet in fine de comprendre les chemins de l'eau et d'être capable de proposer les actions les plus adaptées au milieu et au contexte pédo-climatique.

Depuis 2008, l'Irstea de Lyon a participé à des études ou mené des expertises sur plus de trente bassins versants français et européens: aires d'alimentation de captages en eaux de surface ou à alimentation mixte, bassins versants servant de tests méthodologiques (diagnostic rivulaire) ou faisant l'objet de plans d'actions territoriaux des Agences de l'eau, bassins versants pilotes européens du projet Topps-Prowadis ou plus récemment démarches volontaires de groupes d'agriculteurs. En s'appuyant sur des retours d'expériences dans différents contextes dont la Dombes, le Perche Vendômois, le Beaujolais viticole, il est possible d'identifier les points positifs et aussi les nombreux freins autour de la prise en compte de processus complexes qui nécessitent une vision globale, collective et partagée entre de très nombreux acteurs (élus, agriculteurs, gestionnaires, services de l'état,...) pour aboutir à une « success story ».

D'ores et déjà les diagnostics locaux permettent de comprendre les fonctionnements hydrologiques des parcelles, des cours d'eau et des versants. S'il est possible d'intégrer de façon optimale les éléments du paysage et les zones tampons, il est montré que des mesures d'hydrauliques douces, souvent peu onéreuses et basées sur des techniques de génie végétal et écologique permettent d'atténuer les transferts hydriques de contaminants.

Il convient d'œuvrer le plus collectivement possible: avoir une véritable volonté d'action autour des zones tampons permettrait de s'engager sur la gestion intégrée des bassins versants. En effet de nombreux territoires ruraux aménagés avant la prise en compte des pollutions diffuses et plutôt sur des critères de mécanisation et de productivité, sont vulnérables ou sont devenus mal adaptés à une gestion durable des pesticides. Il faut y ralentir l'eau, limiter les écoulements concentrés, donner plus globalement une réelle capacité de résilience à ces milieux et on rejoint ainsi à ce niveau les aspects paysagers, la biodiversité, les Trames verte et bleue et d'autres aménités liées à un territoire multifonctionnel.

*Mots-clés : transferts hydriques, diagnostic, actions d'atténuation, ruissellement, zones tampons,*

## Session 4 «Processus physico-chimiques et biologiques du devenir des pesticides aux échelles fines»

Jeudi 28 mai 11h40

Session animée par :

**Carole Bedos, Laure Vieublé-Gonod**, Inra, Grignon

**Olivier Crouzet**, Inra, Versailles

La compréhension et la prédiction du devenir des pesticides dans l'environnement reposent sur une connaissance fine des processus biologiques et physico-chimiques ayant lieu à petites échelles. Cette session couvrira les études relatives aux processus de dégradation ou d'interactions physico-chimiques, ayant lieu dans le sol, sur les végétaux et résidus de récoltes, dans l'air ou l'eau. Une attention particulière sera portée aux approches innovantes, qu'elles soient analytiques, expérimentales ou conceptuelles (ou de modélisation), apportant un éclairage nouveau sur le devenir des pesticides et l'évaluation des risques environnementaux associés.

**11H40** : Apport d'une sonde fluorescente comme le Prodan pour caractériser la polarité des cuticules de feuilles. *Malgorzata S. et al.*

**12H00** : Identification des gènes et enzymes impliqués dans la dégradation de l'herbicide mésotrione chez *Bacillus megaterium* Mes11. *Carles L. et al.*

**12H20** : Impact des flux d'eau sur la biogéographie du 2,4-D et des microorganismes dégradants dans le sol : une étude en microcosmes. *Pinheiro M. et al.*

**12H40** : Etude en colonne non-saturée du transfert du S-métolachlore et de ses métabolites dans un matériau fluvio-glaciaire. *Sidoli P. et al.*

---

**13H00 : Déjeuner**

---

**14H30 : Remise du prix phytopharma**

**15H00** : Caractérisation de polluants émergents issus de la dégradation UV-visible de pesticides en milieux aqueux. *Bourcier S. et al.*

**15H20** : Isomères : de nouvelles questions en évaluation du risque lié aux pesticides. *Gourlaouën N. et al.*

**15H40 : Pause-café – posters\* - exposants**

## Apport d'une sonde fluorescente comme le Prodan pour caractériser la polarité des cuticules de feuilles

Malgorzata Stawinoga (1,2), Mohamad Sleiman (1,3), Jeffrey Chastain (1,2), Claire Richard (1,2)

(1) Université Clermont Auvergne, Université Blaise Pascal, Institut de Chimie de Clermont-Ferrand, BP 10448, F-63000 CLERMONT-FERRAND, France - claire.richard@univ-bpclermont.fr

(2) CNRS, UMR 6296, ICCF, F-63171 AUBIERE, FRANCE

(3) Université Clermont Auvergne, ENSCCF, Institut de Chimie de Clermont-Ferrand, BP 10448, F-63000 CLERMONT-FERRAND, FRANCE

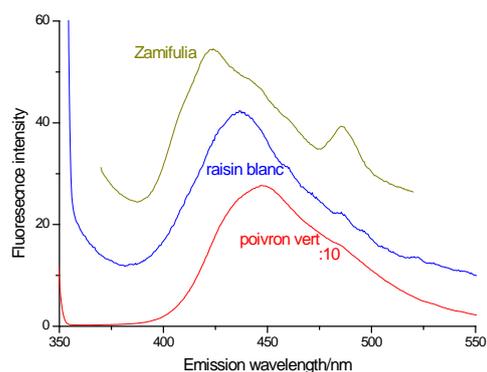
Après leur pulvérisation et afin d'entrer dans la plante pour atteindre leur cible biologique, les matières actives doivent traverser la cuticule qui est une zone d'échange pour les composés organiques entre l'intérieur et l'extérieur des feuilles. Les cuticules sont de composition complexe, constituées de cires épicuticulaires et intracuticulaires, amorphes et/ou cristallisées, qui contiennent toute une variété de composés à longue chaîne C<sub>20</sub>-C<sub>33</sub>, principalement alcanes, alcools, esters, acides ou aldéhydes et de cutine faite de polymères à base d'acides gras hydroxylés en C<sub>16</sub>-C<sub>18</sub>. S'ajoute à cela une grande variabilité dans la composition en fonction de l'espèce et de son stade de développement. Compte tenu de l'importance de la cuticule dans le transport des matières actives et de la difficulté de prédire l'absorption des matières actives par cette dernière, il serait tout à fait utile de disposer d'une méthode simple pour obtenir des informations sur ses propriétés physico-chimiques et en particulier de sa polarité.

Dans ce travail, nous avons testé la capacité du Prodan, 6-propionyl-2-diméthylaminonaphthalène, à sonder la polarité de cuticules naturelles. Le Prodan est une sonde fluorescente largement utilisée dans les systèmes chimiques et biologiques en raison de sa grande sensibilité au milieu. En effet, son maximum d'émission varie entre 390 nm en milieu totalement apolaire à 520 nm dans l'eau. L'origine de cette sensibilité au milieu est attribuée à la fois à une augmentation du moment dipolaire suite à l'excitation et à la formation de liaisons hydrogène avec le solvant.

Des essais préliminaires ont montré que le maximum d'émission du Prodan est le même, à polarité égale, en solution et en phase solide. Ainsi, le n-heptane et la cire de paraffine donnent un même signal à 391 nm. Dans une deuxième étape, nous avons testé différentes méthodes d'infiltration du Prodan dans un film de polyéthylène de 50 µm d'épaisseur. Notre choix s'est porté sur le dépôt en gouttes d'une solution eau-éthanol de Prodan à 10<sup>-3</sup> M. Un dosage couplant extraction aux ultra-sons et mesure par fluorescence a montré que 16% du Prodan initialement déposé était inclus dans le film après 24 h de contact. Enfin, trois échantillons naturels ont été choisis: feuille de *Zamioculcas zamiifolia*, peau de raisin blanc et peau de poivron vert. Les cuticules ont été extraites avec un scalpel ou par congélation et nettoyées aux ultra-sons dans l'éthanol.

Le maximum d'émission du Prodan dans les cuticules se situe entre 423 et 448 nm, selon les échantillons ce qui démontre la capacité du Prodan à différencier les cuticules testées. Cette zone d'émission est caractéristique d'une polarité intermédiaire. Les spectres sont larges et présentent des épaulements en accord avec la présence de plusieurs zones de polarités différentes.

Les objectifs à plus long terme sont d'utiliser le Prodan pour effectuer des mesures de diffusion et d'étudier son éventuelle sensibilité à la présence de matière active dans les cuticules.



*Mots-clés* : cuticules, sonde fluorescente, polarité

## Identification des gènes et enzymes impliqués dans la dégradation de l'herbicide mésotrione chez *Bacillus megaterium* Mes11

Carles Louis <sup>(1)</sup>, Besse-Hoggan Pascale <sup>(2)</sup>, Joly Muriel <sup>(1)</sup>, Batisson Isabelle <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> CNRS UMR 6023, Laboratoire Microorganismes : Génome et Environnement 24, av. des Landais 63171 Aubière – louis.carles@univ-bpclermont.fr

<sup>(2)</sup> CNRS UMR 6296, Institut de Chimie de Clermont-Ferrand 24, av. des Landais 63171 Aubière

La mésotrione (2-[4-(Méthylsulfonyl)-2-nitrobenzoyl]cyclohexane-1,3-dione) est un herbicide de la famille des tricétones utilisé pour traiter les cultures de maïs depuis 2003. Afin de pouvoir prédire le devenir et l'impact écotoxicologique de cette molécule, il est nécessaire de déterminer son comportement dans l'environnement, notamment en étudiant les processus de biodégradation dans les sols. A l'heure actuelle, les voies de biodégradation de la mésotrione ne sont pas établies. Plusieurs métabolites issus de sa biodégradation par différentes souches bactériennes ont cependant été identifiés dans des études antérieures (Durand et al., 2006 ; Batisson et al., 2009 ; Pileggi et al., 2012), mais les enzymes responsables de ces transformations n'ont pas encore été décrites.

Nos travaux se sont portés sur la souche *Bacillus megaterium* Mes11, isolée à partir d'un sol agricole et capable de dégrader la mésotrione (Batisson et al., 2009). Le but de l'étude était d'identifier les enzymes impliquées dans la voie de biodégradation de cet herbicide, en se basant sur : (i) l'identification de trois métabolites de la mésotrione. La réduction du groupement nitro de la molécule mère conduit à la formation d'un dérivé hydroxylamine (métabolite 1), qui est en équilibre avec une forme cyclisée (métabolite 2), et qui subit ensuite une hydrolyse conduisant à la formation d'AMBA (Acide 2-amino-4-méthylsulfonylbenzoïque, métabolite 3) qui s'accumule dans le milieu ; (ii) l'analyse, par une approche de protéomique différentielle (2D-DIGE, two Dimensional-Differential In Gel Electrophoresis) (Bardot et al., 2015), du protéome global de la souche Mes11 en présence et en absence de mésotrione. Bien que n'ayant pas permis de révéler de protéines impliquées directement dans la dégradation de la mésotrione, l'analyse du réseau de ces protéines a néanmoins mis en évidence des protéines candidates pour la dégradation de la mésotrione : des nitroréductases (NR). Ceci est cohérent avec les structures chimiques des métabolites produits durant la biodégradation de la mésotrione par la souche Mes11 et suggérerait l'implication d'une NR dans la première étape de la voie de biodégradation de cette molécule. Afin de valider cette hypothèse, la recherche des gènes codant les nitroréductases chez *Bacillus megaterium* a permis de révéler 9 gènes chez Mes11, montrant des similarités de séquences allant de 11 à 64 %. Les enzymes correspondantes ont été surexprimées dans un vecteur d'expression et purifiées (His-Tag) afin de tester leurs activités de nitroréductase sur la mésotrione. Seules deux des neuf isoenzymes se sont avérées capables de réduire le groupement nitro de la mésotrione en groupement amino, via un intermédiaire hydroxylamine. Une analyse phylogénétique a mis en évidence que ces deux isoenzymes appartiennent au groupe des nitroréductases de type I, insensibles à l'oxygène (Roldán et al., 2008). Ce groupe rassemble notamment la nitroréductase majeure de *Escherichia coli* (NfsA), et les nitroréductases NfrA1 (YwcG) et NfrA2 (YcnD) de *Bacillus subtilis*. Ces nitroréductases

appartiennent à la famille des NAD(P)H/FMN oxydoréductases et ont déjà été décrites comme ayant une activité sur différents composés nitro aromatiques.

La caractérisation des deux nitroréductases de la souche Mes11 catalysant la réduction du groupement nitro de la mésotrione est en cours. Les tests d'activité ont été réalisés à 28 °C et à pH 7,5 (pH optimum classiquement retrouvé pour ce type d'enzyme). L'une de ces deux enzymes utilise indifféremment le NADPH ou le NADH comme donneur d'électrons, avec une activité spécifique égale à 24,25  $\mu\text{mol}_{(\text{NAD(P)H})} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{mg}^{-1}$ . L'autre enzyme n'utilise que le NADPH comme donneur d'électrons, et possède une activité spécifique égale à 87,81  $\mu\text{mol}_{(\text{NADPH})} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{mg}^{-1}$ .

Cette étude a permis, pour la première fois, d'identifier et de caractériser les enzymes impliquées dans la première étape de la voie de dégradation de la mésotrione chez *B. megaterium* Mes11. Ces gènes/enzymes pourraient ainsi constituer des biomarqueurs efficaces afin de prédire la capacité des écosystèmes à biodégrader la mésotrione, et, *in fine* améliorer l'évaluation de la contamination de ces environnements par la molécule mère et/ou métabolites.

*Mots-clés : herbicide, biodégradation, nitroréductase*

- Bardot C., Besse-Hoggan P., Carles L., Le Gall M., Clary G., Chafey P., Federici C., Broussard C., Batisson I. (2015) How the edaphic *Bacillus megaterium* strain Mes11 adapts its metabolism to the herbicide mesotrione pressure. *Environ. Pollut.* 199 : 198- 208.
- Batisson I., Crouzet O., Besse-Hoggan P., Sancelme M., Mangot J.-F., Mallet C., Bohatier J. (2009) Isolation and characterization of mesotrione-degrading *Bacillus* sp. from soil. *Environ. Pollut.* 157 : 1195- 1201.
- Durand S., Légeret B., Martin A.-S., Sancelme M., Delort A.-M., Besse-Hoggan P., Combourieu B. (2006) Biotransformation of the triketone herbicide mesotrione by a *Bacillus* strain. Metabolite profiling using liquid chromatography/electrospray ionization quadrupole time-of-flight mass spectrometry. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 20 : 2603–2613.
- Pileggi M., Pileggi S.A.V., Olchanheski L.R., da Silva P.A.G., Munoz Gonzalez A.M., Koskinen W.C., Barber B., Sadowsky M.J. (2012) Isolation of mesotrione-degrading bacteria from aquatic environments in Brazil. *Chemosphere.* 86 : 1127- 1132.
- Roldán M.D., Pérez-Reinado E., Castillo F., Moreno-Vivián C. (2008) Reduction of polynitroaromatic compounds: the bacterial nitroreductases. *FEMS Microbiol. Rev.* 32 : 474–500.

## **Impact des flux d'eau sur la biogéographie du 2,4-D et des microorganismes dégradants dans le sol : une étude en microcosmes**

Pinheiro Marc (1), Ditterich Franziska (2), Pagel Holger (3), Poll Christian (2), Garnier Patricia (1), Streck Thilo (3), Kandeler Ellen (2), **Vieublé Gonod Laure** (4)

<sup>(1)</sup> INRA, UMR Ecologie fonctionnelle et Ecotoxicologie des agroécosystèmes, INRA-AgroParisTech, 78850 Thiverval-Grignon, France

<sup>(2)</sup> Institute of Soil Science and Land Evaluation, Soil Biology Section, University of Hohenheim, Stuttgart, Germany;

<sup>(3)</sup> Institute of Soil Science and Land Evaluation, Biogeophysics Section, University of Hohenheim, Stuttgart, Germany

<sup>(4)</sup> AgroParisTech, UMR Ecologie fonctionnelle et Ecotoxicologie des agroécosystèmes, INRA-AgroParisTech 78850 Thiverval-Grignon, France

Le devenir des pesticides dans les sols est contrôlé par les processus qui se déroulent à micro-échelle. Si les pesticides et les microorganismes ne sont pas co-localisés dans le même micro-environnement, l'accessibilité du pesticide aux microorganismes sera essentiellement contrôlée par les processus de transfert. Ainsi la dégradation microbienne est fortement dépendante des transports de pesticides par diffusion et convection vers les microorganismes et des mouvements microbiens vers les pesticides.

Les objectifs de ces travaux étaient d'étudier l'impact des flux d'eau par diffusion et convection sur le devenir du 2,4-D et de ses dégradants en 3D à une échelle mm en considérant différentes distributions spatiales initiales de l'herbicide et des microorganismes.

Pour répondre à ces objectifs, nous avons construit des colonnes de sol (3 × 5 cm) à partir d'agrégats naturels stérilisés ou non et dans lesquelles nous avons contrôlé la distribution spatiale initiale du 2,4-D et des microorganismes du sol. Nous avons testé 3 distributions spatiales initiales : i) une distribution homogène du pesticide et des microorganismes dans toute la colonne de sol, ii) une co-localisation du 2,4-D et des microorganismes dans un cube de sol de 6 × 6 × 10 mm à la surface des colonnes et iii) une localisation disjointe du pesticide et des microorganismes dans des cubes de sol (6 × 6 × 10 mm) séparés de 1 cm. Des colonnes témoins avec seulement du 2,4-D ou des microorganismes ont également été construites.

Deux séries d'expérimentations ont été menées en parallèle : l'une avec du <sup>14</sup>C-2,4-D pour suivre spécifiquement le devenir du 2,4-D dans le sol et l'autre avec du <sup>12</sup>C-2,4-D pour l'étude de la dynamique des dégradants. Les microcosmes ont été incubés à 20°C à un potentiel matriciel de -31.6 kPa. Des apports d'eau pour simuler des événements pluvieux ont été réalisés à T0, T3 et T6 jours. La quantité d'eau apportée correspondait à 2 fois le volume poral.

A l'échelle de la colonne de sol, nous avons suivi la minéralisation du 2,4-D au cours du temps et quantifié la radioactivité perdue dans les percolats. Après 24 jours, les colonnes de sol ont été découpées en tranches de sol puis en cubes de sols de 6×6×10 mm. Les cubes de sol ont été analysés indépendamment les uns des autres pour quantifier les résidus <sup>14</sup>C extractibles et non extractibles et les dégradants (PCR quantitative des gènes *tfdA*). Connaissant la localisation initiale des cubes les uns par rapport aux autres, nous avons pu reconstituer des cartes en 3D des résidus de 2,4-D et des dégradants.

Les résultats ont montré que i) la moitié de la radioactivité est perdue quelle que soit la distribution initiale du 2,4-D et des microorganismes, ii) la biodégradation du 2,4-D est principalement contrôlée par la distribution spatiale du 2,4-D et des microorganismes dans le sol et se déroule dans des volumes de sol plus ou moins importantes, iii) le transport par convection favorise l'accessibilité du 2,4-D aux microorganismes et donc sa biodégradation et iv) la production et la localisation des résidus non extractibles sont principalement dues à l'activité microbienne.

Ces travaux soulignent l'importance de considérer la biogéographie microbienne et les processus biogéophysiques qui se déroulent à une échelle mm pour mieux comprendre le devenir des pesticides dans les sols à une échelle supérieure.

*Mots-clés : herbicide, spatial heterogeneity, biodegradation, biogenic and abiotic non-extractable residues, diffusion and convection transport, mm and cm-scale, tfdA genes*

## **Etude en colonne non-saturée du transfert du S-métolachlore et de ses métabolites dans un matériau fluvio-glaciaire**

**Sidoli Pauline** (1, 2), Baran Nicole (1), Angulo-Jaramillo Rafael (2), Lassabatère Laurent (2)

<sup>(1)</sup> BRGM, 3 Avenue Claude Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - p.sidoli@brgm.fr ; n.baran@brgm.fr

<sup>(2)</sup> LEHNA UMR 5023 CNRS ENTPE Université Claude Bernard- Lyon 1, Rue Maurice Andin, F-69518 Vaulx-en-Velin – angulo@entpe.fr ; laurent.lassabatere@entpe.fr

A l'interface entre les sols et les eaux souterraines, la zone non saturée joue un rôle clé sur le transfert et devenir des pesticides et donc sur la qualité des aquifères. L'amélioration des connaissances sur les processus d'écoulement et d'interactions géochimiques dans la zone non saturée est donc primordiale pour espérer à terme établir des modèles prédictifs de transfert des pesticides vers les eaux souterraines. Le travail vise à caractériser en laboratoire l'influence de la structure de milieux poreux hétérogènes en condition non saturée sur la rétention et le transfert de pesticides.

L'étude porte sur un aquifère de l'Est Lyonnais, dans le couloir de Meyzieu, où la zone non saturée se compose de matériaux granulaires fluvio-glaciaires hétérogènes d'une épaisseur comprise entre 30 et 70m de profondeur. Deux lithofaciès majoritaires ont été caractérisés, un premier sableux, Sx, et un second composé d'un mélange bimodal de sables et graviers, Gcm. Les eaux de cet aquifère ne montrent que peu de contaminations en pesticides malgré une forte pression agricole en surface. Face à ce constat, la question du rôle de la zone non saturée dans la réduction du flux transitant et/ou dans l'effet retard qu'elle pourrait générer se pose. Le transfert dans la zone non saturée est ici étudié expérimentalement pour un herbicide maïs fréquemment appliqué sur le couloir, le S-métolachlore, ainsi que pour ses 2 produits de dégradation majeurs, l'ESA-métolachlore et l'OXA-métolachlore. L'ESA-métolachlore est fréquemment dosé dans les eaux souterraines du couloir de Meyzieu à des concentrations pouvant atteindre 0,4 µg/L, alors que l'OXA-métolachlore n'est que parfois quantifié et le S-métolachlore quasi absent.

Des colonnes de matériaux Gcm ou Sx (10 cm diam. x 30 cm de hauteur) sont reconstituées en laboratoire à partir des matériaux fluvio-glaciaires prélevés sur site et tamisés à 10mm. Elles sont toutes soumises à un écoulement permanent en condition de non saturation (degré de saturation entre 65 et 75 %) afin de reproduire l'hydrodynamique régnant *in situ*. Toutes les expériences sont conduites dans une enceinte thermostatée à une température contrôlée de 15°C. Les paramètres hydrodispersifs pour chaque matériau sont estimés par l'analyse des courbes d'élution de traçages au bromure qui n'a pas d'interaction avec la matrice solide. Après l'injection du créneau simultané de bromure et de pesticides, la colonne est alimentée par une solution aqueuse de même force ionique (CaCl<sub>2</sub> 0.01M) jusqu'à la fin de l'expérience lorsque plus aucun soluté n'est quantifié en sortie de colonne. Les courbes d'élution des solutés sont obtenues à partir des concentrations dosées dans les percolats, en

chromatographie liquide couplée à un spectromètre de masse (UPLC-MSMS) pour le S-métolachlore, l'ESA-métolachlore et l'OXA-métolachlore et en chromatographie ionique pour le bromure. Les courbes d'élution sont analysées en suivant une approche de type analyse de dynamique des systèmes. Les bilans de masse et les facteurs de retard sont calculés par la méthode des moments tandis que l'écoulement et les paramètres de transfert des solutés sont estimés par méthode inverse à l'aide d'Hydrus 1D (Simunek et al., 2013). Un modèle à double porosité avec un fractionnement de l'eau en 2 régions, mobile et immobile, permet de décrire l'écoulement de l'eau et des solutés dans les colonnes non saturées. Les 2 lithofaciès étudiés, S-x et Gcm, présentent des fonctionnements hydrodynamiques différents, caractérisés par un temps de séjour des bromures plus long dans les colonnes Sx que dans les colonnes Gcm (en moyenne supérieur de 50%) en raison de la présence d'une fraction d'eau mobile plus élevée dans le Sx (80% contre 40% dans le Gcm).

Le transfert du S-métolachlore et de ses métabolites est étudié dans un premier temps dans le lithofaciès Gcm. Pour les mêmes volumes d'eau relatifs percolés, la sortie du S-métolachlore subit un retard important par rapport au bromure tandis que l'ESA-métolachlore et l'OXA-métolachlore sont très peu retardés dans la colonne. Les courbes de sortie de l'ESA-métolachlore et de l'OXA-métolachlore révèlent des bilans de masse calculés très proches de 100% alors que le bilan de masse du S-métolachlore est déficitaire. La dégradation de la molécule mère supposée nulle au pas de temps opéré, ce bilan de masse déficitaire du S-métolachlore n'est alors ici attribuable qu'aux seuls processus de rétention dans la colonne.

Les résultats de ces essais montrent un contraste de mobilité important entre le S-métolachlore et ses deux métabolites. Ces données de transfert en conditions dynamiques non saturées sont confortées par des tests d'adsorption en batch qui ont montré des coefficients d'adsorption à l'équilibre beaucoup plus élevés pour le S-métolachlore que pour ses métabolites dans ces deux matériaux. A plus grande échelle, dans la zone non saturée du couloir de Meyzieu, l'ESA-métolachlore et l'OXA-métolachlore semblent présenter un risque plus élevé de contamination des eaux souterraines que le S-métolachlore.

Ces expérimentations posent les hypothèses du rôle de la zone non saturée dans les transferts de pesticides vers les eaux souterraines. Dans le cas d'un pesticide peu ou pas retenu dans la zone non saturée, son transfert vers les eaux souterraines serait essentiellement contrôlé par l'hétérogénéité structurale du milieu qui conditionne les vitesses d'écoulement. Quant aux molécules qui interagissent avec les matériaux de la zone non saturée, les cinétiques chimiques et physiques d'adsorption associées sont à prendre en compte face aux vitesses d'écoulement afin d'évaluer l'ampleur de la réduction du flux transitant et de l'effet retard. Cette zone non saturée peut ainsi différer l'apparition d'une contamination dans les eaux souterraines ou au contraire la faire perdurer, même après des changements d'usage en surface.

*Mots-clés : S-métolachlore, métabolites, colonne non-saturée, modélisation*

Šimunek J., van Genuchten M.T. & Sejna M. (2013) The Hydrus-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 4.16, *HYDRUS Software Series 3*, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, 330p.

## **Caractérisation de polluants émergents issus de la dégradation UV-visible de pesticides en milieux aqueux.**

Sophie Bourcier, Edith Nicol, Yannick Lasalle, Christophe Genty et Stéphane Bouchonnet

École Polytechnique, Laboratoire de Chimie Moléculaire UMR-9168, Route de Saclay 91128 Palaiseau Cedex, France - [sophie.bourcier@polytechnique.edu](mailto:sophie.bourcier@polytechnique.edu)

Le développement industriel et urbain de la seconde moitié du 20<sup>ème</sup> siècle s'est accompagné de l'émergence de milliers de composés chimiques anthropogènes dans notre environnement dont la toxicité n'est le plus souvent pas caractérisée. Leur présence constitue une menace potentielle pour l'environnement au travers de la pollution des eaux superficielles et souterraines, et est devenue une préoccupation majeure pour la préservation de l'environnement. Si de nombreuses études analytiques et écotoxicologiques examinent l'impact de ces composés sur les populations aquatiques et terrestres, ces études portent essentiellement sur les molécules répertoriées dans les directives régissant la qualité de l'environnement aquatique<sup>1</sup>. Or ces composés anthropogènes ne sont pas inertes chimiquement et en fonction de leur environnement, évoluent et conduisent à la formation de produits de transformation qui peuvent être non seulement plus persistants que leurs précurseurs et présenter une toxicité plus importante. Les produits de transformation ainsi formés remplacent progressivement les molécules initiales dans l'environnement.

Notre but est de développer une approche prospective susceptible d'aider à répondre aux questions suscitées par le devenir des polluants organiques dans l'environnement en ciblant plus particulièrement les produits de transformation de pesticides. Celle-ci repose sur l'utilisation de méthodes à hautes performances analytiques (GC-MSn, LC-HR/MS/MS) et s'organise autour (1) d'une première étape de modélisation des mécanismes de transformation par photolyse de molécules cibles choisies, et (2) d'une seconde étape de mise au point de protocoles d'analyse permettant de les détecter dans des échantillons complexes (eaux, fruits) avec des méthodes sélectives de spectrométrie de masse. La caractérisation structurale est réalisée par combinaison des résultats obtenus en LC-HR/MS et LC-MS/MS sur les molécules ciblées et leurs analogues deutérés.

Les études réalisées à ce jour au laboratoire, montrent que de nombreuses réactions ont lieu lors du processus de photodégradation : déchloration, hydroxylation, isomérisation<sup>2</sup>. Quelques exemples seront présentés parmi les pesticides appartenant à plusieurs classes de composés : herbicides : chloracétamides, fongicides : Boscalide<sup>3</sup>, thiophanate méthyl. Afin d'évaluer la toxicité potentielle des photoproduits formés dans l'environnement, nous réalisons des tests *in silico* qui utilisent des calculs de type QSAR<sup>4</sup> (Quantitative Structure Activity Relationship). Les tests *in vitro* utilisent la bactérie *Vibrio fischeri* ; l'extinction de la

luminescence est mesurée au moyen d'un luminomètre. Les études d'écotoxicité sont conduites sur les solutions photolysées ainsi que sur les photo-produits.

Cette approche analytique exhaustive a pour objectif de caractériser de nouveaux polluants émergents avec comme enjeu sociétal, l'extension des listes de molécules répertoriées comme polluants organiques dans les directives environnementales régissant les milieux aquatiques en cas d'augmentation de toxicité .

*Mots-clés : Pesticides – Photodégradation - Caractérisation de photoproduits - LC-HR/MS/MS - Toxicité*

- (1) S.D. Richardson, Disinfection by-products and other emerging contaminants in drinking water, *TrAC Trends Anal Chem*, 22 (2003), pp. 666–684
- (2) Souissi, Y; Bourcier, S ; Ait-Aissa, S; Maillot-Marechal, E ; Bouchonnet, S; Genty, C; Sablier, M Using mass spectrometry to highlight structures of degradation compounds obtained by photolysis of chloroacetamides: Case of acetochlor *Journal of Chromatography* (2013), 1310, 98-112
- (3) Lassalle, Y; Kinani, A; Rifai, A ; Souissi, Y; Clavaguera, C; Bourcier, S; Jaber, F; Bouchonnet, S, UV-visible degradation of boscalid - structural characterization of photoproducts and potential toxicity using in silico tests *Rapid Communication in Mass Spectrometry*, 28, 10, 1153-1163 2014
- (4) <http://www.epa.gov/nrmrl/std/qsar/qsar.html>

## **Isomères : de nouvelles questions en évaluation du risque lié aux pesticides**

**Gourlaouën Nelly, Taillandier Mickaël (1)**

(1) ANSES, 10 rue Pierre et Marie Curie, 94700 Maisons Alfort – Nelly.GOURLAOUEN@anses.fr

Parmi les substances actives phytopharmaceutiques, environ un quart sont concernées par les problématiques liées aux asymétries structurales (isomérisation), induites notamment par la présence de doubles liaisons, ou de carbone asymétrique.

Après avoir fait un point sur la terminologie spécifique à ce domaine (énantiomérisation, R/S, etc.), les discussions en cours au niveau européen concernant l'évaluation des risques liés aux isomères seront abordées.

En effet, certaines substances actives se présentent sous une forme chirale pure (100% d'un isomère précis), soit sous la forme de ratios d'isomères (par exemple : % R/S ou % cis/trans).

Ce ratio d'isomères est susceptible d'évoluer avec le temps et en fonction de l'environnement au sens large. En effet, les cibles de ces substances dans les végétaux et les animaux peuvent présenter des propriétés structurales capables de distinguer un isomère d'un autre. De ce fait, un isomère donné pourrait induire une réponse différente, en termes d'efficacité et/ou de toxicité, et ce, en fonction du ratio d'isomères auquel cette cible est exposée. Ainsi un isomère donné pourrait inhiber ou non une enzyme cible, activer ou non un récepteur et être ou non métabolisé, et dégradé en de nouveaux métabolites eux-mêmes chiraux. L'efficacité, la toxicité, l'écotoxicité, la métabolisation peuvent ainsi être différentes d'un isomère à l'autre. Ces phénomènes étant complexes, ils sont aujourd'hui peu prévisibles, et nécessitent l'acquisition de données spécifiques.

D'un point de vue réglementaire, ces questionnements font l'objet de nombreuses discussions au niveau Européen. En effet, au cours de ces dernières années, des molécules chirales ou différents ratio d'isomères ont pu être évalués en tant que substances actives (indoxacarbe, divers pyréthrénoïdes, etc.).

Dans le cadre de ces dossiers, la question des données nécessaires à l'évaluation du risque prenant en compte la toxicité relative des isomères a été abordée. Les premiers éléments sont présentés.

*Mots-clés : produits phytopharmaceutiques, isomères, évaluation du risque*

## Session 6 «Pesticides et société : perception et évaluation du risque»

Jeudi 28 mai 16h10

Session animée par :

**Enrique Barriuso**, Inra, Grignon

**Carole Barthelemy**, Université Aix-Marseille

**Sonia Grimbuhler**, Irstea, Montpellier

L'utilisation de pesticides met en interaction divers acteurs sociaux, notamment dans le cadre de la réduction annoncée par le plan EcoPhyto. Si les déterminants agronomiques sont facilement identifiables, ce n'est pas le cas pour les déterminants environnementaux, qui sont en partie à l'origine de controverses sur les risques associés à l'utilisation des pesticides. Les individus réagissent différemment face à une contamination invisible et aux incertitudes liées aux conséquences indirectes et souvent différées dans le temps et dans l'espace. Cette session est ouverte aux travaux relevant des sciences humaines et sociales permettant de mieux comprendre comment les individus appréhendent cette incertitude face à des risques potentiels ex. impacts sur l'environnement ou sur la santé des agriculteurs et des riverains. Les mesures scientifiques de l'exposition aux pesticides, les normes d'utilisation en vigueur, l'appréhension subjective de l'exposition, la vulgarisation des résultats scientifiques et la communication au grand public représentent des pistes de réflexion à explorer.

**16H10** : Outils et méthodes de gestion des risques liés à l'utilisation des pesticides sur un territoire : Les résultats du projet Tram. *Le Grusse P. et al.*

**16H30** : Contrôle des risques de toxicité liés aux pesticides : un modèle technico-économique d'optimisation pour la gestion des usages phytosanitaires en agriculture. *Mghirbi O. et al.*

**16H50** : Le rôle central de l'opérateur dans la réduction de l'exposition aux produits phytopharmaceutiques. *Lambert M. et al.*

**17H10** : Quelle réponse du droit face au risque des pesticides ? *Langlais A.*

**17H30** : Approches sociologiques des relations entre pesticides et société : état de l'art et perspectives de recherche. *Barthelemy C.*

**17H50** : départ Visite

**20H00** : Dîner de Gala

## Outils et méthodes de gestion des risques liés à l'utilisation des pesticides sur un territoire : Les résultats du projet TRam

Le Grusse Philippe (1), Mandart Elisabeth (1), Mghirbi Oussama (1,2), Ellefi Kamel (1), Fabre Jacques (3), Ayadi Habiba (1,2), Bord Jean-Paul (2)

(1) CIHEAM-IAMM : Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier, 3191 Route de Mende, 34093 Montpellier cedex 5 – [legrusse@iamm.fr](mailto:legrusse@iamm.fr) ; (2) UM3, Route de Mende, 34199 Montpellier cedex 5 ; (3) DIATAE, 3191 Route de Mende, 34093 Montpellier cedex 5.

Dans le cadre d'une démarche participative, le projet Tram<sup>1</sup> a produit un cadre méthodologique, des instruments et des indicateurs permettant de tester les impacts agro-environnementaux et technico-économiques d'une gestion raisonnée de l'utilisation des pesticides au niveau de deux territoires classés zone Ramsar : le bassin de l'Étang de l'Or dans l'Hérault et la Merja Zerga au Maroc. Dans le cadre d'une démarche de gestion des risques induits par l'utilisation des pesticides, nous sommes confrontés à la nécessité de gérer une diversité d'impacts, inégalement répartis dans l'espace, avec une diversité d'acteurs de types « Pollueurs diffus » et d'acteurs impactés, auquel s'ajoute une variabilité temporelle des effets. Dans l'objectif de gestion d'une pollution diffuse nous nous trouvons face à la nécessité de gérer un système comportant au minimum cinq dimensions. (Ecosystèmes, Acteurs, Espace, Impacts, Temps). Pour le « gestionnaire », l'objectif serait de concevoir un système d'information sur ces cinq dimensions et de caractériser des relations quantifiables entre ces dimensions pour pouvoir évaluer l'efficacité et l'efficacité de mesures correctives, tout ceci de manière dynamique. Les politiques actuelles abordent ces problèmes de manière segmentée sur différentes dimensions ; comme au niveau des « Pollueurs diffus » par des incitations à la réduction de l'utilisation de la quantité de pesticides. Ces actions de type préventives sont parfois pondérées par la dimension spatiale caractérisée par la vulnérabilité intrinsèque du milieu. La dimension spatiale commence à être abordée également par des actions « curatives » par l'installation de zones tampons visant une épuration au niveau d'exutoires. Les dimensions de diversités d'impacts, de temporalité, et de diversités d'acteurs impactés ne sont jamais utilisées dans ces démarches. De plus la diversité des impacts produits par les « Pollueurs diffus » n'est pas prise en compte. A partir de ce constat, nous avons essayé de concevoir une méthode de gestion intégrée des pesticides sur un territoire (un bassin versant) prenant en compte les cinq dimensions et de formaliser des relations entre ces dernières. Cette approche a été testée sur deux territoires classés zone Ramsar : le bassin de l'Étang de l'Or (petite Camargue) et la Merja Zerga au Maroc. Ces objectifs nécessitant des indicateurs opérationnels de terrain complémentaires à l'IFT pour l'aide à la réflexion sur la gestion des risques phytosanitaires à la fois sur la santé humaine et sur les différents compartiments de l'environnement nous ont conduit à développer des indicateurs permettant d'évaluer les risques phytosanitaires au niveau de la santé humaine principalement de l'applicateur (IRSA) et de l'environnement (IRTE), nous avons donc développé un logiciel de calcul (EtoPhy)<sup>2</sup> pour ces deux indicateurs de risque des matières actives. Ce logiciel permet de déterminer les indicateurs de risque de toxicité en fonction du type de produit (cible, formulation), des cultures et de l'exposition (dose homologuée ou appliquée). Ces indicateurs sont utilisables à différentes échelles (parcelles, exploitations agricoles, territoire). L'élaboration d'un outil de gestion intégré des pesticides sur un bassin versant s'appuie au départ sur un modèle régional de fonctionnement du bassin avec une plateforme de

<sup>1</sup> Projet Tram « Gestion de la toxicité en zone Ramsar » APR Pesticides 2009 Programme Ecophyto MEDDE/MAAF

<sup>2</sup> Logiciel EToPhy dépôt APP n° IDDN.FR.001.060017.000.D.C.2011.000.31500

modélisation<sup>3</sup>. Ces modèles ont été construits à partir de la répartition spatiale des cultures, une typologie de producteurs et une typologie des pratiques phytosanitaires associée à un calendrier de ces pratiques. Ces pratiques ont été caractérisées par des indicateurs de pression et des indicateurs d'impact sur l'environnement et sur la santé de l'applicateur<sup>4</sup> (aigüe et chronique) (Ayadi et al, 2012,2013). Cet outil nous permet d'évaluer l'impact de l'utilisation des pesticides à différentes échelles (parcelle, exploitations agricoles, communes, sous bassin et bassin) et de déterminer la contribution des différents types de systèmes de production dans la pollution totale. A partir de ce diagnostic, nous avons simulé, en prenant en considération les différents leviers d'action de la parcelle au territoire, des modifications possibles de pratiques phytosanitaires afin d'évaluer les conséquences des différentes situations sur l'ensemble du bassin. L'objectif a été d'évaluer l'impact de nouvelles pratiques phytosanitaires et de disposer d'éléments de réflexion pour l'élaboration des stratégies collectives de gestion, comme l'alternance de l'utilisation de certains produits, la possibilité de proposer des changements dans la répartition spatiale des cultures, l'implantation de zones tampons... Le premier modèle sur le bassin versant de la Merja Zerga au Maroc, a été orienté vers l'analyse de scénarios de choix d'assolements au niveau spatial et la gestion d'itinéraires techniques à partir d'une typologie d'exploitations types. Nous nous sommes placés dans une gestion annuelle et pluriannuelle pour analyser les impacts sur le milieu comme ci-dessous notamment en terme de pression phytosanitaire (IFT), en terme de risque santé pour les applicateurs (IRSA) et de risque environnemental (IRTE). Le deuxième modèle sur le bassin versant de l'étang de l'Or en France, a été orienté vers l'analyse de scénarios de gestion des itinéraires techniques au niveau spatial et temporel en terme intra annuel. Nous nous sommes placés dans une gestion intra-annuelle pour analyser les impacts sur le milieu des calendriers de traitement pour repérer les pointes de traitement et évaluer les risques au niveau temporel sur le bassin. A partir d'une caractérisation spatialisée de la pression nous avons pu ainsi évaluer le calendrier des impacts en terme de risque santé (IRSA) et de risque environnemental (IRTE). A partir de ces modèles de fonctionnement des territoires un jeu de simulation a été développé, « SimPhy », mettant les acteurs en situation de gestion des exploitations agricoles sous contraintes de réduction des phytosanitaires (quantité et toxicité) et de marché. SimPhy est un jeu piloté (avec des objectifs et des contraintes imposées par l'animateur) composé de deux phases, au cours desquelles un certain nombre de scénarios sont testés, les joueurs étant amenés à décider des assolements et des itinéraires techniques sous contraintes. Dans la première phase, la gestion des exploitations est faite individuellement sans concertation entre les joueurs et sous contraintes de type d'années de pression phytosanitaire, de marché et de réglementations. Dans la deuxième phase, la gestion des exploitations est faite collectivement en concertation et avec négociation des règles et des stratégies entre les joueurs. Le jeu SimPhy permet un dialogue direct avec et entre les acteurs et facilite l'apprentissage de la concertation. Une première application avec les acteurs de terrain a été réalisée sur le terrain de la Merja Zerga<sup>5</sup>. Ce jeu a été également utilisé dans le cadre de formations de Master, et des formations pour des acteurs locaux et des gestionnaires sont envisagées dans le but d'un apprentissage d'une gestion collective des pratiques phytosanitaires sur un territoire.

Mots-clés : *Zone Ramsar, Démarche participative, Indicateurs de risques, Bassin versant, Pesticides*

---

<sup>3</sup> Olympe : Plateforme de modélisation agricole : [www.olympe-project.net](http://www.olympe-project.net)

<sup>4</sup> **IRSA** : Indice de risque sur la santé de l'applicateur ; **IRTE** : Indice de risque sur l'environnement

<sup>5</sup> **Ayadi H., Le Bars M., Le Grusse Ph., Mandart E., Fabre J., Bouaziz A., Bord J.-P. (2013)** SimPhy: a simulation game to lessen the impact of phytosanitaires on health and the environment – The case of Merja Zerga in Morocco, Environmental Science and Pollution research, ISSN 0944-1344, Environ Sci Pollut Res DOI 10.1007/s11356-013-2244-2.

## **Contrôle des risques de toxicité liés aux pesticides : un modèle technico-économique d'optimisation pour la gestion des usages phytosanitaires en agriculture**

Oussama MGHIRBI (1,2,3), Philippe LE GRUSSE (1,3), Jacques FABRE (4), Elisabeth MANDART (1), Jean-Paul BORD (2,3)

<sup>(1)</sup> *CIHEAM-IAMM : Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier. 3191 Route de Mende, 34093, Montpellier cedex 5, France*

<sup>(2)</sup> *Université Montpellier 3 (UM3). Route de Mende, 34199 Montpellier cedex 5, France*

<sup>(3)</sup> *UMR GRED Gouvernance, Risque, Environnement, Développement (UM3/IRD). Centre IRD de Montpellier - UMR GRED, BP 64501, 34394 Montpellier cedex 5, France*

<sup>(4)</sup> *DIATAE. 3191 Route de Mende, 34093 Montpellier cedex 5, France*

### **Résumé**

Les enjeux sanitaires, environnementaux et socio-économiques liés à l'utilisation massive de produits phytosanitaires sont une préoccupation pour l'ensemble des acteurs intervenant dans les filières agricoles (agriculteurs, conseillers, chercheurs, représentants de pouvoirs publics, etc.) (1). Face au nombre important d'acteurs concernés par l'usage des pesticides sur un territoire et les différents intérêts de chacun, nous sommes face à une situation de complexité pour gérer les pollutions diffuses d'origine agricole. Ces inquiétudes ont conduit au développement de dispositifs agro-environnementaux et socio-économiques qui visent à encourager la réduction et la gestion de l'usage des pesticides. De nombreux acteurs, notamment les agriculteurs et les gestionnaires territoriaux, expriment leurs besoins et l'utilité de ces dispositifs à travers la création d'outils d'aide à la décision pour la gestion des pratiques phytosanitaires.

Dans ce contexte de demande, autant par les acteurs de terrain que par les pouvoirs publics d'outils d'aide à la gestion de l'usage des pesticides, nous avons centré notre réflexion sur le développement d'un modèle de minimisation des risques en se basant sur des indicateurs de risques pour la santé de l'applicateur (IRSA) et pour l'environnement (IRTE) calculés sur les propriétés des matières actives et des produits commerciaux (2,3). Ce modèle est basé sur les techniques de programmation linéaire et permet de proposer des scénarios de choix de produits phytosanitaires dans des itinéraires techniques en fonction de différents niveaux de contraintes et d'aspiration des différents acteurs. Le modèle propose une gestion multi-échelles, de la parcelle au bassin versant, et une gestion simultanée des risques santé et environnementaux. Les indicateurs de risque santé et environnementaux peuvent être désagrégés en sous indicateurs permettant une gestion adaptée au contexte. Pour l'indicateur santé il est possible de pondérer les poids des risques aiguës (risques d'inhalation, risques cutanés, etc.) et des risques chroniques (cancérogène mutagène, neurotoxicité, reproduction développement perturbation endocrinienne) ; pour l'aspect risque environnemental, il est également possible de pondérer les contraintes en fonction de la localisation en termes de risques de toxicité terrestre (sol), aérien, aquatique ou de mobilité.

Le modèle permet donc de gérer les choix de produits en fonction des risques au niveau d'une parcelle et d'un ensemble de parcelles dans une exploitation agricole. Des besoins sont par ailleurs exprimés pour une gestion globale au niveau d'un bassin versant. Pour ce changement d'échelle dans la gestion des scénarios, nous avons élaboré une méthode de distribution statistique des usages à partir d'une typologie des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles croisées avec une typologie des contraintes spatiales (type du sol, pente, proximité des cours d'eau ou masses d'eau, etc.). Cette démarche permet une représentation de la diversité agricole et une évaluation d'impacts de l'usage des

pesticides par culture et au niveau spatial. Nous avons ensuite introduit les paramètres économiques (coût de production, coût des produits phytosanitaires, rendement, prix de vente, etc.) en complément des indicateurs de risque (IRSA et IRTE)<sup>1</sup> pour chaque culture (2,3), ainsi que les contraintes (pression phytosanitaire par année agricole, efficacité des pesticides, etc.). Cet outil permet d'analyser les scénarios de réduction des risques liés aux pesticides en proposant des combinaisons de substitution des produits phytosanitaires, en fonction de critères d'efficacité et de performance économiques.

**Mot clés :** Pesticides, modèle technico-économique, optimisation, pratiques phytosanitaires, risque de toxicité.

### **Références Bibliographiques**

- (1) **Roussary A, Salles D, Busca D, Dumont A et Carpy-Goulard F (2013)** Pratiques phytosanitaires en agriculture et environnement. *Économie rurale* 1/ 2013 (n° 333), pp 67-80
- (2) **Mghirbi O, Ellefi K, Le Grusse P, Mandart E, Fabre J, Ayadi H, Bord J-P (2014)** Assessing plant protection practices using pressure indicator and toxicity risk indicators: Analysis of the relationship between these indicators for improved risk management, application in viticulture. *Environmental science and pollution research*, **Online ISSN** 1614-7499, **DOI** 10.1007/s11356-014-3736-4
- (3) **Ayadi H, Le Bars M, Le Grusse P, Mandart E, Fabre J, Bouaziz A, Bord J-P (2013)** SimPhy: a simulation game to lessen the impact of phytosanitaires on health and the environment – The case of Merja Zerga in Morocco. *Environmental science and pollution research*, Volume 21, Numéro 7, pp 4950-4963

---

<sup>1</sup> **IRSA** : Indicateur de Risque sur la Santé de l'Applicateur ; **IRTE** : Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement.

## **Le rôle central de l'opérateur dans la réduction de l'exposition aux produits phytopharmaceutiques**

Lambert Mandy (1), Alain Denis (1) Grimbuhler Sonia (1)

(1) *Irstea 1, rue Pierre Gilles de Gennes CS 10030 92761, Antony Cedex – mandy.lambert@irstea.fr  
sonia.grimbuhler@irstea.fr*

L'utilisation d'intrants sur les cultures répond aux contraintes économiques d'obtention de rendements suffisants. Lors de leur utilisation, les opérateurs, utilisateurs de produits phytopharmaceutiques, sont exposés à ces substances qui peuvent avoir des effets néfastes sur l'organisme. Les études d'expologie définissent les déterminants techniques, humains et organisationnels de l'exposition. En complément à ces études, l'analyse ergonomique d'un traitement phytopharmaceutique peut être réalisée. L'intérêt de cette démarche est de placer l'opérateur au centre de son activité et donc de sa sécurité. En effet, l'expérience des opérateurs leur permet de développer un panel de stratégies pouvant réduire l'exposition. La sécurité n'est donc pas juste réglementaire (sécurité réglée) mais elle peut également être le résultat d'une connaissance de l'opérateur sur son activité lui permettant d'anticiper des situations à risque (sécurité gérée) (Nascimento et al., 2009 ; Daniellou et al., 2010). L'opérateur n'est donc plus considéré comme une source d'erreur mais comme un élément de sécurité capable de s'adapter à son environnement de travail pour assurer la réalisation de son activité et réduire ou limiter son exposition.

L'objectif cette présentation est d'identifier le rôle de l'expérience sur le développement de comportements sécuritaires par les opérateurs utilisateurs de produits phytopharmaceutiques.

Pour répondre à cet objectif, une analyse de l'activité de manipulation des produits a été réalisée auprès de 23 viticulteurs bordelais. L'évaluation de l'exposition potentielle des opérateurs a été caractérisée par le dénombrement des contacts cutanés entre l'opérateur et son environnement de travail, afin d'identifier la phase de travail potentiellement la plus exposante parmi la phase de remplissage, d'application et de nettoyage du matériel, cette action vise à identifier les zones de l'environnement de travail à risques durant ces différentes étapes. Les contacts directs (contacts à l'intérieur des emballages, contacts avec la bouillie...) et indirects (contacts avec le matériels souillés ...) avec le produit sont déterminés. Cette caractérisation a servi d'indicateur pour définir les comportements sécuritaires ou non sécuritaires des opérateurs. Enfin, ces résultats ont été présentés aux opérateurs afin de valider l'analyse faite de leur activité.

La phase de remplissage a été identifiée comme la phase la plus importante dans l'exposition des opérateurs, le nombre de contact était le plus élevé durant cette phase. Au cours de cette phase, quatre zones à risques ont été identifiées, il s'agissait de la cuve du pulvérisateur, les bords de l'orifice d'incorporation, l'embout du tuyau de remplissage en eau et la zone d'ouverture des produits. A partir de ce résultat, les comportements ont pu être classés. Les résultats montrent que l'ensemble des opérateurs ont acquis par expérience des comportements permettant de réduire leur exposition journalière. Ces comportements peuvent avoir été mis en place par l'opérateur dans le but de réduire leur exposition (limiter le risque d'incident lors de l'application) mais également pour d'autres raisons comme assurer l'efficacité (introduire le niveau d'eau juste) ou limiter la perte de temps (limiter le temps de remplissage) avec comme conséquence la réduction de leur exposition.

En conclusion, il existe donc une sécurité gérée dans les exploitations viticoles bordelaises, les opérateurs développent des savoir-faire leur permettant d'assurer leur sécurité face aux risques

phytopharmaceutiques. Ces savoir-faire sont le résultat d'expériences passées entraînant le développement de nouveaux comportements. La présentation de ces résultats aux opérateurs a mis en évidence l'intérêt pour les pratiques sécuritaires développées par les autres viticulteurs. En effet, il semble que ces derniers échangent peu sur leurs pratiques de travail. Il semble donc important de développer le partage des savoir-faire cela permettrait d'apporter des solutions concrètes, utilisées par leur pairs et où l'investissement économique est faible. De plus, tous les opérateurs observés pensent que la gestion du risque dans les exploitations s'améliore, mais reste conscient des progrès encore à réaliser. Les résultats de l'étude montrent que cette volonté d'intégrer la sécurité dans les exploitations se traduit par des changements comportementaux visant à réduire l'exposition. Il est donc nécessaire de soutenir le développement de ces comportements sécuritaires afin de créer une culture de sécurité chez les viticulteurs. Cela peut se traduire par exemple par la création d'un espace d'échange permettant aux viticulteurs de remonter les difficultés rencontrées sur des pratiques de travail auprès d'autres viticulteurs selon différents thèmes (le remplissage en eau, l'incorporation des sacs de produits phytopharmaceutiques, gestion de la remise en route d'un pulvérisateur après un hivernage...etc). L'objectif n'étant pas de créer un guide de bonne pratique partagé par tous mais d'alimenter régulièrement un référentiel commun de pratiques sécuritaires pour une amélioration continue de la sécurité dans les exploitations.

#### Références :

1. Daniellou, F., Simard, D. & Boissières, I. (2010). Facteurs humains et organisationnels de la sécurité industrielle : un état de l'art Cahiers de la Sécurité Industrielle, Institut pour une Culture de Sécurité Industrielle, n°2, Toulouse, France
2. Nascimento, A. (2009). Produire la santé, produire la sécurité. Développer une culture de sécurité en radiothérapie. Thèse de doctorat en ergonomie, Cnam, Paris.

## Quelle réponse du droit face au risque des pesticides ?

Alexandra LANGLAIS

*Laboratoire Institut Ouest droit et Europe (IODE- UMR 6262- Faculté de droit de Rennes 1, 9 rue Jean Macé, CS 54203 - 35042 Rennes Cedex, alexandra.langlais@univ-rennes1.fr.*

### Résumé

Les derniers efforts juridiques en faveur d'une réduction des risques sanitaires et environnementaux liés aux pesticides sont le reflet d'une inquiétude grandissante de la société à leur égard. Cette prise en compte de plus en plus visible tend à masquer ou à faire oublier la finalité même des pesticides, celle de détruire des éléments considérés comme nuisibles. Dès lors, la réponse juridique ne doit pas être seulement de réduire les risques pour la santé et l'environnement causés par les pesticides mais de concevoir cette réduction sans impacter l'efficacité de sa fonction destructrice.

Plusieurs réponses du droit visent à répondre à cette exigence multidimensionnelle. La législation sur les autorisations de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques comme celle relative à l'utilisation durable des pesticides s'inscrivent dans cette conciliation d'enjeux potentiellement antinomiques. Cependant, dans les deux cas, les solutions apportées sont axées autour d'un même référentiel : (un produit phytopharmaceutique à remplacer ou à réduire.) et de façon ponctuelle ( la destruction d'un ennemi de culture particulier).

Pourtant, la réduction voire la fin de notre dépendance aux pesticides régulièrement rappelée à l'échelle européenne invite à passer par une approche globale afin de traiter des causes avant celles de son traitement. La question de l'efficacité de la fonction des pesticides doit rester au centre mais c'est celle de sa fonction de protection des plantes et non de destruction des ennemis de culture qui doit être privilégiée. Cette approche fait naturellement appel aux notions de services écosystémiques et aux outils de politique publique qui peuvent leur être associés. Il reste que de nombreux défis restent à relever pour répondre à une telle approche que ce soit en termes de synergies d'actions à identifier et à juridiquement orchestrer, en terme d'éthique des choix politiques qui seront faits. En d'autres termes, la gestion des risques liés aux produits phytopharmaceutiques conduit à envisager une mutation des risques qui n'est pas à négliger.

Ces travaux sont effectués dans le cadre du programme ALTERPHYTO, Approches juridiques des protections alternatives contre les ennemis des cultures, programme APR Pesticides du Ministère de l'écologie avec l'appui financier de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques, par les crédits issus de la redevance pour pollutions diffuses attribués au financement du Plan Ecophyto, programme coordonné par l'institut de droit de l'environnement, Université de Lyon, en partenariat avec l'Institut Ouest Droit et Europe de l'université de Rennes 1.

*Mots clés : autorisation de mise sur le marché, utilisation durable des pesticides, services écosystémiques*

## **Approches sociologiques des relations entre pesticides et société : état de l'art et perspectives de recherche.**

Carole BARTHELEMY

*Laboratoire Population Environnement Développement, UMR 151 Aix-Marseille Université, Institut de Recherche pour le Développement, Case 10, 3 Place Victor Hugo, CS 80249, 13331 MARSEILLE CEDEX 03, France.*

### **Résumé**

Les sciences sociales et humaines sont, de plus en plus, sollicitées dans le cadre de la recherche concernant la réduction de l'utilisation des pesticides. Les difficultés à obtenir des résultats probants en la matière incitent les acteurs publics à sortir des approches « classiques » (agronomique, technique, économique et réglementaire) et à solliciter des disciplines scientifiques plus centrées sur les comportements des individus. Dans ce cadre, la sociologie, l'anthropologie, la psychologie, l'économie expérimentale mais également l'histoire apportent des éléments de réflexion pertinents. Dans le cadre de cette communication, les apports de la sociologie seront présentés comme un exemple de l'appréhension par les sciences sociales de l'utilisation des pesticides.

Trois parties structurent la communication. La première présente un rapide état de l'art des travaux réalisés en sociologie concernant la thématique des pesticides. L'entrée sanitaire, notamment en lien avec la santé au travail des agriculteurs et des salariés agricoles, génère des travaux sociologiques à la croisée de la sociologie rurale, de la sociologie des sciences et des controverses (Jas, 2010 ; Mera-Orcés, 2001). La difficile reconnaissance de pathologies liées à l'exposition aux pesticides et des mobilisations qu'elle suscite sont particulièrement étudiées (Salaris, 2014 ; Dedieu, Jouzel, Prete, 2015). Des recherches menées en sociologie et en anthropologie dans le cadre du programme « Réduction des risques associés à l'utilisation des pesticides » sont, ensuite, présentées, dans une seconde partie, afin de discuter non seulement de la manière dont les sociologues analysent la question des pesticides mais également pour comprendre leurs méthodologies. Le recours aux enquêtes et le recueil des discours génèrent des analyses qualitatives qui diffèrent des résultats quantitatifs produits par les sciences de l'environnement. Il s'agit, dans la troisième partie, de réfléchir à des approches transversales, entre sciences sociales et sciences de l'environnement qui permettraient de dépasser les clivages entre données textuelles et données statistiques et d'appréhender la réduction de l'utilisation des pesticides dans une démarche scientifique interdisciplinaire.

**Mot Clés :** *Sociologie, Usages des pesticides, Risques sanitaires et environnementaux, Controverses et mobilisations, Interdisciplinarité sciences sociales/sciences de l'environnement.*

## Références bibliographiques

Dedieu F., Jouzel J-N., Prete G. (2015), *Les bénéfices du doute. Les usages politiques de la sous-évaluation des intoxications professionnelles liées aux pesticides en France et en Californie*, Les dossiers de l'environnement.

Jas N. (2010) Pesticides et santé des travailleurs agricoles en France, questions anciennes, nouveaux enjeux, *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, n°59, pp. 47-59.

Mera-Orcés V. (2001) *The sociological dimensions of pesticide use and health risks of potato production in Carchi*, Ecuador, Paper prepared for presentation at the 2001 Open Meeting of the Human Dimensions of Global Environmental Change Research Community, Rio de Janeiro-Brazil (October 6-8, 2001).

Salaris C. (2014) Agriculteurs victimes des pesticides : une nouvelle mobilisation collective en santé au travail, *La nouvelle revue du travail* [En ligne], 4 | 2014, mis en ligne le 01 mai 2014, consulté le 28 avril 2015. URL : <http://nrt.revues.org/1480>.

## Session 5 «Approches innovantes en modélisation du devenir et des effets des pesticides»

Vendredi 29 mai 8h30

Session animée par :

**Valérie Pot**, Inra, Grignon

**Laure Mamy**, Inra, Versailles

**Alexandre Pery**, AgroParisTech, Paris

L'évolution des pratiques agricoles, la diversité des molécules utilisées, mais aussi les progrès réalisés sur les outils d'observation expérimentale (imagerie 3D de la structure du sol) et la mise à disposition de plateformes de modélisation contribuent au renouvellement des questions scientifiques et des modèles décrivant le devenir des pesticides dans le système sol-plante-atmosphère de l'échelle microscopique à l'échelle de la parcelle. Parmi les contributions à cette session, nous trouverons notamment des travaux concernant la prise en compte de nouveaux itinéraires techniques ou de couplages innovants entre les processus régulant le devenir et les effets des pesticides, ainsi que des approches traitant de la généricité des molécules.

**08H30 : Conférence invitée** : Outils de modélisation pour le transfert et les effets des pesticides : état des lieux, limites et perspectives. *Boivin A et Poulsen V (ANSES)*.

**08H50** : Prédiction du comportement des pesticides dans l'environnement à partir de leurs propriétés moléculaires. *Mamy L. et al.*

**09H05** : Détermination de l'importance de descripteurs moléculaires sur la mobilité dans la plante de molécules naturelles ou xénobiotiques. *Rocher F. et al.*

**09H25** : Contribution des dépôts atmosphériques gazeux à la contamination des eaux de surface par les pesticides. *Bedos C. et al.*

**09H40** : Evaluation des flux de pesticides dans les systèmes de culture innovants : forçage du modèle de simulation du devenir des pesticides MACRO avec le modèle de culture STICS. *Yemadje SK. et al.*

**10H00** : L'évaluation intégrée pour la gestion des aires de captage d'eau potable sujettes à la pollution par les pesticides. *Vernier F. et al.*

**10H20** : Approche intégrée du suivi des effets non intentionnels aigus des produits phytopharmaceutiques sur la faune sauvage. *Quintaine T. et al.*

**10H40 : Pause-café – posters\* - exposants**

## Prédiction du comportement des pesticides dans l'environnement à partir de leurs propriétés moléculaires

Mamy Laure (1), Patureau Dominique (2), Barriuso Enrique (1), Bedos Carole (1),  
Bessac Fabienne (3), Louchart Xavier (4), Martin-Laurent Fabrice (5),  
Miège Cécile (6), Benoit Pierre (1)

<sup>(1)</sup> INRA-AgroParisTech UMR 1402 ECOSYS, 78850 Thiverval-Grignon – laure.mamy@versailles.inra.fr, barriuso@grignon.inra.fr, Carole.Bedos@grignon.inra.fr, benoit@grignon.inra.fr

<sup>(2)</sup> INRA UR 0050 LBE, avenue des étangs 11100 Narbonne – dominique.patureau@supagro.inra.fr

<sup>(3)</sup> Université de Toulouse - INPT EI Purpan, 75 voie du TOEC BP 57611, 31076 Toulouse ; UPS, IRSAMC, Laboratoire de Chimie et Physique Quantiques, 118 route de Narbonne 31062 Toulouse ; CNRS (UMR 5626) 31062 Toulouse – fabienne.bessac@purpan.fr

<sup>(4)</sup> INRA UMR 1221 LISAH, 2 place Viala 34060 Montpellier Cedex 1 – louchart@supagro.inra.fr

<sup>(5)</sup> INRA UMR 1347 Agroécologie, 17 rue Sully BP 86510, 21065 Dijon – fabrice.martin@dijon.inra.fr

<sup>(6)</sup> IRSTEA MAEP, 5 rue de la Doua CS70077, 69626 Villeurbanne Cedex – cecile.miege@irstea.fr

### Introduction

De nombreux contaminants organiques résultant de l'activité humaine, en particulier les pesticides, mais aussi les HAPs, les PCBs ou les produits pharmaceutiques, par exemple, sont susceptibles d'être présents dans l'environnement. Selon les estimations, entre 30 000 et 100 000 substances sont concernées, il est donc impossible de les étudier au cas par cas. Ainsi, les méthodes de prédiction *in silico* présentent un intérêt croissant et se développent depuis de nombreuses années. Parmi elles, les relations quantitatives « structure-activité » (QSAR) sont basées sur l'hypothèse que la structure des molécules contient les caractéristiques responsables de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques permettant de comprendre et prédire leur activité ou leur comportement dans l'environnement. Ainsi, les objectifs de ce travail consistent à (1) réaliser une synthèse des relations QSARs existantes pour prédire le comportement dans l'environnement des pesticides et d'autres composés organiques, (2) identifier les descripteurs moléculaires les plus discriminants pour expliquer la variabilité de ce comportement.

### Méthodologie

Les QSARs peuvent être basées sur des propriétés physico-chimiques mesurées expérimentalement (solubilité dans l'eau Sw, coefficient de partage octanol-eau Kow...) et/ou sur des descripteurs moléculaires qui se déclinent en plusieurs classes : descripteurs constitutionnels (nombre d'atomes, type d'atomes...), géométriques (surface, volume...), topologiques (indices de connectivité) ou quantiques (moment dipolaire, énergies...). Les QSARs basées sur les propriétés physico-chimiques mesurées expérimentalement intègrent les incertitudes des mesures. Les descripteurs moléculaires présentent l'avantage de ne pas être

entachés d'erreurs expérimentales et ils peuvent être calculés pour des composés qui ne sont pas encore synthétisés. Dans ce travail, seules les QSARs basées sur les descripteurs moléculaires calculés sont recensées et discutées. L'ensemble des QSARs a ensuite été analysé selon deux critères : la fréquence d'utilisation d'un descripteur dans toutes les équations et son caractère générique, c'est à dire s'il est impliqué dans l'estimation d'une grande diversité de processus.

## Résultats et discussion

Pour la première fois, une synthèse bibliographique exhaustive des QSARs développées pour prédire le comportement dans l'environnement d'une grande diversité de pesticides et d'autres composés organiques a été réalisée (Mamy et al., 2015). Elle recense 790 équations impliquant 686 descripteurs moléculaires différents permettant d'estimer 90 paramètres décrivant la dissolution dans l'eau et le caractère hydrophobe des molécules ( $S_w$  et  $K_{ow}$ ), la dissociation (au travers du  $pK_a$ ), la volatilisation (pressions de vapeur, constante de Henry), la rétention dans les sols et les sédiments (coefficients d'adsorption) et le transfert vers les eaux souterraines, la biodégradation et la dégradation abiotique dans les sols, l'eau et l'air (donc les risques de persistance dans ces milieux) et l'absorption par les plantes.

Une grande partie des équations recensées concerne la prédiction du  $pK_a$  (18.3% des équations), du caractère hydrophobe ( $K_{ow}$  : 14.5%), de la solubilité dans l'eau ( $S_w$  : 8.2%), de l'adsorption dans les sols (12.9%) et de la biodégradation (9.5%). Cependant, dans le cas des pesticides, aucune QSAR n'a été développée pour prédire le  $pK_a$ , la volatilisation, l'adsorption dans les sédiments, la photolyse, la photodégradation et l'oxydation dans l'atmosphère, et la dégradation sur la surface foliaire des plantes. Par ailleurs, d'une manière générale, il existe très peu de QSARs pour prédire la désorption ou le potentiel de transfert vers les eaux de surface des composés organiques.

Parmi les 686 descripteurs moléculaires utilisés dans les équations, cinq d'entre eux sont prédominants et ils sont également les plus génériques : un descripteur constitutionnel (la masse molaire) et quatre descripteurs quantiques (le moment dipolaire, la polarisabilité et les énergies des orbitales  $E_{HOMO}$  et  $E_{LUMO}$ ). Ces descripteurs permettent d'expliquer plus particulièrement la variabilité du devenir des pesticides et autres composés organiques dans l'environnement. Le développement de futures QSARs devra tenir donc compte en priorité de ces descripteurs.

Enfin, les résultats ont aussi montré que la combinaison de descripteurs appartenant à différentes catégories (constitutionnel, géométrique, topologique, quantique) améliore la performance des QSARs car elle permet de considérer simultanément différentes représentations et caractéristiques des molécules.

L'utilisation des QSARs pour l'évaluation des risques au niveau réglementaire (directive 1107/2009 CE concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et directive 1907/2006 CE REACH) se généralise de plus en plus. Dans ce cadre, ce travail pourra servir d'appui afin de trouver les équations les plus pertinentes pour estimer le comportement dans l'environnement des pesticides et d'autres composés organiques d'intérêt.

## Référence

Mamy L, Patureau D, Barriuso E, Bedos C, Bessac F, Louchart X, Martin-Laurent F, Miège C, Benoit P, 2015. Prediction of the fate of organic compounds in the environment from their molecular properties: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45: 1277-1377.

*Mots-clés : pesticides, rétention, dégradation, volatilisation, descripteurs moléculaires*

## Détermination de l'importance de descripteurs moléculaires sur la mobilité dans la plante de molécules naturelles ou xénobiotiques

Rocher Françoise (1), Roblin Gabriel (2), Chollet Jean-François (1)

<sup>(1)</sup> IC2MP (Institut de Chimie des Milieux et des Matériaux de Poitiers), UMR CNRS 7285, Université de Poitiers, 4 rue Michel Brunet, TSA 51106, 86073 Poitiers Cedex 9 – [jean.franc.chollet@univ-poitiers.fr](mailto:jean.franc.chollet@univ-poitiers.fr)

<sup>(2)</sup> Laboratoire EBI (Écologie et Biologie des Interactions), UMR CNRS 7267, Équipe SEVE (Sucres, Échanges Végétaux, Environnement), Université de Poitiers, 3 rue Jacques Fort, TSA 51106, 86073 Poitiers Cedex 9

Pour qu'une molécule puisse circuler dans le système conducteur des plantes, elle doit à un moment ou à un autre franchir une membrane plasmique. Ceci peut se faire essentiellement par un phénomène de diffusion simple, avec en particulier le mécanisme de piégeage d'acide fréquemment rencontré chez les pesticides, ou par un système de transport actif. Des modèles prédictifs ont été proposés vers la fin des années quatre-vingt, les principaux étant ceux de Bromilow (Bromilow et Chamberlain, 1988) et de Kleier (Kleier et al., 1998). Ces modèles prenaient en compte deux propriétés physico-chimiques des molécules étudiées, le pKa et le coefficient de partage octanol/eau, log K<sub>ow</sub>. Les choses ont peu évolué depuis alors que l'évaluation de la mobilité d'un composé dans les plantes demeure indispensable pour apprécier l'activité biologique sur certains parasites ou pour expliquer des phénomènes toxiques secondaires sur les organismes non-cibles. Pour répondre à cette attente, à partir d'une étude sur une cinquantaine de composés phénoliques, nous nous sommes proposés d'évaluer l'influence de dix descripteurs moléculaires sur la mobilité de ces molécules au sein de jeunes plants de *Mimosa pudica* L.

Les composés phénoliques, universellement présents dans les plantes, interviennent dans une large gamme de processus physiologiques allant d'un rôle structural dans la paroi cellulaire à une implication dans la croissance et la défense (Cheynier et al., 2013). Nombre d'entre eux sont impliqués dans des phénomènes d'allélopathie (Rice, 1984). Ces interventions peuvent modifier de nombreuses réactions cellulaires : perméabilité membranaire, absorption des nutriments, photosynthèse et respiration (Rice, 1984 ; Weir et al., 2004). Un autre intérêt pour certains de ces composés vient de l'observation d'une activité antimicrobienne (Amborabé et al., 2002). Dans un précédent travail, nous avons montré qu'une légère modification de l'arrangement moléculaire modifie profondément l'activité de la molécule mesurée sur le développement d'*Eutypa lata*, un champignon parasite du bois de la vigne. Ainsi, l'examen de l'effet d'une cinquantaine de dérivés de l'acide benzoïque sur ce modèle a mis en évidence des caractéristiques structurales importantes pour l'activité biologique : groupe hydroxyle en position 2 sur le cycle, activité moléculaire forte conférée par la présence d'un atome d'halogène, influence de la chaîne carbonée portant la fonction acide (Amborabé et al., 2002).

Les effets des composés précédemment étudiés ont été observés sur l'activité osmocontractile des cellules d'organes moteurs foliaires de *Mimosa pudica* L. dans le but de déterminer sur quelles cibles cellulaires ces composés étaient susceptibles d'agir (Saeedi et al., 2013). Ce modèle expérimental du mouvement provoqué des feuilles de cette plante en réponse à un choc (séismonastie) permet de quantifier rapidement l'action biologique d'un produit appliqué de manière exogène. L'analyse des résultats a montré que l'inhibition du processus obéissait aux mêmes contraintes structurales que celles notées lors de l'inhibition antifongique (Rocher et al., 2014), indiquant que l'activité de la molécule

pouvait se manifester sur des phénomènes s'effectuant sur des échelles de temps très différentes. Pour atteindre la cible cellulaire, une composante importante de cette action différentielle peut être liée aux modalités de l'absorption de ces divers composés, en relation notamment avec leur nature ionisable en fonction du pH externe. Compte tenu de cette propriété, il a été admis que ce type de molécule franchissait la membrane plasmique des cellules végétales par le seul mécanisme de piégeage d'acide (Krasavina, 2007). Cependant, les processus s'avèrent plus complexes puisque nous avons mis en évidence un mécanisme de transport actif de l'acide salicylique qui vient en complément du précédent (Rocher et al., 2009 ; Bonnemain et al., 2013).

Nous avons montré précédemment que les critères de log D (coefficient de distribution octanol/eau) et le pourcentage de forme non dissociée de la molécule, qui sont des propriétés physico-chimiques primordiales dans le mécanisme de transport de molécules ionisables, ne peuvent pas expliquer complètement la variation d'activité moléculaire observée dans nos modèles expérimentaux. C'est pourquoi, pour chaque composé testé, nous avons analysé les relations entre dix descripteurs moléculaires et l'activité osmocontractile du pulvinus. Parmi ces descripteurs moléculaires, certains d'entre eux sont connus pour être fortement corrélés à la diffusion au travers de membranes biologiques animales, en particulier lors du passage des barrières intestinale ou hémato-encéphalique. Ceci a permis l'élaboration de nombreux modèles prédictifs pour la résorption intestinale des médicaments et en particulier de l'aspirine. Nous avons mis en évidence que les principaux descripteurs impliqués dans la plupart de ces modèles étaient également ceux qui étaient corrélés chez le végétal avec le franchissement du plasmalemmes lorsque celui-ci est requis pour avoir un effet biologique. Ainsi, le nombre de groupes donneurs et accepteurs de liaisons hydrogène (HBD + HBA), la surface polaire (PSA), le ratio d'atomes d'halogènes dans la molécule (Hal ratio) et le nombre de liaisons permettant une libre rotation (FRB) sont les descripteurs qui expliquent le mieux l'activité biologique observée dans notre étude. Des modèles prédictifs ont pu être établis en utilisant la régression PLS (Partial Least Squares).

#### Références

- Amborabé BE, Fleurat-Lessard P, Chollet JF, Roblin G, 2002. Antifungal effects of salicylic acid and other benzoic acid derivatives towards *Eutypa lata*: structure-activity relationship. *Plant Physiology and Biochemistry*, 40: 1051-1060.
- Bonnemain J-L, Chollet J-F, Rocher F, 2013. Transport of salicylic acid and related compounds. In S Hayat, A Ahmad, M-N Alyemini, eds, *Salicylic Acid, Plant Growth and Development*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp 43-59.
- Bromilow RH, Chamberlain K, 1988. Designing molecules for systemicity. Monograph - British Plant Growth Regulator Group: 113-128.
- Cheyrier V, Comte G, Davies KM, Lattanzio V, Martens S, 2013. Plant phenolics: Recent advances on their biosynthesis, genetics, and ecophysiology. *Plant Physiology and Biochemistry*, 72: 1-20.
- Kleier DA, Grayson BT, Hsu FC, 1998. The phloem mobility of pesticides. *Pesticide Outlook*, 9: 26-30
- Krasavina MS, 2007. Effect of salicylic acid on solute transport in plants. In S Hayat, A Ahmad, eds, *Salicylic acid - A plant hormone*. Springer AA, Dordrecht, The Netherlands, pp 25-68.
- Rice EL, 1984. *Allelopathy*, Ed 2nd. Academic Press, Orlando.
- Rocher F, Chollet JF, Legros S, Jousse C, Lemoine R, Faucher M, Bush DR, Bonnemain JL, 2009. Salicylic acid transport in *Ricinus communis* involves a pH-dependent carrier system in addition to diffusion. *Plant Physiology*, 150: 2081-2091.
- Rocher F, Dedaldechamp F, Saeedi S, Fleurat-Lessard P, Chollet JF, Roblin G, 2014. Modifications of the chemical structure of phenolics differentially affect physiological activities in pulvinar cells of *Mimosa pudica* L. I. Multimode effect on early membrane events. *Plant Physiology and Biochemistry*, 84: 240-250.
- Saeedi S, Rocher F, Bonmort J, Fleurat-Lessard P, Roblin G, 2013. Early membrane events induced by salicylic acid in motor cells of the *Mimosa pudica* pulvinus. *Journal of Experimental Botany*, 64: 1829-1836.
- Weir TL, Park SW, Vivanco JM, 2004. Biochemical and physiological mechanisms mediated by allelochemicals. *Current Opinion in Plant Biology*, 7: 472-479.

*Mots-clés : systémie, descripteurs moléculaires, acide salicylique, composés phénoliques*

# Contribution des dépôts atmosphériques gazeux à la contamination des eaux de surface par les pesticides

Bedos Carole, Loubet Benjamin, Barriuso Enrique

*INRA-AgroParisTech UMR 1402 ECOSYS, 78850 Thiverval-Grignon – Carole.Bedos@grignon.inra.fr, Benjamin.Loubet@grignon.inra.fr, Enrique.Barriuso@grignon.inra.fr*

## Introduction/Contexte

L'évaluation de la contamination par voie atmosphérique des eaux de surface à proximité des zones d'application de pesticides était souvent réduite à l'évaluation empirique de la « dérive » (transfert des gouttelettes de pulvérisation pendant le traitement). Cependant, des préoccupations émergent par rapport à des sources différées de contamination en relation avec la volatilisation des pesticides les jours suivant l'application depuis les sols traités. En effet, le dépôt consécutif à cette volatilisation, dont la source d'émission peut durer plusieurs semaines, serait susceptible, dans certaines situations, d'engendrer une contamination équivalente, voire supérieure, à celle liée à la dérive, plus ponctuelle dans le temps. Cette hypothèse est confirmée par des premiers résultats expérimentaux et par des tests de modélisation. Cependant, un manque d'outils opérationnels validés pour estimer cette voie de contamination est constaté. Cette étude propose un tel type d'outil basé sur des abaques de dépôts gazeux (similaires aux abaques de dérive) obtenus à partir de simulations sur un nombre significatif de scénarios.

## Méthodologie

Les scénarios ont été construits en choisissant des gammes de facteurs clefs identifiés en termes de (1) pratiques : 3 dates d'application, 26 produits de caractéristiques physico-chimiques contrastées ; (2) conditions pédoclimatiques : 3 localisations (avec des données climatiques sur une période de 9 ans) et (3) de configurations locales : 3 tailles de parcelle traitée, 2 configurations en aval (plan d'eau uniforme de 50 m ou cours d'eau situés à 5, 20 ou 50 m de la parcelle traitée avec un dépôt maximal ou minimal sur la zone non traitée - ZNT).

Un modèle calculant la volatilisation des pesticides appliqués sur sol nu (Volt'Air) a été couplé en « off-line » avec un modèle de dispersion atmosphérique et de dépôt gazeux des pesticides volatilisés (FIDES).

Les variables de sortie sélectionnées sont : le dépôt cumulé dans le temps et l'espace (en % de la dose appliquée), la concentration moyenne dans l'air à 1,5 m de hauteur ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

## Résultats et discussion

Les facteurs d'intérêt gouvernant le dépôt, et corrélés aux potentialités d'émissions des pesticides, ont été identifiés, y compris les propriétés physico-chimiques et environnementales des pesticides. Cette approche mécaniste permet de mieux prendre en compte l'effet de chaque facteur influent – intensité et dimension de la source d'émission, dimension et nature de la ZNT,

caractéristiques des pesticides. Elle est adaptée à l'élaboration et au test des scénarios pour l'optimisation du dimensionnement et de la localisation des ZNT.

Pour élargir la gamme de situations, un autre couplage de modèles permettant d'une part de décrire la présence de haies et d'autre part les sources d'émission depuis un couvert végétal est en cours.

Une prochaine campagne de terrain fournira un jeu de données pour tester des abaques ainsi construites.

**Remerciements** : ONEMA, financeur de cette action

**Mots-clés** : volatilisation, dépôt gazeux, surfaces aquatiques, dérive, zone non traitée

## **Evaluation des flux de pesticides dans les systèmes de culture innovants : forçage du modèle de simulation du devenir des pesticides MACRO avec le modèle de culture STICS**

Yemadje Sabine-Karen (1), Moeys Julien (2), Larsbo Mats (2), Justes Eric (3), Barriuso Enrique (1), Ubertosi Marjorie (4), Munier-Jolain Nicolas (4), Mamy Laure (1)

<sup>(1)</sup> INRA-AgroParisTech UMR 1402 ECOSYS, 78850 Thiverval-Grignon – [sabine-karen.yemadje@grignon.inra.fr](mailto:sabine-karen.yemadje@grignon.inra.fr), [enrique.barriuso@grignon.inra.fr](mailto:enrique.barriuso@grignon.inra.fr), [laure.mamy@versailles.inra.fr](mailto:laure.mamy@versailles.inra.fr)

<sup>(2)</sup> Swedish University of Agricultural Sciences - Department of Soil and Environment, Lennart Hjelms väg 9 box 7014, 750 07 Uppsala, Suède – [julien.moeys@slu.se](mailto:julien.moeys@slu.se), [mats.larsbo@slu.se](mailto:mats.larsbo@slu.se)

<sup>(3)</sup> INRA-INPT/ENSAT UMR 1248 AGIR, 24 Chemin de Borde Rouge - Auzeville CS 52627, 31326 Castanet-Tolosan Cedex – [ejustes@toulouse.inra.fr](mailto:ejustes@toulouse.inra.fr)

<sup>(4)</sup> INRA-AgroSup Dijon-Université de Bourgogne UMR 1347 Agroécologie, 17 rue Sully BP 86510, 21065 Dijon – [marjorie.ubertosi@agrosupdijon.fr](mailto:marjorie.ubertosi@agrosupdijon.fr), [nicolas.munier-jolain@dijon.inra.fr](mailto:nicolas.munier-jolain@dijon.inra.fr)

Le défi du plan Ecophyto consiste à diminuer d'une manière significative le recours aux produits phytosanitaires, tout en continuant à assurer un niveau de production élevé en quantité et en qualité. Seule une combinaison de différentes techniques culturales peut remplacer la protection chimique et cette combinaison implique l'introduction de nouveaux systèmes de culture. Cependant, un très grand nombre de systèmes peut être conçu et il est impossible de réaliser des expérimentations in situ pour étudier la durabilité de chacun de ces systèmes. Il est donc nécessaire de développer des outils pour évaluer les impacts sur l'environnement (liés à l'usage des pesticides) des systèmes de culture. Parmi les outils existants, la modélisation numérique permet la description des flux et des concentrations en pesticides dans les différents compartiments de l'environnement. Les modèles (modèles « pesticides ») permettent d'intégrer les effets induits par la variabilité des contextes agro-pédo-climatiques, cependant les pratiques agricoles y sont à l'heure actuelle représentées de manière incomplète. L'objectif de ce travail est donc de forcer un modèle « pesticides », MACRO (Larsbo et Jarvis, 2003), avec un modèle capable de représenter l'évolution des couverts végétaux sous différentes pratiques agricoles (rotation, associations de culture, gestion des résidus, travail du sol...) et sous différentes conditions pédo-climatiques, le modèle STICS (Brisson et al., 1998).

MACRO est un modèle monodimensionnel décrivant les transferts d'eau et de pesticides dans l'environnement. Il est largement utilisé en Europe dans le cadre de l'homologation des produits phytosanitaires. Sa principale originalité par rapport à d'autres modèles « pesticides » réside dans sa capacité à prendre en compte l'influence des écoulements préférentiels sur les pertes en pesticides.

Le modèle STICS est un modèle générique qui permet de simuler la croissance de la majorité des cultures présentes en France, ainsi que les flux d'azote, de matières organiques et d'eau. Il offre l'avantage sur MACRO de simuler de façon beaucoup plus réaliste le fonctionnement des cultures en tenant compte des caractéristiques de la plante, des itinéraires techniques de la culture (dates de semis, fertilisation, irrigation) et des interactions avec les conditions climatiques et pédologiques. STICS est également caractérisé par sa robustesse, il a été testé dans un grand nombre de conditions pédo-climatiques (Coucheney et al., 2015).

D'un point de vue technique, les deux modèles STICS et MACRO fonctionnent en série. Le modèle STICS simule le développement de la culture et fournit des variables qui constituent des indicateurs de développement des cultures (Figure 1). Ces variables sont ensuite transmises comme données d'entrée au modèle MACRO qui simule le devenir des pesticides et fournit en sortie les flux d'eau et de pesticides dans les systèmes de culture.



Figure 1. Représentation schématique du forçage du modèle MACRO par le modèle STICS

Une des premières étapes de ce travail a consisté à comparer les résultats fournis par MACRO à ceux fournis par [STICS-MACRO] et de les comparer à des mesures in situ. Nous nous sommes basés sur une expérimentation de plein champ localisée à Dijon-Epoisses (domaine expérimental de l'INRA) où plusieurs systèmes de cultures innovants sont caractérisés et évalués. Nous disposons, entre autres, de mesures de flux d'eau et de pesticides. Dans un premier temps, nous avons testé le cas d'une rotation colza-blé-orge de référence et d'un traitement au fluroxypyr (herbicide des céréales). La comparaison des sorties des deux modèles montre des différences entre les quantités simulées d'eau mais aussi de pesticide. Le modèle [STICS-MACRO] simulant mieux que MACRO seul la dynamique de développement des plantes au cours des différentes phases de croissance, il permet de mieux décrire les flux d'évapotranspiration et donc d'améliorer le bilan hydrique du modèle « pesticide ».

La méthodologie proposée dans ce travail, basée sur le forçage d'un modèle « pesticide » par un modèle de culture, [STICS-MACRO], permet d'intégrer la variabilité des pratiques agricoles et des conditions environnementales pour évaluer les flux de pesticides dans les systèmes de culture innovants. Les tests de la robustesse de [STICS-MACRO] se poursuivent en modélisant divers types de systèmes innovants. Puis, l'étape suivante consistera à tester la sensibilité de cet outil aux variations des pratiques agricoles.

#### Remerciements

Action cofinancée par l'INRA et le ministère chargé de l'agriculture, avec l'appui financier de l'ONEMA, par les crédits issus de la redevance pour pollutions diffuses attribués au financement du plan Ecophyto, dans le cadre de l'APR « Pour et Sur le Plan Ecophyto (PSPE1) »

#### Références bibliographiques

- Brisson N. et al., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, 311-346.
- Coucheny E. et al., 2015. Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environmental Modelling and Software*, 64, 177-190.
- Larsbo M., Jarvis N.J., 2003. MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. Rep EmergoUppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.

*Mots-clés : modélisation, systèmes de culture innovants, pesticides, MACRO, STICS*

## **L'évaluation intégrée pour la gestion des aires de captage d'eau potable sujettes à la pollution par les pesticides**

Vernier Françoise, Leccia Odile, Lescot Jean-Marie

*Irstea, UR ADBX, 50 Avenue de Verdun 33612 Cestas cedex, France – francoise.vernier@irstea.fr*

Les captages superficiels de Coulonges-Saint Hippolyte sont destinés à fournir de l'eau potable pour l'essentiel du département de la Charente Maritime avec une zone de recharge théoriquement composée de tout l'impluvium du fleuve Charente. La majeure partie des eaux souterraines et de surface est polluée par les nitrates et par certains pesticides. De plus, certains affluents du fleuve sont structurellement déficitaires. Pour ces raisons, des dérogations de non atteinte du bon état écologique des masses d'eau pour 2021 et 2027 seraient demandées à l'Union européenne (Directive-Cadre Européenne sur l'eau 2000/60/CE).

Face à cette situation préoccupante, l'Agence de l'Eau Adour Garonne a financé deux projets interdisciplinaires, ModChar1 et 2, coordonnés par Irstea-Bordeaux (Institut de recherche des sciences et de la technologie pour l'environnement et l'agriculture). Ces projets ont deux objectifs distincts : un premier objectif institutionnel de gouvernance de la ressource en eau en termes de qualité et de quantité dans la zone de captage ; un deuxième objectif méthodologique s'attachant à développer des méthodes et outils qui puissent permettre d'analyser les impacts des activités agricoles et des mesures proposées, de quantifier leurs effets sur la quantité et la qualité de l'eau et d'en évaluer les conséquences économiques. Cette approche intégrée est basée sur l'analyse d'indicateurs agronomiques, sur l'évaluation de l'efficacité environnementale à partir du modèle agro hydrologique SWAT (Soil and Water Assessment Tool) couplé à l'applicatif GENLU2 développé par Irstea Bordeaux et sur un calcul des coûts directs des mesures à partir d'un modèle bioéconomique également développé par Irstea.

La première étape a été d'abord de définir un scénario de référence décrivant spatialement l'état actuel de la zone de captage, puis ensuite de tester plusieurs scénarios d'évolution des pratiques agricoles proposés par les parties prenantes du fleuve Charente (mise en œuvre de mesures agro-environnementales, ouvrages, développement de la viticulture biologique...). Après définition et formalisation, les scénarios sont alors concomitamment évalués par le calcul d'indicateurs de pression (comprenant l'indicateur de fréquence des traitements), par la simulation des transferts de pesticides dans les eaux de surface (et souterraines) et par l'évaluation des coûts des changements pour les agriculteurs. Ces scénarios sont alors classés selon leur coût et l'efficacité environnementale et à différents niveaux (sous bassin, bassin, zone de captage).

Cette approche de modélisation intégrée pour une analyse coût-efficacité (CE) a été appliquée à plusieurs bassins versants alimentant des captages d'eau potable dans le bassin Adour-Garonne. Les résultats montrent qu'il est possible de classer les scénarios en fonction de leur rapport CE, qui peuvent être représentés graphiquement (cartes de ratios CE ou graphiques) permettant ainsi une discussion rationnelle entre les acteurs.

*Mots-clés : modélisation intégrée, indicateurs, pesticides*

## **Approche intégrée du suivi des effets non intentionnels aigus des produits phytopharmaceutiques sur la faune sauvage**

Quintaine Thomas (1), Bro Elisabeth (2), Decors Anouk (1), Millot Florian (2),  
Aubry Philippe (3)

<sup>(1)</sup> *Unité Sanitaire de la Faune, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, BP 20, 78612, Le Perray-en-Yvelines Cedex – thomas.quintaine@oncfs.gouv.fr, anouk.decors@oncfs.gouv.fr*

<sup>(2)</sup> *Centre National d'Étude et de Recherche Appliquée – Petite Faune Sédentaire des Plaines, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, BP 20, 78612, Le Perray-en-Yvelines Cedex – elisabeth.bro@oncfs.gouv.fr, florian.millot@oncfs.gouv.fr*

<sup>(3)</sup> *Direction des Études et de la Recherche, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, BP 20, 78612, Le Perray-en-Yvelines Cedex – philippe.aubry@oncfs.gouv.fr*

Pour détecter les effets aigus létaux ou sub-létaux des produits phytopharmaceutiques (PPP) sur la faune sauvage, les documents guides publiés par l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (EFSA) proposent notamment la mise en œuvre d'une surveillance active ciblée par la recherche active de cadavres en plein champs, dans les zones traitées par la molécule ciblée ou dans les zones adjacentes. Cette surveillance renforcée s'inscrit dans le cadre du suivi des effets non intentionnels (ENI) des PPP après leur autorisation de mise sur le marché (AMM) et des AMM provisoires qui nécessitent des données de terrain pour affiner l'évaluation du risque.

L'évaluation du risque *a priori* ne peut envisager toutes les voies d'exposition de la faune sauvage à un PPP. Contrairement aux modèles d'exposition *a priori*, la surveillance active en conditions opérationnelles prend en compte la diversité et la complexité des processus conduisant à l'intoxication d'un individu. Toutefois, la probabilité de collecter un cadavre en plein champs dépend de nombreux facteurs qui limitent considérablement les possibilités de quantifier l'effet d'un PPP sur la dynamique des populations. Il en découle qu'il est difficile de déduire l'effet d'un PPP sur la population à partir de l'exposition des individus. Nous avons identifié trois sources majeures de difficultés plus ou moins contrôlables : (i) la fréquence des événements de mortalité imputable à une intoxication par un PPP, (ii) les moyens humains disponibles pour effectuer les recherches en plein champs, et (iii) l'ensemble des facteurs qui vont conditionner à la fois la détectabilité d'un cadavre et la possibilité de l'utiliser pour des analyses toxicologiques.

Dans ce contexte, nous avons évalué la pertinence de ce type de surveillance en utilisant une approche intégrée qui s'appuie, (i) sur des données de suivi d'épidémiosurveillance, tant généraliste (depuis 1986) que renforcée, sur les parcelles traitées (2009 – 2011) du réseau SAGIR (réseau Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage-Fédération Nationale des Chasseurs-Fédération Départementale des Chasseurs), (ii) sur un modèle de simulation paramétré par les résultats d'études de terrain spécifiques ou par des expérimentations. Nous avons choisi de considérer le risque d'intoxication de la Perdrix grise (*Perdix perdix*) par le

méthiocarbe, utilisé en enrobage de semence ou en plein pour protéger les semis de colza. La Perdrix grise est une espèce emblématique des plaines céréalières de France, dont les populations sont fragilisées. Des craintes sont remontées de la part des acteurs de terrain quant au rôle du méthiocarbe dans la diminution des populations de perdrix. Théoriquement, l'ingestion de quelques grains serait suffisante pour atteindre la DL50.

Le modèle développé permet de simuler la production, la persistance, l'échantillonnage spatial ainsi que la détection des cadavres. Il est ainsi possible de confronter en sortie de modèle le ratio (*Robs*) du nombre de cadavres trouvés imprégnés au nombre total de cadavres trouvés, avec le ratio théorique (*Rth*) du nombre total de cadavres d'animaux intoxiqués au nombre total de cadavres. La comparaison de ces deux ratios permet d'évaluer la capacité de la surveillance à estimer l'effet du PPP considéré sur la mortalité. Le modèle se divise en trois parties : (i) un modèle d'état individu-centré qui produit des cadavres dans un paysage contenant notamment des parcelles traitées, (ii) un modèle d'échantillonnage probabiliste des parcelles à prospecter pour rechercher les cadavres, et (iii) un modèle d'observation prenant en compte la détectabilité des cadavres. Des recherches actives de cadavres ont finalement été menées sur le terrain afin de confronter les résultats du modèle avec ceux d'une surveillance réelle.

Les résultats des simulations montrent que le ratio *Robs*, qui correspond à celui obtenu sur le terrain, est un bon indicateur du ratio *Rth*. Cependant, même en conditions idéales, la probabilité de retrouver un cadavre, même non imprégné, est trop faible pour pouvoir estimer valablement l'impact du PPP sur la population. Sur le terrain, les recherches actives ont confirmé ce résultat et n'ont pas permis de trouver de cadavres imprégnés.

Ainsi, dans le cadre du suivi des ENI des PPP sur la faune sauvage, cette étude montre les limites des surveillances basées sur la détection des mortalités telles que proposées par les documents guide de l'EFSA pour certaines espèces et substances actives ciblées. Malgré le haut risque théorique d'intoxication au méthiocarbe pour la Perdrix grise, notre modèle montre l'impact de la faible probabilité de trouver un cadavre sur la possibilité d'estimer l'effet de PPP sur les populations. Historiquement, très peu de cadavres imprégnés de méthiocarbe ont été rapportés dans la surveillance généraliste du réseau SAGIR. Par ailleurs, un seul cadavre a été retrouvé imprégné lors des trois années de surveillance renforcée et les recherches actives effectuées sur le terrain vont dans ce sens. Ce résultat est à rapprocher des expérimentations qui ont montré la non-appétence des granulés de méthiocarbe pour les perdrix même en condition de disette.

L'utilisation d'outils de modélisation est donc fortement recommandée pour anticiper les résultats de ce type d'étude. Cependant, l'efficacité des réseaux de surveillance pour détecter des pics de mortalité montre que les limites mises en évidence ici peuvent ne concerner que les molécules présentant un faible risque pour la faune sauvage. Des moyens techniques sont en outre disponibles pour améliorer la découverte et la collecte de cadavres (suivis télémétriques).

*Mots-clés : écotoxicologie terrestre, suivi de mortalité, modélisation*

Suite Session 1 « Exposition des milieux et impacts sur les écosystèmes et la santé humaine : monitoring, analyse et devenir des pesticides »

Vendredi 29 mai 11H10

**11H10** : Évaluation de l'impact d'un inhibiteur de la synthèse de la chitine, le novaluron, sur l'hormone de mue et la composition biochimique des cuticules chez *Palaemon adspersus*. *Berghiche H. et al.*

**11H30** : Effets d'extraits aqueux de végétaux et du bio-insecticide *Bti* sur la survie d'hydracariens et de gastéropodes non-cibles et réponse de la GST. *Mansouri M. et al.*

**11H50** : L'association d'un engrais NPK et de l'insecticide deltaméthrine favorise la prolifération d'*Anopheles gambiae* (Diptera : Culicidae) résistants aux pyréthrinoïdes. *Darriet F. et al.*

**12H10** : Mise en évidence des résidus de pesticides dans les gîtes larvaires à *Anopheles gambiae s.l* en zone cotonnière au Sud-ouest du Burkina Faso : incidence sur la sensibilité des vecteurs aux insecticides et impact sur l'efficacité des outils de lutte anti-vectorielle. *Hien A. et al.*

**12H30** : Atteinte du métabolisme énergétique cellulaire chez des juvéniles de gardons *Rutilus rutilus* exposés à un herbicide, l'éthofumésate, à deux températures. *Maes V. et al.*

---

**12H50 : Déjeuner**

---

**14h20** : Contrôle et surveillance des résidus de pesticides dans la menthe verte fraîche. *Hormatallah A et al.*

**14H40** : CIA : un outil élaboré à partir des index phytosanitaires Acta pour aider à la traçabilité des expositions professionnelles agricoles aux pesticides. *Spinosi J. et al.*

**15H00** : Conclusion

**15H30** : Fin

## Évaluation de l'impact d'un inhibiteur de la synthèse de la chitine, le novaluron, sur l'hormone de mue et la composition biochimique des cuticules chez *Palaemon adspersus*

Hinda Berghiche\*, Hamida Benradia, Noureddine Soltani

Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Faculté des Sciences, Département de Biologie, Université d'Annaba, 23000-Annaba, Algérie - [\\*hindabentoubal@hotmail.ca](mailto:*hindabentoubal@hotmail.ca)

La contamination de l'environnement en général et des milieux aquatiques en particulier par les substances toxiques est un problème d'actualité. Souvent, en raison de l'activité agricole et la lutte contre les insectes nuisibles, les produits phytosanitaires se retrouvent dans le milieu aquatique par lessivage provoquant une dégradation de la qualité des eaux, contaminant ainsi plusieurs espèces telles que les Crustacés. Par ailleurs, les impératifs environnementaux ont encouragé la recherche de méthodes alternatives comme la lutte biologique ou la mise au point de molécules à faibles risques écotoxicologiques comme les régulateurs de croissance des insectes (RCIs) rebaptisés IGDs (Insect growth disruptors) perturbateurs de croissance des insectes. Ces molécules représentent une méthode alternative de lutte plus sélective, notamment vis-à-vis des auxiliaires et des organismes non visés.

L'étude proposée vise à examiner l'impact du Novaluron (EC20%), un insecticide de la classe des benzoylphenylurées (BPUs) très efficace contre les moustiques, sur un organisme non ciblé: la crevette *Palaemon adspersus* (Decapoda, Palaemonidae). Le produit a été testé à deux concentrations (0,91 µg/L et 4,30 µg/L) correspondant, respectivement aux CL<sub>50</sub> et CL<sub>90</sub> obtenues à l'égard des larves du quatrième stade de *Culiseta longiareolata* (Diptera, Culicidae) (Bouaziz *et al.*, 2011). Le traitement a été effectué au début du cycle (stade A) et pendant 15 jours, jusqu'au stade D.

L'hormone de mue (ecdystéroïdes) a été dosée dans l'hémolymphe par une méthode enzymo-immunologique (EIA) selon Porcheron *et al.* (1988) et modifiée par De Reggi *et al.* (1992). La chitine dans le tégument périphérique a été quantifiée selon une procédure gravimétrique de Wilinder (1974) et un dosage d'après Lehmann & White (1976) adapté par Fortwendel *et al.* (2008) et Farnesi *et al.* (2012). Les prélèvements des échantillons (hémolymphe et céphalothorax) ont été effectués chez des individus de *P. adspersus* à différents stades (A, B, C et D) du cycle de mue.

Dans les conditions normales, les concentrations des ecdystéroïdes hémolympatiques (pg équivalent 20E/µl d'hémolymphe) augmentent au cours du cycle de mue pour atteindre un pic au stade D, c'est à dire à la veille de l'exuviation. Chez les séries traitées au novaluron aux deux concentrations testées (CL<sub>50</sub> et CL<sub>90</sub>), le même profil hormonal a été enregistré jusqu'au stade C avec une absence de pic au stade D et une augmentation significative ( $p < 0,01$ ) de la concentration des ecdystéroïdes aux stades B, C et D.

L'évolution normale de la quantité (µg/mg de tissu) et du taux (%) de chitine montre une augmentation au cours de la période allant du stade A jusqu'au stade C et une diminution à la veille de l'exuviation (stade D). L'application du novaluron se traduit par une diminution

significative ( $p < 0,05$ ) des quantités et des taux de chitine à tous les stades avec un effet doses-réponses. Les résultats concernant l'évolution des taux de protéines cuticulaires chez les témoins révèlent une diminution au cours de la période allant du stade B jusqu'au stade D. Tandis que, le traitement par l'insecticide à la  $CL_{90}$  augmente de façon significative ( $p < 0,01$ ) le taux des protéines cuticulaires. Dans les conditions normales, le taux des sels calciques augmente uniquement au stade D et le traitement par le novaluron s'avère sans effet significatif ( $P > 0,05$ ).

Ainsi, les résultats obtenus confirment le mécanisme d'action primaire de cet insecticide sur la chitine et suggèrent des effets secondaires sur cette espèce non visée.

*Mots clés:* Toxicologie, *Palaemon adspersus*, Crustacés, Novaluron, Chitine.

### Références bibliographiques :

- Bouaziz A., Boudjelida H., Soltani N. (2011). Toxicity and perturbation of the metabolite contents by a chitin synthesis inhibitor in the mosquito larvae of *Culiseta longiareolata*. *Annals of Biological Research*, 2(3), 134-142.
- De Reggi M.L., Pitoizet N., Gharib B., Delbecque J.P. (1992). New enzyme immunoassay for ecdysteroids using peroxydase enzyme and polyclonal or monoclonal antibodies. *Xth Ecdysone Workshop, Liverpool* 6-7 th April, Abstract p 91.
- Farnesi L.C., Brito J.M., Linss J.G., Pelajo-Machado M., Valle D., Rezende. G.L. (2012). Physiological and morphological aspects of *Aedes aegypti* developing larvae: effects of the chitin synthesis inhibitor Novaluron. *PLoS ONE*, 7, e30363.
- Fortwendel J.R., Juvvadi P.R., Pinchai N. (2008). Differential effects of inhibiting chitin and 1,3- $\beta$   $\beta$   $\beta$ -D-glucan synthesis in Ras and calcineurin mutants of *Aspergillus fumigates*. *Antimicrob. Agents Chemother.* doi: 10.1128/AAC.01154-08.
- Lehmann P.F., White L.O., (1976). Acquired immunity to *Aspergillus fumigates*. *Infection and immunity*, 13(4), 1296-1298.
- Porcheron P., Oberlander H., Leach C.E. (1988). Ecdysteroid regulation of amino sugar uptake in a lepidopteran cell line derived from imaginal discs. *Arch. Insect Biochem. Physiol.*, 7, 145-155.
- Wilinder, B.S. (1974). The crustacean cuticle. Studies on the composition of the cuticle. *Comp. Biochem. Physiol.*, 47 (A), 779-787.

## **Effets d'extraits aqueux de végétaux et du bio-insecticide *Bti* sur la survie d'hydracariens et de gastéropodes non-cibles et réponse de la GST**

Meriem Mansouri<sup>(1)</sup>, Zineb Dahchar<sup>(2)</sup>, Fatiha Bendali-Saoudi<sup>(1)</sup>, Nouredine Soltani<sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université de Badji- Mokhtar, 23000 Annaba, Algérie - mansourimeriem49@yahoo.fr

<sup>(2)</sup> Laboratoire d'Ecostaq, Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université de Badji- Mokhtar, 23000 Annaba, Algérie-z.dehchar@gmail.com

La lutte chimique, qui consiste en l'utilisation de pesticides chimiques naturels ou de synthèse, continue à être le moyen majeur de contrôle malgré ses conséquences néfastes sur l'environnement. Après pollution des eaux de surface et souterraines, ses effets toxiques peuvent impacter la chaîne trophique, ou encore entraîner le développement d'une résistance acquise chez des insectes ravageurs ou vecteurs de maladies infectieuses chez l'homme, comme les Culicidae, les sauterelles et les mouches noires. L'atteinte au niveau des espèces non visées a été signalée suite à l'utilisation impulsive, intempestive, inconditionnelle et irrationnelle des produits chimiques. Aussi, la lutte chimique affecte la viabilité et la reproduction de la faune non ciblée, comme les hydracariens, les poissons d'eau douce, les gastéropodes et beaucoup d'espèces d'intérêt biologique et écologique.

Les hydracariens (Acari : Hydrachnidia) et les Physidae (gastéropodes d'eau douce) constituent des groupes importants en terme de surveillance écologique, car ils constituent d'importantes espèces bioindicatrices. Suite à cela, la nécessité d'utiliser des insecticides d'origine biologique n'atteignant que les espèces visées, est devenue un intérêt mondial. Ce nouveau moyen de lutte permettrait de préserver les organismes bénéfiques et de protéger l'environnement de toute sorte de pollution. La lutte biologique constitue une alternative efficace dans les milieux naturels, car elle offre des solutions durables, grâce à leur variété, leur spécificité, leur compatibilité intrinsèque avec le milieu naturel et leur pouvoir évolutif avec et sans intervention humaine.

Dans ce travail, nous avons évalué l'effet toxique sur des hydracariens et des Physidae du bio-insecticide *Bti* (connu pour sa spécificité et sa biodégradation) et des extraits aqueux de trois plantes, le *Myrtus communis*, l'*Eucalyptus camaldulensis* et le *Nerium oleander*. Les expositions ont été menées à des concentrations, que nous avons déterminées, correspondant aux concentrations létales 50 de ces composés à l'égard des moustiques de *Culex pipiens*, après 24, 48 et 72 h.

La concentration létale 50 de 24 h du *Bti* a été estimée à 0,004 µg/ml. Après 12 jours d'exposition à cette concentration, les espèces d'hydracariens n'ont montré aucune mortalité significative, contrairement aux Physidae, qui ont été affectés significativement par le *Bti*. Les concentrations létales 50 de 24h des extraits aqueux des plantes *Myrtus communis*, *Eucalyptus*

*camaldulensis* et *Nerium oleander* ont été estimées par 0,006 g/ml, 0,01 g/ml, 0,05 g/ml respectivement, contre les moustiques. Cependant, les extraits aqueux de ces plantes ont montré un effet néfaste vis-à-vis la faune non ciblée (Hydrachnidia et Physidae).

Suite à ce test de toxicité, nous avons mesuré l'activité de la Glutathion S-transférase (GST), enzyme du stress environnemental, chez les hydracariens et l'escargot, après introduction du *Bti* (à nouveau à 0,004 µg/ml). L'induction de la GST par le *Bti* a été enregistrée au niveau des organismes non visés, après 24, 48 et 72 h.

D'après les résultats des tests de toxicité, le biocide *Bti* et les extraits végétaux s'avèrent efficaces pour les Culicidae *Culex pipiens*. En revanche, ces méthodes de lutte alternative ont un effet sur les espèces non-cibles : le *Bti* est sûr pour les Hydrachnidia mais avec effet néfaste pour les gastéropodes d'eau douce, et d'autre part les extraits des plantes sont toxiques pour les espèces non cibles. De plus, le *Bti* a induit une réponse biochimique du stress environnemental par l'induction de la GST chez les Hydrachnidia et l'escargot d'eau douce, ce qui confirme son activité dans le milieu de vie d'une part, et la sensibilité et la réponse des espèces bioindicatrices (Hydracariens et Physidae) d'une autre part.

*Mots-clés : Lutte chimique, pesticides, pollution, faune non ciblée, lutte biologique, biocide, GST*

## L'association d'un engrais NPK et de l'insecticide deltaméthrine favorise la prolifération d'*Anopheles gambiae* (Diptera :Culicidae) résistants aux pyréthrinoïdes

Frédéric Darriet, Marie Rossignol, Fabrice Chandre

Institut de Recherche pour le Développement (IRD), MIVEGEC (UM1-UM2-CNRS 5290-IRD 224) Maladies Infectieuses et Vecteurs, Ecologie, Génétique, Evolution et Contrôle, 911 Avenue Agropolis, BP 64501, 34394 Montpellier Cedex 5 - [frederic.darriet@ird.fr](mailto:frederic.darriet@ird.fr)

**Contexte :** Il est désormais clairement établi que les caractéristiques physico-chimiques et biologiques des gîtes larvaires sont déterminantes dans la prolifération des moustiques. Une collection d'eau qui abrite les larves et les nymphes d'une espèce déterminée de moustique se montre plus attractive à l'encontre des femelles gravides de la même espèce qu'un autre gîte similaire mais dépourvu de larves. De plus, la présence dans l'eau d'un engrais NPK (N=azote, P=phosphore et K=potassium) et plus encore de la combinaison matière végétale et NPK attire les femelles à la ponte tout en favorisant le développement des larves et donc, au final, les chances de survie du moustique.

**Objectif :** Dans la présente étude, nous avons pris comme modèle biologique les rizières et le moustique *Anopheles gambiae* qui y prolifère. *An. gambiae* est le vecteur majeur des parasites du genre *Plasmodium* responsables des paludismes en Afrique subsaharienne. Notre objectif consistait à observer le cycle biologique d'une population d'*An. gambiae* résistante aux pyréthrinoïdes (homozygote *Kdr*), selon que cette dernière se développe dans des environnements plus ou moins riches en matière végétale et en engrais et que, à un moment donné de son cycle larvaire, le moustique se trouve confronté à la pression de sélection d'un insecticide.

**Matériels et méthodes :** Les essais ont été réalisés en milieux aqueux, avec deux concentrations en matière végétale (2,5 et 5 g/l) testées seules et en association avec 8-12-8 et 17-23-17 mg/l de NPK. Alors que trois répliques de chacun des milieux n'ont pas subi de pression de sélection (gîtes témoins), trois autres répliques de ces mêmes environnements ont fait l'objet d'un traitement à 2,5 g/ha (= 0,25 mg/m<sup>2</sup>) de deltaméthrine (pyréthrinoïde). Cette dose est préconisée dans les rizières pour lutter contre la galle du riz *Orseolia oryzivora* (Diptera : Cecidomyiidae). Vingt quatre heures après la constitution des milieux, cent larves de stade 1 d'*An. gambiae* ont été installées dans chaque environnement, la nourriture des larves étant assurée par les seuls éléments apportés par la matière végétale et/ou l'engrais NPK. Les traitements faits avec la deltaméthrine ont été réalisés 48 heures après le comptage des larves. Les adultes mâles et femelles ont été dénombrés quotidiennement afin d'établir la dynamique imaginale propre à chaque environnement.

**Résultats :** Les essais ont montré que 2,5 g de matière végétale par litre d'eau ne suffisent pas à nourrir la centaine de larves présentes dans chaque gîte. Le fait de traiter ces gîtes avec la deltaméthrine inverse la situation, en donnant aux larves qui survivent à l'action neurotoxique de l'insecticide, l'occasion de se partager le peu de nourriture disponible et de poursuivre ainsi leur développement jusqu'au stade de l'adulte (24% des moustiques ont émergés de ces milieux traités). Si les deux concentrations en NPK n'ont pas amélioré les qualités nutritives des milieux non traités, elles ont en revanche joué un rôle prépondérant dans les milieux traités, en multipliant par 2,5 le nombre des moustiques émergents (60%). Les milieux composés de 5 g de matière végétale par litre d'eau ont en revanche libéré assez de nourriture (matière organique en suspension) pour alimenter les larves et

permettre l'émergence de 74% d'adultes. Les deux concentrations en NPK ont de surcroît apporté un complément nutritionnel aux larves, puisque par rapport à la matière végétale seule, la combinaison des deux parties a permis l'émergence de 84 à 93% d'anophèles adultes. L'azote, le phosphore et le potassium apportés par l'engrais ne sont pas directement assimilés par les larves de moustiques, mais ces trois minéraux favorisent le développement des bactéries, des algues et des champignons qui accroissent la biomasse des gîtes. Dans la mesure où ces milieux déjà riches en nutriments ne génèrent pas de stress alimentaire, l'impact du traitement insecticide a suivi un schéma de sélection plus traditionnel, qui s'est exprimé par une forte réduction du nombre des adultes émergents.

**Conclusion :** Dans les milieux pauvres en matière organique, donc incapables d'assurer l'alimentation d'un grand nombre de larves de moustiques, c'est paradoxalement l'action de les traiter avec la deltaméthrine qui – en éliminant les larves les plus vulnérables à l'action toxique du biocide – permet aux larves plus résistantes de consommer le peu de nourriture disponible et de poursuivre leur évolution jusqu'au stade de l'adulte. Cette pression de sélection induite par l'insecticide, et qui aboutit au final à transformer un gîte impropre à la survie des moustiques en un gîte productif, ne peut être observée que dans les endroits où les moustiques sont résistants aux pyréthriinoïdes. Dans les très nombreuses régions du monde où les vecteurs du paludisme ne montrent plus qu'une sensibilité limitée aux insecticides conventionnels, il est désormais conseillé, du moins dans les rizières, les cultures maraîchères, les retenues collinaires et les étangs, d'utiliser des molécules actives sur des cibles nouvelles, ou bien des combinaisons d'insecticides possédant des modes d'action différents. Dans la mesure aussi où l'interface agriculture/santé ne relève ni des compétences de l'agriculteur, ni de celles des services de la lutte antivectorielle il serait désormais nécessaire de développer un partenariat entre les scientifiques, les riziculteurs et les services de démoustication. Cette association de compétences créerait une synergie forte à même d'initier des programmes de recherches pluridisciplinaires, dont la finalité serait de protéger les cultures tout en visant à réduire au mieux les densités de moustiques agressives pour l'homme.

Mots-clés : *Anopheles gambiae* – résistance aux pyréthriinoïdes – engrais – deltaméthrine – prolifération

## Mise en évidence des résidus de pesticides dans les gîtes larvaires à *Anopheles gambiae s.l* en zone cotonnière au Sud-ouest du Burkina Faso : incidence sur la sensibilité des vecteurs aux insecticides et impact sur l'efficacité des outils de lutte anti-vectorielle

Hien S. Aristide <sup>(1)</sup>, Namountougou Moussa <sup>(1)</sup>, Soma D. Dieudonné <sup>(1)</sup>, Combarry Patrice <sup>(2)</sup>, Diabaté Abdoulaye <sup>(1)</sup>, Dabiré K. Roch <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> IRSS, Direction Régionale, 399, Avenue de la liberté 01 BP 545 Bobo-Dioulasso 01, Burkina Faso - drbobo.irss@fasonet.bf

<sup>(2)</sup> PNLP, 03 BP 7009 Ouagadougou 03 Burkina Faso

**Introduction :** Plusieurs études ont montré le rôle de l'agriculture dans la sélection et la propagation de la résistance aux insecticides d'*Anopheles gambiae s.l*, vecteur majeur du paludisme. Cependant aucune étude n'avait encore mis en évidence la présence d'insecticides dans les gîtes larvaires comme source de sélection et de propagation de cette résistance dans les zones à usage intense d'insecticides agricoles. La présente étude s'inscrit dans cette optique d'investiguer la présence de résidus de pesticides dans les gîtes larvaires et leur implication formelle dans la résistance des vecteurs aux insecticides en zone d'intenses activités agricoles d'Afrique de l'Ouest.

**Matériels et Méthode :** Cette étude a été conduite de Juin à Novembre 2013 à Dano au Sud-Ouest du Burkina Faso en zones de cultures de coton conventionnel et biologique. Des échantillons d'eau et de sédiments prélevés dans les gîtes larvaires situés à proximité des champs de coton biologique et conventionnel ont été soumis à une analyse chromatographique pour rechercher et doser les résidus d'insecticides qui s'y trouveraient. Des larves d'*Anopheles gambiae s.l* ont été aussi collectées dans ces gîtes pour des tests de toxicité des eaux de gîtes en comparant leur mortalité à celles de la souche sensible, *Anopheles gambiae* Kisumu. Les adultes qui ont émergés de ces eaux ont été ensuite utilisés pour des tests de sensibilité aux insecticides par le protocole en tubes et cônes OMS. Tous les moustiques testés (vivants et morts) ont été analysés en PCR pour l'identification des espèces et la caractérisation des gènes de résistance (*kdr* L1014F et L1014S).

**Résultats :** Les analyses chromatographiques réalisées en début de traitement (Juillet/Août) ont montré la présence d'un herbicide (Diuron) à des concentrations variant entre 0,022 et 0,105 mg/kg de sol. La deltaméthrine et la lambdacyhalothrine ont été mis en évidence dans les échantillons d'eau des gîtes larvaires des zones de coton conventionnel en Octobre/Novembre à des concentrations respectivement de 0,0147 et de 1,49 µg/l. Les résultats de l'analyse de la toxicité des eaux de ces gîtes larvaires ont montré un taux de mortalité larvaire significativement

plus bas dans l'eau de gîtes des sites de culture de coton biologique (80,75%) comparativement à celle des sites de coton conventionnel (92,75%) respectivement avec les larves de la souche sensible d'*An. gambiae* Kisumu (80.75% vs 92.75% avec  $P < 0,0000$ ) et sauvage (49.75% vs 66.5% avec  $P < 0,0000$ ). Les résultats des tests en tube OMS ont montré qu'*An. gambiae s.l* était sensible au bendiocarb 0,1% et résistante à la deltaméthrine 0,05% avec des taux de mortalité respectifs de 85,32% et 52,04%. Les fréquences alléliques des mutations *kdr* L1014F, L1014S et *ace-1<sup>R</sup>* conférant respectivement la résistance aux pyréthriinoïdes et aux carbamates / organophosphorés étaient de 0,95, 0,4 et 0,12.

**Conclusion :** Nos résultats ont permis d'une part pour la première fois d'établir par des analyses directes (tests biologique et chromatographique) une évidence directe du rôle de l'agriculture dans la sélection et la propagation de la résistance d'*An. gambiae s.l.* en Afrique de l'Ouest et d'autre part une pollution chimique plus élevée dans le site de culture de coton conventionnel comparé à celui biologique.

*Mots-clés :* *Anopheles gambiae s.l* ; résistance ; coton ; pollution chimique ; Burkina Faso.

## **Atteinte du métabolisme énergétique cellulaire chez des juvéniles de gardons (*Rutilus rutilus*) exposés à un herbicide, l'éthofumésate, à deux températures**

Maes Virginie, Betouille Stéphane, Dedourge-Geffard Odile, Geffard Alain, Vettier Aurélie,  
David Elise

UMR-I 02 SEBIO INERIS-URCA-ULH, Unité Stress Environnementaux et BIOSurveillance des milieux aquatiques. Université de Reims Champagne-Ardenne, BP 1039, 51687 REIMS Cedex 2, France – virginie.maes@univ-reims.fr

L'éthofumésate est un herbicide appartenant à la famille des benzofuranes communément utilisé dans les cultures de betteraves. Chez les végétaux, l'éthofumésate agit sur la synthèse des acides gras à longues chaînes, et donc sur la synthèse des lipides. Après traitement, les pesticides vont se retrouver dans les milieux aquatiques via des processus de ruissèlement et/ou d'infiltration. Il apparaît alors important d'évaluer les effets de telles pressions sur les organismes aquatiques non cibles. Pour cela, il est nécessaire de développer des outils permettant la mise en évidence de la contamination des milieux, mais également l'évaluation du risque écotoxicologique pour ces espèces non cibles. Dans ce contexte, le développement de marqueurs généralistes semble indispensable, afin de mieux comprendre les modalités d'action des polluants sur ces espèces. Ces marqueurs plus généralistes devraient permettre d'évaluer de façon plus globale l'état de santé des organismes considérés. Le métabolisme énergétique apparaît alors comme un candidat de choix dans cette recherche de nouveaux biomarqueurs intégrateurs des effets des contaminations chimiques. Plus particulièrement, l'étude du métabolisme énergétique cellulaire, c'est-à-dire l'étude des processus de formation de l'énergie cellulaire sous forme d'ATP, semble une démarche adéquate pour évaluer les effets des pesticides sur les organismes aquatiques non cibles. En effet, l'étude des voies aérobie et anaérobie du métabolisme énergétique devrait permettre d'avoir une vue d'ensemble des flux d'énergie au sein de l'organisme et des réponses de l'animal pour faire face à une contamination. L'objectif principal de ce travail est d'analyser les impacts potentiels de l'éthofumésate sur le métabolisme énergétique, et plus particulièrement sur le métabolisme énergétique cellulaire d'un cyprinidé d'eau douce, le gardon (*Rutilus rutilus*). Nous nous sommes focalisés plus spécifiquement sur deux des processus de formation d'ATP : la glycolyse et la chaîne respiratoire. De plus, pour comprendre les flux d'énergie, il est important de connaître, non seulement les activités de ces voies métaboliques, mais également l'état des réserves en substrats de ces deux voies, c'est à dire les lipides et les glucides principalement. Chaque processus a été étudié à deux niveaux de régulation, moléculaire et biochimique. Appréhender ces différents niveaux de régulation devrait permettre de fournir une meilleure compréhension des effets des pesticides sur les réponses biologiques liées à la physiologie des organismes et de leur modulation par ceux-ci.

Deux expositions à l'éthofumésate ont été réalisées en laboratoire sur des juvéniles de gardons (*Rutilus rutilus*), la première à une température de 10 °C et la seconde à une température de 17 °C. La température apparaît en effet comme un facteur de variabilité particulièrement pertinent à considérer dans la caractérisation des réponses du métabolisme énergétique, tant pour appréhender la saisonnalité de ces réponses que dans une perspective de changement global. Après 10 jours d'acclimatation, les juvéniles de gardons ont été exposés à quatre concentrations en éthofumésate : 0 ; 0,5 ; 5 ou 50 µg/L

durant sept jours. Lors du lancement de l'exposition, neuf gardons ont été sacrifiés ( $T_0$ ), puis neuf poissons par condition ont été sacrifiés après un ( $T_1$ ) et sept jours ( $T_7$ ). Le muscle blanc a été prélevé et stocké à  $-80^\circ\text{C}$  pour les mesures biochimiques et moléculaires. L'effet de l'éthofumésate a été évalué sur les réserves énergétiques musculaires, en mesurant les concentrations en glucides, lipides et protéines. La voie de la glycolyse a été étudiée à deux niveaux de régulation : moléculaire et biochimique. Au niveau moléculaire, les gènes de quatre enzymes de la glycolyse ont été choisis afin d'étudier leur expression au niveau musculaire : l'hexokinase (*hk*), la phosphofructokinase (*pfk*), la glyceraldéhyde 3-phosphate deshydrogénase (*g3pdh*), la pyruvate kinase (*pk*). Le niveau biochimique a été étudié, *via* l'analyse des flux glycolytiques. De même, la chaîne respiratoire a été étudiée à deux niveaux de régulation, moléculaire, par l'expression relative du gène codant pour la cytochrome-c-oxidase (*ccox1*), et biochimique, par l'analyse du système de transfert des électrons (ETS).

L'éthofumésate ne semble pas agir sur la concentration en glucides, quelle que soit la température d'exposition considérée. Les individus exposés à l'éthofumésate à  $17^\circ\text{C}$  présentent une diminution de la concentration en protéines. En revanche, les individus exposés à l'éthofumésate à  $10^\circ\text{C}$  présentent une diminution de la concentration en lipides musculaires, ce qui peut éventuellement indiquer une utilisation de cette réserve pour venir alimenter le cycle de Krebs et la chaîne respiratoire. Si lors de l'exposition à l'éthofumésate à  $10^\circ\text{C}$  aucun effet n'est mis en évidence sur les flux aérobie et anaérobie de la glycolyse, une atteinte des flux aérobie et anaérobie des individus exposés à l'éthofumésate à  $17^\circ\text{C}$  est observée, sans effet sur l'expression des gènes étudiés, ce qui peut indiquer que l'éthofumésate à  $17^\circ\text{C}$  serait capable d'agir directement sur les enzymes de la glycolyse (activité ou métabolites) ou sur l'état énergétique cellulaire. Lors de l'exposition à  $10^\circ\text{C}$ , des effets de l'éthofumésate ont été observés au niveau de l'expression des gènes *hk* et *g3pdh*, ce qui peut éventuellement suggérer un effet de la molécule sur le métabolisme aérobie, ainsi qu'une redirection du flux métabolique vers la voie des pentoses phosphates. Or dans cette étude, aucune différence significative sur le métabolisme aérobie et anaérobie n'a été mise en évidence au niveau des activités, ce qui suggère la mise en place de mécanisme de compensation entre les deux niveaux de régulation. Concernant les effets de l'éthofumésate sur la chaîne respiratoire, à une température de  $10^\circ\text{C}$ , aucune différence n'a pu être mise en évidence, que ce soit au niveau moléculaire ou au niveau biochimique. En revanche, une diminution de l'activité ETS après un jour d'exposition a été observée chez les individus exposés à l'éthofumésate à  $17^\circ\text{C}$ . Aucun effet de l'herbicide n'a pu être mis en évidence sur l'expression du gène *ccox1*, à une température d'exposition de  $17^\circ\text{C}$ . Donc, à une température d'exposition de  $17^\circ\text{C}$ , l'éthofumésate semble agir directement sur les enzymes de la chaîne respiratoire et/ou sur la concentration des substrats pour altérer la chaîne respiratoire.

En conclusion, l'éthofumésate induit peu d'effets sur les réponses du métabolisme énergétique des gardons à une température d'exposition de  $10^\circ\text{C}$ , néanmoins une légère atteinte du métabolisme aérobie a pu être mise en évidence, notamment par l'utilisation des lipides musculaires. En revanche, à une température d'exposition de  $17^\circ\text{C}$ , l'herbicide agirait directement sur les activités des enzymes de la glycolyse et de la chaîne respiratoire, ce qui peut potentiellement induire un effet sur la disponibilité de l'énergie cellulaire. Finalement, les effets de l'éthofumésate sur le métabolisme énergétique cellulaire des gardons sont plus prononcés à une température d'exposition de  $17^\circ\text{C}$  par rapport à une température d'exposition de  $10^\circ\text{C}$ , ce qui peut traduire un effet protecteur des températures plus faibles vis-à-vis des atteintes chimiques sur le métabolisme énergétique. Cette étude souligne l'importance d'appréhender l'effet de la température comme facteur de confusion lors des études écotoxicologiques.

*Mots-clés : Ethofumésate, gardon, métabolisme énergétique, glycolyse, chaîne respiratoire*

## Contrôle et surveillance des résidus de pesticides dans la menthe verte fraîche

Hormatallah A.<sup>(1)</sup>, Chtaina N.<sup>(2)</sup>, Salghi R.<sup>(3)</sup>, Lh Bazzi<sup>(4)</sup>

<sup>(1)</sup> *Laboratoire des pesticides, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Complexe Horticole d'Agadir, Maroc. - [phytopharmacie@yahoo.fr](mailto:phytopharmacie@yahoo.fr); [ahormatallah@hotmail.com](mailto:ahormatallah@hotmail.com)*

<sup>(2)</sup> *Laboratoire des pesticides, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Maroc*

<sup>(3)</sup> *Equipe Génie de l'Environnement et de Biotechnologie, Ecole Nationale des Sciences Appliquées, B.P 1136 Agadir, Maroc*

<sup>(4)</sup> *Laboratoire EACCE, Agadir, Maroc*

Au Maroc, la filière de la menthe (Menthe fraîche, séchée, pouliot coupée, biologique, ...) occupe une place importante dans le tissu socioéconomique national. La superficie emblavée par cette culture est de l'ordre de 3 300 ha avec une production annuelle de 84 000 tonnes en moyenne, dont 5 200 tonnes sont exportées pour une valeur de près de 104,5 millions de Dirhams (env. 10 millions €). La menthe fraîche représente 98% du tonnage exporté. Néanmoins, comme toutes les cultures, la menthe est sujette à l'attaque de plusieurs parasites, à savoir les insectes noctuelles avec trois espèces reportées, les pucerons, l'oïdium et la rouille ainsi qu'à la compétition d'adventices (espèces mono et dicotylédones). Pour pallier ces dégâts, les producteurs ont recours à l'emploi de pesticides. La spécificité de la menthe en tant que culture à usage mineur, les diverses notifications émises par le Système d'Alerte Rapide de l'Union Européenne «RASFF» concernant les résidus de pesticides détectés dans la menthe en provenance du Maroc et les normes de l'Union Européenne (principalement celles dictées par le Règlement d'exécution UE n°323/2014 et n°1295/2014 et aussi celles du *Codex Alimentarius*) conduisent à développer davantage un système de surveillance et de contrôle des résidus de pesticides dans la menthe. C'est dans ce cadre qu'une synthèse de données de surveillance et de contrôle des résidus de pesticides dans les productions de menthe pendant deux campagnes successives de 2012 à 2014 a été conduite, afin de chercher, quantifier les résidus des pesticides détectés et vérifier leur conformité avec les valeurs des Limites maximales de résidus (LMR), principalement celles de l'Union Européenne.

L'échantillonnage a porté sur 536 et 362 échantillons, prélevés respectivement durant les campagnes 2012-2013 et 2013-2014, à partir des lots des différents producteurs des régions productrices et exportatrices de la menthe, pour la recherche des résidus de 144 pesticides appartenant à diverses familles chimiques d'insecticides-acaricides (Pyréthrinoïdes de synthèse, Organophosphorés, Chloronéonicotinoïdes, Régulateurs de Croissance, Diamides, Avermectines...), de fongicides (Benzimidazoles, Conazoles, Strobilurines, Dicarboximides, ...) et d'herbicides. (Triazines, Urées substituées, ...). Les échantillons ont été analysés dans un laboratoire de contrôle certifié selon la norme ISO 17025. La méthode d'extraction-purification QuEChERS a été choisie pour déterminer diverses matières actives de différentes familles

chimiques avec une seule et même procédure d'extraction (méthode multi-résidus). Après extraction par l'acétonitrile et purification par SPE (Solid-Phase Extraction), les résidus de pesticides ont été déterminés et quantifiés par Chromatographie en phase Gazeuse et/ou Liquide couplée à la Spectrométrie de Masse (GC/MS et/ou LC/MS/MS). Les performances des méthodes utilisées ont été vérifiées au niveau de la limite de détection, la limite de quantification et le taux de recouvrement. Les taux de résidus retrouvés ont ensuite été comparés aux valeurs des LMR fixées principalement par l'Union Européenne.

Pour la campagne 2012-2013, 28,7% des échantillons analysés ont montré la présence de résidus de pesticides. Le Chlorpyrifos est le plus fréquent avec une présence de 10,4% à des niveaux de résidus allant de 0,031 à 7,70 mg/kg. Les résidus de la Cyperméthrine ont été détectés dans 1,5% des échantillons, avec des concentrations variant de 0,096 à 26,7 mg/kg, ceux de Diméthoate de 0,017 à 0,054 mg/kg, ceux du Myclobutanil de 0,025 à 0,59 mg/kg et ceux de l'Hexaconazole de 0,10 à 1,19 mg/kg. On note aussi la présence de résidus de Carbendazime à des niveaux variant de 1,1 à 1,6 mg/kg, d'Endosulfan (0,056-0,26 mg/kg), d'Azoxystrobine (0,012-2,45 mg/kg), de Difenconazole (0,033-0,57 mg/kg), de l'Imidacloprid (0,15-0,17 mg/kg) et du Spinosad (0,01-0,076 mg/kg). Le Chlorpyrifos est responsable des 7,8% des non-conformités enregistrées.

Trente-quatre pourcent des échantillons de menthe analysés pendant la campagne 2013-2014 contenaient un ou plusieurs résidus de pesticides. Les résidus de Pirimicarbe ont été détectés dans 10,2% des échantillons analysés avec des concentrations de 0,010 à 1,29 mg/kg, ceux du Difenconazole dans 4,4% avec 0,034-0,58 mg/kg, ceux du Chlorpyrifos de 0,011-0,89 mg/kg dans 5,2%, et ceux de l'Azoxystrobine de 0,053 à 0,167 mg/kg dans 2,5%. Ont aussi été quantifiés, le Flubendiamide (0,019 - 0,070 mg/kg), le Diméthoate (0,011 - 0,34 mg/kg), le Carbendazime (0,04 - 0,08 mg/kg), la Cyperméthrine (0,55-15,5 mg/kg), le Flutriafol (0,066 - 0,11 mg/kg), le Thiabendazole (0,028 - 0,098 mg/kg) et la  $\lambda$ -cyhalothrine (0,044 - 0,14 mg/kg). L'Endosulfan et l'Oxadixyl ont été retrouvés avec des résidus respectifs de 3,33 et 0,37 mg/kg. Le Pirimicarbe et le Chlorpyrifos représentaient respectivement 3% et 2,5% des dépassements des LMR Européennes.

Bien que le dépassement de LMR n'implique pas nécessairement un risque de santé publique, il est néanmoins le signe du non-respect des bonnes pratiques agricoles. Donc une prise de conscience des producteurs de menthe à la bonne gestion des pesticides est primordiale pour réduire les contaminations par les pesticides. C'est la raison pour laquelle l'Office National de Sécurité Sanitaire des Produits Alimentaires (ONSSA), en partenariat avec Crop life Maroc et des structures de vulgarisation du Ministère de l'Agriculture, a mené des opérations de sensibilisation et d'assistance technique des producteurs de menthe *via* le projet des écoles aux champs afin de promouvoir les bonnes pratiques pour une gestion sécuritaire des pesticides et les inciter à l'adoption de stratégies de protection intégrée dans la culture de la menthe.

*Mots Clés : Menthe, RASSF, QuEChERS, résidus de pesticides, LMR, Union Européenne*

## **CIA : un outil élaboré à partir des index phytosanitaires Acta pour aider à la traçabilité des expositions professionnelles agricoles aux pesticides**

Spinosi Johan <sup>(1,2)</sup>, Perrier Laurent <sup>(2)</sup>, Chaperon Laura <sup>(2)</sup>, Fort Emmanuel <sup>(2)</sup>, Moisan Frédéric<sup>(1)</sup>, Delval Philippe <sup>(3)</sup>, El Yamani Mounia <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Institut de Veille Sanitaire, Département Santé Travail, 12 rue du val d'Osne 94 415 Saint-Maurice – dst@invs.sante.fr / johan.spinosi@univ-lyon1.fr

<sup>(2)</sup> Université Claude Bernard Lyon 1, Umrestte, 8 avenue Rockefeller, 69 373 Lyon Cedex 08

<sup>(3)</sup> Association de Coordination Technique Agricole, Institut Claude Bourgelat, VetAgroSup, 1 avenue Bourgelat 69 280 Marcy l'Etoile

### **Introduction**

La récente expertise collective Inserm « Pesticides : effets sur la santé » met en évidence la présomption d'un lien entre l'exposition prolongée aux pesticides et le développement de certaines pathologies (par exemple, les cancers). Elle montre aussi qu'en France, il n'existe pas de base de données historisées recensant les expositions professionnelles aux pesticides. Pourtant, cette connaissance des expositions tout au long de la carrière professionnelle est nécessaire pour la surveillance épidémiologique, la veille sanitaire et la reconnaissance des maladies professionnelles. De plus, les travailleurs de l'agriculture (chefs d'exploitation et salariés) sont rarement capables de retracer précisément leurs expositions à ces produits (plus de 1000 potentiellement utilisables). En revanche, ils se remémorent plus facilement les cultures sur lesquelles ils ont travaillé.

Ainsi, afin d'améliorer la connaissance de ces expositions passées, un recensement historique des usages homologués en France de chacune des substances actives selon les années et les cultures a été réalisé et mis à disposition grâce à l'outil Compilation des Index Acta (CIA). Ce travail a été réalisé par le Département santé travail de l'Institut de veille sanitaire dans le cadre du projet Matphyto et en partenariat avec l'Université Claude Bernard Lyon 1 (Umrestte) et l'Association de coordination technique agricole (Acta).

### **Méthode**

L'Acta édite chaque année depuis 1961 un index phytosanitaire qui, sans être un catalogue officiel de l'ensemble des spécialités agro pharmaceutiques commercialisées en France, décrit toutes les substances actives autorisées pour un usage agricole, ainsi que certaines spécialités qui en contiennent. Le recueil des données d'intérêt contenues dans l'ensemble des Index papier mis à disposition par l'antenne Acta de Marcy l'Etoile (Rhône) doit permettre l'élaboration : (I) de fiches de synthèse historiques pour chaque substance active répertoriée et (II) d'une base de données avec une interface informatique simple et facile à utiliser permettant une interrogation et une recherche multicritères.

L'ensemble des Index phytosanitaires, dont le contenu a constamment évolué au cours du temps, ont été consultés et compilés depuis la première édition de 1961. L'objectif de ce travail étant de recenser les usages homologués chaque année et d'en faire un suivi continu au cours des 50 dernières années, un très important travail d'interprétation, d'homogénéisation et de saisie des données a été effectué. Par exemple, des regroupements de différentes dénominations d'usages autorisés ont été réalisés afin d'harmoniser les informations disponibles dans l'ensemble des ouvrages. Chaque regroupement est réalisé en fonction de la qualité des données disponibles et de critères agronomiques et d'usages phytosanitaires. Des choix ont également été faits sur la dénomination des familles chimiques, ou l'interprétation des usages. L'ensemble des choix d'homogénéisation ont été soumis à l'avis d'experts issus d'instituts techniques agricoles.

## Résultats

L'outil CIA de Matphyto met à disposition les données d'intérêt sous la forme :

- de fiches individuelles (une par substance) reprenant les données sur : la famille chimique, les usages par année, certaines caractéristiques (solubilité, toxicité...), l'évolution de la formulation, etc.
- d'une base informatique Access® permettant des requêtes multicritères à partir d'une interface utilisateur simple : liste des substances par culture, par année, par période, par famille chimique, etc.
- de graphiques à partir des principales extractions possibles : évolution du nombre de substances actives depuis 1961 (946 substances), répartition de celles-ci dans les différents groupes de produits (28 groupes), groupes de cultures (7 groupes et 32 sous-groupes), au sein des différentes familles chimiques (210 dont 28 majeures), etc.

## Conclusion

Cet outil, téléchargé gratuitement sur le site de l'ACTA [www.acta.asso.fr](http://www.acta.asso.fr) et celui de l'InVS : [www.invs.sante.fr](http://www.invs.sante.fr), est le premier du genre. Il sera mis à jour annuellement. Il permet de reconstituer les usages autorisés des produits phytosanitaires. Il fournit des informations historisées pour chacune des substances actives mise sur le marché en France. Son interface informatique permet d'effectuer aisément des recherches multicritères en fonction des cultures, des dates, des familles chimiques, etc. L'ensemble de ces données améliore la reconstitution des expositions des professionnels actuels du monde agricole mais aussi de tous ceux ayant pu y travailler au cours de leur vie et pour lesquels la traçabilité des expositions professionnelles est encore plus complexe. Cet outil est utile pour la surveillance et la veille en santé travail. Il s'adresse à un large public : médecins du travail, épidémiologistes, travailleurs de l'agriculture, agronomes, etc.

*Mots-clés : traçabilité des expositions professionnelles, index phytosanitaire, base de données, santé humaine*