

Pesticides: Quel risque pour les eaux?

Les résidus de pesticides sont particulièrement indésirables dans les eaux de surface. Basée sur un seuil de 0,1 µg/l pour chaque pesticide, l'Ordonnance sur la protection des eaux ne tient pas compte des différences de toxicité entre les quelque 450 substances actives actuellement autorisées. Pour remédier à cette lacune, l'EAWAG propose un système d'évaluation du risque basé sur les effets toxiques des pesticides isolés ou en mélange.

Ces dernières années, diverses études ont démontré la présence de nombreux pesticides dans les eaux de surface suisses [1]. Etant donné leur toxicité optimisée pour lutter contre les nuisibles et les adventices, ces pesticides peuvent également représenter un danger pour la faune et la flore du milieu aquatique contaminé.

De manière générale, la contamination des eaux par les pesticides agricoles est saisonnière, les concentrations les plus élevées étant mesurées pendant et après l'application, lors d'événements pluvieux: jusqu'à quelques µg/l peuvent alors être mesurés dans les ruisseaux et les rivières moyennes [2]. La quantité de pesticides entraînés dans le milieu aquatique dépend aussi bien des caractéristiques physico-chimiques des substances polluantes que des caractéristiques locales du terrain sur lequel elles sont appliquées (topographie, pédologie) [2]. Sur les quelque 450 substances actives autorisées en Suisse, une vingtaine, principalement des herbicides, sont réguliè-

ment mesurées dans les eaux de surface (Tab. 1).

Certaines de ces substances sont extrêmement toxiques, d'autres nettement moins. Pour assurer une protection efficace du milieu aquatique, il est donc indispensable d'évaluer de manière aussi réaliste que possible le risque émanant des pesticides, qu'ils soient isolés ou en mélange. Et ce type d'évaluation n'est possible que sur la base d'une quantité conséquente de données sur les effets toxiques des pesticides. Or les méthodes d'évaluation du risque actuellement appliquées se heurtent au problème du manque de données disponi-

bles. Dans le but de développer une méthode d'évaluation du risque aussi fiable que possible, l'EAWAG s'est associé à l'Office fédéral de l'environnement, de la forêt et du paysage (OFEFP) pour mettre au point un système d'évaluation du risque basé sur les effets. Ce système prévoit tout d'abord pour chaque pesticide la détermination d'un critère de qualité individuel à partir des données disponibles sur ses effets toxiques. Ce critère de qualité indique alors la concentration de pesticide qui ne doit pas être dépassée dans un souci de protection des organismes aquatiques. Dans un deuxième temps, les différents critères de qualité basés sur les effets sont utilisés pour l'évaluation du risque en elle-même.

Evaluation traditionnelle du risque

Le risque que représente un pesticide est en général évalué à l'aide de la formule 1 (voir encadré «Formules») [3]:

Utilisation	Produit
Herbicide	2,4-D, atrazine, dicamba, dimefuron, dimethenamid, diuron, ethofumesat, isoproturon, linuron, MCPA, mecoprop, metamitron, metazachlor, metolachlor, napropamide, propachlor, simazine, tebutam, terbuthryn, terbuthylazine et triclopyr
Insecticide	Diazinon et pirimicarb
Fongicide	Metalaxyl, oxadixyl et penconazole

Tab. 1: Près de 20 pesticides sont mesurés régulièrement dans les eaux suisses.

Formules

Formule 1

$$\text{Facteur de risque d'un pesticide} = \text{QR} = \frac{\text{Concentration du pesticide dans l'eau}}{\text{Critère de qualité}} = \frac{\text{MEC}}{\text{Critère de qualité}}$$

Formule 2

$$\text{Facteur de risque d'un pesticide isolé} = \text{QR}_i = \frac{\text{MEC}}{\text{HC5-95\%}}$$

Formule 3

$$\text{Facteur de risque d'un mélange de pesticides} = \text{QR}_m = \sum_{i=1}^n \text{QR}_i = \sum_{i=1}^n \frac{\text{MEC}_i}{\text{HC5-95\%}_i} = \frac{\text{MEC}_1}{\text{HC5-95\%}_1} + \dots + \dots + \frac{\text{MEC}_n}{\text{HC5-95\%}_n}$$

QR = quotient de risque, MEC = voir glossaire, i = substance isolée, m = mélange, n = nombre de pesticides en mélange

Si ce facteur de risque est inférieur à 1, la probabilité que les organismes aquatiques soient perturbés par le pesticide considéré est assez faible. Elle est à l'inverse assez grande s'il est supérieur à 1.

En Suisse, le critère de qualité de 0,1 µg/l défini par l'Ordonnance de 1998 sur la protection des eaux ne permet actuellement pas d'évaluation du risque. Il s'agit en effet d'une valeur fixée arbitrairement pour tous les pesticides, indépendamment de leurs effets individuels.

D'autres pays privilégient déjà la prise en compte de critères de qualité basés sur les effets pour leur évaluation des risques [4-7]. Mais ces critères présentent des points faibles. Le critère de qualité le plus employé actuellement dans cet esprit est la PNEC (voir glossaire). Même si son calcul tient compte de toutes les données disponibles sur les tests de toxicité (EC50 et NOEC, voir glossaire), elle se base sur la valeur la plus faible de l'EC50 ou de la NOEC et se trouve donc accusée à raison de dépendre trop fortement d'une donnée ponctuelle. De plus, dans son concept, la PNEC doit toujours être accompagnée d'un facteur de sécurité (voir glossaire), qui est déterminé arbitrairement.

Depuis quelques années, la concentration HC (voir glossaire) est de plus en plus em-

ployée comme critère de qualité dans l'évaluation du risque [8]. Les HC se calculent à partir du traitement statistique des données de NOEC disponibles dans la littérature (voir encadré «Hazardous Concentration»). Cependant, un des problèmes est que le calcul d'une HC nécessite de nombreuses données, c'est-à-dire qu'une HC fiable ne peut être calculée qu'à partir de 10 valeurs de NOEC. Or, rares sont les pesticides pour lesquels une base de donnée aussi importante est déjà disponible.

Une nouvelle méthode basée sur les effets: des objectifs de qualité solides

Les HC n'en restent pas moins les critères de qualité les plus fiables dont on dispose actuellement. Dans notre étude, nous avons donc établi une méthode qui permet de calculer des HC cohérentes à partir d'un nombre parfois insuffisant de données de NOEC. Afin de tenir compte de l'incertitude de ces valeurs, nous avons choisi d'utiliser la HC5-95% (voir encadré «Hazardous Concentration») comme critère de qualité.

Notre méthode se déroule en trois étapes (Fig. 1):

1. Dans un premier temps, des courbes SSD basées sur les EC50 sont établies pour tous les pesticides du mélange ainsi que pour un

pesticide de référence. Les EC50 sont utilisées à la place des NOEC habituellement employées car leurs valeurs sont beaucoup plus nombreuses dans la littérature. Le pesticide de référence choisi doit avoir été testé de manière aiguë et chronique sur au moins 8 à 10 espèces, et donc suffisamment de NOEC et de EC50 disponibles dans la litté-

«Hazardous Concentration» HC

Les valeurs de HC sont dérivées de courbes dites SSD («Species-Sensitivity-Distribution») [8]. Ces courbes donnent une représentation du pourcentage d'espèces affectées en fonction du logarithme de la NOEC. Dans le cas idéal, la NOEC suit une distribution log-normale, ce qui donne pour les SSD une courbe en S en représentation cumulée. La valeur HC5 s'est établie dans la pratique. Il s'agit de la concentration de pesticide présentant un risque pour 5% des espèces testées ou protégeant 95% des espèces. Un intervalle de confiance peut également être déterminé pour les courbes SSD. Celui-ci est d'autant plus étroit que la quantité et la qualité des données à disposition est bonne. Cet intervalle permet de calculer une valeur HC5-95%. La HC5-95% indique la concentration de pesticide pour laquelle 5% des espèces seront affectées et 95% protégées avec une probabilité de 95%. Concrètement, la HC5-95% est toujours inférieure à la HC5; plus l'intervalle de confiance est étroit, plus les valeurs sont proches [9].

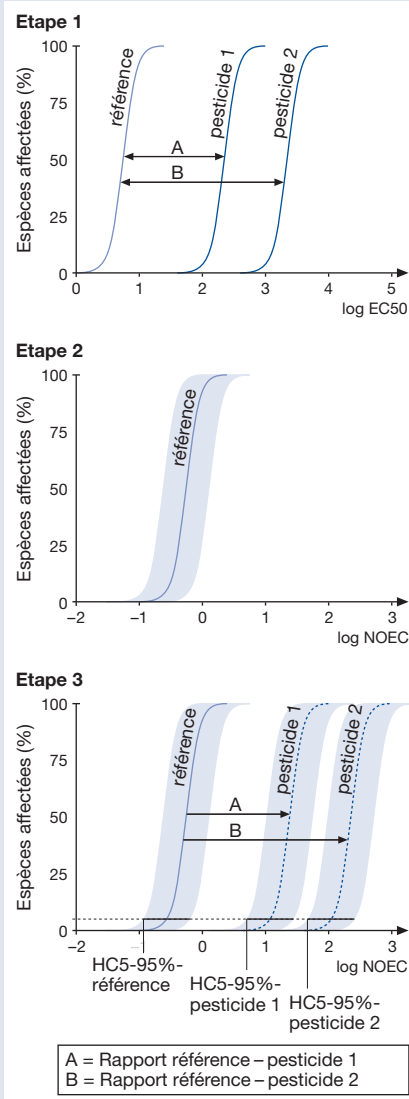
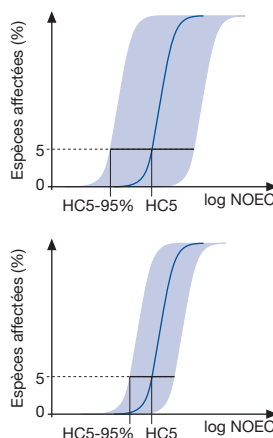


Fig. 1: Les trois étapes de la nouvelle méthode de détermination des HC5-95%. Explications dans le texte.

Glossaire des paramètres d'évaluation du risque

MEC = «Measured Environmental Concentration»; indique la concentration de polluant effectivement mesurée dans le milieu aquatique.

EC50 = «Effect Concentration 50%»; concentration en polluant pour laquelle 50% des organismes exposés à des tests généralement de toxicité aiguë présentent l'effet testé. Il s'agit généralement de la mortalité.

NOEC = «No-Observed-Effect Concentration»; généralement déterminée dans le cadre de tests de toxicité chronique, elle indique la concentration de polluant la plus haute pour laquelle aucun effet n'est observé. Les paramètres mesurés sont généralement la reproduction et la croissance.

PNEC = «Predicted No-Effect Concentration»; déterminée à partir de la EC50 et de la NOEC, elle indique la concentration de polluant pour laquelle aucun effet n'est escompté. La PNEC est calculée sur la base des plus basses EC50 et/ou NOEC auxquelles on applique un facteur de sécurité. Ce facteur est d'autant plus faible que les données de toxicité chronique, donc de NOEC, sont nombreuses et que le nombre de niveaux trophiques testés (niveaux de la chaîne alimentaire) est élevé. Le facteur de sécurité tient compte des incertitudes liées à l'extrapolation d'un nombre limité de données de toxicité déterminées en laboratoire à la toxicité en milieu naturel.

HC = «Hazardous Concentration»; concentration correspondant à un niveau donné de protection de l'écosystème (voir encadré «Hazardous Concentration» dérivée des courbes SSD).

Courbes SSD = «Species Sensitivity Distribution»; représentent le pourcentage d'espèces affectées en fonction de la concentration de polluant (log NOEC) (voir encadré «Hazardous Concentration»).

Un «rapport toxique» est alors calculé entre les courbes SSD-EC50 des différentes substances et celle du pesticide de référence.

2. Dans un deuxième temps, la courbe de SSD basée cette fois-ci sur les NOEC est établie pour la substance de référence.

3. Dans un troisième temps, les courbes SSD-NOEC des autres substances sont construites sur la base de la courbe SSD-NOEC de la substance de référence et du rapport toxique. La HC5-95% peut ensuite être déduite des nouvelles courbes SSD-NOEC pour chaque substance.

Cette méthode n'est cependant applicable que si les deux hypothèses suivantes sont vérifiées:

- Les pesticides ayant des modes d'action similaires doivent avoir des courbes SSD parallèles (pour les EC50 et les NOEC).

- Le rapport toxique doit rester le même entre les courbes SSD-EC50 et les courbes SSD-NOEC.

Etant donné que les études sur les courbes SSD sont assez récentes, on dispose encore d'assez peu d'informations pour juger du bien fondé de ces hypothèses. Cependant, une comparaison des premières courbes SSD-NOEC construites avec les données de la littérature plaide en leur faveur.

Les valeurs des HC5-95% doivent cependant être corrigées si de nouvelles données de toxicité deviennent disponibles. Plus la quantité de données sur laquelle elle est basée est importante, plus la HC livre une indication fiable sur le pesticide correspondant.

Quelle démarche adopter?

Grâce à notre méthode, il sera désormais possible de déterminer des HC5-95% ro-

bustes et cohérentes. Nous proposons donc d'adopter la démarche suivante:

- Remplacer le critère de qualité général de 0,1 µg/l fixé par l'Ordonnance sur la protection des eaux par des valeurs individuelles de HC5-95%.

- Utiliser les valeurs individuelles de HC5-95% définies pour chaque pesticide comme critères de qualité dans l'évaluation du risque des substances isolées (voir formule 2 dans l'encadré «Formules»);

- Utiliser les valeurs de HC5-95% dans l'évaluation du risque des mélanges de pesticides. Il doit cependant toujours s'agir de mélanges de pesticides ayant des modes d'action similaires. C'est uniquement dans ce cas, en effet, que la théorie d'additivité des concentrations est applicable. Cette théorie assume que les concentrations des substances ayant des modes d'action similaires peuvent être additionnées, pondérées par leur toxicité [10], ce qui permet de calculer le risque par la formule 3 (voir encadré «Formules»)

Exemple: évaluation du risque de 5 herbicides

La méthode décrite ci-dessus a été utilisée pour estimer le risque d'un mélange de pesticides dans la rivière Aa Mönchaltorf dans le canton de Zurich. Ce mélange est constitué de 5 herbicides inhibiteurs de la photosynthèse agissant au niveau du photosystème II. Bien qu'ils n'aient pas exactement le même site d'action [11], ils peuvent être considérés comme additifs [Chèvre et al., en cours de publication]. L'atrazine a été choisie comme pesticide de référence. Seuls les tests de toxicité sur les producteurs primaires aquatiques (algues et plantes aquatiques) ont été utilisés pour

construire les courbes SSD du fait que ce sont les plus sensibles à ce type de polluant. La figure 2A montre une classification des 5 pesticides sur la base des courbes SSD-EC50. Le diuron s'avère être l'herbicide le plus toxique, suivi de l'isoproturon et de la terbutylazine, puis de l'atrazine et enfin de la simazine. La figure 2B montre la translation des courbes SSD-EC50 aux courbes SSD-NOEC telle qu'elle est prévue dans l'étape 3 de la méthode.

Le risque que ce mélange de pesticides perturbe le milieu aquatique est parfois nettement supérieur à 1 au printemps (mars à mai) (Fig. 3A). Si ce risque est décomposé en fonction des différents pesticides du mélange, on peut observer deux phénomè-

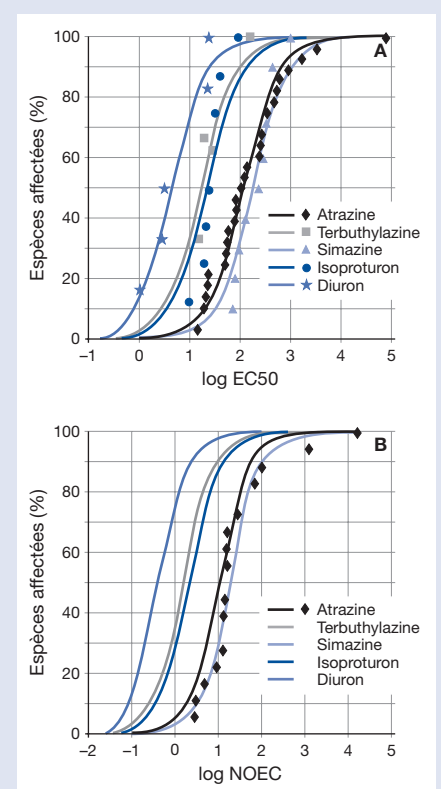


Fig. 2: Valeurs individuelles de HC5-95% déterminées pour 5 pesticides en mélange à l'aide de la nouvelle méthode. Des courbes SSD ont été tout d'abord établies à partir des données de EC50 (A), puis ont été utilisées pour construire les courbes SSD-NOEC correspondantes (B).

culture dans le bassin versant étudié. Pendant les périodes d'application agricole des autres pesticides, on observe donc un cumul des risques liés à la pollution de base et à la pollution agricole.

Nos résultats montrent à quel point il est important d'adopter une gestion globale des sources de pollution en pesticides.

Perspectives

La méthode proposée est actuellement utilisée pour calculer de nouveaux critères de qualité pour les herbicides les plus fréquemment mesurés dans l'eau (triazines, phénylurés, chloroacétinilides) ainsi que pour un groupe d'insecticides, les organophosphates, dont le diazinon est un représentant régulièrement mesuré dans les eaux. D'autres groupes de pesticides devraient suivre prochainement.

Enfin, par souci d'homogénéité, il est impératif de déterminer certaines règles pour l'échantillonnage des pesticides. La définition de ces règles, ainsi que la détermination des points d'échantillonnage font partie d'un projet parallèle à celui présenté ici. Les résultats de ces deux projets devraient servir de base pour une révision de l'Ordonnance sur la protection des eaux.



Nathalie Chèvre, ingénieure en environnement et écotoxicologue, dirige le groupe «Concept modulaire gradué et critères de qualité pour les pesticides» au sein du département «Toxicologie environnementale». Le groupe travaille également sur le développement du module écotoxicologie inclus dans le concept modulaire gradué.

Coauteur: Beate Escher

nes. Premièrement, des herbicides qui ne sont pas appliqués à la même période peuvent tout à fait présenter des périodes de chevauchement au niveau de leur risque individuel dans les cours d'eau. C'est le cas pour l'isoproturon et l'atrazine qui sont appliqués respectivement en mars-avril et en mai-juin mais qui présentent un chevauchement du risque en mai (Fig. 3A). Deuxièmement, certains herbicides ne contaminent pas les cours d'eau uniquement autour

de leur période d'application, mais sont mesurés tout au long de l'année. Ils représentent donc une pollution de base auquel vient s'ajouter le risque d'autres herbicides. C'est le cas dans notre étude du diuron, qui sert non seulement de pesticide mais aussi de conservateur dans les peintures. Le diuron est probablement lessivé en continu des façades urbaines et entraîné dans les cours d'eau (Fig. 3B). Le diuron, appliqué dans les vignobles, n'est pas appliqué pour l'agri-

- [1] Chèvre N. (2003): Risikobeurteilung von Pestiziden in Schweizer Oberflächengewässern. Gas Wasser Abwasser 12, 906–917.
- [2] Leu C. (2003): Sources, processes and factors determining the losses of atrazine, dimethenamid and metolachlor to surface waters: A simultaneous assessment in six agricultural catchments. Dissertation, ETH Zürich, 89 S.
- [3] European Commission (2003): Technical guidance document on risk assessment. TGD Part II, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission, Ispra, Italy, 329 p.
- [4] Roussel P. (1999): Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Rapport de présentation SEQ-Eau. Agence de l'eau Loire-Bretagne, 59 p.
- [5] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA (1998): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. LAWA, Berlin, Band III, 12 p.
- [6] Ministère de l'environnement (2001): Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction du suivi de l'environnement, Ministère de l'environnement, Québec, 430 p.
- [7] Commenttijn T., Sijm D., de Bruijn J., van den Hoop M., van Leeuwen K., van de Plassche E. (2000): Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. Journal of Environmental Management 58, 297–312.
- [8] Posthuma L., Suter G.W.I., Traas T.P. (2002): Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, Lewis Publishers, 587 p.
- [9] Aldenberg T., Slob W. (1993): Confidence limits of hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. Ecotoxicology and Environmental Safety 25, 48–63.
- [10] Backhaus T., Altenburger R., Arrhenius Å., Blanck H., Faust M., Finizio A., Gramatica P., Grote M., Junghans M., Meyer W., Pavan M., Porsbring T., Scholze M., Todeschini R., Vighi M., Walter H., Grimme L.H. (2003): The BEAM-project: prediction and assessment of mixture toxicities in the aquatic environment. Continental Shelf Research 23, 1757–1769.
- [11] Peterson D.E., Thompson, C.R., Regehr, D.L., Al-Khatib, K. (2001): Herbicide mode of action. Kansas State University, 24 p. <http://www.oznet.ksu.edu/library/crpsl2/samplers/C715.asp>

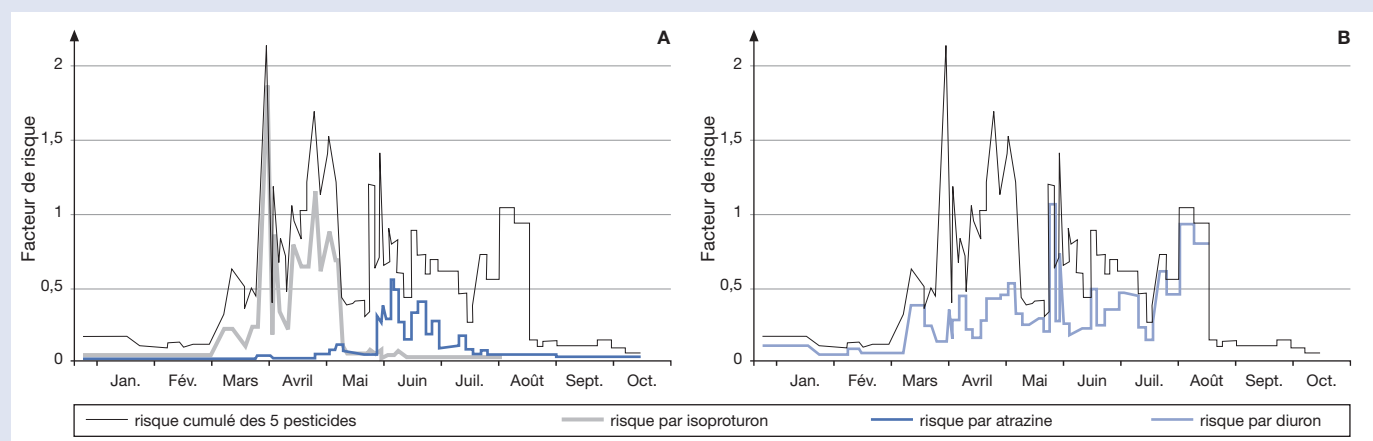


Fig. 3: Evaluation du risque de cinq pesticides en mélange.