# ÉCOTOXICITÉ DES SÉDIMENTS DE RUISSEAUX

## LES PESTICIDES PRÉSENTS DANS LES SÉDIMENTS ONT DES EFFETS SUR LES ORGANISMES BENTHIQUES

**Les risques que présentent les sédiments contaminés pour les écosystèmes aquatiques peuvent passer inaperçus s'ils ne sont pas pris en considération dans le suivi de la qualité des masses d'eau. Une approche intégrée de l'évaluation de la qualité des sédiments a été appliquée dans cinq petits cours d'eau drainant des bassins versants sous l'influence d'une agriculture intensive.**

*M. Carmen Casado-Martinez*; Anke Schneeweiss, Centre Ecotox*
*Christina Thiemann, Centre Ecotox; Nathalie Dubois, Eawag*
*Marina Pintado-Herrera; Pablo A. Lara-Martin, University of Cadiz, Spain*
*Benoît J. D. Ferrari; Inge Werner, Centre Ecotox*

### ZUSAMMENFASSUNG

**ÖKOTOXIKOLOGISCHE AUSWIRKUNGEN VON PESTIZIDEN AUF DIE SEDIMENTE VON FÜNF KLEINEN FLIESSGEWÄSSERN**

Während acht Monaten wurden im Jahr 2017 die Sedimente von fünf kleinen Fliessgewässern aus stark landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten untersucht. Während der gesamten Landwirtschaftssaison von März bis Oktober wurden monatlich Proben erhoben und im Labor anhand einer Serie von Standardversuchen mit sensiblen wirbellosen Kleinlebewesen (Muschelkrebse, Zuckmückenlarven und Nematoden) getestet. Zudem wurden die Partikelgrössenverteilung, der organische Kohlenstoffgehalt sowie die Konzentrationen verschiedener Pestizide, polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, polychlorierter Biphenyle und einiger Metalle bestimmt.

Für mehrere Pestizide wurden die bestehenden Wirkungsschwellenwerte überschritten, was auf eine Verschlechterung der Sedimentqualität hindeutet. Zudem wurden in den Toxizitätsversuchen für alle Standorte Auswirkungen auf die benthischen wirbellosen Tiere beobachtet. Das Organophosphat-Insektizid Chlorpyrifos und das Pyrethroid-Insektizid Cypermethrin wurden als die am meisten Besorgnis erregenden Substanzen identifiziert.

### INTRODUCTION

Les micropolluants provenant de sources diffuses ont été identifiés comme un danger potentiel pour l'environnement aquatique, particulièrement dans les cours d'eau de petite et moyenne taille [1–2]. Parmi eux, les pesticides utilisés en agriculture (produits phytosanitaires) constituent la classe de substances la plus préoccupante pour les petits cours d'eau dont les bassins versants sont dominés par l'utilisation agricole des sols [1]. En Suisse, trois études NAWA SPEZ menées en 2012, 2015 et 2017 pour évaluer la qualité des eaux de surface dans les cours d'eau de petite et moyenne taille à bassin versant agricole intensif ont montré que les concentrations de pesticides avaient dépassé les critères de qualité pour la période étudiée [3–5]. Selon leurs propriétés physico-chimiques (faible solubilité dans l'eau, $\log K_{OW} \geq 3$), les pesticides peuvent se déposer dans les sédiments où des organismes benthiques sont alors exposés et potentiellement affectés [6]. Mais peu d'informations existent sur leurs concentrations et leurs effets toxiques dans les sédiments des eaux de surface en Suisse.

Les sédiments font partie intégrante des écosystèmes aquatiques. Ils servent d'habitat à de nombreux organismes aquatiques et fournissent d'importantes fonctions et services éco-

** Contact: carmen.casado@centreecotox.ch*

logiques [7]. Cependant, ils représentent aussi un puits pour divers contaminants, y compris les nutriments, les métaux et les polluants organiques persistants. Les contaminants associés aux sédiments peuvent avoir des effets néfastes sur les organismes benthiques et nuire aux fonctions critiques que les sédiments fournissent [8].

En 2017, une étude NAWA SPEZ a été menée afin de mieux comprendre la présence et les risques environnementaux des pesticides dans les petits cours d'eau de Suisse [5, 9] en combinant des mesures chimiques et des bioessais. Parallèlement, la qualité des sédiments a été évaluée dans des échantillons provenant des mêmes sites sur une fréquence mensuelle entre mars et octobre. Des essais standards de toxicité des sédiments effectués en laboratoire ont permis de mesurer les effets létaux et sublétaux (croissance et reproduction) chez les ostracodes *(Heterocypris incongruens)*, les larves de chironomes *(Chironomus riparius)* et les nématodes *(Caenorhabditis elegans)*. Les analyses chimiques ont permis de quantifier les concentrations de métaux et d'un total de 97 composés organiques, dont plusieurs hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), biphényles polychlorés (PCB) et pesticides. Les résultats des essais de toxicité ont été comparés aux évaluations de la qualité des sédiments basées sur les résultats d'analyse des HAP, des PCB, des métaux et des pesticides et sur les seuils d'effet disponibles. Les contaminants les plus préoccupants ont alors été identifiés. Les substances pour lesquelles des seuils d'effet n'étaient pas disponibles n'ont pas été incluses dans l'évaluation.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### SITES D'ÉTUDE

L'étude a été menée dans cinq petits cours d'eau dont le bassin versant s'étend de 0,9 à 6,7 km$^2$: Le Bainoz FR, Chrümmlisbach BE, Weierbach BL, Hoobach SH et Eschelisbach TG. Les informations concernant l'échantillonnage sont détaillées dans [5]. Les bassins versants des sites étudiés sont dominés par l'agriculture et ne contiennent aucun rejet d'eaux usées ni aucun débordement d'égout du réseau unitaire. L'agriculture représente 29 à 64% du bassin versant, y compris les cultures intensives utilisant des produits phytosanitaires, telles que les fruits et les baies (Eschelisbach), les vignes (Hoobach) et les légumes (Weiersbach). La proportion des agglomérations dans les bassins versants est faible à modérée, avec des proportions allant de 0% (Hoobach et Eschelisbach) à 14% (Weierbach). Selon les mesures des traceurs d'eaux usées, il est supposé que les résidus de pesticides proviennent presque exclusivement de sources agricoles [5].

Les conditions hydrologiques dans les cours d'eaux sont également différentes en termes de morphologie, de topographie et de pluviosité. Le Bainoz et l'Eschelisbach sont les cours d'eau les plus naturels, avec des méandres, des débits forts et turbulents et d'autres zones à débit plus restreint et avec des zones de dépôt. Le Chrümmlisbach et le Weierbach sont des canaux plus artificiels et linéaires caractérisés par de faibles débits. Cependant, le Chrümmlisbach a un lit de rivière naturel avec une couche profonde de substrat fin. La section du Weierbach qui a été étudiée est canalisée artificiellement avec un demi-tuyau en béton, où les matières en suspension se déposent pendant les périodes de faible débit, et peuvent être remobilisées lors d'évènements pluvieux. Quant au Hoobach, il possède un bassin qui fonctionne comme un piège à matières en suspension dans le système. Pour chaque site, une section avec suffisamment de dépôts sédimentaires a été sélectionnée en aval du site d'échantillonnage de la campagne NAWA SPEZ. Au Hoobach, des échantillons de sédiments ont été prélevés directement dans le bassin car les sédiments déposés dans le canal de sortie ne permettaient pas de fournir un volume suffisant pour faire les analyses.

### ÉCHANTILLONNAGE

L'échantillonnage a eu lieu toutes les cinq semaines, du 30–31 mars au 24–25 octobre, sur tous les sites, sauf au Weierbach, où aucun sédiment n'a pu être prélevé en août et octobre en raison de périodes de sécheresse. L'intervalle de 5 semaines entre les prélèvements a été choisi pour des raisons pratiques: maximiser la pé-riode de suivi et permettre la réalisation de tests de toxicité en laboratoire entre deux prélèvements consécutifs.

Des échantillons de sédiments (environ 1,5 l) ont été prélevés jusqu'à une profondeur de 2 à 5 cm à l'aide d'une pelle en plastique, puis homogénéisés et tamisés à travers un tamis métallique de vide de maille de 2 mm sur le terrain *(fig. 1)*.

Des sous-échantillons de 500 ml ont été prélevés immédiatement pour l'analyse chimique des polluants organiques et placés dans des flacons en verre préalablement calcinés et protégés de la lumière.

*Fig. 1 Échantillonnage des sédiments: les sédiments du fond ont été recueillis jusqu'à une profondeur de 2 à 5 cm avec une pelle en plastique. Plusieurs pelles ont été prélevées pour atteindre environ 1,5 l. L'échantillon composite a été homogénéisé et tamisé à travers un tamis de vide de maille de 2 mm sur le terrain.*

| Espèce test | Groupe | Standard | Critère d'effet suivi | Seuil de toxicité [a] |
|---|---|---|---|---|
| ***Heterocypris incongruens*** | Crustacé, ostracode | ISO 14371 [10] | Croissance<br>Mortalité | 35% [26]<br>20% [26] |
| ***Chironomus riparius*** | Insecte, chironome | AFNOR 90-339 [11] | Émergence | 32% [27] |
| ***Caenorhabditis elegans*** | Ver, nématode | ISO 10872 [12] | Croissance<br>Reproduction | 25% [28]<br>50% [28] |

[a] Les seuils de toxicité sont utilisés pour classer les échantillons comme toxiques ou non toxiques et calculer le quotient d'effet (QE).

*Tab. 1 Tests de contact avec les sédiments effectués.*

| | Catégorie 1 | Catégorie 2 | Catégorie 3 |
|---|---|---|---|
| **Quotient d'Effet (QE)** | QE < 1<br>(pas d'effet) | QE = 1–2 ou réduction de la reproduction des nématodes < 80% (effet moyen) | QE > 2 ou réduction de la reproduction des nématodes ⩾ 80% (effet sévère) |

*Tab. 2 Catégorisation des échantillons selon le degré de toxicité (QE) pour chaque bioessai.*

| Classification | Polluants classiques | Pesticides | Toxicité |
|---|---|---|---|
| Très bonne | | somme-TEBQ < 0,1 | |
| Bonne | m-PECQ < 0,5 | 0,1 ⩽ somme-TEBQ < 1 | tous les essais dans la catégorie 1 |
| Modérée | | 1 ⩽ somme-TEBQ < 2 | un essai dans la catégorie 2 mais aucun dans la catégorie 3 |
| Médiocre | | 2 ⩽ somme-TEBQ < 10 | deux essais dans la catégorie 2 et aucun dans la catégorie 3 |
| Mauvaise | m-PECQ ⩾ 0,5 | somme-TEBQ ⩾ 10 | au moins un essai dans la catégorie 3 ou les trois essais dans la catégorie 2 |

*Tab. 3 Système d'évaluation de la qualité des sédiments.*

Ces échantillons ont été transportés à 4 °C, conservés à –20 °C à leur réception au laboratoire, puis lyophilisés. Les échantillons restants ont été transportés et conservés à 4 °C dans l'obscurité. Les sédiments ont de nouveau été homogénéisés et un sous-échantillon de 20 g a été conservé dans le réfrigérateur pour les analyses granulométriques. Un autre sous-échantillon (environ 100 g) a été séché à 40 °C dans une boîte de Pétri en verre pour l'analyse ultérieure du carbone organique total et des métaux. Le reste des sédiments (environ 750 ml) a été utilisé pour les essais de toxicité dans les deux semaines suivant la date de l'échantillonnage.

## BIOESSAIS ÉCOTOXICOLOGIQUES

La batterie de bioessais standards choisie comprenait trois essais de toxicité dans les sédiments avec des organismes benthiques. En mars et mai, des échantillons de sédiments ont été testés à l'aide de l'ostracode *H. incongruens* [10] et des larves de chironomes *C. riparius* [11]. De juin à octobre, la batterie de bioessais a été complétée par le nématode *C. elegans* [12] *(tab. 1)*. Cette batterie de tests comprend des espèces représentant différents traits de vie (e. g. croissance, reproduction, habitudes alimentaires) ainsi que différentes sensibilités aux substances chimiques et aux échantillons environnementaux [13–15]. Les critères d'effet suivis comprennent des effets aigus et chroniques: survie (ostracodes), croissance (ostracodes et nématodes), reproduction (nématodes) et émergence (chironomes). La toxicité d'un échantillon de sédiments est déterminée par des seuils de toxicité qui tiennent compte de la variabilité biologique naturelle dans une vaste gamme de sédiments de référence *(tab. 1)*. La croissance des ostracodes n'a été mesurée que quand le taux de mortalité était inférieur à 30% [10]. Pour une comparaison entre les bioessais, l'effet moyen (%) de chaque critère d'effet a ensuite été converti en un «quotient d'effet» (QE) en le divisant par son seuil de toxicité (%). Par exemple, un taux de mortalité des ostracodes de 50% divisé par 20% donne un QE = 2,5. Les échantillons avec un quotient d'effet ≥ 1 sont toxiques, et plus le QE est élevé, plus l'échantillon est toxique. Le QE a été utilisé pour classer les échantillons selon la sévérité des effets mesurés pour chaque bioessai *(tab. 2)*.

Les échantillons de sédiments ont ensuite été classés en 4 classes de toxicité inspirées de [15] en fonction du nombre de bioessais avec toxicité *(tab. 3)*: Classe I (vert) pour les échantillons avec tous les essais dans la catégorie 1; classe II (jaune) quand un essai est dans la catégorie 2 mais aucun dans la catégorie 3; classe III (orange) avec deux essais dans la catégorie 2 et aucun dans la catégorie 3; classe IV (rouge) quand au moins un essai est dans la catégorie 3 ou les trois essais sont en catégorie 2.

## CARACTÉRISATION PHYSICOCHIMIQUE

L'analyse de la composition granulométrique a été effectuée sur des échantillons tamisés à 2 mm [16]. Les analyses de la teneur totale en carbone, en carbone inorganique et en carbone organique total ont été effectuées sur des échantillons pré-séchés en utilisant la technique de combustion d'échantillons solides avec un Shimadzu TOC-V. Le pourcentage moyen de sédiments fins < 63 µm (somme des fractions limoneuses et argileuses; moyenne ± écart-type) variait de 40 ± 5% à l'Eschelisbach à 64 ± 7 et 61 ± 5% au Weierbach et au Chrümmlisbach. La teneur totale en carbone organique (COT) variait de 2,4 ± 0,9% à l'Eschelisbach à 4,5 ± 0,6% et 4,5 ± 0,5% au Hoobach et au Weierbach *(tab. 4)*.

Les métaux ont été quantifiés par spectrométrie d'émission optique à plasma à couplage inductif simultané (ICP-OES) après digestion à l'eau régale dans un four à micro-ondes. Les substances organiques ont été analysées par chromatographie en phase gazeuse par spectrométrie de masse en tandem (GC-MS/MS) après extraction et purification des échantillons par extraction liquide sous pression selon *Pintado-Herrera et al.* [17].

| | COT [%] | Fins [%] | Cr [mg/kg ps] | Ni [mg/kg ps] | Cu [mg/kg ps] | Zn [mg/kg ps] | Cd [mg/kg ps] | Pb [mg/kg ps] | HAP [mg/kg ps] | PCB [ng/g ps] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Le Bainoz** | | | | | | | | | | |
| Moyenne | 2,6 | 47 | 39,2 | 17,7 | 14,3 | 59,7 | 0,16 | 11,5 | 1,08 | 0,59 |
| (±Écart type) | (±0,8) | (±8) | (±10,1) | (±1,8) | (±2,4) | (±8,7) | (±0,02) | (±1,9) | (±0,8) | (±0,81) |
| Min-Max | 1,1–3,5 | 31–54 | 26,5–52,9 | 14,9–19,8 | 10,4–17,7 | 43,9–72,2 | 0,12–0,19 | 8,8–15,1 | 0,039–2,15 | <LD–2,09 |
| **Chrümmlisbach** | | | | | | | | | | |
| Moyenne | 2,9 | 61 | 37,9 | 22,4 | 23,7 | 116,2 | 0,31 | 16,9 | 2,7 | 0,51 |
| (±Écart type) | (±0,6) | (±5) | (±1,9) | (±1,9) | (±2,9) | (±20,2) | (±0,04) | (±1,4) | (±2,1) | (±0,17) |
| Min-Max | 2,2–3,6 | 51–66 | 34,4–40,1 | 19,3–24,2 | 19–26,6 | 84,1–133,6 | 0,26–0,35 | 14,7–18,5 | 0,46–5,4 | 0,31–0,73 |
| **Weierbach** | | | | | | | | | | |
| Moyenne | 4,5 | 64 | 63,1 | 41,9 | 38 | 152,5 | 0,41 | 35,1 | 17,3 | 3,71 |
| (±Écart type) | (±0,5) | (±7) | (±25,6) | (±15,9) | (±12,4) | (±44,4) | (±0,13) | (±14,2) | (±10,8) | (±2,56) |
| Min-Max | 4,0–5,2 | 58–74 | 50,3–108,8 | 33,9–70,3 | 27,9–59,5 | 114,9–229,2 | 0,34–0,64 | 27,7–60,4 | 4,9–33,1 | 0,79–4,03 |
| **Hoobach** | | | | | | | | | | |
| Moyenne | 4,5 | 48 | 31,6 | 21,9 | 60,6 | 62,2 | 0,16 | 15,1 | 3,6 | 1,11 |
| (±Écart type) | (±0,6) | (±3) | (±6,5) | (±3,4) | (±9,3) | (±22,5) | (±0,04) | (±2,8) | (±3,1) | (±1,04) |
| Min-Max | 3,9–5,3 | 44–53 | 26,6–43,2 | 19,2–27,4 | 44,4–70,8 | 40,1–104,8 | 0,13–0,22 | 12,1–20,0 | 1–9,2 | 0,35–2,69 |
| **Eschelisbach** | | | | | | | | | | |
| Moyenne | 2,4 | 40 | 24,0 | 16,3 | 16 | 69,8 | 0,2 | 10,7 | 1,3 | 0,69 |
| (±Écart type) | (±0,9) | (±5) | (±8,8) | (±2,9) | (±4,8) | (±19,7) | (±0,04) | (±2,5) | (±1,2) | (±0,53) |
| Min-Max | 1,7–4,1 | 33–47 | 16,4–41,7 | 13,9–22,0 | 10,9–25,3 | 46,7–106,7 | 0,16–0,27 | 7,9–15,4 | 0,4–4 | <LD–1,47 |
| **TEC** | | | 43,4 | 22,7 | 31,6 | 121 | 0,99 | 35,8 | 1,61 | 59,8 |
| **PEC** | | | 111 | 48,6 | 149 | 459 | 4,98 | 128 | 22,8 | 676 |

*Tab. 4 Propriétés des sédiments et concentrations (non normalisées) des contaminants classiques (des sédiments). LD: limite de détection [17].*

Au total, 51 des 97 composés cibles ont été détectés et quantifiés. Nous présentons ici les résultats pour les pesticides (p,p'-DDD, p,p'-DDE, bifenthrine, chlorpyrifos, perméthrine (somme des isomères *cis* et *trans*), cyperméthrine (I, II, III, IV) et terbuthylazine), métaux, HAP (somme des acénaphtène, acénaphthylène et anthracène, benz(a)anthracène, benzo(b)-fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(ghi)perylène, chrysène, dibenz-(ah)anthracène, fluoranthène, fluorène, indéno(123cd)pyrène, naphtalène, phénanthrène, pyrène, benzo(a)pyrène) et PCB (somme des PCB52, PCB138, PCB153 et PCB180). Toutes les concentrations sont exprimées en poids sec (ps).

### ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS

À ce jour, il n'existe pas de méthodologie harmonisée pour évaluer la qualité des sédiments. Les concentrations de contaminants mesurées dans l'environnement ont donc été étudiées pour identifier leur toxicité ou leur risque potentiel à l'aide des valeurs seuils indiquées dans la littérature [18–19]. Ces seuils ont été établis à l'aide de méthodes diverses pour différents groupes de composés *(*voir *l'encadré 1, tab. 5)*.

Pour comparer avec les seuils de qualité correspondants, les concentrations des composés organiques dans les sédiments ont été normalisées par le COT, car ce dernier est considéré comme le facteur clé qui détermine la biodisponibilité [19]. Pour l'évaluation des mélanges, deux paramètres différents ont été dérivés: le quotient PEC moyen (m-PECQ) pour les HAP, les PCB et les métaux (appelés désormais «polluants classiques»), et la somme des quotients TEB (somme-TEBQ) pour les pesticides *(tab. 3)*. Bien que le m-PECQ ait été validé sur le terrain et soit largement utilisé dans les évaluations de la qualité des sédiments [18], la somme-TEBQ est uniquement basée sur le modèle d'addition utilisé dans l'évaluation des risques [19] et nécessite une validation plus approfondie avant son utilisation pour les sédiments. Le m-PECQ et la somme-TEBQ ne sont pas comparables de manière directe.

| Seuil | Interprétation | Substances | Basé sur |
|---|---|---|---|
| **TEC** | Aucun effet toxique sur la communauté d'invertébrés benthiques à des concentrations < TEC | HAP, PCB, DDT et dérivés, métaux | Consensus entre les différentes approches, y compris les données de terrain sur les communautés de macroinvertébrés et les concentrations chimiques. |
| **PEC** | Effet toxique probable sur la communauté d'invertébrés aux valeurs > PEC | | |
| **TEB** | Seuil des effets toxiques chez les espèces benthiques sensibles | Pesticides | Tests de toxicité en laboratoire avec des sédiments dopés. |
| **LEB** | Effets probables chez les espèces benthiques sensibles | | |

*Tab. 5 Seuils d'évaluation de la qualité des sédiments.*

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### TOXICITÉ POUR LES ESPÈCES BENTHIQUES SENSIBLES

Les sédiments de tous les sites ont montré une toxicité pour au moins une des espèces testées à plusieurs sessions d'échantillonnage *(fig. 2)*. Dans l'ensemble, les résultats des ostracodes et des chironomes ont montré des profils de toxicité similaires, les ostracodes étant plus sensibles que les chironomes et les nématodes. Les sédiments provenant de l'Eschelisbach et du Weierbach étaient plus toxiques que ceux du Hoobach, du Bainoz et du Chrümmlisbach. Les sédiments de l'Eschelisbach étaient toxiques pour les ostracodes tout au long de la saison (mars–octobre), sauf en septembre, et toxiques pour les chironomes en juillet et octobre. Sur ce site, la toxicité des ostracodes a fortement augmenté de mars à mai et a légèrement diminué au cours des mois suivants, tout en restant à des niveaux bien supérieurs au seuil de toxicité. Les sédiments du Weierbach ont montré la toxicité la plus élevée en mars, avec des niveaux de toxicité pour les ostracodes et les chironomes similaires à ceux observés à l'Eschelisbach, et sont restés toxiques pour les ostracodes en mai et juin. Les sédiments du Weierbach étaient également toxiques pour les

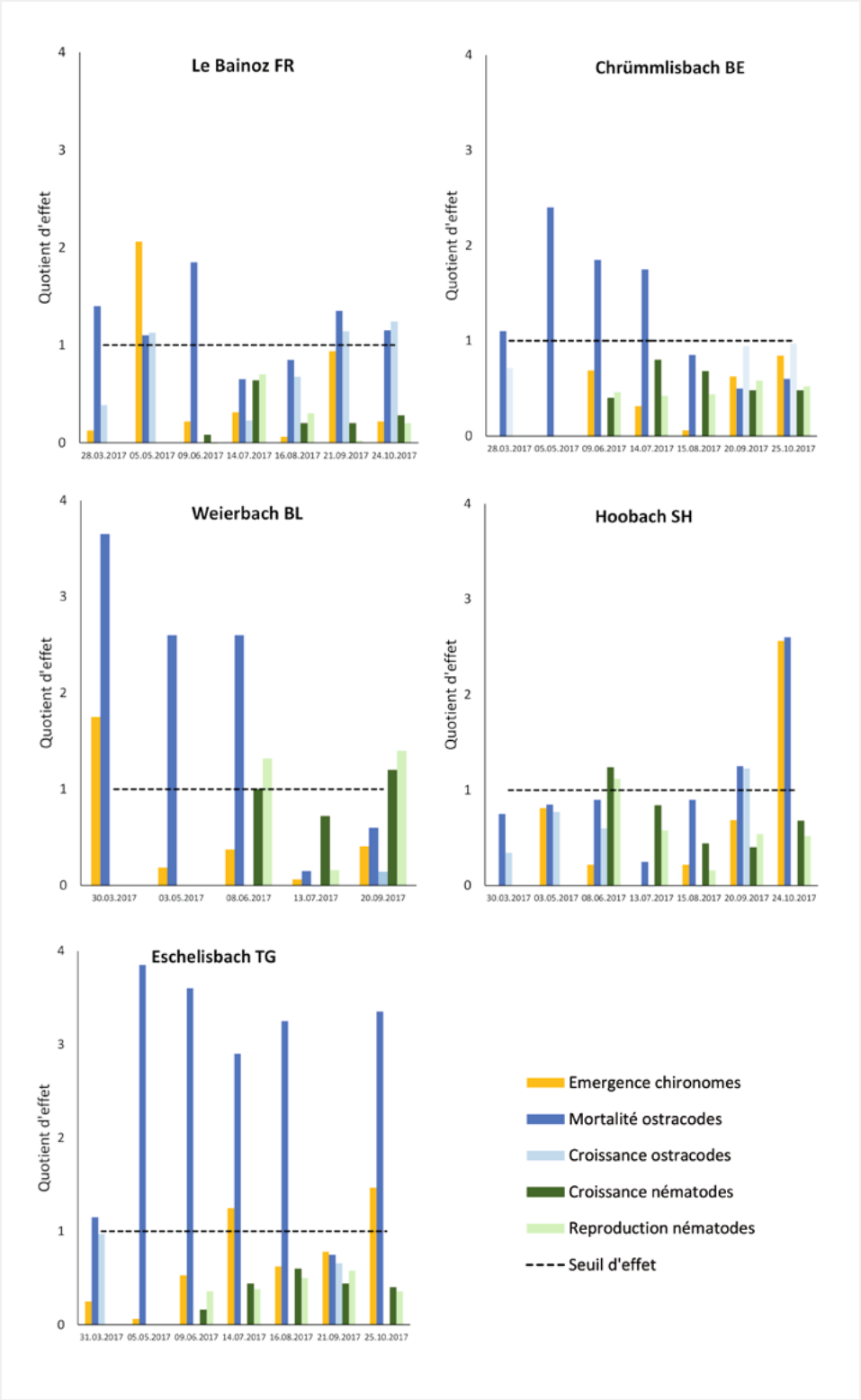


*Fig. 2 Résultats des essais de toxicité des sédiments exprimés en quotients d'effet. La ligne discontinue représente le quotient d'effet de 1, au-dessus duquel il y a des effets toxiques non négligeables.*

nématodes en juin et septembre. Au Hoobach, la tendance temporelle était inverse, avec une toxicité pour les ostracodes en septembre et octobre, une toxicité élevée pour les chironomes en octobre et une toxicité légèrement supérieure au seuil de toxicité en juin pour les nématodes. Les sédiments du Bainoz étaient toxiques pour les ostracodes de mars à juin ainsi qu'en septembre et octobre, et toxiques pour les chironomes en mai. Les ostracodes ont aussi montré une toxicité dans les sédiments du Chrümmlisbach de mars à juillet. Aucun des sédiments de l'Eschelisbach, du Bainoz ou du Chrümmlisbach étaient toxiques pour les nématodes.

### CONCENTRATIONS RELATIVEMENT FAIBLES DE HAP, PCB ET MÉTAUX

Les concentrations mesurées de HAP, de PCB et de métaux étaient relativement faibles dans l'ensemble des sites *(tab. 4)*. Les concentrations moyennes de métaux étaient les plus élevées au Weierbach, où les concentrations moyennes de Cr, Ni et Pb étaient en moyenne deux fois plus élevées que sur les autres sites. Les concentrations de cuivre étaient les plus élevées au Hoobach, où les vignobles constituent la principale utilisation du sol. Au sein des sites, les concentrations de métaux ont varié jusqu'à deux fois au cours de la saison et tendaient à covarier, avec des concentrations généralement plus élevées à la fin de la saison sauf au Hoobach, où les plus fortes concentrations ont été mesurées en mars. Les concentrations de Cr, Ni, Cu et Zn au Weierbach, de Ni et Zn au Chrümmlisbach et de Cu au Hoobach se situaient au-dessus du seuil TEC (indiquant qu'on s'attend à des effets toxiques occasionnels) pendant la plupart de la saison. Seules les concentrations de Ni étaient supérieures au seuil PEC (indiquant qu'on s'attend à des effets toxiques probables) au Weierbach en septembre.

Les concentrations de PCB mesurées étaient inférieures de plusieurs ordres de grandeur aux seuils d'effet. Les HAP étaient bien en dessous de la PEC à tous les sites. Toutefois, la TEC a été dépassée sur tous les sites sauf au Eschelisbach au moins sur un prélèvement. Au Bainoz, la TEC a été dépassée en juin, au Chrümmlisbach en mars et juin et au Hoobach en mai et septembre. Au Weierbach, les concentrations de HAP ont dépassé la TEC tout au long de la saison, sauf en septembre. Le m-PECQ > 0,5 [18] indiquant des effets probables liés aux mélanges de HAP, PCB et métaux, montre que ces contaminants ont probablement contribué à la toxicité qui a été observée pour les nématodes au site Weierbach en septembre.

Dans l'ensemble, ces résultats suggèrent toutefois que les HAP et les métaux pourraient contribuer aux effets de mélange, mais ne seraient pas les principales causes de toxicité sur les sites étudiés *(fig. 3)*.

### PESTICIDES PRÉSENTS À DES CONCENTRATIONS SUPÉRIEURES AUX SEUILS D'EFFET

Pour la somme des pesticides ciblés, les concentrations se situaient entre la somme des limites de détection et

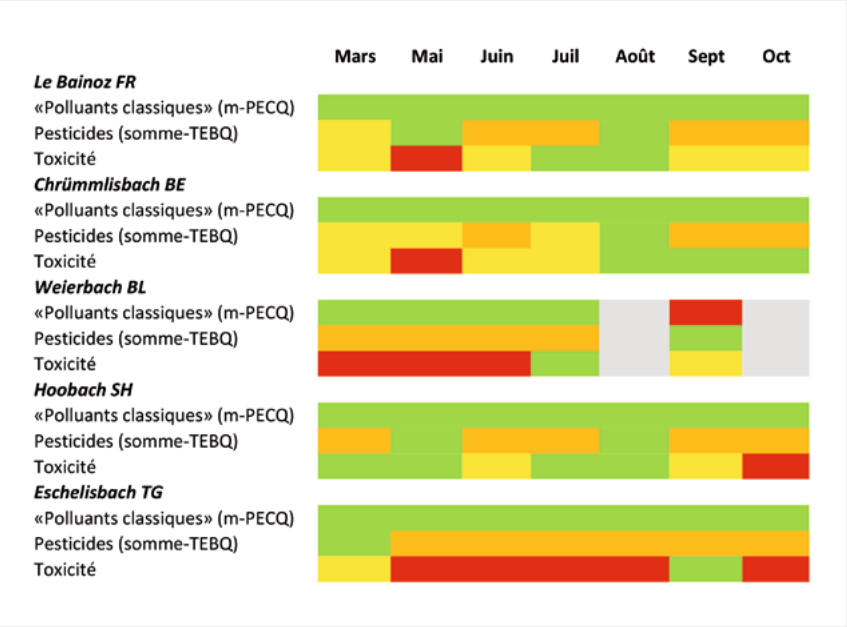


*Fig. 3 Résultats de l'évaluation de la qualité des sédiments. Les polluants classiques comprennent les métaux et les HAP.*

160,5 ng/g (Hoobach, juin; *tab. 6*). Les concentrations totales moyennes de pesticides mesurées au cours de la saison ont été les plus élevées au Hoobach (67,1 ng/g), suivi par le site de l'Eschelisbach (41,2 ng/g), les deux cours d'eau dont le bassin abrite le plus de cultures spéciales (e.g. fruits à l'Eschelisbach, vignes au Hoobach). Des concentrations plus faibles ont été mesurées dans les sédiments du Weierbach (23,2 ng/g), du Bainoz (20,2 ng/g) et du Chrümmlisbach (12,3 ng/g). À un même endroit, la teneur totale en pesticides variait jusqu'à deux ordres de grandeur selon le mois de prélèvement. La concentration de pesticides totaux dans un même site variait d'un mois à l'autre. La forte variabilité des concentrations de pesticides au cours de la période de prélèvement peut être le résultat de plusieurs facteurs: l'application saisonnière d'un produit, la persistance des substances chimiques, ainsi que les conditions météorologiques et la dynamique sédimentaire [7].

### Chlorpyrifos

Des pics de pesticides individuels ont été observés pour l'insecticide chlorpyrifos (maximum de 155,9 ng/g), tandis que les concentrations des autres pesticides sont restées relativement faibles *(tab. 6)*. Le chlorpyriphos est un pesticide organophosphoré utilisé dans diverses cultures, y compris les cultures fruitières et maraîchères, et connu pour sa toxicité modérée à très élevée tant pour les poissons que pour les invertébrés aquatiques [20]. Des concentrations élevées de chlorpyriphos dans des échantillons d'eau de petits cours d'eau ont été signalées dans le cadre de la campagne NAWA SPEZ de 2015 [3], et des concentrations supérieures au critère de qualité chronique pour les eaux de surface ont également été mesurées à nos sites de prélèvement en 2017 [4]. Dans les sédiments, le chlorpyriphos représentait 90% de la charge totale de pesticides mesurée. Les concentrations maximales à l'Eschelisbach en mai (59,3 ng/g) et juillet (63,4 ng/g), au Hoobach en mars (109 ng/g), juin (155,9 ng/g), juillet (120,3 ng/g) et septembre (91,5 ng/g) et Le Bainoz en septembre (66,5 ng/g) étaient d'un ordre de grandeur supérieur à la TEB avant et après la normalisation du COT (4,1 ng/g, 1% COT), ce qui représente plus de 85% de la somme-TEBQ.

### Pyréthroïdes

Au-delà des concentrations de chlorpyrifos, l'insecticide pyréthroïde cyperme-

| Site | p,p'-DDD | p,p'-DDE | Chlorpyrifos | Bifenthrine | Cyperméthrine | Perméthrine | Terbuthylazine | Concentration totale |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Le Bainoz** | | | | | | | | |
| Moyenne | 0,38 | 0,9 | 17,7 | 1,03 | 1,46 | 5,3 | 1,06 | 20,2 |
| (±Écart type) | (±0,14) | (±0,7) | (±28,3) | (±0,88) | (±1,05) | (±3,29) | (±0,47) | (±26) |
| Min-Max | <LD–0,53 | <LD–1,9 | <LD–66,5 | <LD–2,3 | <LD–2,64 | <LD–10,4 | <LD–1,55 | <LD–71,9 |
| **Chrümmlisbach** | | | | | | | | |
| Moyenne | 0,43 | 0,5 | 4,1 | 0,74 | 1,64 | 1,52 | 0,71 | 12,3 |
| (±Écart type) | (±0,2) | (±0,12) | (±3,28) | (±0,7) | (±1,24) | (±1,03) | (±0,57) | (±7,51) |
| Min-Max | 0,23–0,72 | 0,27–0,68 | 1,26–9,42 | <LD–1,78 | <LD–2,8 | <LD–2,49 | <LD–1,6 | 5,32–25,9 |
| **Weierbach** | | | | | | | | |
| Moyenne | 5,32 | 1,01 | 4,24 | 0,63 | 7,49 | 5,48 | 0,5 | 23,2 |
| (±Écart type) | (±9,9) | (±1,16) | (±2,39) | (±0,26) | (±5,97) | (±3,08) | (±0,36) | (±9,39) |
| Min-Max | 0,2–22,92 | 0,07–2,72 | 1,53–7,21 | 0,36–1,02 | 0,80–15,43 | 1,92–8,52 | <LD–0,79 | 9,09–35,1 |
| **Hoobach** | | | | | | | | |
| Moyenne | 0,74 | 1,1 | 70 | 0,12 | <LD | 7,26 | 0,84 | 67,1 |
| (±Écart type) | (±0,79) | (±1,01) | (±64,6) | (±0,23) | | (±4) | (±1,2) | (±63,4) |
| Min-Max | 0,21–2,48 | 0,18–2,92 | 1,45–155,9 | <LD–0,46 | <LD | 2,28–15,02 | <LD–2,6 | 6,71–160,5 |
| **Eschelisbach** | | | | | | | | |
| Moyenne | 0,2 | 0,52 | 34,4 | 1,58 | 0,77 | 2,05 | 0,22 | 41,2 |
| (±Écart type) | (±0,09) | (±0,22) | (±21,9) | (±1,84) | (±1,45) | (±2,08) | (±0,36) | (±21,0) |
| Min-Max | <LD–0,30 | 0,24–0,91 | 5,82–63,4 | <LD–3,42 | <LD–2,95 | <LD–5,51 | <LD–0,76 | 6,24–64,7 |
| ***TEC ou TEB*** | *4,88* | *3,16* | *4,1* | *1,7* | *0,49* | *4,2* | – | |
| ***PEC ou LEB*** | *28,0* | *31,3* | *41* | *6,0* | *4,9* | *93* | – | |

*Tab. 6 Concentrations non normalisées de pesticides mesurées dans les sédiments. Toutes les concentrations (moyenne ± écart-type) sont en ng/g poids sec. TEC, TEB, PEC ou LEB en ng/g poids sec pour un sédiment de 1% de COT. LD: limite de détection [17].*

**SEUILS DE QUALITÉ DES SÉDIMENTS ACTUELLEMENT DISPONIBLES**

Les seuils de qualité des sédiments ont été calculés pour différents groupes de substances chimiques en utilisant différentes méthodes [29].

Métaux, HAP, PCB, DDT et dérivés (DDD et DDE)

Les valeurs les plus couramment utilisées pour évaluer la qualité des sédiments sont les concentrations seuils d'effet (TEC) et les concentrations avec effet probable (PEC) [18]. Il s'agit de guides consensuels dérivés principalement de données empiriques sur la composition des communautés de macroinvertébrés et des résultats d'essais de toxicité des sédiments, et des concentrations de contaminants mesurées dans les mêmes sédiments. Aucun facteur de sécurité pour la prise en compte des incertitudes n'est appliqué dans la dérivation des TEC et PEC. La TEC et la PEC sont considérés comme des prédicteurs des effets potentiels sur les communautés d'invertébrés benthiques [18, 30]. Une concentration inférieure à la TEC indique une faible probabilité de toxicité pour les communautés d'invertébrés benthiques et une concentration supérieure à la PEC une forte probabilité de toxicité.

Pesticides d'usage actuel

Les valeurs TEC et PEC pour les pesticides utilisés actuellement n'ont pas encore été établies en raison du nombre limité de données disponibles sur l'effet de ces substances sur les organismes benthiques. Nous avons utilisé des valeurs de seuil (TEB) et des valeurs d'effet probable (LEB) [19]. Ces concentrations ont été calculées à partir des concentrations d'effets obtenues lors d'essais de toxicité chronique et aiguë avec des insectes (chironomes) et des crustacés (amphipodes) sur des substances testées de façon individuelle. Aucun facteur de sécurité pour prendre en compte les incertitudes n'est appliqué dans le calcul de la TEB et de la LEB. La TEB et la LEB sont définies comme des prédicteurs des effets sur les groupes d'invertébrés sensibles plutôt que comme des indicateurs de risque pour les communautés benthiques. Les concentrations supérieures à la LEB indiquent des effets probables sur les invertébrés benthiques sensibles, tandis que les concentrations inférieures à la TEB indiquent un potentiel négligeable d'effets.

Évaluation des mélanges

Les quotients PEC (PECQ) sont calculés en divisant les concentrations mesurées de HAP, PCB et métaux par leur PEC. D'après les résultats de validation sur le terrain, un sédiment est jugé comme potentiellement toxique pour les invertébrés benthiques si le quotient de PEC moyen (m-PECQ) ≥ 0,5 [18].

Pour les pesticides d'utilisation courante, les quotients TEB (TEBQ) sont calculés et additionnés comme dans le modèle d'addition utilisé pour la surveillance des eaux de surface [9]. Le TEB est retenu parce qu'il est fondé sur des données de toxicité chronique, plus pertinentes aux conditions d'exposition des invertébrés benthiques dans des conditions réelles [25]. La somme des TEBQ donne la somme-TEBQ [19] pour chaque sédiment. Les substances non détectées sont comptabilisées à zéro dans le calcul de la somme-TEBQ. Aucune valeur seuil n'est actuellement définie pour la terbuthylazine; par conséquent, cette substance n'a pas été prise en compte dans les calculs de la somme-TEBQ. Le m-PECQ est un indicateur de la toxicité potentielle pour les invertébrés benthiques, tandis que la somme-TEBQ est considérée comme un indicateur de la toxicité chronique potentielle pour les espèces benthiques sensibles (chironomes et amphipodes). Il est possible d'utiliser le PECQ ou le TEBQ pour identifier les composés qui contribuent à la toxicité observée dans les essais de toxicité des sédiments [18,19].

Des études sont actuellement entreprises en Suisse dans le but d'élaborer des critères de qualité des sédiments pour une liste de substances prioritaires [24] selon la méthodologie de l'UE [25] et un guide pour l'évaluation des risques pour les organismes benthiques.

*Encadré 1*

thrine a dépassé les seuils de toxicité *(tab. 6)*. Les concentrations de cyperméthrine ont dépassé la TEB (0,49 ng/g) à presque tous les sites où elle a été détectée: au Weierbach en mai, juin et septembre, au Chrümmlisbach en juin, août et septembre, à l'Eschelisbach en octobre et au Bainoz en mai et septembre *(fig. 4)*. La cyperméthrine est utilisée pour lutter contre un large éventail d'insectes nuisibles à la maison et à l'extérieur et elle peut être utilisée sur le bétail et les chevaux.

Deux autres pyréthroïdes ont été détectés dans les sédiments de nos sites d'étude: la perméthrine a été détectée à tous les sites dans 90% des échantillons de sédiments, mais n'a jamais dépassé la TEB de 4,2 ng/g après normalisation du TOC. La bifenthrine a également été détectée à tous les sites, mais les concentrations n'ont pas dépassé la TEB de 1,7 ng/g. Les concentrations de cyperméthrine, de bifenthrine et de perméthrine mesurées dans cette étude étaient inférieures aux concentrations signalées ailleurs dans le monde [21].

Produits de transformation du DDT

Les deux produits de transformation du DDT, p,p'-DDD et p,p'-DDE, ont été détectés à des concentrations maximales de 22,9 et 2,32 ng/g, respectivement, au Weierbach (mars). Bien que le DDT soit interdit depuis longtemps, la concentration maximale de p,p'-DDD a dépassé la TEC de 4,88 ng/g dans le sédiment en question (*tab. 6*).

Chaque site d'échantillonnage a dépassé le seuil d'effet chronique (TEB) au moins une fois, le plus souvent à cause des insecticides chlorpyrifos et/ou cyperméthrine *(fig. 4)*, ce qui indique des concentrations écotoxicologiquement préoccupantes. Les seuils d'effet aigu (LEB) n'ont pas été dépassés. L'évaluation des effets potentiels des mélanges a montré que la somme-TEBQ variait de 0,1 (Le Bainoz, août) à 9,1 (Hoobach, juin). Le Hoobach, l'Eschelisbach et le Weierbach présentaient la plus forte somme-TEBQ suivie par Le Bainoz et le Chrümmlisbach. L'évaluation de la qualité des sédiments selon la somme-TEBQ des pesticides corrobore les résultats des essais de toxicité dans 65% des échantillons de sédiments (pour 22 des 33 échantillons; *fig. 3*), même si l'évaluation est limitée par le nombre d'analytes dans cette étude, ainsi que par la disponibilité des seuils de toxicité.

**PESTICIDES CIBLÉS NE PEUVENT PAS TOTALEMENT ÉXPLIQUER LA TOXICITÉ RELEVÉE**

Les concentrations maximales de chlorpyriphos représentaient plus de 85% de la somme-TEBQ dans les échantillons de sédiments de l'Eschelisbach, du Hoobach et du Bainoz (*fig. 4*; la contribution moyenne du chlorpyriphos à la somme-TEBQ de tous les échantillons est de 50%). Toutefois, il n'y a pas de lien direct entre les concentrations mesurées de chlorpyriphos et la toxicité observée dans les bioessais. Il n'existe pas non plus de concentration au-dessus de laquelle la toxicité a toujours été observée. Les sédiments de l'Eschelisbach, où les concentrations de chlorpyriphos étaient les plus élevées après la normalisation du COT, étaient les plus toxiques pour les ostracodes, en particulier les échantillons dont les concentrations maximales de chlorpyriphos étaient de 35,3 ng/g (mai) et de 23,2 ng/g (juillet).

Cependant, une toxicité pour les ostracodes a également été observée au cours d'autres mois lorsque les concentrations de chlorpyrifos normalisées au COT étaient moins élevées (juin: 7,6 ng/g). Pour Le Bainoz, la toxicité sur les ostracodes a été observée à une concentration de chlorpyriphos de 22,9 ng/g (septembre), mais la toxicité pour les ostracodes était beaucoup plus élevée dans les sédiments prélevés dans l'Eschelisbach en juillet où la concentration du chlorpyriphos était comparable. Les sédiments prélevés dans le Hoobach en mars, juin, juillet et septembre contenaient 21,8–36,2 ng/g de chlorpyriphos normalisé au COT, mais n'étaient pas toxiques pour les ostracodes.

Trois pyréthroïdes analysés, la bifenthrine, la perméthrine et la cyperméthrine, ont été les autres principaux contributeurs à la somme-TEBQ à tous les sites, la cyperméthrine dominant le mélange au Weierbach. La cyperméthrine est très toxique pour les invertébrés benthiques et les concentrations ont dépassé la TEB à presque tous les sites *(fig. 4)*. Les concentrations maximales mesurées au Weierbach en septembre représentaient plus de 95% de la somme totale TEBQ. Encore une fois, les résultats des essais de toxicité ne sont pas entièrement indicatifs du dépassement des seuils d'effet par la cyperméthrine, car aucune toxicité n'a été observée en septembre pour les ostracodes (cyperméthrine TEBQ = 7,9), mais la survie des ostracodes a diminué dans les

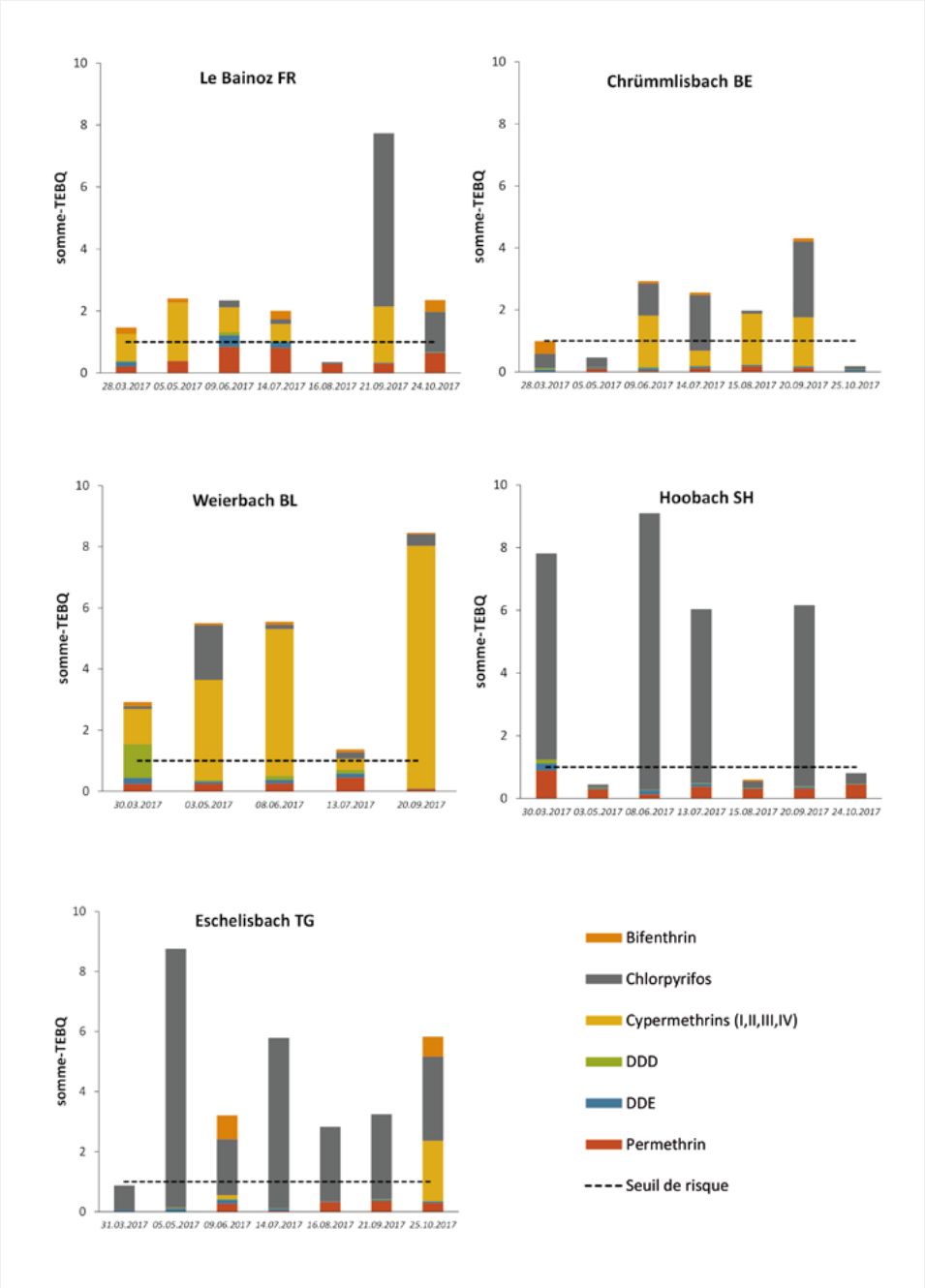


*Fig. 4 Résultats de l'évaluation de la qualité des sédiments concernant les pesticides ciblés. La ligne discontinue représente la somme-TEBQ = 1, en-dessous de laquelle la probabilité d'effets sur les invertébrés benthiques sensibles est faible.*

sédiments recueillis en mars, mai et juin (cyperméthrine TEBQ = 1,1–4,8).

Il est évident que la toxicité détectée dans les bioessais ne peut pas être entièrement expliquée par le nombre limité de pesticides mesurés dans cette étude. Au total, 246 produits phytosanitaires sont homologués en Suisse, dont 116 peuvent se lier aux sédiments (log $K_{OW} \geq 3$; 8 sans log $K_{OW}$ disponible). Par exemple, les effets potentiels attribuables aux pesticides mesurés dans les sédiments n'expliquent pas la toxicité observée chez les ostracodes et les chironomes dans les sédiments prélevés en mai dans Le Bainoz. Un bilan des concentrations mesurées dans les eaux de surface dans le cadre du projet NAWA SPEZ 2017 a montré que plusieurs pics de l'insecticide fipronil ont été détectés pendant la période de prélèvement des échantillons de sédiments (25 avril au 5 mai) [4, 9]. Le fipronil n'était pas ciblé dans les analyses des sédiments, mais il a un log $K_{OW}$ de 4 et s'accumule dans dans ceux-ci [22]. De même, la toxicité des sédiments du Chrümmlisbach en mai pourrait s'expliquer par des concen-

trations élevées des insecticides spinosad (log $K_{OW}$ = 4,5) et lambda-cyhalothrine (log $K_{OW}$ = 6,9) dans l'eau [23].

## CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Notre étude a montré que les sédiments des petits cours d'eau influencés par les terres agricoles ont des effets nuisibles sur les invertébrés benthiques. Dans l'ensemble, 65% des échantillons de sédiments prélevés en 2017 ont montré une toxicité pour les espèces testées en laboratoire. Les pesticides, en particulier les insecticides chlorpyrifos et cyperméthrine, sont les principales substances identifiées en comparant les concentrations mesurées dans les sédiments aux valeurs seuils disponibles. D'autres insecticides qui n'ont pas été mesurés comme le fipronil, le spinosad et la lambda-cyhalothrine, ont probablement contribué à la toxicité selon les données analytiques de la campagne de surveillance des eaux de surface SPEZ NAWA 2017. D'autres produits chimiques mesurés dans les sédiments n'ont probablement contribué que faiblement (métaux, HAP, perméthrine, bifenthrine, produits de transformation du DDT) ou pas du tout (PCB) à la toxicité observée.

L'évaluation des effets toxiques potentiels fondée sur un nombre limité de substances chimiques cibles et de valeurs seuils n'était pas toujours en conformité avec les résultats des essais de toxicité. Cela s'explique en partie par le fait que d'autres produits chimiques potentiellement toxiques n'ont pas été quantifiés et donc pas évalués. Il existe également une incertitude inhérente aux valeurs seuils utilisées pour évaluer la toxicité potentielle des concentrations de produits chimiques. Bien que les valeurs TEC, PEC et m-PECQ soient des seuils bien établis appliqués dans l'évaluation de la qualité des sédiments depuis les années 2000, elles sont basées sur des données de terrain concernant les communautés benthiques parmi d'autres indicateurs. Par contre, les valeurs TEB et LEB utilisées pour l'évaluation des concentrations de pesticides ont été calculées à partir des données obtenues lors d'essais de toxicité en laboratoire sur un amphipode *(Hyalella azteca)* et une espèce de chironome *(C. dilutus)*. Ils ne sont donc pas entièrement comparables aux valeurs TEC et PEC. En général, on manque encore de données sur la toxicité des sédiments pour de nombreux produits chimiques, ce qui limite considérablement l'évaluation de la qualité des sédiments sur la base des données analytiques. Néanmoins, dans cette étude, les valeurs seuils disponibles nous ont permis d'identifier les substances chimiques les plus préoccupantes.

À ce jour, une approche harmonisée de l'évaluation de la qualité des sédiments est absente, non seulement en Suisse, mais aussi au niveau européen [30]. Des efforts sont cependant actuellement entrepris en Suisse pour élaborer un guide pour l'évaluation des risques pour les ecosystèmes benthiques utilisant des critères de qualité des sédiments. Ces critères de qualité des sédiments sont en cours d'élaboration pour une liste de polluants prioritaires [24] selon la méthodologie de l'UE [25] en utilisant des données pertinentes et fiables sur les effets ainsi que des facteurs de sécurité. Ces facteurs sont utilisés pour tenir compte des incertitudes relatives à la protection de la plupart des espèces d'un écosystème en vertu du principe de précaution. Par contre, l'évaluation réalisée dans le cadre de la présente étude a utilisé des seuils d'effets et est donc moins conservatrice, identifiant les effets potentiels sur les espèces d'invertébrés benthiques plutôt que les risques pour les écosystèmes benthiques. Par conséquent, si nos données étaient évaluées à l'aide de critères de qualité des sédiments, tous les échantillons prélevés présenteraient probablement un risque majeur.

### REMERCIEMENTS

Ce projet a été financé par le Centre Ecotox. *Anke Schneeweiss* a réalisé son projet de thèse de Master à l'Université de Tübingen (Allemagne) dans le cadre de ce projet et a été soutenue financièrement par une bourse PROMOS (DAAD) et le Centre Ecotox. Nous remercions *Irene Brunner* (Eawag), *Sebastian Höss* (Ecossa) et le Laboratoire Central (EPFL) pour leur contribution aux analyses des sédiments. Nous remercions *Silwan Daouk* et *Irene Wittmer* de la plateforme qualité des eaux du VSA, *Yael Schindler Wildhaber* et *Manuel Kunz* (OFEV), ainsi que nos collègues du Centre Ecotox pour les discussions utiles qu'ils ont eues pendant la mise en œuvre du projet et la préparation du manuscrit. Nous remercions également *Rébecca Beauvais* (Centre Ecotox) pour la relecture de la version française de cet article.

### BIBLIOGRAPHIE

[1] *Braun, C. et al. (2015): Mikroverunreinigungen in Fliessgewässern aus diffusen Einträgen. Situationsanalyse. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1514: 78 S.*

[2] *Schwarzenbach, P. et al. (2006): The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. Science 313: 1072–1077*

[3] *Wittmer, I. et al. (2014): Über 100 Pestizide in Fliessgewässern: Programm NAWA SPEZ zeigt die hohe Pestizid-Belastung der Schweizer Fliessgewässer. Aqua & Gas 3/2014: 32–43*

[4] *Doppler, T. et al. (2017): Hohe Pflanzenschutzmittelbelastung in Schweizer Bächen. Aqua & Gas 4/2017: 46–56*

[5] *Spycher, S. et al. (2019): Anhaltend hohe PSM-Belastung in Bächen: NAWA SPEZ 2017: Kleine Gewässer in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft verbreitet betroffen. Aqua & Gas 4/2019: 14–25*

[6] *Moschet, C. et al. (2014): How a complete pesticide screening changes the assessment of surface water quality. Environmental Science & Technology 48: 5423–5432*

[7] *AMPS (Working Group on Analysis and Management of Priority Substance) (2004): Discussion document on sediment monitoring guidance for the EU Water Framework Directive, Version 2, AMPS Subgroup on sediment monitoring, 25 May 2004. Available online from, as of February 5, 2018: http://www.sednet.org/download/AMPS_sediment_monitoring_discussion_doc_v2.pdf*

[8] *Apitz, S.E. (2012): Conceptualizing the role of sediment in sustaining ecosystem services: Sediment-ecosystem regional assessment (SEcoRA). Science of the Total Environment 415: 9–30*

[9] *Junghans, M.; Langer, M. et al. (2019): Ökotoxikologische Undersuchungen: Risiko von PSM bestätigt: NAWA-SPEZ-Studie 2017 zeigt Beeinträchtigung von Gewässerorganismen. Aqua & Gas 4/2019: 26–34*

[10] *ISO/DIS (2012): Water Quality – Determination of Freshwater Sediment Toxicity to Heterocypris incongruens (Crustacea, Ostracoda). ISO/DIS 14371. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland*

[11] *AFNOR (2010): Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce vis-à-vis de Chironomus riparius – Partie 1: sédiments naturels. NF T90-339-1. Association Française de Normalisation, La Plaine Saint-Denis Cedex, France*

[12] *ISO/DIS (2010): Water Quality – Determination of the toxic effect of sediment and soil samples on*

growth, fertility and reproduction of Caenorhabditis elegans (nematode). ISO/DIS 10872. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland

[13] De Cooman, W. et al. (2015): History and sensitivity comparison of two standard whole-sediment toxicity tests with crustaceans: the amphipod Hyalella azteca and the ostracod Heterocypris incongruens microbiotest. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 416: 15

[14] EFSA (2015): Scientific opinion on the effect assessment for pesticides on sediment organisms in edge-of-field surface water. EFSA Journal 13(7): 4176

[15] Feiler, U. et al. (2013): Sediment contact tests as a tool for the assessment of sediment quality in German waters. Environmental Toxicology and Chemistry 32: 144–155

[16] ISO (2009): Soil quality – Determination of particle size distribution in mineral soil material – Method by sieving and sedimentation. ISO 11277. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland

[17] Pintado-Herrera, M.G. et al. (2016): In-cell clean-up pressurized liquid extraction and gas chromatography–tandem mass spectrometry determination of hydrophobic persistent and emerging organic pollutants in coastal sediments. Journal of Chromatography A 1429: 107–118

[18] MacDonald, D.D. et al. (2000): Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39: 20–31

[19] Nowell, L.H. et al. (2016): Development and application of freshwater sediment-toxicity benchmarks for currently used pesticides. Science of the Total Environment 550: 835–850

[20] US EPA (2002): Interim reregistration eligibility decision for chlorpyrifos. United States Environmental Protection Agency. Prevention: Toxic Substances and Pesticides (7508C). EPA 738-R-01-007

[21] Li, H. et al. (2017): Global occurrence of pyrethroid insecticides in sediment and the associated toxicological effects on benthic invertebrates: an overview. Journal of Hazardous Materials 324: 258–271

[22] ARC (2013): Review of Pyrethroid, Fipronil and Toxicity Monitoring Data from California Urban Watersheds. Prepared for the California Stormwater Quality Association (CASQA); Prepared by: Armand Ruby, Armand Ruby Consulting

[23] Rösch, A. et al. (2019): Geringe Konzentrationen mit grosser Wirkung. Nachweis von Pyrethroid- und Organophosphatinsektiziden in Schweizer Bächen im pg $l^{-1}$-Bereich. Aqua & Gas 11/2019: 54–66

[24] Casado-Martinez, M.C. et al. (2018): Prioritization of substances for national ambient monitoring of sediment in Switzerland. Environmental Science and Pollution Research 25: 3127–3138

[25] EC (2011): Guidance Document No. 27 Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report-2011-055

[26] Casado-Martinez, M.C. et al. (2016): The sediment-contact test using the ostracod Heterocypris incongruens: Effect of fine sediments and determination of toxicity thresholds. Chemosphere 151: 220–224

[27] Durand, C.L. (2012): Dévéloppement d'une batterie de biotests pour l'évaluation du risque associé aux sédiments contaminés. PhD thesis. Université de Lorraine, Metz, France

[28] Höss, S. et al. (2010): Variability of sediment-contact tests in freshwater sediments with low-level anthropogenic contamination–determination of toxicity thresholds. Environmental Pollution 158: 2999–3010

[29] Flück, R. et al. (2012): Surveillance de la qualité des sediments: état des méthodes disponibles et mise en place de recommandations. Aqua & Gas 4/2012: 18–22

[30] Casado-Martinez, M.C. et al. (2015): Risikobewertung von Sedimenten – Methoden zur Bewertung der Sedimentqualität. Aqua & Gas 4/2015: 76–83

multicolor print

Multicolor Print AG
Sihlbruggstrasse 105a
CH-6341 Baar
www.multicolorprint.ch

DIE KÖNNEN DAS.

Bodyguards für Ihre Mitarbeitenden…
www.ecoanalytics.ch

**Unsere Produkte – Auf Ihre Anwendung zugeschnitten**
- Überwachung einzelner oder mehrerer Gase gleichzeitig
- Kompakt, leicht und einfach zu bedienen
- Optische, akustische und vibrations Alarmierung

Eco Analytics
Sicherheit dank Gaswarntechnik

Eco Analytics AG • Weidenweg 17 • CH-4310 Rheinfelden
Telefon +41 61 827 94 00 • info@ecoanalytics.ch