



HAL
open science

Outils intégratifs pour évaluer l'impact des pratiques phytosanitaires sur les cours d'eau

M. Le Dreau, Arnaud Chaumot, A. Foulquier, A. François, Olivier Geffard, C. Margoum, S. Pesce, C. Martin, Nicolas Mazzella, V. Gouy

► To cite this version:

M. Le Dreau, Arnaud Chaumot, A. Foulquier, A. François, Olivier Geffard, et al.. Outils intégratifs pour évaluer l'impact des pratiques phytosanitaires sur les cours d'eau. *Innovations Agronomiques*, 2015, 46, pp.51-61. 10.15454/1.4622668913387212E12. hal-01338198

HAL Id: hal-01338198

<https://hal.science/hal-01338198>

Submitted on 28 Jun 2016

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Outils intégratifs pour évaluer l'impact des pratiques phytosanitaires sur les cours d'eau

Le Dréau M.¹, Chaumot A.¹, Foulquier A.¹, François A.¹, Geffard O.¹, Margoum C.¹, Pesce S.¹,
Martin C.², Mazzella N.², Gouy V.¹

¹ Irstea, 5, rue de la Doua CS 70077, 69626 Villeurbanne cedex

² Irstea, 50, avenue de Verdun, 33612 Cestas cedex

Correspondance : veronique.gouy@irstea.fr

Résumé

Durant le mois de juin 2014 des outils intégratifs d'évaluation *in-situ* de la contamination de l'eau en pesticides et de ses effets biologiques ont été déployés et testés dans des rivières de bassins versants agricoles aux contextes agro-pédo-climatiques différenciés, afin de mieux cerner leurs intérêts et limites pour évaluer l'impact des pratiques phytosanitaires sur les cours d'eau. Dans ce sens, ces outils permettent de pallier certaines limites de l'échantillonnage ponctuel plus classiquement réalisé dans le cadre des réseaux de surveillance de la qualité chimique et écologique des masses d'eau. En particulier, les échantillonneurs passifs, en fournissant une concentration intégrée sur la durée de leur immersion, livrent une information plus représentative de la qualité moyenne du milieu vis-à-vis des substances phytosanitaires et améliorent donc l'interprétation des résultats en termes d'évolution spatiale ou temporelle de la contamination, en lien avec l'évolution des pratiques agricoles. Les outils biologiques (gammare encagés, étude des communautés microbiennes autochtones) renseignent plus largement sur les effets toxiques des substances en présence sur les organismes aquatiques. Les suivis réalisés ont prouvé l'aptitude de ces outils chimiques et biologiques à discriminer des typologies de pression différentes (contextes polyculture/viticulture), à rendre compte de la variabilité spatiale (gradient amont/aval, hiérarchisation de sous-bassins versants) et temporelle (effet des crues) de la contamination par les pesticides. De plus, les outils biologiques déployés ont permis de conforter ou de nuancer le suivi chimique apportant ainsi des éléments de diagnostic importants quant à l'estimation d'impacts globaux ou plus spécifiques aux pesticides sur la qualité biologique des milieux aquatiques. L'intérêt d'envisager leur utilisation pour améliorer les diagnostics de la contamination et évaluer l'efficacité de plans d'action est mis en avant.

Mots-clés : échantillonnage passif, bio-surveillance, gammare, communautés microbiennes, pesticides, qualité des eaux de surface

Abstract: Integrative tools to evaluate the impact of pesticide use on surface water

In June 2014, various integrative tools were applied and tested in rivers of differentiated agricultural catchments to evaluate their interest and limits to assess the impact of agricultural practices on surface water contamination by pesticides. In fact, these tools can relieve deficiencies of grab sampling which is classically used in the monitoring networks established to answer the WFD requirements. Especially, passive samplers can provide a more representative information due to their integrative measurement over the duration of the sampler immersion. Biomonitoring tools (caged gammarids, study of native microbial communities) can inform on the global effect of contaminants. The results of their combined implementation show the high coherence of chemical and biological tools responses. Especially, they were able to reflect the spatial (gradient up to downstream) and temporal variability (flood event) of the contamination by pesticides and to highlight existing biological impacts which was consistent with the agro-soil-climatic context of each studied catchment. Their sensitivity, reactivity and integration capacity

make these tools relevant and promising to better assess agricultural pesticide impact on surface water in addition to grab sampling.

Keywords: passive samplers, biomonitoring, gammarids, microbial communities, pesticides, surface water quality

Introduction

Pour effectuer le diagnostic de la contamination en produits phytosanitaires présents dans les milieux aquatiques continentaux, les gestionnaires s'appuient essentiellement sur une stratégie d'analyses chimiques, issue d'échantillonnages ponctuels, réalisés au mieux à une fréquence mensuelle. Cette stratégie rend cependant difficilement compte de la variabilité temporelle de la contamination, surtout en tête de bassins versants agricoles marqués par une dynamique de transfert rapide et liée aux périodes de traitement et aux conditions météorologiques. Par ailleurs, ces suivis ne renseignent pas l'impact des pesticides sur les organismes aquatiques exposés. De ce fait, il est aujourd'hui délicat de mesurer l'efficacité de plans d'action en termes d'amélioration de la qualité de l'eau.

Or, compte tenu des efforts importants mis en œuvre, en particulier dans le cadre du plan Écophyto, pour limiter les usages et les risques liés aux produits phytosanitaires, il est essentiel de disposer rapidement d'outils pour rendre compte de l'effet bénéfique des pratiques et de leur changement. Des outils intégratifs chimiques (échantillonneurs passifs) et biologiques (encagement de gammares, étude des communautés microbiennes autochtones) développés ces dernières années par les laboratoires de recherche, et notamment par Irstea (Grenier *et al.*, 2014) semblent intéressants à évaluer dans ce sens.

S'appuyant sur une convention ONEMA – Irstea, financée par le programme d'action national Écophyto (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 mettre en avant l'intérêt et les limites de ces outils, ceci dans le but de mieux évaluer l'effet des pratiques phytosanitaires sur les milieux aquatiques. Il s'agit notamment de tester leur complémentarité, leur opérationnalité et leur disponibilité pour les gestionnaires à partir d'une mise en application *in situ* en lien avec des acteurs locaux. Dans ce cadre, une campagne de déploiement conjoint de ces outils a été réalisée en juin 2014 sur deux bassins versants agricoles différenciés. Ce sont les principaux résultats de cette première mise en œuvre qui sont présentés ci-après.

1. Matériels et méthodes

1.1 Bassins versants d'étude

Le premier cours d'eau choisi pour le déploiement des outils est l'Ardières, un affluent de la Saône situé dans le Beaujolais viticole. Son bassin versant présente une superficie de 220 km², et est caractérisé par de la vigne (activité agricole dominante, représentant 34% de la surface totale du bassin), des prairies de fauches et de pâturage, et quelques zones urbaines et industrielles de taille très modérée. Par son intense activité viticole, le bassin est soumis à une pression forte en produits phytosanitaires et les trois grandes familles de pesticides (herbicides, fongicides et insecticides) ont été détectées dans la rivière au cours de suivis antérieurs, principalement de mai à juin (Rabiet *et al.*, 2008). Trois sites de suivi ont été sélectionnés sur la rivière Ardieres afin de disposer d'un gradient amont-aval d'occupation des sols en vigne (Figure 1).

Le second bassin versant étudié est celui de la Coise, un affluent de la Loire drainant un bassin de 340 km² situé dans les Monts du Lyonnais. L'élevage intensif bovin y est l'activité prédominante (production de lait), expliquant la prépondérance de prairie de fauches et de pâturage (3/4 de la surface agricole du bassin). Les deux cultures principales sont le maïs et les céréales (1/4 de la surface agricole). Durant le mois de juin, le bassin est notamment soumis à une contamination en herbicides liée à la culture du maïs. Trois sites de suivi ont été sélectionnés : un point sur la rivière Coise en aval de la partie majoritairement agricole du bassin, et deux points sur deux affluents de celle-ci (Orzon et Bilaise), caractérisés par des intensités d'usages agricoles différenciées (Gaultier, 2014) (Figure 3).

1.2 Echantillonneurs passifs

Les échantillonneurs passifs sont constitués d'une phase réceptrice présentant une affinité pour les polluants ciblés, qui s'accumulent dans cette phase par simple diffusion. Placés dans le milieu, ils réalisent un échantillonnage en continu, et améliorent ainsi la représentativité de la mesure en permettant d'obtenir une concentration intégrée sur la durée d'immersion de l'échantillonneur. Ils se distinguent notamment par la composition de la phase réceptrice et la présence ou non d'une membrane, ces caractéristiques influant sur la nature des substances susceptibles d'être piégées et sur la cinétique d'accumulation sur l'échantillonneur.

Sur les sites d'études, 49 pesticides (28 herbicides, 9 fongicides et 12 insecticides) ont été recherchés par deux types d'échantillonneurs passifs :

- Les POCIS (*Polar Organic Chemical Integrative Sampler*) ont la capacité d'adsorber des composés hydrophiles. Une membrane séparant la phase réceptrice du milieu régule l'accumulation des composés et la durée optimale d'exposition est comprise entre 2 et 4 semaines. (Mazzella *et al.*, 2011).

- Les p-SBSE (*passive-Stir Bar Sorptive Extraction*) ont la propriété d'accumuler des composés hydrophobes à moyennement hydrophiles. Du fait de l'absence de membrane, l'accumulation des molécules y est rapide permettant ainsi de capter des pics fugaces de contaminants, durant toute la durée d'immersion limitée à une semaine (Assoumani *et al.*, 2013).

Après exposition dans le milieu, les échantillonneurs sont ramenés au laboratoire où ils subissent une désorption chimique ; le désorbat est ensuite analysé en Chromatographie Liquide couplée à un spectromètre de masse en tandem (HPLC-MS-MS). Grâce à un étalonnage préalablement réalisé en laboratoire, une estimation semi-quantitative des concentrations dans le milieu est réalisée à partir des quantités de pesticides extraites de la phase réceptrice.

1.3 Encagement de gammarès (bio-surveillance active)

Les gammarès sont des macro-invertébrés crustacés d'eau douce ubiquistes sensibles à de nombreux micropolluants. Des organismes issus d'une population de référence (mâles de l'espèce *Gammarus fossarum* prélevés dans la rivière Bourbre, en Isère), sont maintenus en conditions contrôlées et optimales (*i.e.* nourriture, température, photopériode) durant 3 semaines en laboratoire, avant d'être encagés dans les milieux d'étude. Les organismes sont placés dans des chambres d'exposition, dans lesquelles sont insérés des disques de feuilles d'aulne calibrés (*Alnus glutinosa*). Le temps d'exposition (dans notre cas une semaine), la population ciblée, l'accès à la ressource alimentaire et le genre des individus sont ainsi maîtrisés. Ce contrôle des conditions d'exposition et des facteurs biotiques permet une très bonne reproductibilité du biotest. Pour chaque marqueur de toxicité étudié et à l'aide de modèles statistiques, un référentiel (par rapport aux valeurs attendues hors contamination) a été proposé et est disponible pour une interprétation fiable des valeurs obtenues (Coulaud *et al.*, 2011). Quatre tests successifs d'une semaine ont été réalisés afin de suivre la variabilité temporelle des impacts observés au cours du mois d'exposition. Deux marqueurs sont étudiés dans cette étude :

- Le taux d'alimentation, qui repose sur la comparaison entre la surface des feuilles mises à disposition initialement et celle récupérée après encagement *in situ*. Ce marqueur est fortement influencé par la

température et la taille des organismes utilisés, et doit donc être corrigé *via* des valeurs de référence intégrant ces sources de variabilité. Le taux d'alimentation est sensible aux produits phytosanitaires, mais également à d'autres types de polluants : il s'agit donc d'un marqueur de toxicité globale non spécifique d'une contamination par les pesticides.

- La mesure de l'activité de l'acétylcholine-estérase (AChE). Cette enzyme joue un rôle clef dans le fonctionnement neuronal en régulant le neurotransmetteur acétylcholine. Or, le mode d'action de certains insecticides (familles des organophosphorés et carbamates) est l'inhibition de cette enzyme chez les insectes. Comme ces substances sont les plus susceptibles d'être en cause au sein des cours d'eau naturels en milieu agricole, l'inhibition de l'activité AChE chez le gammare peut être reliée directement à leur présence et sa mesure permet donc une évaluation quantitative de l'impact de ce type de polluants, en comparant l'activité mesurée avec des valeurs de référence prenant en compte l'effet du poids. Il s'agit donc ici d'un marqueur de toxicité spécifique à certaines familles de pesticides.

1.4 Etude des communautés microbiennes et de macro-invertébrés autochtones

Dans les cours d'eau, les communautés microbiennes sont principalement représentées sous forme d'assemblages complexes de micro-organismes présentant un mode de vie benthique suite à la colonisation de supports immergés. Ces assemblages sont dominés soit par des communautés microbiennes phototrophes (algues et cyanobactéries dans le cas d'un support inerte tels que des pierres), soit par des communautés microbiennes hétérotrophes (bactéries et champignons à la surface de substrats organiques tels que les végétaux ou dans le sédiment). Par leur composition diversifiée, ils présentent des sensibilités différentes selon les types de substances toxiques rencontrées et leur mode d'action d'où l'intérêt de leur étude pour évaluer l'impact des polluants (Pesce *et al.*, 2008). Deux approches sont mises en œuvre dans cette étude :

- Le suivi de la décomposition de litières végétales : des sacs de feuilles d'aulne (*Alnus glutinosa*) sont immergés pendant un mois dans le cours d'eau afin d'étudier le processus de décomposition de la litière par les communautés microbiennes naturelles en mesurant la perte de masse foliaire. Les communautés de macro-invertébrés étant également impliquées dans la décomposition de substrats végétaux dans les cours d'eau, deux types de sacs ont été utilisés afin de compléter l'information obtenue. Ainsi suivant le maillage des sacs, les communautés intervenant dans la dégradation seront majoritairement des macro-invertébrés déchiqueteurs (larves d'insectes) pour des sacs à maille large (10 mm), et des micro-organismes (champignons et bactéries) pour des sacs à maille fine (0,5 mm). Dans ces derniers, des feuilles d'aulne sont prélevées afin de doser l'ergostérol, un constituant majeur de la membrane des champignons hyphomycètes, permettant d'estimer la biomasse fongique à la surface des feuilles. Bien que les macro-invertébrés et les micro-organismes soient potentiellement sensibles aux insecticides et aux fongicides respectivement, cette approche ne donne qu'une information globale sur l'état fonctionnel du cours d'eau, la décomposition de litière pouvant être influencée par de nombreux autres paramètres environnementaux (nutriments, autres polluants, hydrologie...).

- Un test de toxicité sur les biofilms phototrophes : des biofilms microbiens naturels sont collectés sur des supports inertes (lames de verres immergées pendant un mois) puis ramenés au laboratoire. En complément des paramètres globaux non spécifiques aux pesticides mesurés (biomasse, classes algales, activité photosynthétique), des tests de toxicité aiguë sont réalisés afin de déterminer le niveau de tolérance des biofilms à un herbicide « cible » (*i.e.* dont on suspecte la présence dans le cours d'eau). La comparaison des niveaux de tolérance des biofilms des sites de mesure aval par rapport à un biofilm témoin prélevé sur les sites amont *a priori* non contaminé permet d'évaluer l'impact chronique des herbicides sur les communautés exposées dans le cours d'eau, conformément au concept PICT (« Pollution Induced Community Tolerance »). De fait, ce concept postule que des biofilms chroniquement exposés dans le milieu à une substance toxique (ou un mélange) s'adaptent et

deviennent plus tolérants. Cette approche renseigne donc sur le lien entre niveau de sensibilité et exposition préalable à une substance toxique, ou à plusieurs substances toxiques présentant le même mode d'action, pour les communautés échantillonnées. Il est *a priori* spécifique à une classe de molécules (suivant leur mode d'action).

2. Résultats et discussion

2.1 Mesure de la contamination en pesticides par échantillonnage passif

Durant le mois de juin 2014, sur les 49 molécules recherchées par les deux techniques d'échantillonnage passif (POCIS et p-SBSE), 15 molécules sont retrouvées sur le bassin versant de l'Ardières et 12 sur celui de la Coise.

Sur l'Ardières, les deux types d'échantillonneurs passifs révèlent un gradient de concentration en pesticides de l'amont vers l'aval (Figure 1). Sur le site amont, seuls des herbicides (5 dont 2 interdits et 2 non appliqués sur la vigne) sont détectés aux limites de quantification des méthodes analytiques. Des insecticides et fongicides spécifiques au traitement de la vigne sont détectés sur le site intermédiaire et en aval, avec une hausse des concentrations concomitante à celle de l'occupation du sol en vigne. En deuxième semaine d'exposition, la p-SBSE révèle les concentrations en fongicides (diméthomorphe, tébuconazole et spiroxamine), insecticides (chlorpyrifos éthyl et méthyl) et herbicide (diflufenicanil) les plus élevées de toute la période d'étude. Ces fortes concentrations peuvent être liées à un orage ayant eu lieu le 10 juin, après une longue période sans précipitation, engendrant ainsi un lessivage important des parcelles viticoles et des pesticides présents associé à une faible augmentation du débit de la rivière et donc une moindre dilution.

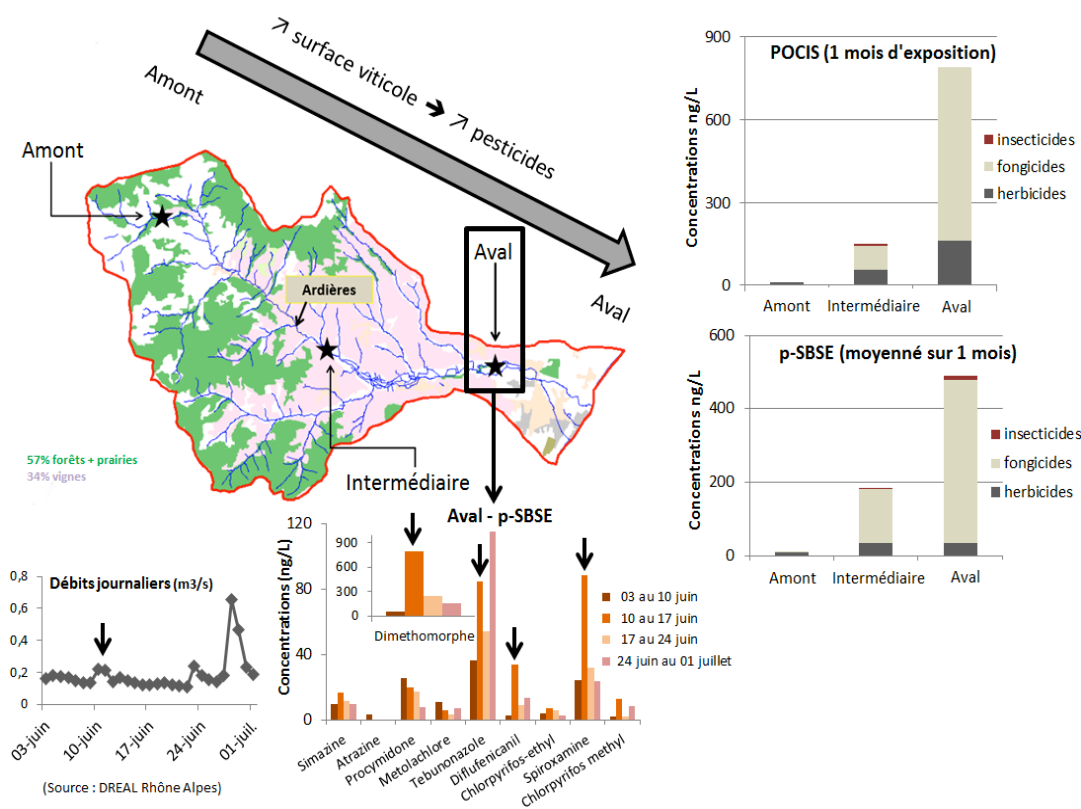


Figure 1 : Caractérisation de la contamination en pesticides sur le site aval de l'Ardières en juin 2014 par p-SBSE et POCIS.

Sur le site aval (Pizay), une comparaison entre échantillonneurs passifs, prélèvements ponctuels hebdomadaires et prélèvements automatiques moyennés au temps (180 mL toutes les 6 heures) a été réalisée à travers la mise en œuvre conjointe de ces trois techniques par périodes de quatre semaines consécutives. Des insecticides organophosphorés (chlorpyrifos éthyl et méthyl) sont détectés durant les quatre semaines de l'étude par les p-SBSE, à une fréquence beaucoup plus importante que *via* les deux autres techniques d'échantillonnage (Figure 2). Ces deux composés, au caractère hydrophobe ($\log K_{ow} > 4$) sont utilisés en faible quantité et sont transférés de manière très épisodique, en lien avec les crues. Il en résulte une difficulté à les mesurer avec les prélèvements actifs classiques. En revanche, la forte affinité de la phase réceptrice de la p-SBSE à ces composés et l'exposition de ces outils en continu sur plusieurs jours permettent d'échantillonner ces épisodes de contamination fugaces et de réaliser une pré-concentration *in situ*.

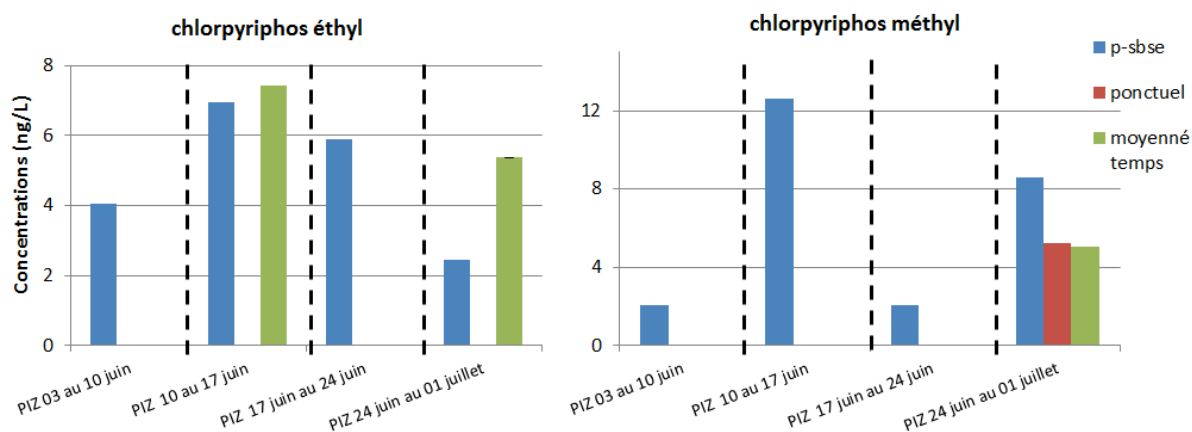


Figure 2 : Recherche des molécules chlorpyrifos éthyl et méthyl par 3 techniques d'échantillonnage différentes sur le site aval (Pizay) – juin 2014 (p-SBSE exposée 1 semaine, prélèvements ponctuels hebdomadaires, prélèvements moyennés au temps sur 1 semaine).

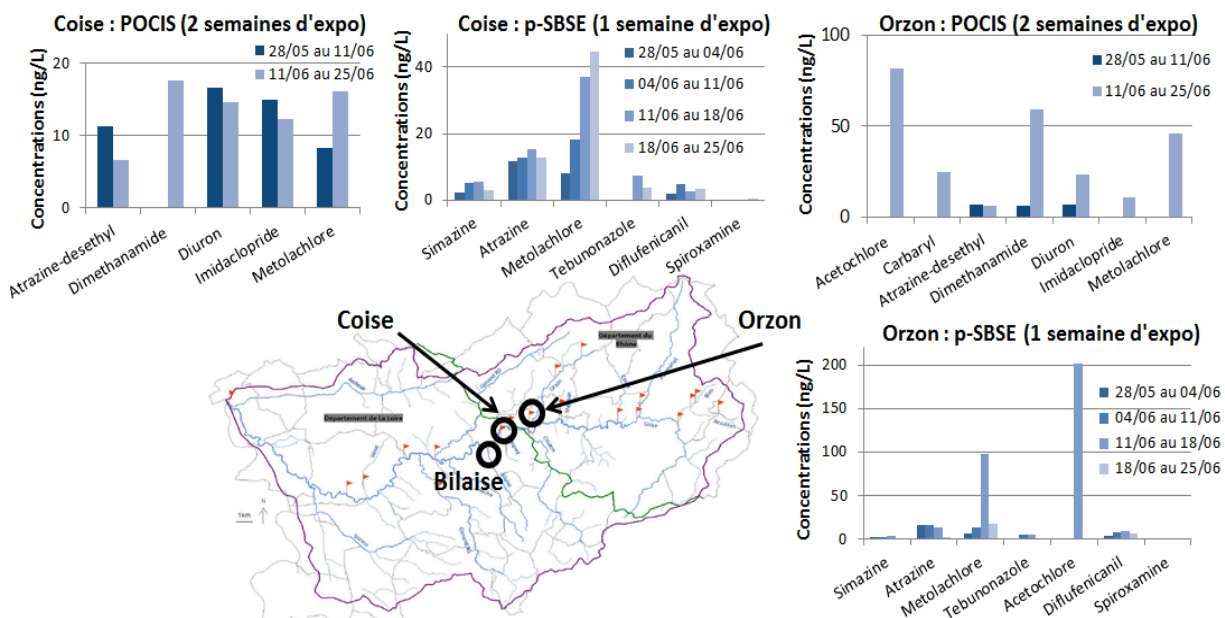


Figure 3 : Caractérisation de la contamination en pesticides sur la Coise et l'Orzon en juin 2014 par p-SBSE et POCIS.

Sur le bassin versant de la Coise, le sous-bassin du Bilaise apparaît le moins contaminé, tant en termes de nombre de molécules retrouvées (5 contre 10 et 12 pour la Coise et l'Orzon respectivement) qu'en

termes de concentrations, proches des limites de quantification analytique. Sur les deux autres sites, la contamination est essentiellement liée aux herbicides (Figure 3), notamment ceux utilisés sur la culture du maïs. La troisième semaine d'exposition est marquée par les concentrations les plus élevées en herbicides du maïs (métolachlore, acétochlore et diméthanamide), liées à un épisode pluvieux ayant eu lieu les 10 et 11 juin. Les concentrations sur ces deux sites semblent équivalentes, sauf en période de crue où le sous-bassin de l'Orzon apparaît plus contaminé.

Sur les deux bassins versants, une analyse qualitative d'extraits d'échantillonneurs passifs par recherche ciblée de plus de 200 molécules a été réalisée. Les substances actives détectées sur les échantillonneurs ont été comparées à celles détectées dans les prélèvements ponctuels réalisés sur la même période dans le cadre des suivis de surveillance (RCS et RCO) selon une recherche ciblée de plus de 200 substances équivalentes : il en résulte une gamme beaucoup plus importante de substances retrouvées *via* l'échantillonnage passif (par exemple 47 contre 18 en aval de l'Ardières). Cependant, une limite encore non résolue de ces derniers réside dans leur difficulté à échantillonner les substances très hydrophiles comme le glyphosate et son métabolite l'AMPA.

2.2 Mesure des taux d'alimentation des gammares encagés et de la décomposition de litière par les communautés microbiennes et de macro-invertébrés

Les résultats des taux d'alimentation des gammares encagés et la dégradation de litières des communautés naturelles (macroinvertébrés et micro-organismes) permettent également de discriminer les sites spatialement. Ainsi, les sites de la Coise et de l'Orzon présentent des taux d'alimentation et de dégradation plus faibles que le site du Blaise (Figure 4). Il en va de même sur l'Ardières où ces réponses démontrent une forte toxicité en aval de la rivière comparé à l'amont. On observe également à l'aide des outils de bio-surveillance active (encagement) une grande cohérence temporelle entre les effets biologiques et les profils de contamination par les pesticides obtenus à l'aide des échantillonneurs passifs, montrant un lien entre la pression et les effets observés. Toutefois, il n'est pas possible de faire un lien direct entre les effets observés sur le taux d'alimentation et les teneurs en pesticides mesurées, étant donné que cette réponse biologique ne peut être attribuée spécifiquement à ces composés. D'ailleurs, sur le site intermédiaire de l'Ardières, les paramètres biologiques ont mis en avant des perturbations sans que les concentrations en pesticides mesurés ne suffisent à l'expliquer, mettant en avant l'influence d'autres facteurs d'impact (substances phytosanitaires non mesurées ? mélanges plus toxiques ? autres polluants ?).

Par ailleurs, sur l'Ardières, une diminution progressive de la biomasse fongique d'amont en aval est également observée à mesure que les concentrations en fongicides augmentent (Figure 5), et ce malgré l'augmentation de la température et des concentrations en phosphore de l'amont vers l'aval qui aurait dû stimuler la croissance fongique. Ces résultats suggèrent donc un effet toxique croissant d'amont en aval sur la biomasse fongique potentiellement lié aux fongicides viticoles.

2.3 Mesure de l'AChE sur les gammares encagés

Les mesures de l'activité AChE réalisés sur les gammares encagés sont comparées aux valeurs de référence : il y a inhibition lorsque l'activité mesurée est inférieure à une valeur seuil correspondant à la variabilité de l'activité AChE hors contamination avec un intervalle de confiance de 95%.

Sur le bassin versant de l'Ardières, seul le site en aval présente des inhibitions significatives de l'AChE (Figure 6). En parallèle, ce site présente les teneurs en insecticides organophosphorés mesurées sur échantillonneurs passifs les plus importantes (chlorpyriphos éthyl et méthyl).

Sur le bassin versant de la Coise, aucune inhibition de l'AChE n'a été mise en évidence, ce qui confirme que les insecticides organophosphorés et carbamates ne sont pas ou peu un enjeu sur ce bassin de polyculture élevage.

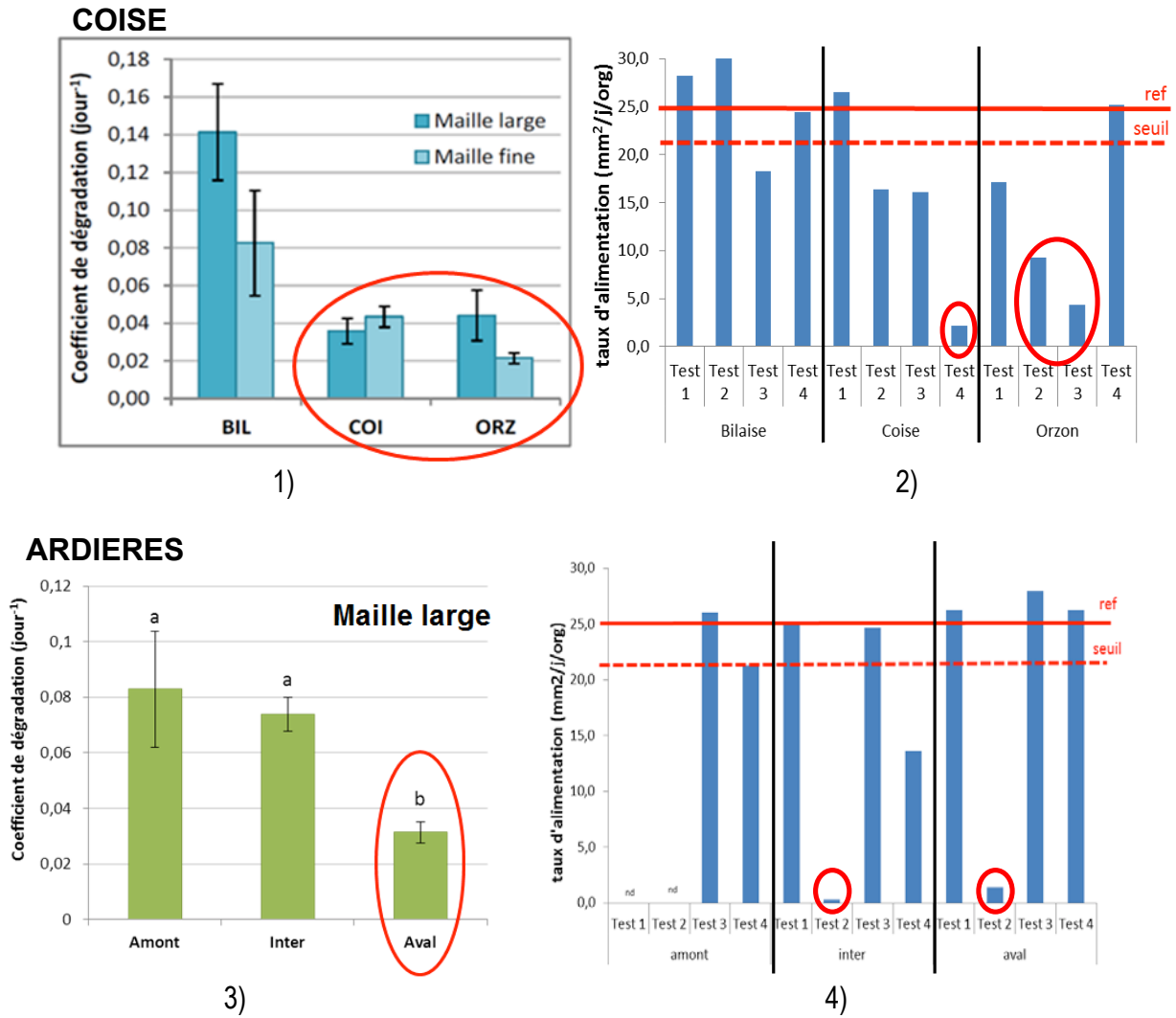


Figure 4 : 1 et 3) Dégradation de litières végétales par les communautés aquatiques autochtones (1 mois de pose) – 2 et 4) Taux d'alimentation des gammares engagés (4 tests successifs, 1 semaine d'exposition par test). Les cercles rouges signalent les sites et semaines d'exposition les plus impactés.

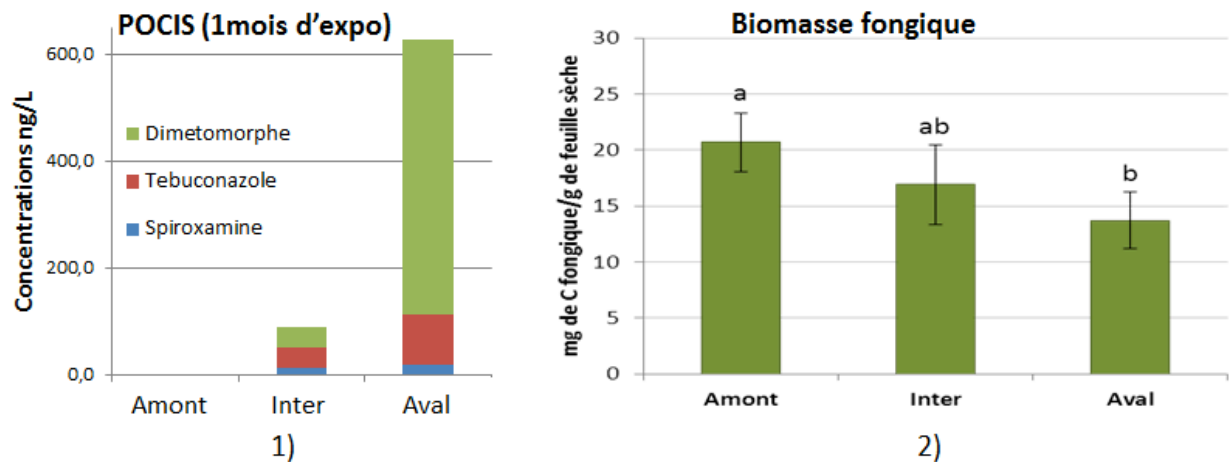


Figure 5 : Bassin versant de l'Ardières – 1) Augmentation amont-aval des concentrations en fongicides détectés par POCIS – 2) Diminution amont-aval de la biomasse fongique retrouvée sur les feuilles d'aune.

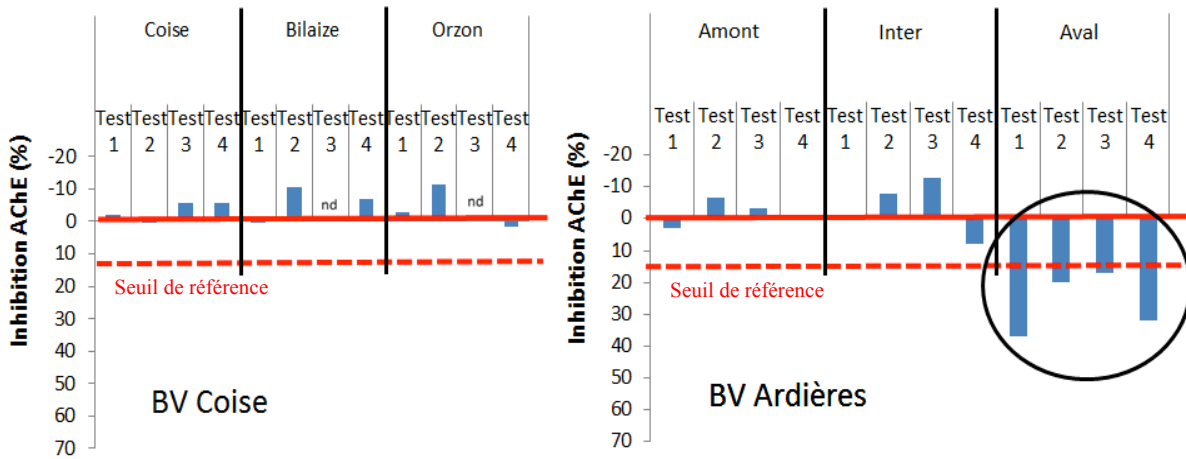


Figure 6 : Inhibition de l'AChE sur gammares encagés (une semaine d'exposition par test). Le cercle noir indique les valeurs d'inhibition significatives.

2-4 Tests de toxicité sur les biofilms phototrophes périphytiques

Sur l'Ardières, les POCIS ont montré une augmentation du diuron d'amont en aval de la rivière. Cette molécule étant inhibitrice de la photosynthèse, un test de toxicité est réalisé en mesurant le rendement photosynthétique des biofilms récupérés sur les 3 stations, en fonction des concentrations croissantes en diuron. Les courbes dose-réponse obtenues (

Figure , 1) présentent pour chaque station un profil identique et montrent ainsi qu'il n'y a aucune différence spatiale entre les niveaux de tolérance des biofilms, malgré le gradient de concentration observé. Les concentrations en diuron (interdit en 2008) dans l'Ardières sont donc trop faibles, même en aval, pour induire une adaptation des communautés phototrophes.

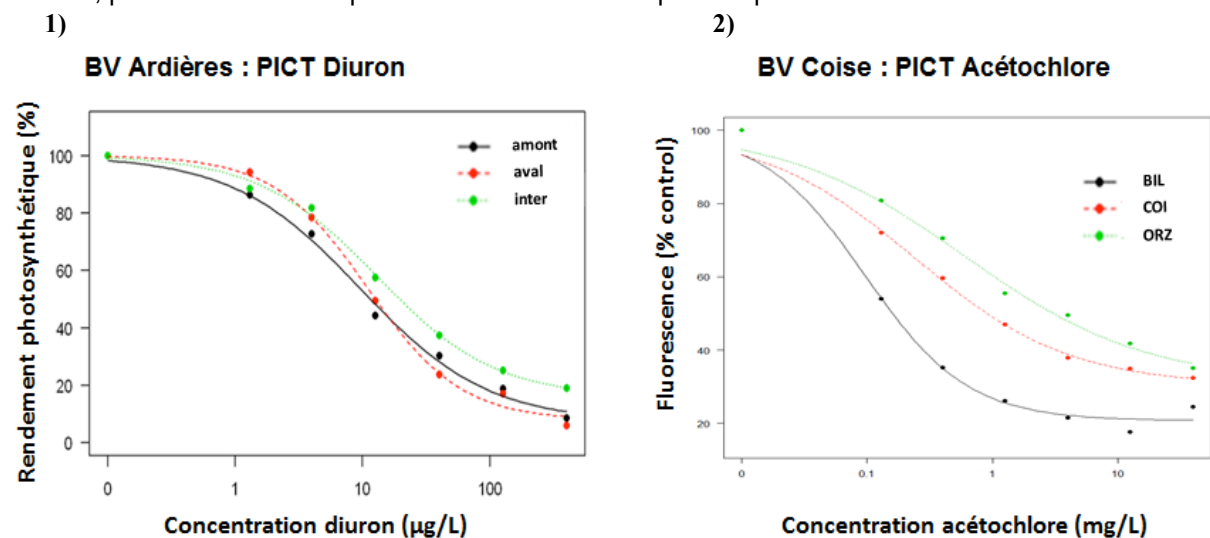


Figure 7 : Tests de toxicité sur les biofilms phototrophes – 1) Ardières : diuron-rendement photosynthétique – 2) Coise : acétochlore-croissance en 48 h.

Sur le bassin versant de la Coise, un test de toxicité a été réalisé avec l'acétochlore, retrouvée en grande quantité par les deux échantillonneurs passifs sur le site de l'Orzon. Cette molécule étant un inhibiteur de croissance, la croissance du biofilm en 48 h (mesurée par fluorescence) est étudiée en fonction de concentrations croissantes en acétochlore. Les courbes doses-réponses obtenues présentent cette fois-ci des profils différents selon le site : la croissance du biofilm du Bilaise, site de référence peu impacté par l'activité agricole, diminue bien plus rapidement avec l'augmentation de la concentration en acétochlore que sur les deux autres sites. Une augmentation du niveau de tolérance à l'acétochlore est donc probable sur ces deux stations (Figure 7, 2), révélant une adaptation *in situ* des communautés périphytiques à cette molécule, mais aussi, possiblement, à d'autres herbicides présentant le même mode d'action. En effet, sur le site de la Coise, une acquisition de tolérance à l'acétochlore est également mise en évidence alors que cette molécule n'y est pas détectée. Mais l'on note, en revanche, la présence de métolachlore, molécule très proche de l'acétochlore (de la même famille des chloroacétamides) induisant une possible cotolérance acétochlore-métolachlore.

Conclusion

Les résultats de cette première campagne de déploiement conjoint des différents outils intégratifs étudiés mettent en exergue leur aptitude à discriminer des typologies de pression différentes (contextes polyculture/viticulture), à rendre compte de la variabilité spatiale (gradient amont/aval, hiérarchisation de sous-bassins versants) et temporelle (effet des crues) de la contamination par les pesticides. La mesure de l'inhibition de l'AChE et les tests d'acquisition de tolérance (PICT) permettent une mesure spécifique de l'impact de certaines familles de pesticides. Enfin, même s'il n'est pas possible d'établir des liens univoques avec la présence de phytosanitaires pour les descripteurs plus généraux (alimentation, dégradation de litière, ...), les réponses chimiques et biologiques sont clairement cohérentes dans ce cas d'étude. Ces descripteurs biologiques présentent l'intérêt de renseigner plus largement sur la dégradation et l'amélioration de la qualité de l'eau (bio-surveillance active par engagement) ou du fonctionnement global (communautés autochtones) de l'écosystème aquatique potentiellement impacté par les substances phytosanitaires, même si d'autres paramètres (facteurs physiques, autres contaminants) peuvent être en cause.

Ces essais sont en cours de consolidation 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). Ces premiers résultats doivent contribuer à l'élaboration d'une première version de guide méthodologique visant à promouvoir ces outils, leur complémentarité, leur intérêt et leurs limites ainsi que leurs conditions de mise en œuvre et d'interprétation.

En perspective de ce travail, il semble important, pour faciliter le transfert de ces outils vers les opérationnels, 1) d'évaluer de manière plus large les conditions de leur applicabilité pour une gamme plus diversifiée de contextes agro-pédo-climatiques et opérationnels, 2) de mieux caractériser le panel des questions du terrain auxquelles ils peuvent d'ores et déjà répondre et 3) d'étudier leurs conditions d'appropriation par les acteurs de terrain.

Remerciements

Les auteurs remercient les membres du comité de suivi de l'action à l'Onema, les correspondants du Syndicat Mixte des Rivières du Beaujolais et du Syndicat Interdépartemental Mixte pour l'Aménagement de la Coise et de ses affluents. Ils remercient également l'Onema et le programme Écophyto pour leur soutien financier.

Références bibliographiques

Assoumani A., Coquery M., Liger L., Mazzella N., Margoum C., 2015. Field application of passive SBSE for the monitoring of pesticides in surface waters, *Environmental Science and Pollution Research* 22, 3997-4008.

Coulaud R., Geffard O., Xuereb B., Lacaze E., Quéau H., Garric J., Charles S., Chaumot A., 2011. In situ feeding assay with *Gammarus fossarum* (Crustacea): Modelling the influence of confounding factors to improve water quality biomonitoring. *Water Research* 45, 6417-6429.

Gaultier M., 2014. Etude-Bilan sur la contamination des cours d'eau du bassin versant de la Coise par les produits phytosanitaires et les nitrates. Rapport de stage de master 2 pro « Contaminants, Eau, Santé » de l'université de Montpellier. 49 p.

Grenier H., Gouy V., Pesce S., Assoumani A., Margoum C., M. Coquery, A. Larrose, A. Dabrin, Geffard O., Chaumot A., Jubeaux G., Mazzella N., Morin S., 2014. Evaluation de la qualité chimique et biologique des cours d'eau vis-à-vis des produits phytosanitaires : Intérêts et limites des capteurs passifs et d'outils d'évaluation d'impact biologique. Irstea, 82 p.

Mazzella N., Berho C., Coquery M., Ghestem JP., Gonzalez JL., Lardy-Fontan S., Miège C., Togola A., Tixier C., 2011. Applicabilité des échantillonneurs passifs dans le cadre de la DCE : action II-BO1: Développement et optimisation des technologies innovantes de prélèvement et d'analyse. Publications Aquaref, 80 p. <http://www.aquaref.fr/print/1578>

Pesce S., Tlili A., Montluel B., ., 2008. Les biofilms aquatiques : dans quelle mesure permettent-ils de comprendre l'effet des pesticides sur le fonctionnement des cours d'eau ? Exemple en zone de vignoble. *Ingénieries - E A T* 55-56, 79-91.

Rabiet M., Margoum C., Gouy V., Carluer N., Coquery M., 2008. Transfert des pesticides et des métaux dans un petit bassin versant viticole – Etude préliminaire de l'influence des conditions hydrologiques sur le transport de ces contaminants. *Ingénieries-EAT*, numéro spécial Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction des flux : p. 65 – 75.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0)



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « Innovations Agronomiques », la date de sa publication, et son URL)