

ÉTAT DES SÉDIMENTS DE CANAUX ARTIFICIELS

DES POLLUTIONS DE SOURCE URBAINE, INDUSTRIELLE ET AGRICOLE AFFECTENT LES ORGANISMES BENTHIQUES

Pour évaluer la qualité des sédiments de manière approfondie, il est nécessaire d'effectuer à la fois des analyses chimiques, biologiques et écotoxicologiques. Une approche de type triade a été adoptée dans cette optique par le Centre Ecotox – mandaté par le service de l'environnement du canton du Valais – pour étudier la qualité des sédiments dans trois canaux artificiels.

Rébecca Beauvais*; Régis Vivien; Benoît J. D. Ferrari; M. Carmen Casado-Martinez, Centre Ecotox

ZUSAMMENFASSUNG

VERUNREINIGUNGEN AUS STÄDTEN, INDUSTRIE UND LANDWIRTSCHAFT WIRKEN SICH AUF BENTHISCHE ORGANISMEN AUS

Im Unterwallis sind Chemieindustrie und Landwirtschaft stark vertreten. Die Region wird durch mehrere künstliche Kanäle am linken Rhone-Ufer entwässert. Ende 2019 wurde an 10 Standorten die Sedimentqualität in diesen Kanälen untersucht mittels eines «Triadenansatzes»: An jedem Standort wurden Proben entnommen und (i) ihre physikochemische Zusammensetzung (Metalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [PAK], polychlorierte Biphenyle [PCB], Partikelgrösse, organische Substanz), (ii) ihre Toxizität für den Nematoden *Caenorhabditis elegans* und den Ostrakoden *Heterocypris incongruens* sowie (iii) die Zusammensetzung der Artengemeinschaften der Nematoden und Oligochaeten (biologischer Oligochaetenindex IOBS bzw. Nematodenindex NemaSPEAR[%]genus) analysiert. An allen Standorten wurden hohe Konzentrationen von Metallen, PCB und PAK sowie von organischen Substanzen festgestellt. Ferner wurden die Qualitätskriterien bei mehreren Metallen und PCB überschritten. Die Zusammensetzung der Artengemeinschaften der Nematoden und Oligochaeten zeigte eine schlechte biologische Qualität an allen Standorten an. Ökotoxikologische Tests an 7 der 10 Standorte wiesen darüber hinaus eine erhebliche Hemmung des Wachstums von *H. incongruens* nach. Dieses Ergebnis bestätigt, wie gefährlich die Sedimente für benthische Organismen sind. Die an einigen Standorten gemessene Toxizität für *H. incongruens* kann jedoch nicht mit einer bestimmten Art von Verschmutzung in Verbindung gebracht werden.

INTRODUCTION

Les sédiments contribuent au fonctionnement écologique des milieux aquatiques et au maintien de la biodiversité, du fait notamment de leur rôle majeur en termes d'habitat et de source de nourriture soutenant les réseaux trophiques. Les sédiments, cependant, peuvent aussi représenter un puits pour les contaminants inorganiques ou organiques, tels que les métaux (Cu, Hg, Zn, etc.), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB) ou les produits (phyto-) sanitaires [1, 2]. Ces contaminants peuvent se montrer toxiques pour les organismes benthiques, affectant la composition des communautés présentes et à terme les fonctions écologiques essentielles portées par les sédiments [3]. Il est donc primordial de prendre en considération ce compartiment lors des suivis de la qualité des écosystèmes aquatiques.

En 2019, un projet mandaté par le service de l'environnement du canton du Valais a été mené par le Centre Ecotox afin d'évaluer la qualité des sédiments de canaux artificiels sur la rive gauche du Rhône entre Massongex et Port-Valais [4]. Ces canaux ont été creusés dans le passé pour le transport de marchandises et/ou l'évacuation des eaux usées. Dans cette région, les sédiments peuvent être impactés par des sources de pollution locales ou diffuses, tels que les rejets des stations d'épuration traitant des eaux domestiques et/ou industrielles et le ruissellement des

* Contact: rebecca.beauvais@centreecotox.ch

Photo: Canal du Bras-Neuf à Collombey-Muraz

eaux de pluies sur des routes à fort trafic et sur des terres d'agriculture intensive. Tout en suivant les recommandations harmonisées pour l'échantillonnage et l'évaluation du risque chimique des sédiments en cours de développement en Suisse [5], les objectifs de cette étude étaient de dresser l'état actuel du niveau de pollution en métaux, HAP et PCB dans les sédiments superficiels, d'évaluer leur toxicité sur des organismes en laboratoire et d'étudier leur effet sur la composition des communautés d'invertébrés *in situ*. Le présent travail reporte les résultats de l'application de cette triade qui a permis une évaluation très complète de la qualité de ces canaux.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

SITES D'ÉTUDE

L'étude a été menée sur dix sites répartis sur trois canaux (fig. 1): le canal des îles (site I1 dans la commune de Massongex), le canal du Bras-Neuf (sites BN2, BN3 et BN4 dans les communes de Monthey et Collombey-Muraz) et le canal Stockalper (sites STO5 à STO10 dans les communes de Collombey-Muraz, Vionnaz, Vouvry et Port-Valais). Les trois canaux, situés dans un tronçon d'environ 15 km de long, sont soumis à des conditions topographiques et pluviométriques similaires et sont impactés par des sources de pollution multiples (agricole, industrielle et urbaine) (fig. 1). En effet, des terres agricoles ainsi que des voies de transport routier et ferroviaire sont omniprésentes le long des trois tronçons étudiés. De plus, le canal du Bras-Neuf est potentiellement particulièrement impacté par les aires urbaines et industrielles à proximité. Enfin, trois stations de traitement des eaux usées déversent les eaux traitées dans les canaux du Bras-Neuf et Stockalper. Le canal des îles semble ainsi être le moins impacté.

ÉCHANTILLONNAGE

L'échantillonnage s'est déroulé entre le 30 octobre et le 19 novembre 2019 lors de débits faibles ou modérés. Sur chaque site, les sédiments (5-10 premiers centimètres) ont été prélevés à 3 emplacements distants de 10 à 15 m. Les sédiments destinés aux analyses physico-chimiques, aux tests écotoxicologiques et à l'indice NemaSPEAR (composition en communautés de nématodes) ont été prélevés à l'aide d'une pelle en plastique alors que ceux destinés à l'indice IOBS (composition en communautés d'oligochètes) ont été récol-

tés au moyen d'un filet de type *Surber*. Pour les analyses physico-chimiques et les tests écotoxicologiques, les sédiments ont été tamisés sur le terrain à l'aide d'un tamis de vide de maille de 2 mm, alors qu'aucun tamisage n'a été effectué pour les sédiments destinés à l'analyse des communautés benthiques. Ces derniers ont été fixés sur le terrain avec du formol 37% (concentration finale de formaldéhyde de 4%). Les échantillons destinés à l'analyse granulométrique, aux biotests et aux indices biologiques ont été préservés en chambre froide à +4 °C alors que les sédiments destinés aux analyses chimiques

ont été congelés (-20 °C). Les tests écotoxicologiques ont été réalisés dans les 4 semaines suivant l'échantillonnage.

GRANULOMÉTRIE ET TENEUR EN MATIÈRE ORGANIQUE

La composition granulométrique a été analysée sur des échantillons frais, tamisés à 2 mm, par diffraction laser (*LS Particle Size Analyzer, Beckman Coulter®*, USA). La teneur en matière organique (MO), contenue dans la matière sèche a été dosée par perte au feu selon la norme DIN EN 12879 [6]. En l'absence de valeurs d'interprétation établies, les teneurs en

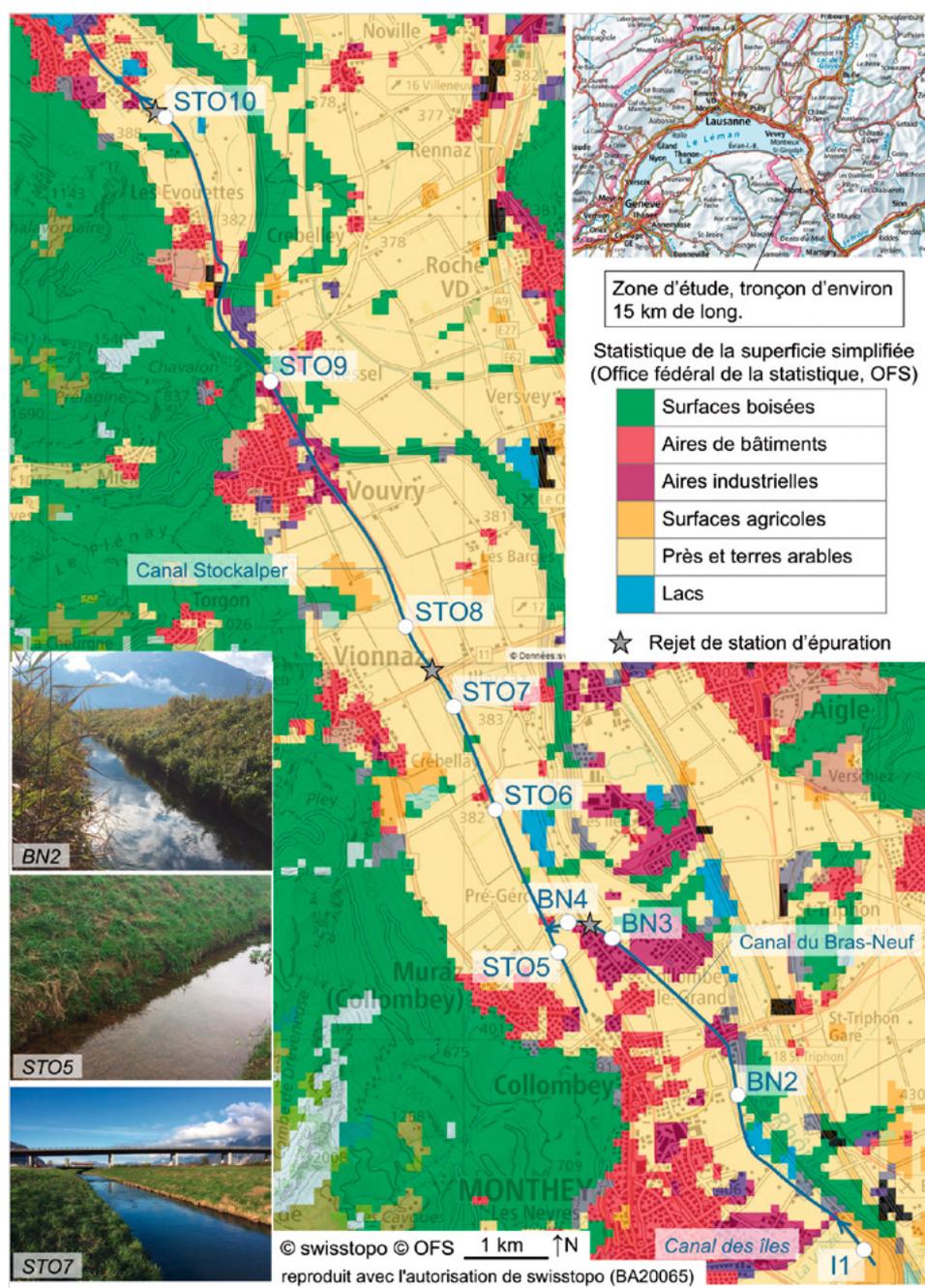


Fig. 1 Plan de situation des 10 sites d'échantillonnage, illustrations de quelques sites et statistiques de l'utilisation du sol avec indication des rejets de station d'épuration sur les tronçons étudiés.

Seuils (% MO)	Définition	Classification
MO < 1,3 (10 ^e centile)	Concentration de fond	
1,3 < MO < 2,5 (médiane)	Concentration de fond dépassée: un apport anthropique de MO est possible	
2,5 < MO < 7,8 (90 ^e centile)	Teneur moyenne à élevée en MO	
7,8 < MO	Teneur excessive en MO (origine anthropique probable)	

Tab. 1 Système de classification des sédiments selon la teneur en matière organique (MO).

MO pour ce projet ont été comparées à des seuils statistiques (10^e, 50^e et 90^e cen-

tiles) dérivés à partir de mesures sur 63 sites de cours d'eau suisses, présentant

des degrés de pollution divers, de préservés à fortement pollués [7]. Ces seuils permettent de classer les échantillons en quatre classes, d'une teneur naturelle à une teneur excessive avec impact anthropique probable (tab. 1).

ANALYSES CHIMIQUES ET ÉVALUATION DU RISQUE

Les métaux – As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn ont été dosés par spectrométrie à

CRITÈRES DE QUALITÉ ET ÉVALUATION DU RISQUE

Métaux

Les critères de qualité appliqués dans ce projet pour les métaux As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn sont les seuils d'effets TEC (*Threshold Effect Concentration*) publiés par MacDonald et al., 2000 ([13]; tab. 2). Il s'agit de guides consensuels dérivés de résultats de tests écotoxicologiques principalement, d'études sur la composition des communautés de macroinvertébrés et d'analyses chimiques effectués sur les mêmes sédiments. Une concentration inférieure à la TEC indique une faible probabilité d'effets pour les organismes benthiques.

Métal	TEC [mg/kg ps]
As	9,79
Cd	0,99
Cr	43,40
Cu	31,60
Hg	0,18
Ni	22,70
Pb	35,80
Zn	121,00

Tab. 2 Critères de qualité (TEC) appliqués pour les métaux.

HAP et PCB

Pour les HAP et les PCB, le risque est évalué en utilisant les critères de qualité environnementale EQS_{sed} (Sediment Environmental Quality Standard) proposés par le Centre Ecotox, reposant sur la revue des différents critères existants ([14, 15]; tab. 3 et 4). L'objectif des EQS_{sed} est la protection des organismes benthiques. Les critères de qualité pour les PCB tiennent additionnellement compte du risque de l'empoisonnement second-

naire dans les écosystèmes aquatiques. Le critère de qualité EQS_{sed} proposé par le Centre Ecotox pour le PCB 118 protège contre les effets de tous les PCB de type dioxine. Les critères de qualité HAP et PCB ont été normalisés par la teneur en carbone organique total (COT) estimée pour chaque site à partir du pourcentage de MO. Le carbone organique est considéré comme un facteur clé qui détermine la biodisponibilité des contaminants.

Évaluation de la qualité chimique: calcul du quotient de risque

Un quotient de risque QR_i est calculé pour chaque substance individuelle *i* (i.e. métaux et composés PCB et HAP dans cette étude) [16]. Il correspond au rapport entre

HAP	EQS _{sed} [mg/kg ps] (1% COT)
Acénaphthène	0,097
Acénaphthylène	0,376
Anthracène	0,005
Benz(a)anthracène	0,072
Benzo(a)pyrène	0,169
Benzo(b)fluoranthène	0,346
Benzo(g,h,i)perylène	0,011
Benzo(k)fluoranthène	0,346
Chrysène	0,462
Dibenzo(a,h)ant.	0,079
Fluoranthène	0,411
Fluorène	0,130
Indéno(1,2,3-c,d)p.	0,081
Naphtalène	0,031
Phénanthrène	0,078
Pyrène	0,167

Tab. 3 Critères de qualité (EQS_{sed}) appliqués pour les HAP.

Congénère PCB	EQS _{sed} [mg/kg ps] (1% COT)
PCB 28	0,07
PCB 52	0,07
PCB 101	0,37
PCB 118	0,17
PCB 138	0,68
PCB 153	1,02
PCB 180	0,30

Tab. 4 Critères de qualité (EQS_{sed}) appliqués pour les PCB.

la concentration du contaminant mesurée (concentration environnementale mesurée CEM) et le critère de qualité (CQ) attribué au contaminant *i*, selon l'équation 1:

$$QR_i = \frac{CEM_i}{CQ_i} \quad (1)$$

Lorsque la concentration des HAP et PCB est inférieure à la limite de détection (LD), l'évaluation du risque se base sur les deux cas de figures suivants:

- Si LD < CQ, on considère que le critère de qualité est respecté. La qualité est alors classée comme bonne (couleur verte). Elle est classée comme très bonne (couleur bleue) pour une substance uniquement si la LD est plus de 10 fois inférieure au CQ.
- Si LD > CQ, la qualité du sédiment ne peut pas être évaluée (couleur grise).

Pour les HAP, considérant que les substances ont un mode d'action commun, le quotient de risque pour le mélange, QR_{HAP} est calculé en faisant la somme des QR calculés pour chaque HAP individuel analysé [17].

Volet	Chimie	Écotoxicologie	Biologie	
Définition de qualité	QR = CEM / CQ	QE = effet mesuré (%) / seuil de toxicité (%)	Score de l'indice NemaSPEAR[%] _{genus}	Score de l'indice IOBS
Très bonne	QR < 0,1	-	> 54	≥ 6
Bonne	0,1 ≤ QR < 1	QE < 1 pour tous les effets mesurés	30-54	3-5,9
Moyenne	1 ≤ QR < 2	Au moins un effet mesuré indique une toxicité modérée: 1 ≤ QE < 2	20-29	2-2,9
Médiocre	2 ≤ QR < 10	-	10-19	1-1,9
Mauvaise	QR ≥ 10	Au moins un effet mesuré indique une toxicité sévère QE ≥ 2 ou tous les effets mesurés indiquent une toxicité significative 1 ≤ QE < 2	< 10	< 1
Non évaluable	La limite de détection est supérieure au CQ.	Critères de validité des biotests non respectés.	-	-

Tab. 5 Système d'évaluation de la qualité chimique, écotoxicologique et biologique des sédiments. CEM = concentration environnementale mesurée, CQ = critère de qualité, QE = quotient d'effet, QR = quotient de risque. Voir le texte pour les détails concernant les critères de classification et le calcul des scores.

plasma à couplage inductif selon les normes ISO 11885 [8] et ISO 17294-2 [9], après minéralisation des sédiments secs à l'eau régale selon la norme ISO 11466 [10]. Le mercure total (Hg) a été dosé, dans les sédiments lyophilisés, par spectrophotométrie d'absorption atomique à vapeur froide (CV-AAS) avec un analyseur automatique de Hg, AMA-254 (Altec, République tchèque).

Les concentrations de 16 HAP (acénaphtène, acénaphthylène, anthracène, benz[a]-anthracène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[g,h,i]pérylène, benzo[a]pyrène, chrysène, dibenzo[a,h]anthracène, fluoranthène, fluorène, indéno[1,2,3-c,d]pyrène, naphthalène, phénanthrène et pyrène) ont été quantifiées par chromatographie en phase gazeuse avec détection par spectrométrie de masse selon la norme ISO 18287 [11]. La somme des concentrations des 16 HAP a ensuite été calculée en additionnant les concentrations individuelles, et considérant la concentration de chaque HAP non détecté comme égale à 0,5 fois la limite de détection.

Enfin, le dosage des congénères PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180 a été réalisé par chromatographie en phase gazeuse, selon la norme ISO 10382 [12]. Toutes les concentrations sont exprimées en poids sec (ps).

En comparant les concentrations environnementales mesurées (CEM) en métaux, HAP et PCB dans les sédiments à des critères de qualité (CQ), un quotient de risque (QR) peut être calculé (voir encadré 1), permettant d'attribuer une classe de qualité (très bonne à mauvaise) à chaque échantillon (tab. 5).

Espèce test	Critère d'effet	Seuil de toxicité (%)	Références
<i>Caenorhabditis elegans</i>	Inhibition de la croissance Inhibition de la reproduction	25 50	Höss et al. [21]
<i>Heterocypris incongruens</i>	Mortalité Inhibition de la croissance	20 35	Casado-Martinez et al. [18]

Tab. 6 Critères d'effet et seuils de toxicité pour les deux organismes tests.

TESTS ÉCOTOXICOLOGIQUES

Deux tests normalisés de toxicité permettant d'évaluer des effets létaux et sub-létaux (croissance et reproduction) ont été choisis dans cette étude. Les sédiments des 10 sites échantillonnés ont été testés à l'aide du ver *Caenorhabditis elegans* (nématode) et du crustacé *Heterocypris incongruens* (ostracode) (tab. 6). Ces deux espèces, ayant des modes d'alimentation et de vie différents, permettent de couvrir différentes voies d'exposition aux substances chimiques. De plus, leur sensibilité aux polluants peut varier [18-22]. Les protocoles expérimentaux effectués selon les normes ISO 10872 [23] et 14371 [24] sont détaillés dans le rapport du projet [4].

Pour les deux tests, les résultats obtenus pour les sédiments des canaux ont été comparés à ceux obtenus pour le sédiment contrôle respectif par des analyses de variance (*one-way Anova*) suivies de tests de comparaison 2 à 2 (*test post-hoc Tukey*) à l'aide du logiciel *Origin 2020* (*Softonic*, Barcelone, Espagne). Une différence significative avec le sédiment contrôle signifie que le sédiment a un effet sur les organismes mais ne signifie pas forcément que le sédiment représente un risque toxique. Pour représenter un risque toxique, l'effet observé (inhibition de croissance/de reproduction ou taux de mortalité) doit dépasser un seuil

de toxicité (tab. 6) qui a été défini pour chaque marqueur d'effet et pour chaque organisme test, en tenant compte de la variabilité naturelle des réponses des organismes aux caractéristiques intrinsèques des sédiments (granulométrie, contenu en carbone organique, etc.).

Avec ce seuil de toxicité, un quotient d'effet QE est calculé selon l'équation 2:

$$QE = \frac{\text{effet} (\%) }{\text{seuil de toxicité} (\%)} \quad (2)$$

Si la valeur QE dépasse 1 alors le sédiment est toxique et l'est d'autant plus que la valeur est grande. Les échantillons sont alors classés en qualité «bonne», «moyenne» ou «mauvaise» selon le bilan écotoxicologique (tab. 5).

ÉVALUATION DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES: INDICES BIOLOGIQUES

La qualité biologique des sédiments a été déterminée en appliquant deux outils de bioindication, l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) et l'indice *Nematode species at risk* (NemaSPEAR). Les détails méthodologiques de ces deux indices sont disponibles dans le rapport du projet [4].

En bref, l'étude des communautés d'oligochètes a été effectuée selon la norme

AFNOR de l'IOBS [25]. Les spécimens récoltés ont été identifiés à l'espèce (si possible), au genre, à la famille ou au groupe. L'IOBS a été calculé selon la formule suivante (eq. 3):

$$IOBS = 10ST^{-1} \quad (3)$$

où S est le nombre total de taxons identifiés parmi 100 oligochètes d'un relevé de sédiment et T le pourcentage de tubificidés avec ou sans soies capillaires (comprenant les sous-familles Tubificinae, Rhyacodrilinae et Phallogrilinae), matures et immatures confondus, qui prédomine dans le même relevé de sédiment. Cet indice décrit la qualité biologique des sédiments en cinq classes (tab. 5). L'étude de la densité d'oligochètes permet de compléter le diagnostic [25]. Une densité élevée des oligochètes (> 3000 individus par 0,1 m²) associée à un IOBS faible (IOBS < 3) indique une pollution par la matière organique.

L'analyse des communautés de nématodes a été effectuée selon les méthodologies décrites dans *Heininger et al.* [26], *Höss et al.* [27, 28] et *Traunspurger et al.* [29]. En bref, les organismes récoltés ont été montés entre lame et lamelle dans une solution d'enrobage et identifiés à l'espèce (si possible) ou au genre, au moyen d'un microscope. L'indice NemaSPEAR[%]_{genus} a été calculé à partir des données des abondances relatives des taxons de nématodes selon la formule disponible dans *Höss et al.* [28]. Cet indice décrit la qualité biologique des sédiments en cinq classes (tab. 5).

ANALYSES STATISTIQUES DES RÉSULTATS DE LA TRIADE

Les données n'étant pas distribuées de façon normale, des analyses de corrélation non paramétriques de *Spearman* ont été effectuées entre les résultats des analyses chimiques (quotients de risque et teneurs en matière organique) et ceux des tests écotoxicologiques. Seules les corrélations positives significatives sont présentées. Afin d'intégrer les résultats des multiples éléments de preuve (chimie, tests écotoxicologiques et indices biologiques), une classification ascendante hiérarchique (analyse de cluster) des 10 échantillons de sédiment a été exécutée. L'analyse de cluster a permis de classer les échantillons en minimisant les diffé-

rences à l'intérieur des clusters et maximisant les différences entre les clusters. Les résultats sont présentés en fonction de leur pourcentage de similarité, selon la mesure de la distance euclidienne des résultats des 10 échantillons de sédiment. Toutes les analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel *Origin 2020 (Softonic, Barcelone, Espagne)*.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

SEUILS ET CRITÈRES DE QUALITÉ CHIMIQUE SOUVENT DÉPASSÉS

Granulométrie et contenu en MO

Le pourcentage de sédiments fins ≤ 63 μm (fractions limoneuses et argileuses) variait de 49,5% (site I1) à 83,0% (site BN2). Dans le canal Stockalper, ce pourcentage variait entre 58,4% (STO6) et 80,9% (STO10). Les sédiments de tous les sites sont donc très fins, de texture loam limoneux, sauf ceux du site I1, de type loam sablonneux. Cette texture de sédiment, très arable peut être expliquée par la dominance des terres agricoles de cette région.

Le contenu en MO sur tous les sites est élevé, dépassant au moins le double de la valeur médiane suisse (tab. 1). Alors que le site BN3 présente le taux le plus faible de MO (4,8%) du jeu de données, le site BN2 présente le taux de MO le plus élevé (11%). La présence d'une arrivée d'eau du Rhône en amont du site BN3 pourrait expliquer le plus faible pourcentage de MO au site BN3 qu'au site BN2. Au niveau des sites BN2, BN4, STO5 et STO8-9-10, une origine anthropique explique probablement la teneur très élevée de MO, supérieure au 90^e centile des données disponibles pour la Suisse (tab. 1). Un apport anthropique de MO semble certain au site BN4 (aval d'une STEP) au niveau duquel la teneur en MO est plus élevée qu'au site BN3 (amont de la STEP), alors que le pourcentage de sédiments fins est plus faible au site BN4 qu'au site BN3.

Métaux

L'évaluation de la qualité des sédiments selon les concentrations mesurées pour 8 métaux montre que les sites BN2-3-4 et STO5 sont les plus impactés, avec des concentrations pouvant excéder le double de la valeur seuil d'effet TEC pour le Cu, le Ni et le Zn (tab. 7; couleur orange, qualité médiocre). Pour les autres métaux, alors que les concentrations en Hg et Cd sont

inférieures à la TEC pour 8 et 10 sites, respectivement, celles du Cr et du Pb correspondent à une qualité moyenne dans le canal du Bras-Neuf et au niveau du site STO5, et celles de l'As à une qualité moyenne sur 4 sites du canal Stockalper (STO6-8 et STO10). Enfin, les sites I1, STO7 et STO9 apparaissent les moins à risque avec trois ou quatre éléments classant le sédiment en qualité moyenne pour les métaux (tab. 7).

Les valeurs TEC n'ayant pas été entièrement validées pour une utilisation en Suisse, les résultats obtenus ont été comparés aux concentrations de fond dérivées récemment par *Vivien et al.* [7] pour la Suisse. Une contamination importante en Cu et Zn dans tous les sédiments des 3 canaux est observée. En effet, les concentrations sont jusqu'à 18 et 13 fois plus élevées que les concentrations de fond pour le Cu (5,12 mg/kg ps) et le Zn (20,2 mg/kg ps), respectivement. Comme discuté précédemment dans un rapport sur la contamination en métaux des sédiments en Suisse [30], pour le Ni, la valeur TEC semble un peu plus conservatrice que celle du Cu ou du Zn, par rapport aux concentrations de fond mesurées en Suisse. Ceci est illustré par exemple pour les sédiments du site STO5, pour lesquels la concentration en Ni, la plus élevée de l'étude, excède 4 fois la concentration de fond dérivé par *Vivien et al.* [7], contre 16 fois pour le Cu, pour une même classe de qualité médiocre. À l'inverse, alors que les concentrations en As ne dépassent la valeur TEC (qualité moyenne) que dans 4 sites sur 10, elles sont, pour tous les sites, supérieures à la concentration de fond (1,6 mg/kg ps [7]) (jusqu'à 7,5 fois supérieure au site STO8).

Concernant le Hg, les concentrations mesurées dans les sédiments des sites BN2 et STO6 à STO10 (entre 0,11 et 0,17 mg/kg ps) étaient proches du seuil TEC (0,18 mg/kg ps). *MacDonald et al.* [13] ont cependant montré que l'incidence de toxicité sur divers organismes benthiques à des concentrations de Hg inférieures à ce seuil TEC était de 65% (le taux le plus élevé parmi tous les métaux). Un risque écotoxique ne peut donc pas être écarté pour ces sites. La concentration de fond en Hg dans les sédiments des cours d'eau en Suisse a été récemment estimée à 0,009 mg/kg ps [7]. Les concentrations sur les 10 sites de la présente étude sont donc de 4 à 40 fois plus élevées que la concentration de fond, ce qui montre un

Sites		I1	BN2	BN3	BN4	STO5	STO6	STO7	STO8	STO9	STO10
Métaux	As	3,0	4,2	5,3	5,2	6,9	11	10	12	8,4	11
	Cd	0,4	0,5	0,6	0,8	0,4	0,5	0,5	0,6	0,5	0,6
	Cr	45	53	53	50	44	35	40	45	38	45
	Cu	45	93	54	90	81	47	53	60	55	63
	Hg	0,04	0,13	0,27	0,33	0,09	0,17	0,12	0,11	0,11	0,11
	Ni	34	48	47	41	54	34	42	49	41	50
	Pb	30	47	41	44	40	27	29	30	28	32
	Zn	180	260	280	400	240	250	220	220	190	220
HAP	$\Sigma 16\text{HAPi}$	0,67	1,52	0,92	0,78	1,19	0,85	0,49	0,69	1,36	0,88
PCB	PCB 28	< LD									
	PCB 52	< LD									
	PCB 101	< LD	4,3	< LD	2,4	2,9	< LD				
	PCB 118	< LD	2,7	< LD							
	PCB 138	2,6	7,3	3,3	4,7	3,4	3,5	< LD	< LD	< LD	< LD
	PCB 153	2,2	6,4	2,6	4,0	3,2	3,0	< LD	< LD	< LD	< LD
	PCB 180	< LD	3,4	< LD	3,3	< LD					

Tab. 7 Interprétation (code couleur) des données chimiques (valeurs, en mg/kg ps pour les métaux et HAP, $\mu\text{g}/\text{kg ps}$ pour les PCB) pour les sédiments des canaux des îles (I), du Bras-Neuf (BN) et Stockalper (STO) selon les résultats des quotients de risque ou de la somme des quotients de risque individuels pour les HAP ($\Sigma 16\text{HAPi}$) (qualité selon la couleur: gris = non évaluable, vert = bonne, jaune = moyenne, orange = médiocre, rouge = mauvaise).

niveau de contamination élevé du Hg de ces canaux. Si l'on ajoute cette concentration de fond à la concentration maximale admissible dérivée à partir de données de tests écotoxicologiques, un critère de qualité EQS_{sed} de 0,025 mg/kg ps (1% COT) a pu être dérivé par le Centre Ecotox [31, 32]. Avec ce critère de qualité normalisé par la teneur en COT de chaque site, les sites BN3, BN4 et STO6 ont des sédiments de qualité médiocre.

HAP

Concernant les HAP, si l'on considère les substances individuellement, les concentrations les plus élevées sont toujours observées dans les sédiments des sites BN2 (9 sur 10 HAP détectés dans au moins 1 site) et STO9 (3 sur 10 HAP détectés dans au moins 1 site) (non présentées). Aucun HAP ne dépasse cependant le critère de qualité individuel normalisé par la teneur en COT. En évaluant le mélange d'HAP selon le QR_{HAP}, les sites I1, STO7 et STO8 présentent une qualité bonne, les sites BN4, STO6 et STO10 une qualité moyenne et les sites BN2, BN3 et STO5 et STO9 une qualité médiocre (tab. 7). Les concentrations totales en HAP calculées dans ce projet sont supérieures à la concentration de fond estimée selon le 10^e centile des mesures de 24 sites entre 2015 et 2018 (0,075 mg/kg ps; Centre Ecotox, non publiée), mais n'excèdent pas la valeur maximale mesurée dans des petits cours

d'eau en Suisse (9,6 mg/kg ps; Centre Ecotox, non publiée).

PCB

Concernant les PCB, les sites BN2 et BN4 présentent les plus fortes concentrations avec 4 et 5 congénères détectés, suivis de STO5, I1, BN3 et STO6 avec 2 ou 3 congénères détectés, respectivement (tab. 7). Le risque toxique est particulièrement élevé au site BN2, au niveau duquel 4 congénères classent les sédiments comme de qualité médiocre et le PCB 118, utilisé comme indicateur pour tous les congénères de type dioxine, est présent à une concentration supérieure à 10 fois le EQS_{sed}, ce qui classe les sédiments en mauvaise qualité. L'évaluation du risque indique que les autres sites, à l'exception des sites STO7 à STO10, dont le risque ne peut pas être évalué (PCB non détectés), sont également de qualité médiocre, avec 4 (BN4), 3 (STO5) ou 2 (I1, BN3 et STO6) congénères avec des QR_{PCB} ≥ 2 (couleur orange). Pour la somme des 6 PCB indicateurs (28, 52, 101, 138, 153 et 180), alors que les sites I1, BN3-4 et STO5-6 présentent des concentrations que l'on peut retrouver dans la Birse ou la Sarine [33], le site BN2 (21,4 $\mu\text{g}/\text{kg ps}$) présente une concentration dépassant la valeur maximale de notre base de données pour des petits cours d'eau (Centre Ecotox, non publiée). Concernant le PCB 118, la concentration

mesurée au site BN2 est 1,6 fois plus forte que la concentration maximale mesurée dans les petits cours d'eau en Suisse en 2018 et 270 fois supérieure à la concentration de fond de 0,010 $\mu\text{g}/\text{kg ps}$ estimée selon le 10^e centile des mesures de 24 sites entre 2015 et 2018 (Centre Ecotox, non publiées), indiquant une pollution importante.

INHIBITION IMPORTANTE DE LA CROISSANCE DE L'OSTRACODE *H. INCONGRUENS*

Aucun effet sur la reproduction de *C. elegans* n'a été observé pour les 10 échantillons de sédiments (fig. 2). Les sédiments des sites BN2, BN3, STO5, STO7 et STO10 ont en revanche induit une diminution statistiquement significative de la croissance des nématodes au bout de 4 jours (ANOVA, p-value = $2,93 \times 10^{-37}$, fig. 2). L'inhibition de la croissance n'a cependant pas dépassé le seuil toxique de 25% (inhibition maximale de 13% pour les sites BN2 et STO7) [21].

Chez *H. incongruens*, aucun échantillon n'a induit de mortalité significative (fig. 2). En revanche, sur tous les sites, une croissance significativement plus faible que celle du contrôle a été observée (fig. 2) mais seuls les sites BN4 (canal du Bras Neuf) et STO5 à STO10 (canal Stockalper) ont induit une inhibition de croissance supérieure à 35% (voir tab. 6). L'inhibition de croissance la plus forte a été observée aux sites STO7 à STO10 (de

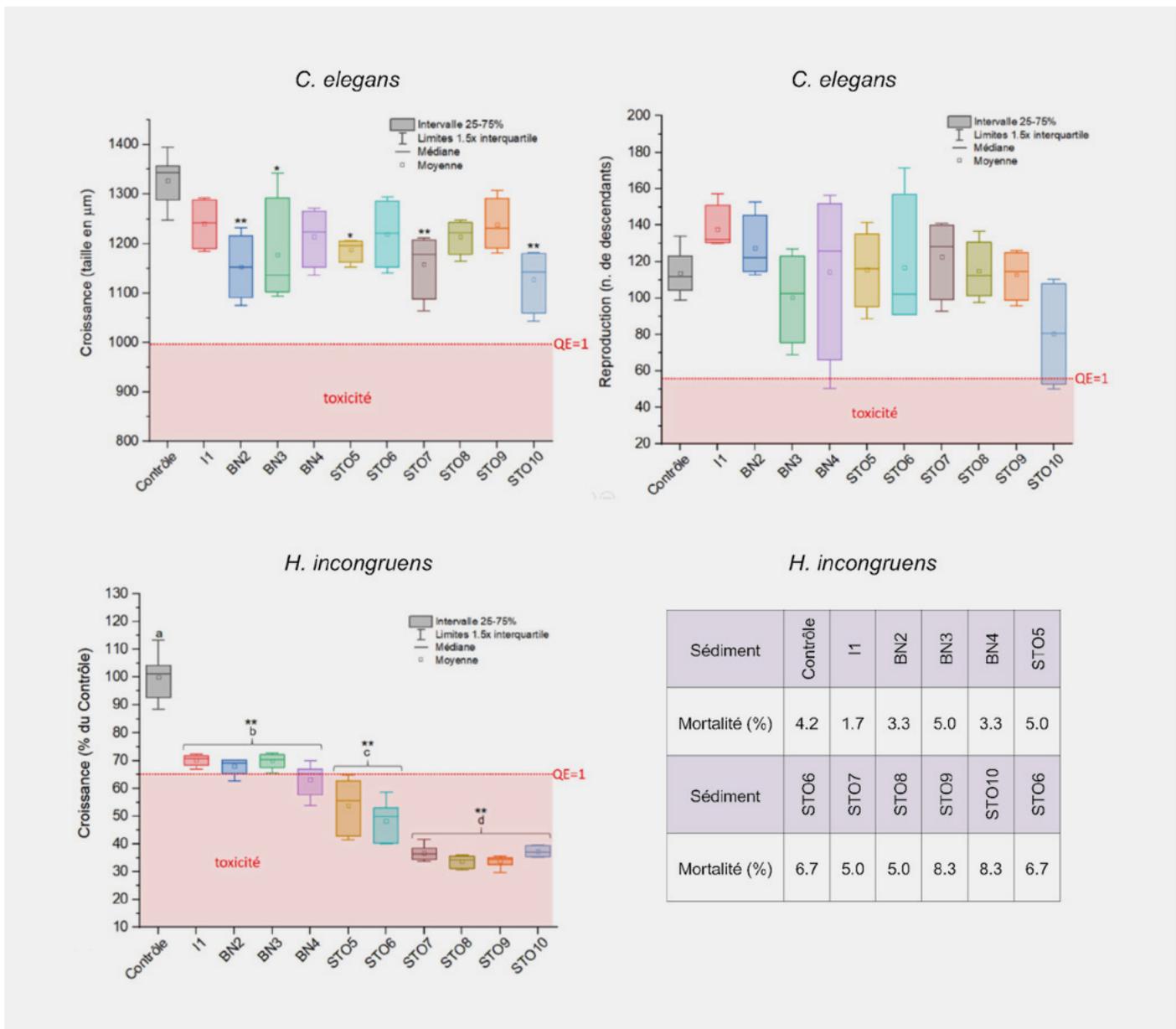


Fig. 2 Résultats des tests écotoxicologiques avec le nématode *C. elegans* (en haut, croissance et reproduction) et avec l'ostracode *H. incongruens* (en bas, croissance et mortalité). La ligne rouge indique un quotient d'effet QE = 1, correspondant à 75 et 50% de la croissance et de la reproduction du contrôle pour *C. elegans*, respectivement (seuils de toxicité de 25 et 50% d'inhibition, respectivement) et à 65% de la croissance du contrôle (seuil de toxicité de 35% d'inhibition) pour *H. incongruens*. Les * indiquent les échantillons significativement différents du contrôle, et les lettres indiquent les échantillons significativement non différents, selon le test Tukey post ANOVA (** p -value < 0,01, * p -value < 0,05, ANOVA p -value < 0,001). Aucun sédiment n'a induit une mortalité supérieure au seuil de toxicité de 20% chez *H. incongruens*.

63 à 66%), mais elle n'a cependant pas dépassé le second seuil critique de 70% (équivalent à QE=2).

Les résultats de ces deux tests indiquent que les trois sites en amont sont de bonne qualité écotoxicologique (couleur verte) et les sédiments du site BN4 ainsi que tous les sédiments du canal Stockalper d'une qualité écotoxicologique moyenne (couleur jaune), selon le système de classification (tab. 5). Un risque d'effets indésirables sur les organismes épibenthiques sensibles dans cette section du canal a donc été observé.

Les quotients d'effet pour la croissance des ostracodes étaient significativement corrélés avec le risque associé aux concentrations d'As dans les sédiments ($R^2=0,83$, p -value=0,003). Malgré cette corrélation significative, les QR_{As} varient de 0,3 à 1,2 et l'As n'est donc probablement pas (seul) responsable de la toxicité chez *H. incongruens*. Pour *C. elegans*, même si le seuil d'effet sur la croissance (25%) n'a pas été atteint, des différences statistiquement significatives par rapport au contrôle ont été relevées sur les sites BN2, STO7 et STO10

(ANOVA, p -value<0,01). Les quotients d'effet sur la croissance des nématodes ont montré une corrélation positive avec le QR_{zn} ($R^2=0,64$, p -value=0,044), mais aussi avec la moyenne des $QR_{métaux}$ ($R^2=0,68$, p -value=0,029). Une récente étude effectuée en laboratoire a montré que la sensibilité de *C. elegans* aux métaux et HAP mesurés dans l'eau était comparable à celle d'autres espèces de nématodes [20], justifiant ainsi l'utilisation de *C. elegans* comme organisme test indicateur d'effets toxiques potentiels pour un certain nombre d'espèces de

Sites		I1	BN2	BN3	BN4	ST05	ST06	ST07	ST08	ST09	ST010
Oligochètes	Densité par 0,1 m ²	781	5714	14 286	21 008	2857	2893	16 286	32 286	6071	10 823
	N taxons	5	5	6	6	4	9	6	6	6	7
	% tubificidés	100	100	100	100	100	99	100	100	100	100
	IOBS	0,6	0,7	0,7	1,1	0,5	1,6	1,2	0,7	1,0	1,2
Néma- todes	Densité par 0,1 m ²	4839	918	2164	6720	1234	983	1223	1001	751	3857
	N taxons	14	23	18	14	19	20	21	20	14	17
	NemaSPEAR[%] _{genus}	21,1	16,9	24,8	4,8	23,7	23,3	16,2	14,1	26,2	24,9

Tab. 8 Résultats de l'étude des communautés d'oligochètes et de nématodes dans les sédiments des canaux des îles (I), du Bras-Neuf (BN) et Stockalper (STO). Le code couleur indique le classement de la qualité écologique des sédiments selon le score de l'indice biologique.

nématodes. Cependant, dans notre étude, il n'y pas de concordance entre les résultats du test *C. elegans* et ceux de l'indice NemaSPEAR[%]_{genus}.

ÉTUDE DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES: QUALITÉ BIOLOGIQUE INSATISFAISANTE

Au total, 15 taxons d'oligochètes appartenant aux sous-familles Tubificinae (14 taxons) et Lumbriculidae (1 taxon) ont été trouvés. Les nombres de taxons obtenus par site sont globalement faibles, en particulier sur 8 sites (4–6 taxons) (tab. 8). Les peuplements d'oligochètes indiquent une mauvaise qualité sur les sites I1, BN2, BN3, ST05 et ST08 et médiocre sur les 5 autres sites (BN4, ST06, ST07, ST09 et ST010) (tab. 8). Sur tous les sites, seuls des taxons très résistants aux pollutions (tubificidés) ont été rencontrés (99–100%). La densité d'oligochètes est élevée sur tous les sites sauf I1. Elle est très élevée sur les sites BN2 à BN4 et ST07 à ST010 et donc une pollution par la matière organique est particulièrement suspectée sur ces sites.

Les communautés de nématodes sont également caractérisées par une diversité d'espèces/taxons assez faible. Seulement 14 à 23 espèces/taxons ont été rencontrés par site (tab. 8). En comparaison, 25 à 47 espèces/taxons par site sont généralement trouvés dans les rivières en Allemagne [23]. Les résultats de l'indice NemaSPEAR[%]_{genus} montrent une qualité moyenne aux sites I1, BN3, ST05, ST06, ST09 et ST010, une qualité médiocre aux sites BN2, ST07 et ST08 et une qualité mauvaise au BN4 (tab. 8). De plus, l'indice a montré une qualité biologique nettement moins bonne en aval de la STEP de Collombey (BN4) par rapport à son amont (BN3). Les résultats de l'indice IOBS peuvent être expliqués par l'effet des métaux. En effet, Vivien et al. [7] ont proposé pour chaque métal (Cr, Ni, Zn, Cu, Hg, Cd, Pb et As) des seuils spécifiques au-

delà desquels des effets sur les peuplements d'oligochètes étaient possibles (TEL_{oligo}; *Threshold Effect Level*) et probables (PEL_{oligo}; *Probable Effect Level*) [7]. Les concentrations des métaux mesurés dans la présente étude sont presque toutes > PEL_{oligo}. Par exemple, le PEL_{oligo} du Hg (0,054 mg/kg ps) est largement dépassé sur tous les sites sauf I1. De plus, les auteurs ont proposé un seuil pour les métaux combinés mPEL_{oligo}-Quotient de 0,92, basé sur les valeurs PEL_{oligo}, au-delà duquel un effet sur les communautés d'oligochètes est probable. Les valeurs de ce quotient calculé à partir des concentrations de métal obtenues dans le présent travail sont supérieures à ce seuil sur tous les sites, puisqu'elles se situent entre 1,22 (site I1) et 2,76 (site BN4) (non présentées). Concernant les communautés de nématodes, les concentrations de métaux, HAP et PCB obtenues sur tous les sites sont suffisantes pour induire un effet

sur les communautés. En effet, Höss et al. [27] ont observé qu'au-delà d'un seuil mPEC-Q de 0,17 (PEC-Q = *Probable Effect Concentration-Quotient*) combinant les métaux, HAP et PCB, calculé en utilisant les valeurs SEL (*Severe Effect Level*, équivalent de PEC) de de Deckere et al. [34], un effet sur les communautés de nématodes était probable. Les valeurs mPEC-Q calculées pour les sites du présent travail se situent entre 0,18 et 0,31 (non présentées), et donc au-delà du seuil d'effet sur ces communautés.

BILAN ET PERSPECTIVES

Le bilan de la triade a été élaboré à l'aide de la construction d'un dendrogramme (fig. 3).

Le premier site qui se distingue des autres est le site BN2. Ceci reflète son intense signature chimique, qui présente un risque écotoxique non discuté selon l'approche des quotients de

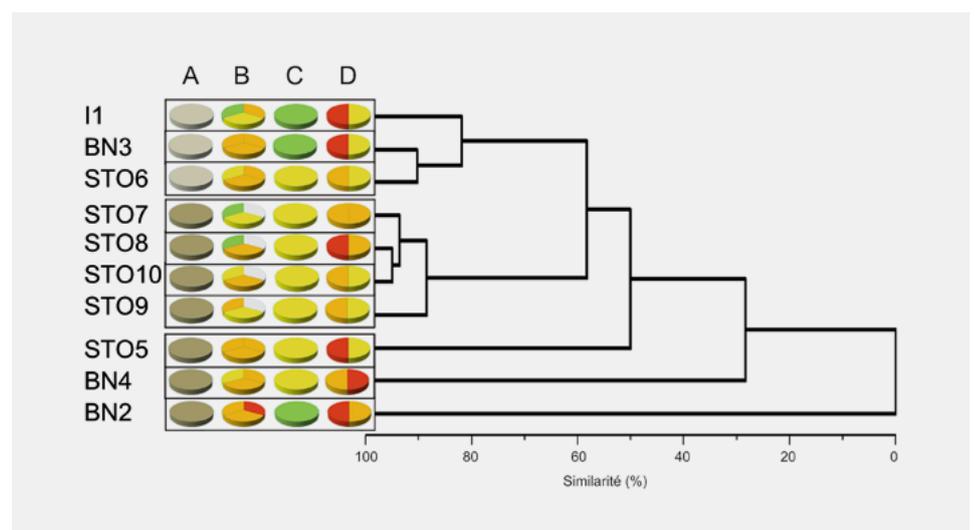


Fig. 3 Bilan des résultats de la triade selon le système de classification (tab. 1 et 2) et dendrogramme séparant les sites en groupes distincts (classification ascendante hiérarchique). La méthode est basée sur le calcul de la distance euclidienne de la moyenne du groupe. A, matière organique; B, chimie (en bas métaux, à gauche HAP, à droite PCB); C, écotoxicologie; D, indices biologiques (à gauche NemaSPEAR[%]_{genus}, à droite IOBS).

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Service de l'environnement du canton du Valais pour avoir financé ce projet, *Sebastian Höss* et *Walter Traunspurger* pour la réalisation des biotests sur *C. elegans* ainsi que pour l'étude des communautés de nématodes, *Sergio Santiago* pour la réalisation des biotests sur *H. incongruens*, le laboratoire *Wessling* et le Département *F.-A. Forel* de l'environnement et de l'eau de l'Université de Genève pour les analyses physico-chimiques, *Christina Thiemann* (Centre Ecotox) et *Myriam Eggerschwiler* (Service de l'environnement, État du Valais) pour leur aide pendant les échantillonnages.

risque, pour les métaux, HAP et PCB, et des indices biologiques médiocre et mauvais. De nombreux sites industriels (ancienne raffinerie *Tamoil*, industries chimiques *Sygenta*, *Huntsman Advanced Materials*, *BASF*) et de gestion des déchets et des eaux usées (*Cimo*, *SATOM*) sont à proximité de ce site (aires industrielles sur *fig. 1*). Ensuite, les sites BN4 et STO5, pour lesquels les tests écotoxicologiques et/ou les indices biologiques montrent des effets indéniables sur les organismes benthiques, se séparent dans 2 clusters uniques supplémentaires. Le site STO5 se situe en amont mais très proche de l'embouchure du canal du Bras-Neuf et en aval de la zone urbaine de Collombey-Muraz et est probablement impacté par des apports d'eaux pluviales chargées à certaines périodes par des métaux (Cu et Ni) et HAP. Une part importante de métaux, HAP et PCB sur ce site pourrait également être apportée par le canal du Bras-Neuf, et ainsi, comme le site BN4, le site STO5 serait impacté par la STEP de Collombey, en amont du site BN4. L'étude d'un site en amont du site STO5 sur le canal Stockalper permettrait de vérifier les hypothèses sur l'origine de la pollution des sédiments de ce canal. Les teneurs en matière organique dans les sites BN2, BN4 et STO5 sont en outre très élevées. Seuls les échantillons I1, BN3 et STO6 (les plus faibles en MO et valeurs QR pour les métaux), ainsi que STO7, STO8, STO9 et STO10 (effets montrés – biotests et indices biologiques) forment 2 groupes d'échantillons. Pour le premier sous-cluster, le site I1 étant en amont des sites industriels susmentionnés et le site STO6 en aval de l'embouchure avec le canal

Bras-Neuf, bénéficiant par rapport au site STO5 d'une dilution de la pollution par les eaux de ce canal, le regroupement de ces échantillons, séparément des autres, n'est pas surprenant. Le site BN3 se distingue surtout par une teneur modérée en MO (le plus faible du jeu de données).

En plus de la présence de stations d'épuration (Vionnaz en amont du site STO8 et Port-Valais au niveau du site STO10), les eaux de ruissellement des terres agricoles, pourraient être responsables de l'effet significatif sur la croissance observée chez les ostracodes au niveau des sites STO7-10, rangeant ces sites dans le deuxième sous-cluster. Le canal Stockalper est caractérisé par la présence de surfaces agricoles intensives (cultures céréalières et fourragères) et de pâturages (*fig. 1*). Dans une récente étude sur la qualité des sédiments de petits cours d'eau, l'ostracode *H. incongruens* s'est montré particulièrement sensible aux sédiments de ruisseaux dont les bassins versants étaient dominés par l'agriculture [2]. La différence entre STO6 et STO7 peut également s'expliquer par des apports d'eaux plus riches en nutriments en provenance de la pisciculture du Vionnaz. Le site STO9 se distingue cependant légèrement des 3 autres sites dans son sous-cluster, du fait du risque qu'il présente aussi pour le mélange des HAP. La contamination importante en HAP des sédiments de ce site pourrait être expliquée par la proximité du site avec une zone urbaine (Commune de Vouvry en amont) et le trafic routier (axe routier important à la Porte du Scex). Le rôle des HAP au site 9 ainsi que des substances non mesurées dans les autres sites est à explorer. Des analyses chimiques complémentaires, des tests de toxicité sur d'autres organismes (p.ex. amphipodes ou insectes), ou des études sur la biodisponibilité des polluants (p.ex. bioaccumulation) peuvent aider à mieux définir les causes des effets toxiques dans le canal Stockalper.

Pour résumer, cette étude a permis de décrire l'état chimique des sédiments des trois canaux et d'évaluer les effets des polluants mesurés sur la composition des communautés d'organismes inféodés aux sédiments et sur la croissance, reproduction et mortalité de deux organismes tests en contact direct avec les sédiments. Une qualité biologique insatisfaisante et/ou des effets sur la croissance de l'ostracode *H. incongruens* a été observée sur tous les sites. Ces résultats ont pu être expli-

qués par l'effet des substances chimiques mesurées et de la teneur importante en matière organique. Cette étude souligne par ailleurs l'intérêt de coupler différents outils de chimie, d'écotoxicologie et de biologie pour une meilleure évaluation de la qualité des écosystèmes.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Barhouni, B. et al. (2019): Occurrence, distribution and ecological risk of trace metals and organic pollutants in surface sediments from a Southeastern European river (Someşu Mic River, Romania). *Science of The Total Environment* 660: 660–676
- [2] Casado-Martinez, M.C. et al. (2019): Écotoxicité des sédiments de ruisseaux. Les pesticides présents dans les sédiments ont des effets sur les organismes benthiques. *Aqua & Gas* 12/2019: 62–71
- [3] Wetzel, M.A.; Wahrendorf, D.-S.; von der Ohe, P.C. (2013): Sediment pollution in the Elbe estuary and its potential toxicity at different trophic levels. *Science of The Total Environment* 449: 199–207
- [4] Beauvais, R. et al. (2020): Évaluation de la qualité des sédiments des canaux Stockalper, du Bras-Neuf et des îles (Valais, Suisse) basée sur une approche de type triade. Rapport du Centre suisse d'écotoxicologie appliquée, Lausanne, 2020. https://www.centreecotox.ch/media/195015/2020_beauvais_kt_vs_stockalper.pdf.
- [5] Casado-Martinez, M.C. et al. (2020): Proposition d'une stratégie pour l'évaluation de la qualité des sédiments en Suisse. *ARPEAmag* 283(HIVER 2020): 57–62
- [6] DIN (2000): DIN EN ISO 12879:2000 - Charakterisierung von Schlämmen – Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse
- [7] Vivien, R. et al. (2020): Effect thresholds of metals in stream sediments based on in situ oligochaete communities. *Environments* 7(4): 31 (15 pp.)
- [8] DIN (2009): DIN EN ISO 11885:2009 Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES)
- [9] DIN (2005): DIN EN ISO 17294-2:2005 Wasserbeschaffenheit – Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) – Teil 2: Bestimmung von ausgewählten Elementen einschliesslich Uran-Isotope
- [10] DIN (1997): DIN ISO 11466:1997 Bodenbeschaffenheit – Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente
- [11] ISO (2006): ISO 18287:2006 Qualité du sol – Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) – Méthode par chromatographie en phase gazeuse avec détection par spectrométrie de masse (CG-SM)
- [12] ISO (2002): ISO 10382:2002 Qualité du sol – Dosage des pesticides organochlorés et des biphé-

- nyles polychlorés – Méthode par chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons.
- [13] MacDonald, D.D.; Ingersoll, C.G.; Berger, T.A. (2000): Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch Environ Contam Toxicol* 39(1): 20–31
- [14] Wildi, M.; Casado-Martinez, C. (2019): Evaluation of Sediment Quality – Guidelines for PAHs: recommendations for the development of EQSsed. Report from the Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, Lausanne. Disponible sur demande auprès des auteurs.
- [15] Wildi, M.; Casado-Martinez, C. (2019): Evaluation of Sediment Quality – Guidelines for PCBs: recommendations for the development of EQSsed. Report from the Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, Lausanne. Disponible sur demande auprès des auteurs.
- [16] Wittmer, I. et al. (2014): Micropolluants – Stratégie d'évaluation pour les micropolluants organiques de sources non ponctuelles. Étude réalisée sur mandat de l'OFEV, Eawag, Dübendorf.
- [17] Junghans, M.; Kunz, P.; Werner, I. (2013): Toxizität von Mischungen. Aktuelle, praxisorientierte Ansätze für die Beurteilung von Gewässerproben. *Aqua & Gas* 5/2013: 54–61
- [18] 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: 220–4
- [19] 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* microbio-test. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 416: 15
- [20] Haegerbaeumer, A. et al. (2018): Is *Caenorhabditis elegans* representative of freshwater nematode species in toxicity testing? *Environmental Science and Pollution Research* 25(3): 2879–2888
- [21] 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(9): 2999–3010
- [22] Kudlak, B.; Wolska, L.; Namieśnik, J. (2011): Determination of EC50 toxicity data of selected heavy metals toward *Heterocypris incongruens* and their comparison to «direct-contact» and microbio-tests. *Environmental Monitoring and Assessment* 174(1): 509–516
- [23] ISO (2010): ISO 10872:2010 Qualité de l'eau – Détermination de l'effet toxique d'échantillons de sédiment et de sol sur la croissance, la fertilité et la reproduction de *Caenorhabditis elegans* (nématodes)
- [24] ISO (2012): ISO 14371:2012 Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce envers *Heterocypris incongruens* (Crustacea, Ostracoda)
- [25] AFNOR (2016): Qualité de l'eau – échantillonnage, traitement et analyse des oligochètes dans les sédiments des eaux de surface continentales. *NF T 90-393*: p. 14.
- [26] Heininger, P. et al. (2007): Nematode communities in contaminated river sediments. *Environmental Pollution* 146(1): 64–76
- [27] Höss, S. et al. (2011): Nematode species at risk – a metric to assess pollution in soft sediments of freshwaters. *Environ Int* 37(5): 940–949
- [28] Höss, S. et al. (2017): Validating the NemaSPEAR[%]-index for assessing sediment quality regarding chemical-induced effects on benthic communities in rivers. *Ecological Indicators* 73: 52–60
- [29] Traunspurger, W. et al. (2012): Meiobenthic community patterns of oligotrophic and deep Lake Constance in relation to water depth and nutrients. *Fundamental and Applied Limnology* 180(3): 233–248
- [30] Casado-Martinez, C. et al. (2016): Trace metals in sediments from Switzerland. Situation analysis and recommendations. Centre Ecotox/Oekotoxzentrum Eawag-EPFL, EPFL-ENAC-IIEGE, Lausanne.
- [31] Casado-Martinez, C. (2019): EQSsed – Proposal of the Ecotox Centre: Mercury. Report from the Ecotox Centre. Disponible sur demande auprès des auteurs.
- [32] European Commission (2011): Guidance Document No. 27: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)
- [33] Zennegg, M.; Vermeirssen, E.L.; Schmid, P. (2016): Mesure des PCB et des dioxines dans les cours d'eau. Évaluation de l'adéquation de l'analyse sédimentaire et de l'échantillonnage passif en milieu aqueux pour détecter les sources d'émission. *Connaissance de l'environnement n° 1639*. Office fédéral de l'environnement, Berne
- [34] de Deckere, E. et al. (2011): Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Journal of Soils and Sediments* 11(3): 504–517

WASSER ▼ BODEN ▼ LUFT
Analytische Untersuchungen und Beratung

envilab

ANALYTIK AUS LEIDENSCHAFT

ENVILAB AG
Mühlethalstrasse 25, 4800 Zofingen
T 062 745 70 50, www.envilab.ch