

Sciences Eaux & Territoires

La revue d'Irstea

Article hors-série numéro 8

Interprétation des données de surveillance de la contamination des eaux de surface par les pesticides par hydro-écorégion

Christine GAUROY, Véronique GOUY et Nadia CARLUER



www.set-revue.fr



Sciences Eaux & Territoires, la revue d'Irstea

Article hors-série numéro 8 – 2012

Directeur de la publication : Jean-Marc Bournigal

Directeur éditorial : Nicolas de Menthière

Comité éditorial : Louis-Joseph Brossollet, Denis Cassard, Camille Cédra, André évette, Véronique Gouy, Alain Hénaut, Bruno Héroult, Emmanuelle Jannès-Ober, Philippe Jannot, Virginie Keller, Thomas Curt, André Le Bozec, Gwenael Philippe, Chrystel Prudhomme et Michel Vallance.

Rédactrice en chef : Caroline Martin

Secrétariat de rédaction et mise en page : Valérie Pagneux

Infographie : Françoise Peyriguer

Conception de la maquette : Cbat

Contact édition et administration : Irstea-DPV

1 rue Pierre-Gilles de Gennes – CS 10030

92761 Antony Cedex

Tél. : 01 40 96 61 21 – Fax : 01 40 96 61 64

E-mail : set-revue@irstea.fr

Numéro paritaire : 0511 B 07860 – Dépôt légal : à parution

N°ISSN : 2109-3016

Photo de couverture : D. Gauthier (Irstea)

Pour mieux affirmer ses missions, le Cemagref devient Irstea.



Interprétation des données de surveillance de la contamination des eaux de surface par les pesticides par hydro-écorégion

La contamination de l'eau par les pesticides est un des principaux problèmes liés aux activités agricoles. Face aux résultats des millions d'analyses ponctuelles de la présence de pesticides dans les eaux de surface, les scientifiques d'Irstea ont élaboré une méthode d'interprétation basée sur le regroupement des données par hydro-écorégions qui permet de décrire la contamination et de faire le lien avec les pratiques agricoles.



La surveillance de la qualité des eaux en France est nécessaire pour répondre aux exigences de la directive cadre sur l'eau (DCE, 2000/60), ainsi que pour répondre à une préoccupation sociétale quant à la qualité des milieux aquatiques et des risques potentiels induits pour la santé humaine et les écosystèmes (photo 1). C'est notamment le cas pour la contamination par les pesticides, d'autant que « les niveaux de contamination sont significatifs » (Institut français de l'environnement, 2007).

Cette surveillance est assurée par différents réseaux qui réalisent des analyses de la présence ponctuelle de pesticides dans l'eau. Cependant, les millions de données ainsi collectées sont difficiles à interpréter. Les rapports annuels de l'Institut français de l'environnement (Ifen) puis du Service d'observation et de statistiques (SOeS) du ministère chargé de l'écologie donnent une appréciation de l'état général de la qualité des eaux. Un indicateur appréhende la contamination par les pesticides au niveau de chaque point de prélèvement : SEQ-eau¹ avant 2006, puis moyenne annuelle des concentrations totales en pesticides de chaque prélèvement, la concentration totale étant la somme des concentrations des pesticides quantifiés. Les différentes substances sont comparées à l'échelle nationale (taux de quantification, par exemple). Une des difficultés est de connaître l'évolution de la contamination (Ifen, 2007).

Une demande forte est également exprimée de pouvoir mieux connaître et caractériser l'état de la contamination et l'exposition résultante des organismes aquatiques. Bien que peu de pesticides fassent partie des molécules prioritaires, ces produits contribuent à l'ambiance chimique et donc à l'état écologique. Il est également important d'identifier les facteurs dont dépend principalement la contamination, ainsi que les pesticides ou les milieux qui présentent le risque le plus important.

Notamment, une des demandes de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) est d'identifier les zones à risques et d'agir sur les causes, objectifs que l'interprétation habituellement faite des données de surveillance ne permet pas d'atteindre.

Cet article présente une méthode d'interprétation, par regroupement des données par hydro-écorégions (HER), qui vise à lever certaines contraintes pour tenter de répondre à ces questions et de fournir un appui aux politiques publiques dans ce domaine. Cette méthode a été développée à partir des herbicides car on dispose plus facilement de données et de mesures sur ces substances que sur les fongicides ou les insecticides. Nous présentons tout d'abord les données disponibles et les limites qu'elles présentent du point de vue de leur analyse et de leur interprétation ; nous exposons la méthode élaborée, les résultats qu'elle permet d'obtenir, puis terminons par une analyse critique de la méthode et des perspectives possibles.

Des données hétérogènes

Les données étudiées sont celles centralisées par l'Ifen puis par le SOeS entre 1997 et 2009 (Ifen, 2007 ; SOeS, 2010). Chaque analyse est caractérisée par le lieu où l'eau a été prélevée (station de prélèvement), la date du prélèvement et la molécule analysée.

L'organisation des réseaux de surveillance

Entre 1997 et 2006, l'Ifen utilisait les données provenant de nombreux organismes (agences de l'eau, conseils généraux, DDASS², producteurs d'eau potable ou groupes régionaux de suivi et de lutte contre la pollution

1. Système d'évaluation de la qualité de l'eau.

2. Direction départementale des administrations sanitaires et sociales.



❶ La surveillance de la qualité des eaux est nécessaire pour répondre aux exigences de la directive cadre sur l'eau.

© M. Carrouée (Irisea)

des eaux par les pesticides) ayant des objectifs et des moyens différents, et donc des stratégies d'échantillonnage différentes (en termes de fréquence et dates de prélèvements, de localisation des stations de prélèvement ou de substances analysées).

En 2006, une réorganisation des réseaux de surveillance a conduit à deux grands types de réseaux gérés par les agences de l'eau : le réseau de contrôle de surveillance (RCS) pour établir un diagnostic représentatif de la qualité des cours d'eau français, et le réseau de contrôle opérationnel (RCO) pour suivre les masses d'eau dégradées ou en cours d'amélioration en ciblant les paramètres à surveiller.

Une évolution de la localisation des prélèvements

Entre 1997 et 2006, 38 % seulement des stations de prélèvements ont été surveillées plus de deux ans. Cela a des conséquences importantes sur la possibilité d'estimer l'évolution de la contamination par les pesticides. La réorganisation des réseaux en 2006 a conduit à l'arrêt de la surveillance dans certaines stations, en parallèle à la définition de nouvelles stations.

Une variabilité des limites de détection et de quantification

L'interprétation des données provenant des réseaux de surveillance doit tenir compte de la limite de quantification (LQ) de la substance considérée. Or celle-ci peut être très différente selon les molécules, les laboratoires et les années. Notamment, l'amélioration des techniques d'analyse au cours du temps permet de faire baisser les seuils d'analyse. Cette variabilité a des conséquences sur certains indicateurs utilisés pour estimer la contamination, comme le taux de quantifications (encadré ❶) ou la moyenne des concentrations.

Par exemple, entre 1997 et 2006, le lindane (Hexachlorocyclohexane gamma) et la terbuthylazine ont eu des

taux de quantifications pour l'ensemble des analyses très proches (respectivement 8,07 % et 8,26 %), alors que les niveaux de contaminations sont beaucoup plus bas dans le cas du lindane (moyenne des concentrations quantifiées respectivement de 0,01 µg/L et de 0,13 µg/L). En effet, le lindane peut être quantifié à des concentrations plus faibles que la terbuthylazine.

Une variabilité des listes de molécules recherchées

La liste des molécules recherchées dans les prélèvements est elle aussi variable. Par exemple, en 2007, l'AMPA (acide aminométhylphosphonique), un métabolite du glyphosate, n'a été recherché que sur 36,9 % des stations. Or, c'est la molécule qui est la plus fréquemment quantifiée parmi les pesticides et leurs métabolites (SOeS, 2010). La concentration totale en pesticides, estimée par la somme des concentrations de chaque pesticide, n'a donc pas la même signification selon que l'AMPA a été recherché ou non.

❶ GLOSSAIRE

Pesticide : substance utilisée pour lutter contre des organismes considérés comme nuisibles.

Métabolite : substance résultant de la dégradation d'une molécule mère dans l'environnement.

Contamination : présence anormale d'une substance dans un milieu. Ici on considère que la présence d'un pesticide dans l'eau est une contamination, quelle que soit sa concentration.

Limite de détection (LD) : concentration à partir de laquelle le laboratoire menant l'analyse peut assurer avec certitude la présence d'une substance.

Limite de quantification (LQ) : concentration à partir de laquelle le laboratoire menant l'analyse peut indiquer avec certitude la concentration d'une substance.

Quantification : présence dans un prélèvement d'une substance à une concentration supérieure à sa limite de quantification.

Taux de quantifications : nombre de quantifications divisé par le nombre d'analyses réalisées.

90^e centile : valeur telle que 90 % des données sont inférieures à cette valeur et 10 % supérieures.

► Une variabilité du nombre d'analyses et des dates de prélèvements à l'échelle d'une station

La fréquence de prélèvement et la liste des pesticides recherchés à une station dépendent de l'objectif du réseau de surveillance, sachant que ces deux paramètres sont limités par le coût des prélèvements et des analyses.

En 2005, par exemple, le nombre de prélèvements par station (tous réseaux confondus) a varié entre 1 et 91 avec une moyenne de six prélèvements et un écart-type de 5,5. Les prélèvements les plus fréquents ont lieu dans les captages pour l'alimentation en eau potable les plus importants (Ifen 2007).

Depuis 2006, les recommandations minimales pour le suivi des pesticides par les réseaux des agences de l'eau sont :

- pour le contrôle de surveillance : des analyses dans 25 % des points, une année sur trois, quatre fois par an ;
- pour le contrôle opérationnel : des analyses à des points représentatifs d'une masse d'eau, tous les ans, quatre fois par an.

De 2007 à 2009, il y a eu entre un et quarante-sept prélèvements par station et par an pour les réseaux des agences de l'eau (un quart des 2 960 stations ont eu au moins quatre prélèvements par an et 4 % en ont eu au moins huit par an).

La fréquence de prélèvement choisie pour une station de surveillance va avoir des conséquences sur l'interprétation qu'il sera possible de faire des données ainsi collectées à l'échelle de cette station : logiquement, moins il y aura de prélèvements, moins l'estimation de l'état de la contamination à cette station sera fiable. De plus, cette fiabilité dépend aussi de la dynamique des concertations en pesticides : pour une même fréquence de prélèvements, plus la concentration varie rapidement, moins l'estimation de l'état de la contamination sera fiable. Or, la dynamique des concentrations est variable d'une station à l'autre et d'une molécule à l'autre.

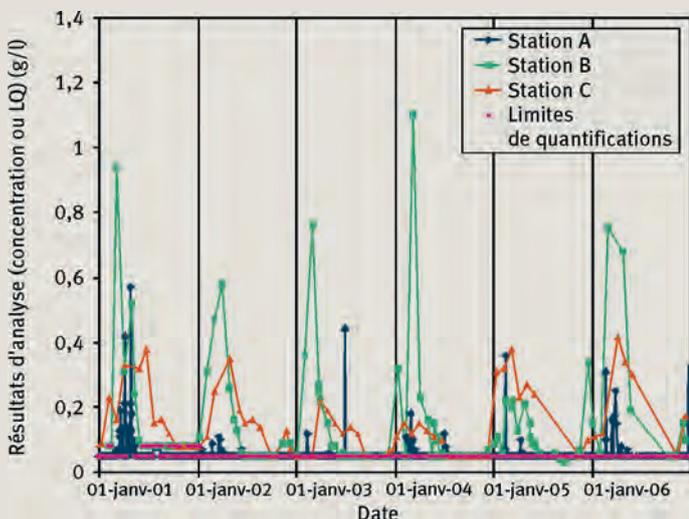
Différentes vitesses de variation des concentrations entre les stations de surveillance : exemple de l'isoproturon en Bretagne

Les variations des concentrations en pesticide dans les cours d'eau peuvent être illustrées par l'exemple de l'isoproturon dans trois sites en Bretagne, choisis parmi ceux où la fréquence de prélèvement est la plus élevée. Ces sites sont situés sur l'Elorn à l'usine d'eau de Pont-Ar-Bled (station A, bassin versant de 260 km², module de 5,6 m³/s³, au niveau de la retenue de Rophemel sur la Rance (station B, bassin versant de 380 km², module de 2,6 m³/s, volume de la retenue : 5 Mm³) et au barrage de la Valière (station C, bassin versant de 68 km², module de 0,38 m³/s, volume de la retenue : 5,2 Mm³) – figure 1. Le graphe des concentrations (figure 2) montre que la station A présente entre deux et une dizaine de pics de contamination allant jusqu'à 0,6 µg/L et qui durent de l'ordre d'une ou quelques semaines. À la station B, on enregistre des concentrations supérieures à 0,1 µg/L pendant plusieurs mois avec un maximum à 1,1 µg/L, tandis que la contamination dure au moins six mois à la station C. On peut supposer que la contamination est plus tamponnée dans ces deux stations à cause des retenues d'eau. Cependant, une difficulté pour comparer ces résultats est que les fréquences de prélèvements sont très différentes : en moyenne un tous les trois jours pour la station A, un toutes les deux semaines pour la station B et un par mois pour la station C. En 1999, la concentration en isoproturon à la station A a augmenté de 1,26 µg/L en une journée, mais on ne peut pas savoir si dans les deux autres stations, la concentration peut varier aussi vite, car les analyses ne sont pas assez fréquentes.

1 Localisation des stations en Bretagne.



2 Résultats d'analyses ponctuelles d'isoproturon entre 2001 et 2006 dans l'Elorn à Pont-Ar-Bled (station A), à la retenue de Rophemel sur la Rance (station B) et au barrage de la Valière (station C).



Les points ont été reliés pour une meilleure lisibilité, mais cela ne présage pas des concentrations réelles entre deux mesures.

3. <http://www.hydro.eaufrance.fr/>

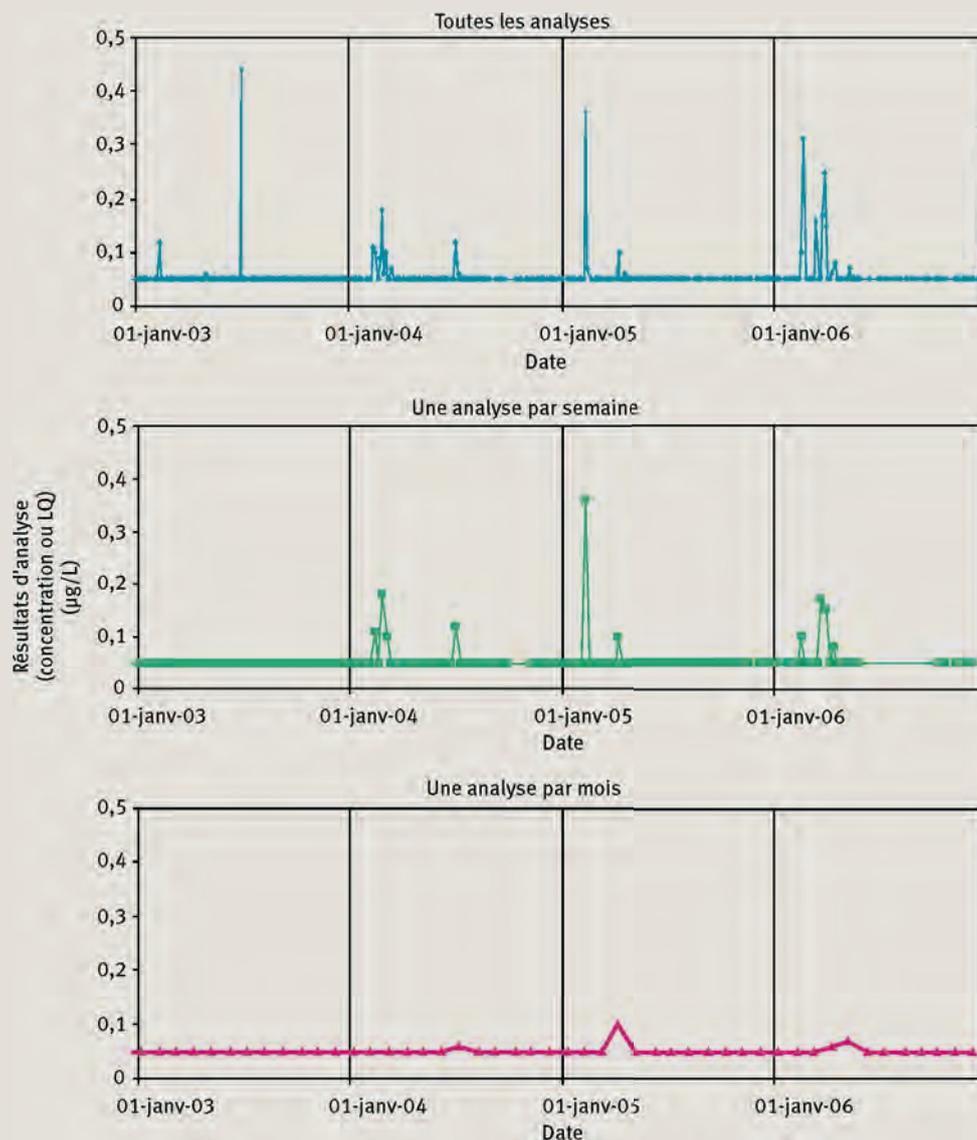
Conséquences pour l'interprétation des données à l'échelle d'une station de surveillance

Ces différences de comportement selon les stations de surveillance ont des conséquences sur la fréquence de surveillance optimale. Nous avons vu qu'avec une analyse par mois, on pouvait détecter de longues périodes de contamination par l'isoproturon à la station C, même si on rate sûrement le maximum. En revanche, nous pouvons constater, sur la figure 3, que diminuer la fréquence des prélèvements de la station A à des pas hebdomadaire ou mensuel n'aurait pas permis de détecter tous les pics de contamination. Par exemple, en 2003, en ne sélectionnant qu'une analyse par semaine, ce qui est déjà une fréquence de surveillance exceptionnelle, on ne détecte pas la contamination. Les maxima mesurés, par exemple, sont donc très différents selon la fréquence

d'échantillonnage choisie, ainsi que d'autres indicateurs. En 2006, en ne sélectionnant qu'une analyse par mois, le maximum est de 0,07 $\mu\text{g/L}$, le 90^e centile est de 0,059 $\mu\text{g/L}$ et le pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 $\mu\text{g/L}$ est nul, comparés à respectivement 0,33 $\mu\text{g/L}$, 0,075 $\mu\text{g/L}$ et 8 % si on utilise tous les résultats d'analyses disponibles.

La vitesse de variation des concentrations varie également selon les substances. Pour les molécules mobiles mais qui se dégradent vite, il faudrait des fréquences d'échantillonnage plus élevées que pour les molécules qui ont une longue demi-vie, ou pour les molécules qui s'adsorbent fortement et qui sont probablement exportées de façon plus fugace (en fonction de la dynamique hydrologique) que les substances à forte solubilité et faible coefficient d'adsorption.

3 Résultats d'analyses ponctuelles d'isoproturon dans l'Elorn à Pont-Ar-Bled (station A) entre 2003 et 2006, avec toutes les analyses à disposition (une toutes les 2,5 semaines) ou en sélectionnant seulement une analyse par semaine puis une par mois.



► Une étude des concentrations en diuron dans une rivière du Beaujolais a également montré qu'avec un échantillonnage ponctuel, même avec une fréquence hebdomadaire, on sous-estime la concentration moyenne durant les périodes de traitement les plus pluvieuses (Rabiet *et al.*, 2010), alors que la fréquence minimale obligatoire dans les réseaux de surveillance est de quatre fois par an.

Des profils de contamination par hydro-écorégions

Nous avons vu que la fréquence d'échantillonnage est souvent trop faible pour bien détecter la contamination par les pesticides au niveau d'une seule station de surveillance, et que l'évaluation de la contamination à cette échelle est également rendue difficile par l'évolution des plans de surveillance (stations non suivies d'une année à l'autre, modifications des listes de molécules à rechercher...).

Ainsi, il nous a semblé intéressant de tester une démarche tentant d'interpréter les données à une échelle plus large, en regroupant les données issues de stations de surveillance différentes, mais dont les bassins versants ont un fonctionnement relativement homogène du point de vue des transferts de pesticides. Une telle démarche permet *a priori* d'étudier l'évolution des contaminations au cours d'une année malgré les faibles fréquences de prélèvement, et diminue les conséquences des réorganisations des réseaux sur l'estimation de la contamination.

Méthode

Le découpage choisi est celui des hydro-écorégions de niveau 1 (HER). En effet, ces entités ont été définies par rapport à la plupart des facteurs susceptibles d'influencer la contamination des eaux de surface par les pesticides (encadré 2 et figure 4). L'occupation et les caractéristiques du sol, qui sont déterminants dans les transferts de produits phytosanitaires (Corpen, 1999), ne font pas partie des critères qui ont servi à la définition des HER. Cependant, elles sont indirectement prises en compte car la répartition des cultures est fortement dépendante des caractéristiques du milieu, de même que la pédologie est intimement liée aux caractéristiques considérées dans la délimitation des HER.

Nous avons ensuite élaboré des « profils de contamination », c'est-à-dire l'évolution de la contamination par une molécule au cours de l'année dans une HER. Pour cela, nous avons utilisé le 90^e centile des concentrations mesurées (exemple sur la figure 5).

Nous avons pris comme concentration la valeur obtenue en cas de quantification, la moitié de la valeur du seuil de quantification en cas de détection non quantifiée, et 0 si pas de détection. Le choix d'utiliser la moitié de la limite de quantification (LQ) en cas de détections de traces peut, selon les cas, surestimer ou sous-estimer la contamination, mais cela ne concerne de toute façon qu'une part négligeable des analyses (moins de 0,1 %), et dans certaines bases de données, ce cas n'est pas distin-

2 LES HYDRO-ÉCORÉGIONS

Les hydro-écorégions (figure 4) ont été définies pour établir une typologie des milieux aquatiques et des peuplements associés (Wasson *et al.*, 2002), dans le cadre de l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau requise par la DCE. Elles ont donc été délimitées en fonction de plusieurs paramètres qui influencent les milieux aquatiques et leur peuplement : géologie (nature des roches), relief (altitude, pente), hydrographie (structure et organisation du réseau) et climat (régime des précipitations et températures maximales, interprétées par rapport à la végétation naturelle). Elles sont constituées de deux niveaux hiérarchiques. « le niveau 1 (HER-1) correspond aux grandes structures géophysiques et climatiques » (22 entités), et « le niveau 2 (HER-2) correspond à des variations régionales à l'intérieur de ces types, ou dans certains cas à des « exceptions typologiques » dans des ensembles par ailleurs beaucoup plus homogènes » (109 entités).

4 Carte des HER de niveau 1 de France métropolitaine.



gué du cas suivant. Faire l'approximation que la contamination est nulle si la molécule n'a pas été détectée peut conduire à sous-estimer la contamination. Si l'indicateur est nul, cela veut dire qu'il n'y a pas eu de contamination ou une contamination trop faible pour être quantifiée.

Nous avons ensuite groupé les données obtenues par quinzaine (premiers quinze jours de chaque mois, et restant du mois).

Utiliser le 90^e centile (exemple sur la figure 5) permet de s'affranchir des valeurs exceptionnellement élevées, tout en permettant de visualiser les contaminations (en général, la médiane est nulle car il y a peu de quantifications). Des essais ont été faits avec d'autres centiles et le 90^e centile a été retenu car il paraissait être le meilleur compromis pour ces deux critères.

On peut également utiliser un indicateur qui est le pourcentage d'analyses où une concentration de la substance supérieure à 0,1 µg/L a été quantifiée. Cet indicateur est préférable au taux de quantification, car il s'affranchit de la variabilité des LQ. Le seuil de 0,1 µg/L a été choisi, car 97,8 % des LQ ou LD renseignées dans la base de données sont inférieures ou égales à ce seuil.

Exemples d'application de la méthode

L'intérêt de l'interprétation à l'échelle des HER va être illustré par quelques exemples.

Variations saisonnières

Pour les molécules présentant de nombreuses quantifications, les courbes de 90^e centile présentent une allure similaire d'une année à l'autre. Par exemple, pour l'isoproturon dans l'HER armoricaine, on met en évidence deux périodes de contaminations (figure 6). L'isoproturon est utilisé pour désherber les céréales. La première période de contaminations, à partir de février, suit les applications de sortie d'hiver. La deuxième période, en novembre et décembre, correspond au désherbage au semis des céréales d'hiver.

Cependant, en plus de cette similarité, ces profils peuvent montrer des différences secondaires d'une année à l'autre, soit lors d'années climatiques particulières (on peut faire l'hypothèse que, dans l'exemple de l'isoproturon, les contaminations observées en 2003 ont été plutôt faibles à cause de la sécheresse), soit par suite de l'évolution des pratiques.

Tendances interannuelles

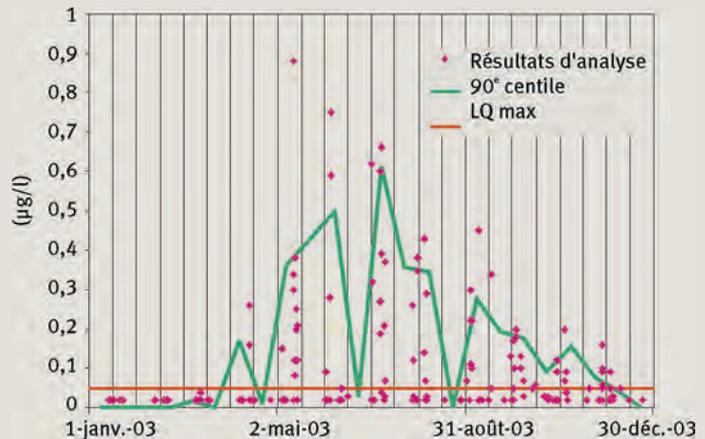
Ainsi, à l'échelle de la France, on constate que l'atrazine présentait une période de contamination assez longue chaque année, d'avril à octobre, avec un maximum en juin-juillet. Cependant, la valeur de ce maximum a baissé depuis 1997 (figure 7). Ceci est cohérent avec les usages de l'atrazine, herbicide homologué sur maïs : dans un premier temps, des réductions de doses et des interdictions locales ont causé une diminution lente des contaminations, jusqu'à fin 2003 où l'atrazine a été totalement interdite. On observe ainsi une nette diminution des détections entre 2003 et 2004, et un bruit de fond depuis.

Variations géographiques

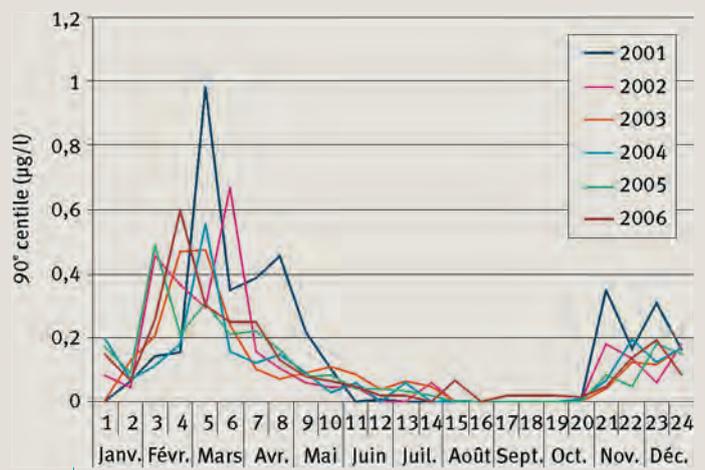
D'une région à l'autre, on peut mettre en évidence des différences de profils de détections : importance des concentrations, étalement, dates des pics...

Nous avons vu que l'isoproturon était détecté dans les eaux de surface surtout au printemps et à la fin de l'automne. Ces périodes sont toutefois décalées entre les régions. Les détections de printemps sont plus tardives en Alsace que dans l'HER armoricaine, alors que celles

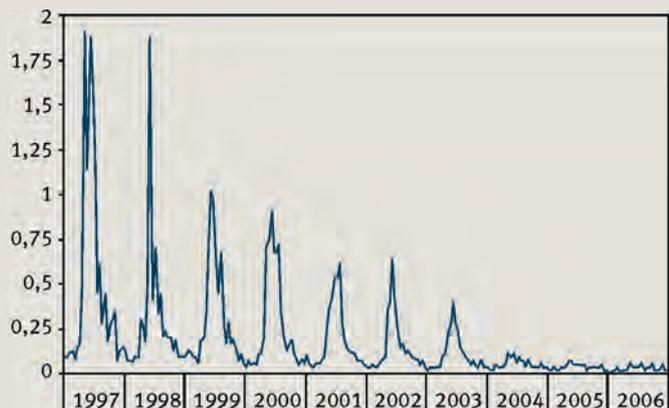
5 Exemple de profil de contamination (90^e centile par quinzaine) pour le diuron dans l'HER Alsace en 2003.



6 Profil de contamination de l'isoproturon dans l'HER armoricaine.



7 Atrazine, France métropolitaine : évolution du 90^e centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse.



► d'automne ont lieu plus tôt et sont plus importantes (figure 8). On observe une situation intermédiaire en Plaine de la Saône (HER 15). Ceci est cohérent avec les différences climatiques : à l'est, la reprise de végétation est plus tardive, et donc les applications d'herbicides aussi, tandis que le semis d'automne est réalisé plus tôt.

Les différences de périodes de contamination peuvent également être dues à des différences d'usages. Par exemple, le diuron (herbicide) est détecté surtout en avril et mai dans les régions viticoles comme l'HER 15 Plaine de la Saône (Beaujolais et Bourgogne), tandis que

dans les autres régions comme l'HER 20 Dépôts argilo-sableux, où le diuron est utilisé en zones non agricoles, le maximum de détection est plus tardif (juin et juillet).

Quant à l'importance des contaminations, elles dépendent logiquement en partie des quantités appliquées. Pour estimer grossièrement ces quantités, nous avons utilisé les surfaces des cultures déclarées par canton lors du recensement général agricole (RGA) réalisé en 2000⁴, en posant comme hypothèses que les surfaces de cultures en 2000 sont représentatives de celles des années 1997 à 2006 et que les doses de substances utilisées sur une culture donnée sont identiques dans toutes les régions.

La figure 9 montre qu'en effet, le pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par HER de l'isoproturon, du 2,4-MCPA et du chlortoluron peut être expliqué en partie (entre 57 et 62 %) par le pourcentage de surface en orge ou blé tendre. Pour une même molécule, la variabilité qui reste inexpliquée peut être due à la méthode et aux données utilisées, aux différences de vulnérabilité des HER vis-à-vis des transferts de pesticides (dues à la pédologie, au climat ou à l'hydrogéologie...), ou à des différences de doses appliquées entre les régions. Il faudrait connaître les quantités réellement appliquées pour écarter la part de variabilité due à ce dernier facteur.

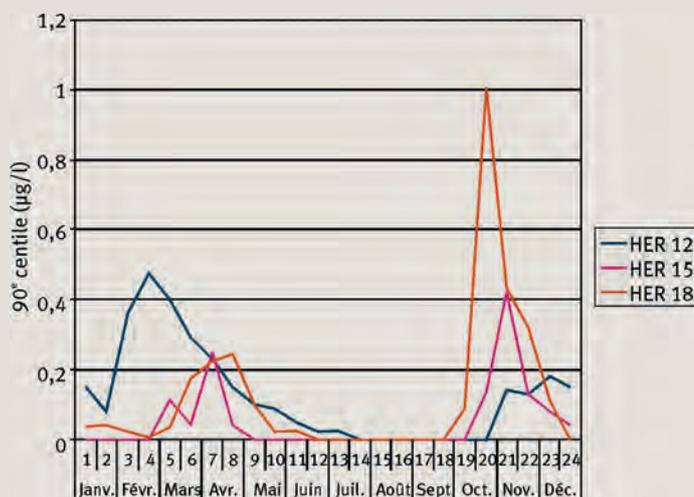
Variabilité entre molécules

On peut constater sur la figure 9 que l'isoproturon présente globalement une contamination plus importante que le chlortoluron, qui lui-même a une contamination plus importante que le 2,4-MCPA.

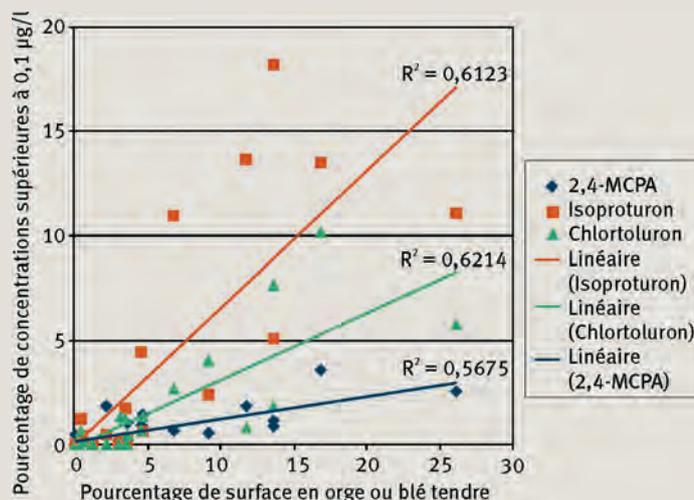
Les différences observées entre ces molécules utilisées sur les mêmes cultures peuvent être dues à des différences de doses ou de propriétés des molécules (comme la demi-vie ou le coefficient d'absorption sur le carbone organique). Des analyses en composantes principales sur le pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par molécule et HER, pour une sélection de 55 substances actives ou métabolites, ont également montré que les contaminations sont effectivement liées à la localisation des cultures cibles, mais elles n'ont pas permis de mettre en évidence de lien entre l'importance des contaminations et les propriétés des molécules. Là encore, il faudrait connaître les quantités appliquées pour dissocier la part qui résulte des différences de doses de celle due aux propriétés des molécules.

4. <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/publications/recensement-agricole-58/>

8 Profil de contamination pour l'isoproturon, de 1997 à 2006 confondus, pour les HER 12 (Armoricain), 15 (Plaine de la Saône) et 18 (Alsace).



9 Pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par HER de 1997 à 2006, pour trois molécules utilisées sur céréales, en fonction du pourcentage de surface de l'HER cultivée en orge ou blé tendre en 2000 (d'après le RGA 2000), et droites de régression linéaire correspondantes.



Applications et évolutions de la méthode

Apports de la méthode pour les politiques publiques

Cette méthode, en permettant de mettre en évidence l'état de la contamination des eaux de surface par les pesticides à partir des données de surveillance, peut fournir une base aux politiques publiques qui nécessitent une connaissance de la contamination.

Surveillance de la contamination

Lors de la demande d'autorisation de mise sur le marché d'un produit phytosanitaire, ou de modification de ses usages, les risques induits par l'utilisation de ce produit sont évalués *a priori*. Notamment, des concentrations

maximales prévisibles dans les eaux sont calculées. La surveillance de la contamination après la mise sur le marché des produits permet de vérifier si l'évaluation du risque a été correcte. Les profils de contamination peuvent ainsi être comparés aux concentrations prévisibles. De même, ils pourraient également être utilisés pour la validation des outils d'évaluation des risques de contamination développés pour le rapportage DCE (outils ARPEGES de l'Onema et Irstea et MERCAT'EAU de Footways).

Le regroupement des données par HER permet d'étudier l'évolution de la contamination d'année en année, ce qui est intéressant pour évaluer l'effet de la mise en place de mesures de gestion du risque (diminution des doses, augmentation des zones non traitées, installation de zones tampons, interdiction de certains usages...).

Enfin, les profils de contamination peuvent être utilisés pour ajuster les plans de surveillance pour les produits déjà retrouvés dans les eaux, en ciblant les périodes où la contamination est la plus élevée. Nous avons vu que l'évaluation de la contamination était très contrainte par la fréquence d'analyses. Un moyen de réduire le risque de ne pas détecter un pic de contamination tout en gardant le même nombre d'analyses, et donc le même coût, serait de concentrer les analyses pendant les périodes où la contamination est le plus susceptible de se produire, soit en choisissant les dates des prélèvements (faisable s'il y a des cultures majoritaires avec des périodes de traitement, et donc d'exportation, privilégiées), soit en sélectionnant les molécules que l'on va analyser dans les prélèvements (inutile en cas d'analyses multi-résidus).

Identification des situations à risque pour les organismes aquatiques ou la santé humaine

Une directive européenne définit le bon état chimique des masses d'eau de surface comme le respect des normes de qualité environnementale (NQE). Ces NQE sont des limites de concentration, de deux types :

- la concertation moyenne de la substance considérée, calculée sur une période d'un an. Cette norme vise à garantir la qualité du milieu aquatique vis-à-vis de l'exposition chronique des organismes ;
- la concentration maximale admissible de la substance, mesurée de manière ponctuelle. Cette seconde norme vise à limiter les pics de pollution et donc l'exposition aiguë des organismes.

Elles sont définies en fonction de l'effet de ces substances sur les organismes aquatiques, les prédateurs supérieurs et la santé humaine. Des NQE ont été fixées au niveau européen pour les substances dites prioritaires et dangereuses, parmi lesquelles figurent treize pesticides ou groupes de pesticides, et au niveau français pour des substances pertinentes dont cinq pesticides.

Une méthode d'interprétation des données telle que le calcul d'un profil de contamination est cohérente avec cette logique de vérifier, d'une part, la qualité à court terme, et d'autre part, la qualité à long terme de l'eau. Elle permet d'identifier, par comparaison entre le profil de contamination et les NQE, les régions où une substance prioritaire ou pertinente peut présenter un risque pour les organismes.

Étude de la chaîne pression-contamination-impact

La caractérisation de la contamination des eaux est nécessaire, d'une part pour l'étude du lien de causalité entre pression phytosanitaire et contamination (et donc exposition des organismes aquatiques), et d'autre part entre exposition des organismes aquatiques et impact sur ces organismes de la pollution.

Une meilleure connaissance du lien entre pression et contamination permettrait notamment d'explicitier l'influence de la vulnérabilité du milieu et des propriétés des molécules (vitesse de dégradation ou capacité d'adsorption, par exemple) sur les transferts de pesticides. Pour cela, il faudrait toutefois disposer de données quantitatives sur l'utilisation des produits phytosanitaires, pour isoler l'influence des autres facteurs. La Banque nationale des ventes de produits phytopharmaceutiques par les distributeurs (BNVD), qui contient les données déclarées par les distributeurs pour le paiement de la redevance pour pollutions diffuses à partir du 1^{er} janvier 2008, pourrait fournir les données nécessaires, sous réserve que la résolution de restitution de ces données soit suffisante. Identifier les paramètres qui jouent le plus sur les transferts vers les eaux de surface permettrait la définition de plans d'actions visant à réduire la contamination, en adaptant les pratiques culturales.

Enfin, après l'étude du lien pression-contamination, il pourrait également être intéressant de faire le lien avec l'impact des molécules sur le milieu aquatique, en comparant la contamination et les données biologiques observées (indice IBGN, par exemple) pour tenter d'établir un lien de cause à effet.

Le Groupe d'experts recherche (GER) de l'axe 3 du plan Ecophyto 2018 a identifié comme besoin de recherche prioritaire l'exploration de la connexion entre usages et risques, notamment par la validation d'indicateurs permettant de décrire la chaîne pratiques-pressions-impacts. La méthode d'évaluation de la contamination par HER peut être utilisée dans cette optique.

Découpage géographique

La méthode a été construite en regroupant les mesures issues de toutes les stations de prélèvement selon un découpage qui *a priori* était adapté, car les facteurs influençant les processus dominant les transferts de pesticides y sont supposés globalement homogènes. La méthode basée sur ce découpage montre des résultats intéressants et cohérents. Cependant, cela ne garantit pas que ce découpage soit le plus adapté. En effet, il peut y avoir des disparités à l'intérieur d'une entité, qui soient masquées par le fait de regrouper les données.

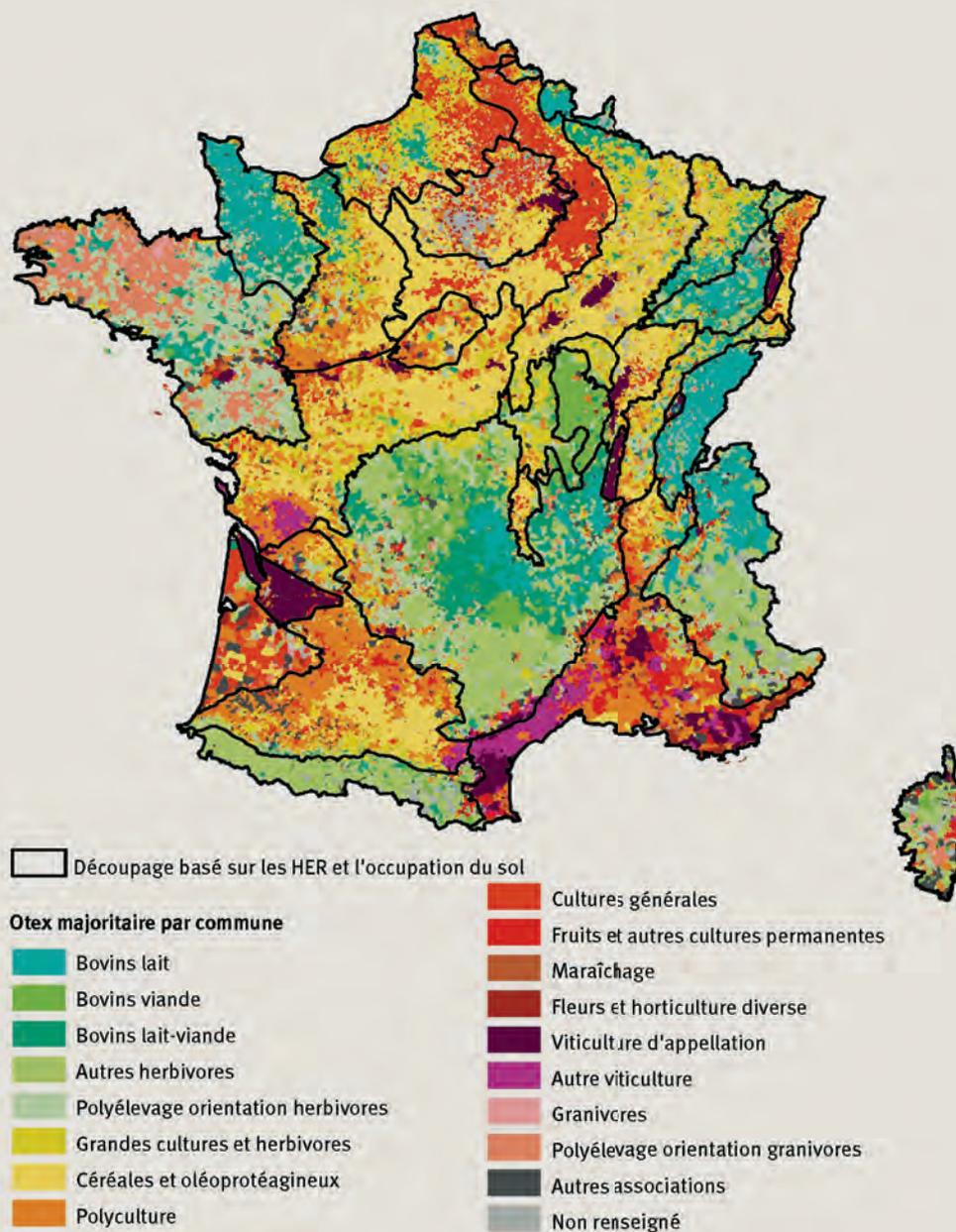
On pourrait notamment essayer des entités plus petites, ou un découpage toujours basé sur les HER, mais modifié pour être mieux adapté à l'occupation du sol. Nous n'avons cependant pas trouvé de méthode adaptée pour comparer la pertinence des différents découpages. Nous avons vu que les données à l'échelle d'une station sont souvent insuffisantes pour comparer les stations les unes aux autres sur la seule base des contaminations observées. Nous avons essayé de mettre en évidence des hétérogénéités à l'intérieur des plus grandes HER pour quelques exemples de molécules, en se basant sur les

► courbes annuelles de 90^e centile. Par exemple, pour l'isoproturon dans l'HER des Tables calcaires, les valeurs du maximum pris par ces courbes entre janvier et juillet chaque année de 1997 à 2006, ainsi que leur intégrale (aire sous la courbe), sont statistiquement différentes entre le Sud (correspondant aux HER de niveau 2 « Charentes Poitou » et « Sud Loire ») et le Nord de l'HER (test de Wilcoxon, p-value < 0,01). Il en est de même pour les maxima et les intégrales de janvier à juillet. Globalement, les contaminations d'isoproturon observées sont donc plus importantes dans le Nord de l'HER des Tables calcaires que dans le Sud. De la même façon, les dates du maximum de 90^e centile d'août à décembre

sont statistiquement différentes entre l'Ouest et l'Est de cette HER (en le découpant selon une ligne) : les contaminations automnales ont lieu plus tôt dans l'Ouest que dans l'Est. Pour l'isoproturon, on peut donc mettre en évidence des disparités à l'intérieur de l'HER Tables calcaires. Cependant, il faudrait refaire le même travail pour toutes les molécules et toutes les régions.

Nous proposons donc en première analyse de se baser sur un découpage par HER de niveau 1 qui semble *a priori* pertinent, tout en gardant la possibilité d'affiner le découpage si on veut étudier plus précisément certaines molécules ou régions pour lesquelles plus de données sont disponibles.

⑩ **Découpage basé sur les HER et l'occupation du sol, et orientation technico-économique des exploitations agricoles (Otex) majoritaire par commune (source des Otex : Agreste, recensement agricole 2000).**



On peut également adapter le découpage selon la thématique que l'on veut étudier. Par exemple, pour étudier le lien entre pression et contamination, il est plus pertinent de tenir compte de l'occupation du sol. Les vignobles, notamment, sont parfois situés à cheval entre deux HER (Beaujolais, Alsace ou Jura, par exemple), alors que ce sont des territoires bien particuliers du point de vue de la pression phytosanitaire et de certains facteurs du milieu (pente et couverture du sol). On peut donc envisager de créer un nouveau découpage basé sur les HER et sur l'occupation du sol (en utilisant les orientations technico-économiques des exploitations agricoles par exemple, figure 10), en restant cohérent avec l'échelle des données à disposition.

Conclusion

L'étude de l'état de la contamination des eaux de surface par les pesticides au niveau d'une station de surveillance est nécessaire pour répondre aux exigences de la DCE. Pour autant, elle n'est pas toujours pertinente pour bien appréhender la contamination et son impact potentiel sur le milieu, ou son évolution, notamment quand la fréquence de prélèvement n'est pas suffisante et/ou que les plans de surveillance (molécules analysées et localisation des stations) sont modifiés au fil du temps. En revanche, regrouper les données sur des entités relativement homogènes du point de vue des processus en jeu dans le devenir des pesticides, comme les hydro-écorégions de niveau 1, et utiliser des descripteurs comme le 90^e centile sur une période donnée, permet de mettre en évidence des profils de contamination annuelle pour une molécule donnée, en fournissant une « courbe enveloppe » de la contamination reçue par le milieu. Dans les exemples étudiés ici, ces profils sont cohérents avec les usages des molécules (cultures cibles ou usages non agricoles, dates d'application, interdictions...), ce qui montre l'intérêt de cette méthode.

Cet outil permet d'évaluer, à l'échelle des HER de niveau 1, l'évolution de la contamination, les périodes où la contamination est maximale et l'ordre de grandeur des concentrations. En conséquence, il permet d'adapter les plans de surveillance, d'identifier les situations à risque pour les organismes aquatiques par comparaison avec les NQE, et de surveiller les effets d'une mesure de réduction du risque. Il peut donc servir au pilotage des intrants dans le cadre du plan Ecophyto 2018. Enfin, cette méthode d'évaluation de l'état de la contamination pourrait être utilisée pour l'étude des liens entre pression et contamination et entre contamination et impact sur les organismes aquatiques.

Elle n'a pas été testée ici pour toutes les substances : pour celles qui sont le moins surveillées, l'échelle des HER est probablement encore trop fine pour appliquer cette méthode. ■

Les auteurs

Christine GAUROY, Véronique GOUY et Nadia CARLUER

Irstea, centre de Lyon, UR MALY
Milieux aquatiques, écologie et pollutions
5 rue de la Doua, CS70077
69626 Villeurbanne Cedex
christine.gauroy@irstea.fr
veronique.gouy@irstea.fr
nadia.carluer@irstea.fr

Remerciements

Nous remercions le SOeS pour nous avoir fourni les données et l'Onema pour le financement de cette étude.

QUELQUES RÉFÉRENCES CLÉS...

- CORPEN, 1999, *Désherbage : éléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires*, CORPEN, groupe PHYTOPRAT.
- IFEN, 2007, *Les pesticides dans les eaux - Données 2005*, 36 p.
- RABIET, M., MARGOUM, C., GOUY, V., CARLUER, N., COQUERY, M., 2010, Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment-Effect of sampling frequency, *Environmental Pollution*, vol. 158, n° 3, p. 737-748.
- SOeS., 2010, *Les pesticides dans les milieux aquatiques, Données 2007*, 48 p.
- WASSON, J.-G., CHANDESRIS, A., PELLA, H., 2002, *Les hydro-écorégions de France métropolitaine, approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés*, Cemagref, 190 p.