

Suivi à long terme des pesticides pour la compréhension de leurs processus de transfert à l’échelle du bassin versant

Hélène Blanchoud^{1*}, Gaëlle Tallec², Annie Desportes¹, Patrick Ansart²

¹ EPHE, PSL Research University, UMR METIS 7619 (UPMC, CNRS, EPHE, 4 rue Jussieu, F-75005 Paris, France

² Irstea, UR HYCAR

* helene.blanchoud@ephe.sorbonne.fr

Résumé

Le suivi en continu de la contamination par les pesticides dans le bassin versant de l’Orgeval a été initié en 2008. Ainsi, 10 ans de données sont maintenant disponibles afin de voir leur comportement sur le long terme et permettre de confronter les résultats de simulation des modèles. Les prélèvements ponctuels ne sont souvent pas pertinents pour la comparaison avec des sorties de modèle car les concentrations sont très fluctuantes dans le temps, surtout dans un petit cours d’eau comme l’Orgeval. Ici, les prélèvements sont asservis au débit et moyennés mensuellement. Un focus est fait ici pour les molécules emblématiques pour lesquelles la tendance d’évolution peut être directement mise en relation avec la dynamique des usages phytosanitaires.

Points clefs

- ✓ *Le suivi en continu de la contamination est primordial pour la compréhension des transferts et la modélisation*
- ✓ *La contamination par les pesticides est saisonnière en lien avec les usages*
- ✓ *Pour les molécules actuellement utilisées, une tendance globale est visible en fonction de l’évolution des usages*

Introduction

En France métropolitaine, la présence de pesticides dans les eaux est avérée dans 93 % des points de contrôle des cours d’eau et dans 63 % des points de contrôle des eaux souterraines. Alors que la directive cadre sur l’eau (DCE) du 23 octobre 2000 (directive 2000/60) fixe l’objectif général d’atteindre d’ici à 2015 voire 2027, le bon état des différentes masses d’eau sur le territoire européen, cette contamination des ressources en eau impose de maîtriser l’usage des pesticides. Dans cet objectif, le plan ECOPHYTO, piloté par le Ministère en charge de l’Agriculture à la suite du Grenelle de l’Environnement, a été mis en place en 2008. Il vise notamment à réduire progressivement l’utilisation des produits phytosanitaires par les agriculteurs.

Dans ce contexte, suivre et évaluer l’évolution de l’usage des pesticides agricoles est un enjeu important pour de nombreux acteurs-gestionnaires (Agences de l’eau, collectivités territoriales, services de l’Etat, etc.) pour évaluer les pressions polluantes, correspondant à l’intensité d’utilisation de ces produits d’une part, et pour estimer le transfert des molécules dans l’environnement d’autre part. Le cas particulier des pesticides vient de la diversité des molécules employées, de la diversité de leur comportement dans les compartiments physiques mais aussi de la difficulté à les détecter. Le suivi de la contamination par les pesticides engendre un coût considérable pour la mise en place de la directive cadre sur l’eau, et les résultats montrent souvent des valeurs inférieures aux limites de quantification.

Compte tenu des risques que représentent les pesticides, leur présence dans les cours d’eau et dans les eaux souterraines fait l’objet de suivis réguliers qui n’ont cessé de se renforcer depuis le début des années 2000. Ces suivis mettent en évidence une dispersion importante et une présence généralisée des pesticides dans les

milieux aquatiques, le plus souvent en très faible quantité. Les résultats des analyses permettent de vérifier si les normes, lorsqu'elles existent, sont respectées. Ces normes de qualité environnementale sont définies au niveau européen par substance ou groupe de substances et font partie des objectifs de qualité de la directive-cadre sur l'eau (ministère de la transition écologique et solidaire, 2018). En 2014, sur 695 molécules pesticides recherchées, 389 ont été quantifiées au moins une fois dans les cours d'eau français (SOeS, 2017) : 180 herbicides dont 79 d'entre eux sont issus de produits interdits à ce jour (molécules et produits de dégradation inclus). La modélisation du transfert des pesticides à l'échelle du bassin versant serait une voie qui permettrait de mieux cibler les molécules à rechercher, mieux comprendre le temps de transfert vers les hydrosystèmes pour en évaluer les impacts sur les écosystèmes et la santé humaine. Cependant, les résultats de simulation ne sont pas encore suffisamment fiables et validés pour que les modèles soient les seuls outils de politique de gestion des eaux.

1. Rappel des travaux antérieurs sur le bassin de l'Orgeval

L'intérêt du bassin de l'Orgeval est qu'il est intégré dans l'observatoire ORACLE. Ainsi, un réseau de mesures dit « de base » est maintenu en permanence sur ce bassin versant (pour certaines depuis 1962), afin de ne pas interrompre les chroniques. La longueur et la continuité de certaines chroniques sur le long terme sont nécessaires pour appréhender correctement le fonctionnement des hydro-systèmes (Loumagne et Tallec, 2012 ; Tallec, 2012).

1.1. Bilan des intrants phytosanitaires

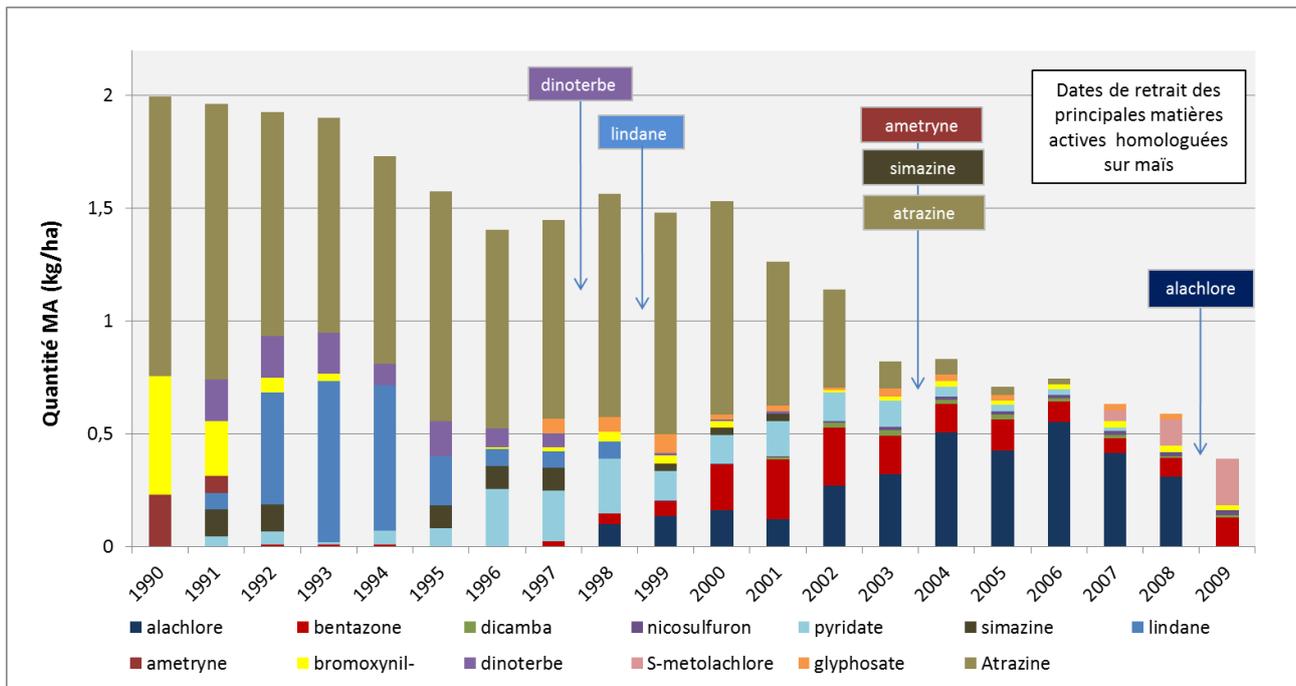
Afin de compléter les données de contamination, un travail d'enquête auprès des agriculteurs a précédemment été réalisé dans le cadre du programme PIREN-Seine (Nicola et al., 2011 ; Schott et al., 2015). Ce travail a permis de renseigner le modèle PeSTICS sur les pratiques phytosanitaires du bassin (Queyrel, 2014).

Ainsi, les carnets de plaine, avec leur périodicité annuelle et leurs informations détaillées sur les opérations culturales par parcelle, ont été une source d'information précieuse pour répondre aux besoins de la modélisation, en complément des données issues du recensement général parcellaire (RPG).

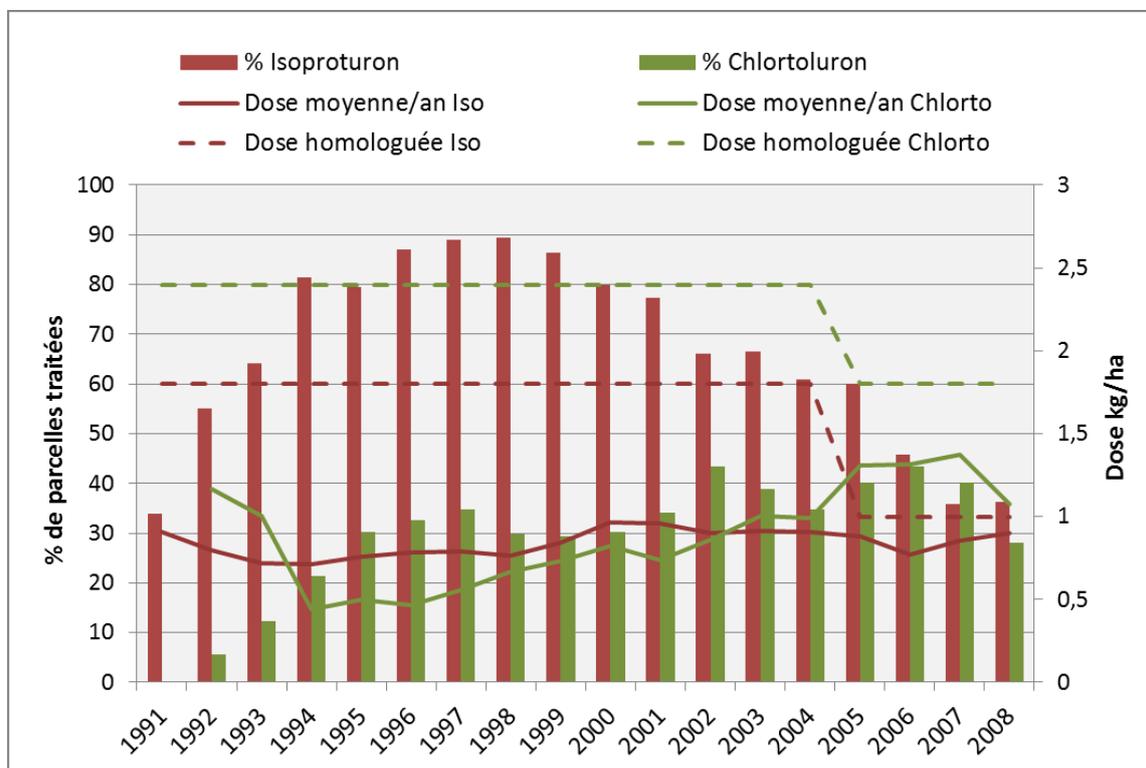
Toutefois, le changement d'échelle de la parcelle au territoire du bassin versant n'est, là encore, pas simple à effectuer. Compte tenu de la part de la SAU du bassin renseignée par les carnets de plaine disponibles (jusqu'à 22%) et de la part de la SAU dont l'assolement annuel était connu (jusqu'à 50%), nous avons été conduits à formuler des hypothèses pour extrapoler ces informations à l'ensemble du territoire, qui constituent autant de sources d'incertitude à prendre en compte dans l'interprétation des résultats des modèles (Schott et al., 2015).

Toutefois, la dynamique de remplacement des molécules au cours du temps est correctement représentée pour les cultures de maïs (Figure 1) et du blé tendre d'hiver (Figure 2). Ainsi, il apparaît la diminution des quantités d'atrazine employées par hectare de maïs entre 1990 et 2003 selon la diminution progressive des doses homologuées de 2,5 à 1 kg/ha avant son interdiction en 2003. Cette diminution s'accompagne de l'apparition de nouvelles substances telles que l'alachlor (interdit en 2008), du nicosulfuron et surtout du S-Métolochlor, très utilisé encore à l'heure actuelle sur de nombreuses cultures. Les traitements s'effectuent en période printanière.

De plus, comme les matières actives sont appliquées sur des cultures ciblées, il est également important de tenir compte des surfaces des différentes cultures et de leur évolution au cours du temps pour bien représenter les quantités de matières actives appliquées. En ce qui concerne l'assolement moyen à l'échelle du bassin versant de l'Orgeval, il comporte 8 à 9 cultures « significatives », ce qui représente autant de pratiques phytosanitaires différentes à analyser (Schott et al., 2015).



Concernant le désherbage du blé d'hiver, les phénylurées sont les principaux pesticides employés. L'isoproturon et le chlortoluron sont utilisés d'octobre à janvier sur une grande partie des parcelles (Figure 2). Les doses homologuées ont également été réduites et l'isoproturon a été récemment interdit (en 2017).



Nous avons également pu mettre en évidence la sensibilité du modèle PeSTICS aux paramètres du sol. Une méthode permettant de limiter les incertitudes sur la paramétrisation du sol est de définir l'assolement en fonction des types de sol. Enfin, nous avons pu montrer que le modèle PeStics était capable de reproduire des concentrations moyennes annuelles d'exportation en atrazine et isoproturon pour le bassin versant de l'Orgeval. D'autres molécules pourraient également être testées, pourvu que nous ayons un suivi de contamination existant suffisamment complet pour valider les résultats de simulation.

La poursuite du suivi de contamination du bassin de l'Orgeval est donc indispensable pour plusieurs raisons :

- D'une part il permet d'assurer la confrontation avec les sorties de simulation sur une échelle de temps la plus longue possible. Le protocole d'échantillonnage asservi au débit permet de lisser les aléas dus aux prélèvements ponctuels,
- Le suivi est actualisé avec de nouvelles molécules en fonction des usages sur le bassin, mais les anciennes molécules permettent de mieux comprendre la réactivité du bassin versant, notamment pour la compréhension des échanges nappe – rivière,
- Les nouveaux systèmes de prélèvement intégrés (type POCIS) sont un développement d'avenir, mais présentent encore des biais liés aux coefficients d'échange en fonction des propriétés des substances, de la charge en matières en suspension dans l'eau, la vitesse du courant et le temps d'exposition.

A l'heure actuelle, le prélèvement moyen asservi au débit reste la seule méthode fiable pour calculer des flux à l'exutoire d'un bassin versant.

1.2. Le suivi de la contamination par les pesticides sur le bassin

Le suivi de la contamination par les pesticides a débuté à la fin des années 1970 (Chevreuil, 1978). La chronologie des différentes études réalisées sur le bassin a déjà été présentée dans la phase précédente (Schott et al., 2015). En outre, de la fin des années 70 jusqu'en 2008, les mesures en pesticide ont été ponctuelles et réalisées sur des périodes d'une durée maximale de 3 ans. Le premier jeu de données est associé à la campagne de mesures de 1991-1993 réalisée par Garmouma et al., 1997. Bien que ces informations permettent de renseigner l'évolution de la concentration, elles ne permettent qu'une interprétation qualitative car les mesures ne sont pas asservies au débit. Des campagnes de prélèvements et de mesures en laboratoire ont été mises en œuvre pour déterminer les propriétés physico-chimiques et les cinétiques de dégradation (la formation de résidus liés et minéralisation). Deux molécules ont été plus particulièrement ciblées lors de cette étude : l'Atrazine et l'Isoproturon. Ce projet a eu pour objectif d'acquérir les informations nécessaires en vue d'une modélisation du transfert des pesticides dans le continuum Sol/ Zone Non Saturée/ Nappe à l'échelle du bassin versant (Blanchoud et al., 2011).

Depuis 2008, un suivi continu de la contamination des eaux de surface du ru des Avenelles a été instauré (Blanchoud et al., 2008). Il permet ainsi d'obtenir une information continue dans le temps sur une durée supérieure à 3 ans. Ce suivi donne une vision globale de la contamination en herbicide du sous-bassin des Avenelles. Cette chronique de mesures permet de comparer des sorties de modèle aux observations de terrain. Bien que lacunaires, l'ensemble des différents jeux de données acquis sur l'Orgeval constitue une source d'information sur l'évolution de la contamination en pesticides sur une longue période à l'échelle d'un bassin versant. De tels jeux de données sont difficiles à acquérir. Les mesures réalisées dans le cadre du programme de surveillance des masses d'eau par l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN), permettent de fournir une information qualitative sur l'évolution de la contamination. Des prélèvements sont effectués plusieurs fois par an par station de mesure. Ce suivi bien que nécessaire ne permet pas de réaliser des bilans de masse à l'échelle des bassins versants.

L'eau est prélevée par un préleveur automatique réfrigéré ISCO et asservi au débit. Chaque semaine, l'eau est récupérée pour éviter le débordement du flacon et permettre de conserver l'échantillon. Les échantillons hebdomadaires sont ensuite regroupés par mois. Les analyses de pesticides sont réalisées sur 500 mL d'eau filtrée avec ajout d'étalon interne. Puis les pesticides sont extraits sur cartouche SPE OASIS HLB et élués avec 4 mL de méthanol. Après une seconde filtration à 0,2 µm, les échantillons sont analysés par LC/MS/MS en mode ESI positif (Tableau 1).

Tableau 1. Liste des pesticides recherchés et leurs transitions en LC/MS/MS.

| Name | Scan | Précurseur Ion | production quantifier | production qualifier | RT: min |
|------------------------|------|----------------|-----------------------|----------------------|---------|
| Alachlor | MRM | 270,0 | 162,0 | 238,0 | 10,2 |
| Ametryn | MRM | 228,1 | 186,1 | 96,1 | 7,4 |
| Atrazine | MRM | 216,0 | 174,1 | 104,1 | 8,4 |
| ethofumesate | MRM | 287,1 | 121,1 | 259,1 | 9,8 |
| chlortoluron | MRM | 213,0 | 72,1 | 140,1 | 8,2 |
| Cyanazine | MRM | 241,1 | 214,1 | 104,0 | 7,6 |
| DEA | MRM | 188,0 | 146,0 | 104,0 | 6,3 |
| DIA | MRM | 174,1 | 68,2 | 96,0 | 5,3 |
| Diuron | MRM | 233,0 | 72,0 | 160,0 | 8,5 |
| Hydroxyatrazine | MRM | 198,1 | 86,1 | 142,1 | 4,9 |
| Irgarol | MRM | 254,1 | 198,1 | 83,1 | 8,6 |
| Isoproturon | MRM | 207,1 | 72,1 | 165,2 | 8,4 |
| Mesotrione | MRM | 340,3 | 228,1 | 104,2 | 7,8 |
| S-metolachlore | MRM | 284,0 | 252,0 | 176,2 | 10,3 |
| nicosulfuron | MRM | 411,4 | 182,0 | 213,0 | 7,2 |
| pendimetaline | MRM | 282,2 | 212,1 | 193,8 | 12,0 |
| Prometryne | MRM | 242,0 | 158,0 | 200,0 | 8,2 |
| Prosulfuron | MRM | 420,4 | 141,1 | 167,1 | 9,3 |
| Simazine | MRM | 202,0 | 104,1 | 132,1 | 7,6 |
| Tebuconazole | MRM | 308,2 | 70,1 | 125,1 | 9,9 |
| Tebutame | MRM | 234,2 | 91,1 | 65,1 | 10,3 |
| Terbuthylazine | MRM | 230,2 | 174,0 | 68,0 | 9,4 |

Cette méthode permet d'obtenir des limites de quantification d'environ 1 ng/L pour la majorité des molécules.

2. Tendances d'évolution de la contamination

Les seules molécules dont le taux de quantification est proche de 100 % sont l'atrazine et son produit de dégradation la DEA, le S-Métolachlor, l'isoproturon et le chlortoluron. Ces molécules représentent une grande partie des détections dans les eaux au niveau du bassin de la Seine et font partie du TOP 15. Leurs usages ont considérablement évolué au cours des 20 dernières années.

2.1. L'atrazine

Au début de la mise en place du suivi, l'atrazine était déjà interdite depuis 5 ans. Les études antérieures ont montré des pics de contamination allant jusqu'à 30 µg/L sur le bassin de l'Orgeval en 1999, quand l'atrazine était encore autorisée (Guivarc'h-Blanchoud, 2001). Aujourd'hui, elle est toujours détectée dans les eaux de surface et souterraines à des concentrations bien plus faibles. Ce suivi est cependant intéressant car il montre qu'on a toujours une saisonnalité observable dans le cours d'eau (Figure 3). Globalement, les concentrations en atrazine et DEA sont plus élevées en période estivale, c'est-à-dire quand les débits sont les plus faibles.

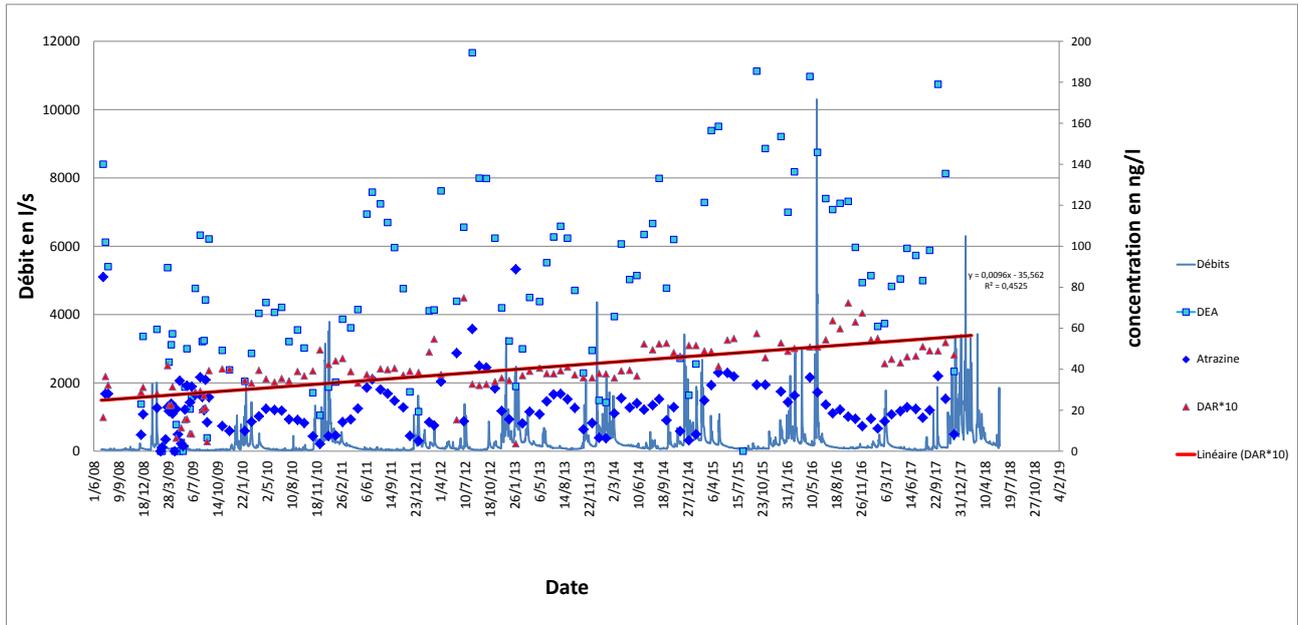


Figure 3. Evolution temporelle de la concentration moyenne mensuelle de l'atrazine (en bleu foncé) et de son produit de dégradation la DEA (en bleu clair) et les débits associés. Le rapport entre la DEA et l'atrazine (le DAR * 10, en rouge) et la régression linéaire.

Contrairement aux molécules encore utilisées sur le bassin versant, l'atrazine n'a plus que de faibles fluctuations entre 1 et 50ng/L. Par contre, la DEA est toujours très présente dans le ru des Avenelles avec des concentrations pouvant atteindre 200 ng/L. L'atrazine étant interdite depuis 2003, ces détections correspondent à l'élimination progressive des stocks contenus dans les sols et /ou la nappe. Dans la précédente phase du PIREN-Seine, des prélèvements en nappe mettaient en évidence que la contamination par la DEA du cours d'eau pouvait être expliquée par celle de la nappe de la Brie (Schott et al., 2015). Les fluctuations saisonnières seraient alors en lien avec la contribution de la nappe de la Brie. Cependant, l'atrazine avait toujours une concentration plus faible en nappe qu'en rivière. Une autre source pourrait donc être suspectée pour l'atrazine. Si les concentrations en atrazine restent globalement stables sur la période, celles de la DEA sont en augmentation.

La valeur du DAR (DEA – Atrazine Ratio) est aussi en augmentation et suit une croissance monotone (test non paramétrique de Mann Kendall, R cran). D'autres études montrent également que le maximum de contamination en DEA n'est pas encore atteint, notamment par la désorption progressive de l'atrazine et de sa lente dégradation et progression dans les sols (Chen et al., 2019 ; Mattei, 2017). L'analyse tendancielle de la contamination à l'horizon 2030 a notamment montré que les nappes les plus contaminées étaient celles où les tendances à la baisse sont les plus faibles, voire des tendances à l'augmentation (Mattei, 2017).

Afin de vérifier si les lessivages de l'atrazine diminuent sur la période, les flux annuels ont été calculés pour l'atrazine et la DEA (Tableau 2). Ces résultats ne montrent pas une tendance d'évolution des flux. Ceci est dû notamment aux aléas hydrologiques. On remarque qu'en 2016, les flux sont les plus élevés, correspondant à la crue du printemps 2016, en mai sur l'Orgeval, qui représente à elle seule 35% du flux annuel. Ces débits sont associés à des concentrations plus élevées expliquant le doublement du flux entre 2015 et 2016, alors que les années précédentes, on pouvait remarquer un effet de dilution.

Tableau 2. Flux annuels d'atrazine et de DEA en g/an.

| Année | Atrazine | DEA |
|-------|----------|---------|
| 2010 | 63,14 | 238,07 |
| 2011 | 65,89 | 265,62 |
| 2012 | 153,53 | 543,82 |
| 2013 | 286,84 | 528,85 |
| 2014 | 128,84 | 559,94 |
| 2015 | 172,05 | 838,84 |
| 2016 | 337,70 | 1737,76 |
| 2017 | 130,19 | 637,58 |

2.2. Le S-Métolachlor

Le retrait progressif des Autorisations de mise sur le marché (AMM) génère une utilisation restreinte à quelques molécules. Dans le cas du S-Métolachlor, le retrait de l'atrazine, puis de l'alachlor a concentré les usages notamment sur cette molécule et sur le nicosulfuron. Par rapport à l'atrazine, les fluctuations saisonnières sont liées aux usages printaniers (Figure 4). Ils sont beaucoup plus importants (échelle log), mais montrent une tendance progressive à l'augmentation avec notamment une augmentation des minima.

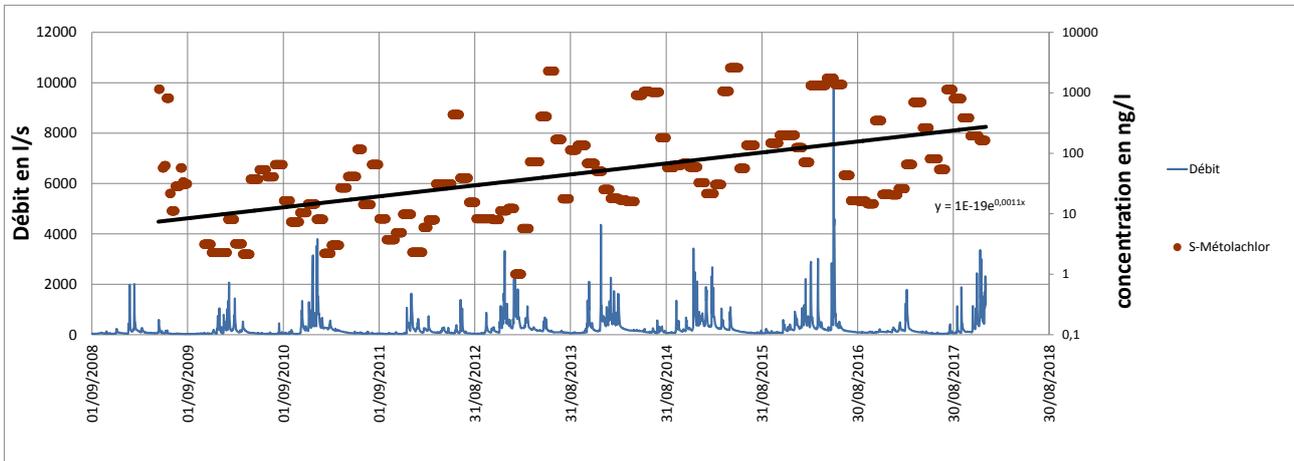


Figure 4. Evolution temporelle de la concentration moyenne mensuelle du S-Métolachlor et sa courbe de tendance exponentielle avec les débits associés.

Les maxima annuels sont mesurés peu de temps après la période d'application et des valeurs dépassant $1\mu\text{g/L}$ sont observées.

2.3. L'isoproturon et le chlortoluron

Ces phénylurées sont des herbicides pour blé d'hiver et sont principalement appliqués en octobre. Ils sont utilisés seuls ou en association. L'isoproturon fait polémique car il contamine les cours d'eau. Cependant, son efficacité rend difficile son retrait du marché. D'après les professionnels, la disparition de l'isoproturon va favoriser la progression des dicotylédones et des graminées résistantes. L'isoproturon constituerait la seule solution pour maîtriser le vulpin en postlevée de la culture (Soufflet agriculture, 2016). Des limitations d'usage et de dose ont progressivement été appliquées.

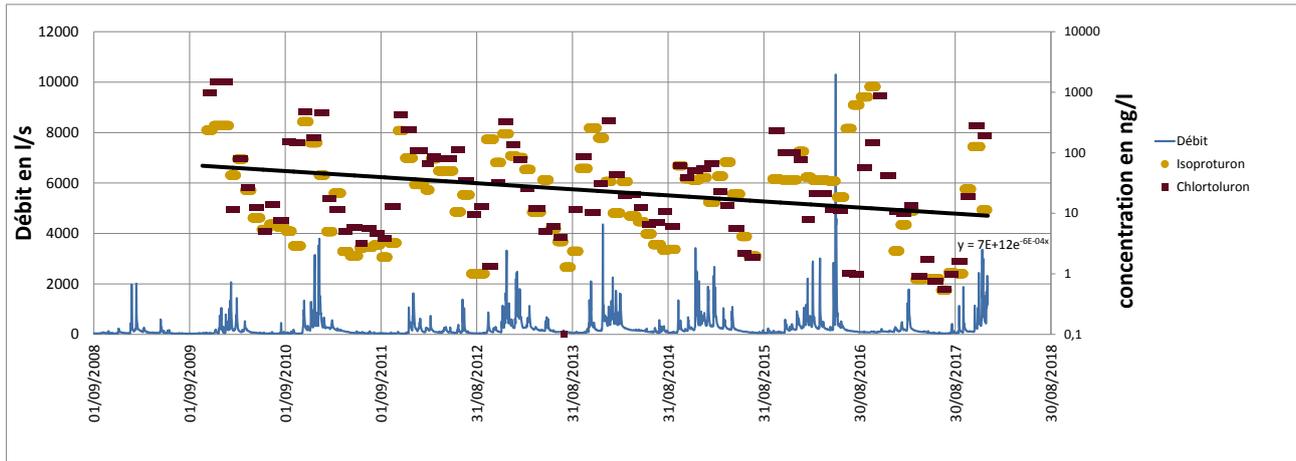


Figure 5. Evolution temporelle de la concentration moyenne mensuelle de l'isoproturon (en ocre) et du chlortoluron (en marron) sa courbe de tendance exponentielle avec les débits associés.

L'isoproturon et le chlortoluron ont une tendance à la diminution depuis 10 ans, suite aux restrictions d'usage et de dose (Figure 5). En septembre 2017, l'isoproturon a été retiré du marché. La comparaison avec les tendances d'évolution de l'atrazine mettront en évidence l'effet des propriétés physico-chimiques et notamment les processus de sorption sur la persistance de la contamination.

3. Conclusion et perspectives

La difficulté d'étudier la dynamique des pesticides dans un bassin versant réside dans la diversité des molécules, des pratiques et des réglementations d'usage qui changent fréquemment. Le suivi des molécules interdites est intéressant car il permet de quantifier les résidus dans le milieu. L'acquisition de ces données conjuguée à la modélisation de leur transfert donne une idée des stocks encore présents dans le sol et la zone non saturée et/ou la nappe.

Depuis ces dernières années, les quantités de matières actives vendues en France diminuent. Ces diminutions massives correspondent au remplacement de molécules utilisées à de fortes doses comme l'atrazine par des molécules efficaces à quelques grammes à l'hectare. L'indice de fréquence de traitement (IFT, qui prend en compte la dose homologuée) reste élevé et indique que la pression polluante est inchangée. De nouvelles molécules telles que le nicosulfuron sont maintenant régulièrement détectées dans les échantillons, malgré sa dose homologuée très faible (45 g/Ha contre 1,2 kg/Ha pour l'isoproturon). Depuis 2008, d'autres pesticides sont recherchés : l'imidaclopride et ses produits de dégradation. Par contre, le glyphosate ne peut pas être quantifié mensuellement, des essais ont montré qu'il se dégrade trop vite.

Le mode de prélèvement qui montre un intérêt pour un suivi intégré est l'analyse par préleveurs passifs. L'implantation in situ d'échantillonneurs passifs de type POCIS pour mettre en évidence la présence de polluants se développe. L'intérêt est de mesurer des quantités extrêmement faibles dans les eaux sur une période intégrée. Cependant, si sur le plan qualitatif, les résultats sont encourageants, il n'en est pas de même sur le plan quantitatif. Par ailleurs, de nouveaux développements de phases permettant d'élargir la gamme de molécules plus polaires comme le glyphosate sont à l'étude. Les temps de latence observés augmentent avec l'hydrophobicité des molécules étudiées et il y a un impact réel des conditions hydrodynamiques sur le POCIS (Desgranges, 2015).

Afin de vérifier l'intérêt de l'utilisation des POCIS pour estimer les flux de pesticides, il serait pertinent de mettre en parallèle pour un an un prélèvement simultané par POCIS et par l'échantillonnage mensuel asservi au débit.

Bibliographie

- Blanchoud, H., Tallec, G., Barriuso E., Schott, C., Laverman, A., Habets, F. & Chevreuil, M. (2008). Projet d'étude de la contamination par les pesticides d'eaux de rivières et de nappes au niveau du bassin versant de l'Orgeval. PIREN seine, 5p.
- Blanchoud, H, Barriuso, E, Chevreuil, M, Guery, B, Moreau-Guigon, E, Schott, C, Théry, S, Tournebize, J. (2011). Les pesticides dans le bassin versant de la Seine : Comprendre les origines et le transfert des pesticides pour en évaluer l'impact sur l'homme et l'environnement. Fascicule Agence de l'eau Seine Normandie du programme PIREN Seine # 14, 67p.
- Chen, M., Valdes, D., Marlin, C., Blanchoud, H., Guerin, R., Rouelle, M., Ribstein, P. (2019). Water, nitrate and atrazine transfer through the unsaturated zone of the Chalk aquifer in northern France. *Science of The Total Environment*, 652, 927-938.
- Chevreuil, M. (1978) Evolution et transfert des pesticides : exemple du bassin versant de l'Orgeval. Doctorat 3e cycle, Université Pierre et Marie Curie, 1978. 73 p.
- Desgranges, N., (2015). Développement d'échantillonneurs passifs de type POCIS pour l'évaluation de la contamination en pesticides des eaux de bassins versants languedociens. *Chimie analytique*. Université de Bordeaux, 362p.
- Garmouma, M. Transfert d'herbicides (triazines et phénylurées) et de produits de dégradation dans le bassin versant de la Marne. Thèse de doctorat de l'Université de Paris VI, 1996, 217 p.
- Guivarc'h Blanchoud. Apports et transfert de pesticides en milieux agricole et urbain sur le bassin versant de la Marne : vers une évaluation globale. Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 2001, 193 p.
- Loumagne, C., Tallec, G. (Coord.), (2012). L'observation long terme en environnement: Exemple du bassin versant de l'Orgeval. Editions Quae ; Paris ; 333 p.
- Mattei, A. (2016) Elements de prospective de la contamination des cours d'eau d'Ile de France par les pesticides. Rapport de fin d'étude Polytech Paris – UPMC, 33p.
- Nicola, L., C. Schott, and C. Mignolet. (2011). Dynamique De Changement Des Pratiques Agricoles Dans Le Bassin Versant De l'Orgeval Et Création De La Base De Données APOCA (Agricultural Practices o the Orgeval Catchment Area). PIREN Seine.
- Queyrel, W. (2014), Modélisation du devenir des pesticides dans les sols à partir d'un modèle agronomique : évaluation sur le long terme, Thèse de doctorat Université Pierre et Marie Curie, 233 p.
- Schott, C., Barataud, F., Mignolet, C., (2014). Les « carnets de plaine » des agriculteurs : une source d'information sur l'usage des pesticides à l'échelle de bassins versants. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, vol.4, n°2 : 179-198.
- Schott, C., Blanchoud, H., Queyrel, W., Habets, F., Ripoche, D., Tallec, G., Launay, M. (2015). La modélisation du devenir des pesticides : Recueil de données et utilisation du modèle agronomique STICS pour simuler les transferts sur le long terme. in "Quelle agriculture pour demain?" Rapport de synthèse 2011-2015 du programme PIREN Seine, 137-174.
- Soufflet agriculture, 2016. Champ de vision N° 19, juillet 2016, 12p.
- Tallec, G., (2012). 1962-2012 : Cinquante ans d'observations, un bien précieux pour la recherche et les services opérationnels. *Sciences Eaux et Territoires*, spécial n°3, 1-8.