



Stratégie d'évaluation de la qualité des sédiments en Suisse

Étude élaborée sur mandat de
l'Office fédéral de l'environnement

Décembre 2021 (mise à jour 2022)



Mentions légales

Éditeur

Centre suisse d'écotoxicologie appliquée, EPFL-ENAC-IIE-GE, Station 2, 1015 Lausanne, Suisse.

Auteur·e·s

Carmen Casado, Michel

Wildi, Benoit J.D. Ferrari, Centre Ecotox/Oekotoxzentrum, Centre suisse d'écotoxicologie appliquée
Inge Werner

Accompagnement du projet

Silwan Daouk	VSA, Association des professionnels de la protection des eaux, Plateforme Qualité de l'eau
Yael Schindler	OFEV, Division Eau, Section Qualité des eaux

Comité d'experts

Institut national de la recherche agronomique (INRAE) FR-69616 Villeurbanne Cedex (France)	Marc Babut
Institut des dynamiques de la surface terrestre (IDYST), UNIL, CH-1015 Lausanne	Nathalie Chèvre
Département Eaux de surface, EAWAG CH-8600 Dübendorf	Nathalie Dubois
BG Ingenieure und Berater AG CH-3014 Bern	Stefan Gautschi
Laboratoire central environnemental (CEL), EPFL CH-1015 Lausanne	Felippe De Alencastro
Département de Chimie de l'environnement, EAWAG CH-8600 Dübendorf	Juliane Hollender
Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau, Université de Genève CH- 1205 Genève	Jean-Luc Loizeau
(Anciennement) Département Analyse des systèmes, évaluation intégrée et modélisation, EAWAG CH-8600 Dübendorf	Christian Michel
Kanton Zürich, Abteilung Gewässerschutz Sektion Oberflächengewässerschutz, AWEL CH-8090 Zürich	Pius Niederhauser

Oekotoxzentrum | Eawag | Überlandstrasse 133 | Postfach 611 | 8600 Dübendorf | Schweiz
T +41 (0)58 765 55 62 | F +41 (0)58 765 58 63 | info@oekotoxzentrum.ch | www.oekotoxzentrum.ch

Centre Ecotox | EPFL-ENAC-IIE-GE | Station 2 | CH-1015 Lausanne | Suisse
T +41 (0)21 693 62 58 | F +41 (0)21 693 80 35 | info@centreecotox.ch | www.centreecotox.ch



Kanton Basel-Stadt, Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt CH-4019 Basel	Steffi Perry
OFEV, Section Sites pollués CH-3003 Bern	Christoph Reusser
Canton de Berne, Office de l'eau et des déchets CH-3014 Berne	Rico Ryser
Soluval Santiago CH- 2108 Couvet	Serge Santiago
Département Analyse des systèmes, évaluation intégrée et modélisation, EAWAG CH-8600 Dübendorf	Nele Schuwirth
VSA Plateforme Qualité de l'eau, c/o EAWAG CH-8600 Dübendorf	Irene Wittmer
Kanton Sankt-Gallen, Amt für Wasser und Energie CH-9001 St. Gallen	Jürg Wüthrich

Version mise à jour

Ce rapport a été mis à jour en 2022 afin de prendre en compte les changements de terminologie. L'abréviation EQS_{sed} pour les critères de qualité du sédiment a en effet été remplacée par CQS. D'autres modifications/corrections éditoriales mineures ont été effectuées.

Remerciements

Nous remercions Rébecca Beauvais et Régis Vivien du Centre Ecotox ; le personnel qui a collaboré aux essais sur le terrain pour la validation de la stratégie d'échantillonnage Olivier Frund et Jean Kogler (JU), Rico Ryser et Andreas Giovanoli (BE), Andreas Schachenmann (UR, SZ, OW, NW), Thomas Amiet (BL), Jan Mazacek (BS), Thomas McMullin et Jean-Marie Vuignier (VS), Markus Blum et Thomas Reimann (ZH) et Markus Faden et Sergio Rezzonico (SG). Nous remercions les membres du groupe de discussion sur la qualité des sédiments, qui ont contribué au démarrage de ce projet. Nous remercions également Reto Mural et Simona Weber (tous deux de l'OFEV) pour avoir discuté de la base juridique.

Contact

Cette étude a été menée sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement et cofinancée par le Centre suisse d'écotoxicologie appliquée. Sa teneur n'engage que la responsabilité de l'éditeur / de l'organisme mandaté.

Citation

Casado, C., Wildi, M., Ferrari, Benoît J.D., Werner, I. 2022. Stratégie d'évaluation de la qualité des sédiments en Suisse. Étude élaboré sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement. Centre suisse d'écotoxicologie appliquée, Lausanne.

Traduction

Laurence Frauenlob, Waldkirch, Allemagne

Photo de couverture

Andri Bryner, Eawag





Résumé

Introduction : Ce rapport présente une stratégie de surveillance et d'évaluation de la qualité des sédiments basée sur leur état chimique. Il s'agit d'une approche robuste conçue pour les contrôles de routine. La méthode indique plusieurs démarches pour le prélèvement et le prétraitement des échantillons destinés aux analyses chimiques et présente des critères de qualité du sédiment (CQS) pour une liste de contaminants pertinents ainsi qu'un système de classification de la qualité du sédiment conforme au système modulaire gradué.

Conception de l'étude et stratégie d'échantillonnage : La méthode recommande de collecter sur chaque site des répliquats à trois points différents distants de quelques mètres et de les réunir en un échantillon composite qui sera ensuite analysé. Pour la plupart des objectifs d'étude et des types de cours d'eau, la fraction < 2 mm est analysée. Si, toutefois, le monitoring vise une analyse des tendances et si la proportion de sédiments fins est assez faible, la matrice recommandée est la fraction fine (< 63 µm).

Substances proposées pour le monitoring des sédiments : Une liste de vingt substances est proposée pour lesquelles il est recommandé de rassembler des informations sur les concentrations environnementales dans le sédiment et de procéder à une évaluation du risque à l'échelle nationale. Cette liste comprend quatre métaux, quatre pesticides, deux produits pharmaceutiques, un bactéricide, un surfactant fluoré, un phtalate, les nonylphénols et octylphénols, un musc de synthèse, un composé aliphatique chloré, et les groupes des PCB, des HAP et des PBDE. Cette liste ne doit pas être utilisée dans tous les cas de figure mais peut être adaptée en fonction du type de plan ou cours d'eau étudié, des sources de contamination présentes et des objectifs de l'étude.

Évaluation de la qualité du sédiment : Une méthode d'appréciation à deux niveaux est proposée. Le niveau 1 consiste en l'analyse chimique des substances d'intérêt et à leur comparaison avec les critères de qualité du sédiment correspondants (CQS). Les CQS sont dérivés à partir de données écotoxicologiques et correspondent à des concentrations seuils au-dessus desquelles un risque d'effets négatifs pour les organismes benthiques ne peut être exclu. En fonction du rapport entre la concentration environnementale mesurée et le CQS, la qualité des sédiments peut être divisée en cinq classes de qualité.

Le système d'évaluation proposé pour apprécier la qualité du sédiment repose sur cinq catégories définies en fonction de la valeur du quotient de risque (RQ). Il est recommandé d'utiliser les CQS en tant que références ou outils de screening. Les concentrations inférieures aux CQS indiquent les substances et les sites peu préoccupants sur le plan écotoxicologique. Le risque potentiel mis en évidence par un dépassement des CQS au niveau 1 demande à être confirmé par une évaluation plus détaillée et spécifique au site au niveau 2. Des instruments permettant d'affiner l'évaluation de l'exposition et des effets sont brièvement exposés à cette fin dans ce rapport.

Conclusions et perspectives : Cette approche est un premier pas vers l'harmonisation de l'évaluation de la qualité des sédiments en Suisse. Elle se base sur les pratiques déjà répandues à l'échelle nationale afin d'assurer une certaine continuité des bases de données existantes. La



liste de substances proposées pour le monitoring des sédiments est principalement basée sur les priorisations précédemment effectuées et les propriétés des composés, étant donné que les données sur les concentrations mesurées dans l'environnement sont peu fréquentes en ce qui concerne les sédiments suisses. Elle doit donc être régulièrement actualisée en fonction des nouvelles données issues des campagnes de mesure ou de l'évaluation réglementaire des substances chimiques. De même, les CQS devront être actualisées à mesure que l'état des données scientifiques s'améliorera. Les améliorations futures de la méthode concerneront notamment la toxicité due aux mélanges de composés et l'élaboration d'un protocole plus détaillé pour l'affinement de l'évaluation du risque.



Table des matières

Résumé	5
Table des matières	7
1. Introduction.....	9
1.1 Contexte	9
1.2 Objectifs et champ d'application	10
1.3 Structure du rapport.....	11
2. Contexte réglementaire	12
2.1. Législation suisse	12
2.2. Lois et accords internationaux.....	14
3. Connaissances sur la qualité des sédiments en Suisse	17
3.1. Pratique de l'évaluation de la qualité des sédiments en Suisse	17
3.2. Situation en matière de qualité des sédiments.....	18
3.2.1. Éléments traces métalliques	18
3.2.2. Polychlorobiphényles (PCB)	20
3.2.3. Conclusions de l'analyse de la situation	23
4. Substances proposées pour le monitoring des sédiments	24
4.1. Priorisation des micropolluants organiques.....	24
4.2. Sélection de substances recommandées pour le monitoring des sédiments	25
5. Conception de l'étude et stratégie d'échantillonnage.....	27
5.1. Conception de l'étude	28
5.1.1. Définition des objectifs	28
5.1.2. Collecte des informations disponibles et évaluation de leur pertinence	28
5.1.3. Sélection des composés à cibler.....	30
5.1.4. Sélection de la matrice	30
5.1.5. Prérequis pour les analyses chimiques.....	30
5.1.6. Contrôle de la qualité sur le terrain	31
5.2. Stratégie d'échantillonnage	33
5.2.1. Sélection des sites de prélèvement	33
5.2.2. Réplicats et échantillons composites	35
5.2.3. Fréquence et moment des prélèvements.....	36
5.2.4. Équipement	37
5.2.5. Mesures à prendre avant le travail de terrain	38
5.3. Prélèvements sur le terrain.....	41
5.3.1. Mesures préliminaires	42
5.3.2. Prélèvement du sédiment	42
5.3.3. Homogénéisation, tamisage et mise en flacons	43
5.3.4. Transport et stockage.....	44



5.4. Analyse	46
5.4.1. Prétraitement des échantillons.....	46
5.4.2. Propriétés des sédiments.....	46
5.4.3. Métaux.....	47
5.4.4. Micropolluants organiques	49
6. Évaluation de la qualité des sédiments.....	52
6.1. Niveau 1 : Évaluation basée sur la comparaison des concentrations mesurées dans le sédiment avec les CQS	54
6.1.1. Détermination de la classe de qualité	57
6.1.2. Autres méthodes d'évaluation de la qualité du sédiment à partir de la fraction fine	59
6.1.3. Évaluation du risque lié aux mélanges.....	60
6.2. Niveau 2 : Évaluation plus détaillée du risque.....	60
6.2.1. Affinement de l'évaluation de l'exposition	61
6.2.2. Affinement de l'évaluation des effets	63
7. Conclusions et perspectives	67
Références bibliographiques.....	69
Glossaire	77
Listes	80
Liste des figures	80
Liste des tableaux	81
Annexe 1 : Types d'échantillonnage	82
Annexe 2A : Check-list.....	85
Annexe 2B : Protocole de terrain	87
Annexe 2C : Fiche de terrain.....	88
Annexe 3 : Méthode de détermination des CQS.....	92
Annexe 4 : Concentrations d'effet utilisables pour affiner les CQS provisoires	95
Annexe 5 : Informations sur les concentrations naturelles en éléments traces métalliques en Suisse	96



1. Introduction

1.1 Contexte

Les sédiments servent d'habitat et de site de reproduction à de nombreux organismes et constituent donc un compartiment clé des écosystèmes aquatiques, dans lesquels ils assurent des fonctions et services écologiques majeurs (Wall 2004). Malheureusement, ils agissent également comme des puits pour divers polluants qui peuvent menacer les organismes. Malgré leur importance, les sédiments ont cependant reçu peu d'attention, notamment en ce qui concerne la pollution par les micropolluants tels que les pesticides ou les produits pharmaceutiques.

On distingue différentes voies de contamination des écosystèmes aquatiques. Les principales sources de pollution diffuse sont l'agriculture, le milieu urbain et les infrastructures (routes, voies ferrées) suivies par les décharges, les activités aquatiques et les dépôts atmosphériques (Wittmer et al. 2014). Peu d'études ont été menées sur l'ampleur de la pollution diffuse dans les sédiments ; toutefois, une étude récente portant sur des petits cours d'eau dans des zones d'agriculture intensive fait état d'une contamination par les pesticides (Casado-Martinez et al. 2019). Divers travaux ont également montré que les sources ponctuelles telles que les stations d'épuration et les déversoirs d'orage des réseaux unitaires avaient un impact sur la qualité des sédiments en Suisse (Benejam 2016, Loizeau et al. 2017). Par ailleurs, les sédiments peuvent contenir des déchets plastiques qui peuvent eux-mêmes être contaminés par des substances chimiques et engendrer des effets écotoxicologiques (Faure et al. 2015, Li et al. 2018). S'il s'agit de polluants organiques persistants, la contamination peut se maintenir pendant des décennies après le rejet des substances. Les PCB et le mercure sont, par exemple, des polluants persistants souvent liés aux émissions des décharges et aux dépôts atmosphériques (Schmid et al. 2010, Ritscher 2018).

Selon leurs propriétés physicochimiques et les conditions environnementales, les contaminants peuvent être dissous dans la colonne d'eau ou sorbés sur les particules de sédiment (Figure 1). Les polluants chimiques interagissent avec le sédiment selon des processus complexes conjuguant des phénomènes d'absorption (piégeage physique) et d'adsorption (association avec la surface des différents constituants de la matrice sédimentaire). En raison de leurs propriétés intrinsèques (grande surface spécifique, forte capacité d'échange), les particules fines et moyennes ($< 63 \mu\text{m}$) sont les principaux piégeurs de contaminants (Salomons et Brils 2004). Des mécanismes de dégradation peuvent également intervenir, entraînant une réduction de la concentration des substances mères au profit de produits de transformation.

Les organismes aquatiques peuvent être exposés aux substances chimiques liées aux sédiments ou à leurs produits de transformation par contact direct ou par ingestion de proies contaminées (bioaccumulation et bioamplification), ce qui peut conduire à des empoisonnements secondaires à des niveaux plus élevés de la chaîne alimentaire (Figure 1). De nombreux processus se produisent et interagissent ainsi simultanément, si bien qu'il est difficile d'évaluer le devenir et l'impact des substances chimiques dans le compartiment sédimentaire.

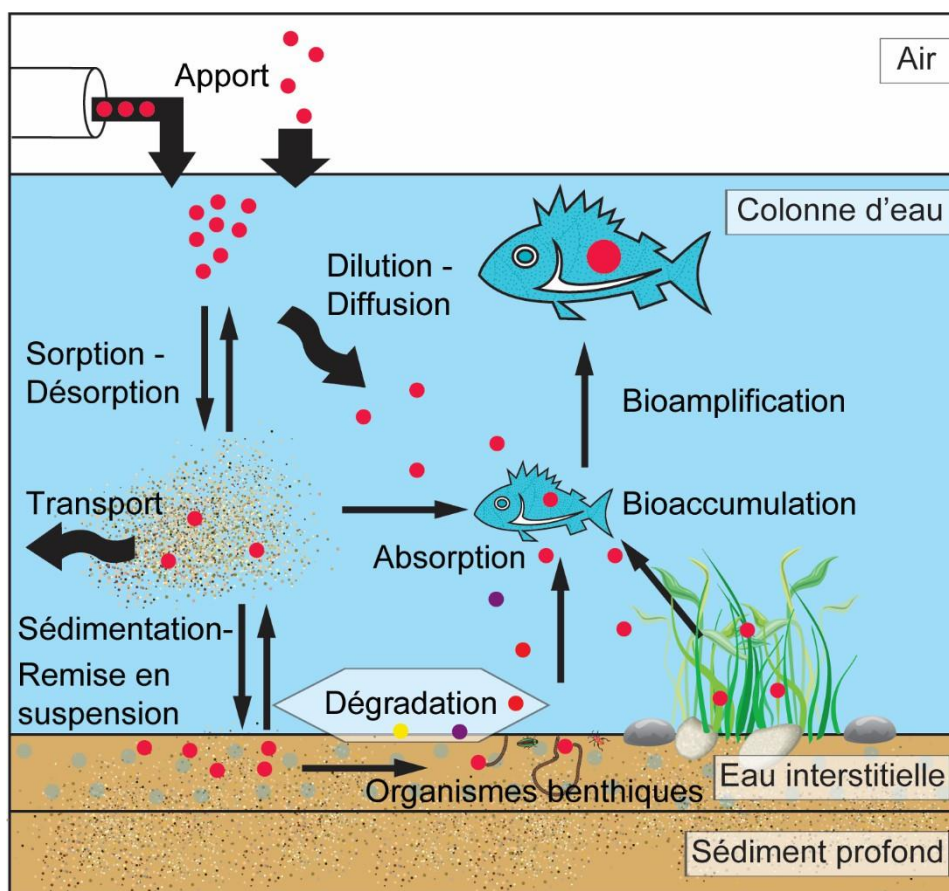


Figure 1 : Processus impliqués dans la contamination du sédiment et de la chaîne alimentaire.

1.2 Objectifs et champ d'application

Ce rapport présente une stratégie pour la surveillance et l'appréciation de la qualité des sédiments en Suisse basée sur l'état chimique du sédiment. Cette approche est un premier pas vers l'harmonisation de l'évaluation de la qualité des sédiments en Suisse. Il ne s'agit pas d'une aide à l'exécution de l'OFEV mais d'un guide conçu pour aider les autorités cantonales et autres responsables à prioriser et sélectionner les sites et les substances et à identifier les tendances évolutives de la contamination des sédiments. Pour d'autres questions plus spécifiques, par exemple l'assainissement des sédiments contaminés, la stratégie présentée ici peut servir de point de départ pour lancer des études plus approfondies. Ainsi, ce rapport comprend également des recommandations visant à faciliter une évaluation plus détaillée du risque dans le compartiment sédimentaire au sein d'une masse d'eau.

La méthode proposée pour l'évaluation de la qualité du sédiment comprend un protocole d'échantillonnage et de prétraitement des échantillons en vue des analyses chimiques. Elle propose également des critères de qualité relatifs au sédiment (CQS) pour une liste de contaminants importants ainsi qu'un système de classification de la qualité du sédiment conforme au Système Modulaire Gradué (SMG). Il est recommandé d'utiliser les CQS en tant que références ou outils de



screening. Le risque potentiel mis en évidence par un dépassement des CQS demande à être confirmé par une évaluation plus détaillée et spécifique au site.

Ce rapport a été élaboré en collaboration avec des spécialistes des services cantonaux, des instituts de recherche et du secteur privé. Il s'adresse aux autorités chargées de la mise en œuvre de la surveillance environnementale et à tous les professionnels travaillant dans ce domaine.

1.3 Structure du rapport

Ce rapport est structuré comme suit :

- **Chapitre 2 : contexte réglementaire suisse** et international de la surveillance et de l'évaluation de la qualité des sédiments.
- **Chapitre 3 : analyse de la situation** relative à l'évaluation de la qualité des sédiments en Suisse.
- **Chapitre 4 :** recommandations pour la sélection de substances pertinentes pour le monitoring des sédiments et liste de **substances proposées pour le monitoring des sédiments en Suisse** dans la situation actuelle.
- **Chapitre 5 :** recommandations pour la **conception de l'étude** (définition des objectifs poursuivis, préparation de la **stratégie d'échantillonnage**, etc.). Présentation des méthodes disponibles pour l'analyse des substances de la liste proposée pour la surveillance de la qualité des sédiments.
- **Chapitre 6 :** recommandations pour la mise en œuvre de la **stratégie d'évaluation de la qualité** des sédiments (méthodologie d'appréciation des résultats de campagnes de mesures sur le terrain selon un système de classification de la qualité du sédiment et recommandations pour une évaluation plus détaillée du risque dans le compartiment sédimentaire selon une approche à deux niveaux).
- **Chapitre 7 :** conclusions et perspectives.



2. Contexte réglementaire

2.1. Législation suisse

Loi et ordonnance sur la protection des eaux

La loi fédérale sur la protection des eaux du 24 janvier 1991 (LEaux¹, RS 814.20) a pour but de protéger les eaux contre toute atteinte nuisible (art. 1 LEaux, RS 814.20). Les eaux superficielles comprennent les eaux de surface, les lits, les fonds et les berges (art. 4 let. a, LEaux). Il est interdit d'introduire directement ou indirectement dans une masse d'eau des substances susceptibles de la polluer ou de les laisser s'infiltrer (art. 6 al. 1, LEaux).

L'ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux², RS 814.201) définit des objectifs écologiques pour les eaux superficielles (Annexe 1, al. 1, par. 3, let. b et c). Il y est précisé que la qualité de l'eau doit être telle que les matières en suspension et les sédiments ne contiennent pas de substances de synthèse persistantes et que d'autres substances pouvant polluer les eaux et y aboutir par suite de l'activité humaine ne s'accumulent pas dans les végétaux, les animaux, les micro-organismes, les matières en suspension ou les sédiments.

En outre, les substances qui pénètrent dans les eaux du fait de l'activité humaine ne doivent pas nuire à la reproduction, au développement et à la santé des plantes, des animaux et des micro-organismes sensibles (Annexe 2, par. 11, al. 2, let. f, OEaux).

Sur la base de l'article 6 al. 1 (LEaux), les autorités peuvent **exiger des émetteurs de substances qu'ils prennent des mesures** pour éviter que les substances qui s'accumulent dans les sédiments ne pénètrent dans les eaux, notamment si ces substances peuvent polluer les eaux ou affecter les organismes aquatiques³.

Si les exigences en matière de qualité des eaux conformément à l'annexe 2 de l'OEaux ne sont pas respectées parce que les sédiments sont pollués, **des mesures d'assainissement** des eaux doivent être prises conformément à l'article 47 de l'OEaux. Il en va de même si, en raison de la charge sédimentaire, une utilisation particulière du cours d'eau n'est plus garantie (par exemple, utilisation pour l'eau potable, pêche, loisirs, zone de conservation de la nature, etc.) Des mesures d'assainissement peuvent également être nécessaires si la charge sédimentaire cause des dommages aux animaux, par exemple en raison de la consommation de poissons dans lesquels des substances provenant des sédiments s'accumulent (Annexe 2, par. 11, al. 2, let. f, OEaux). Toutefois, le simple fait que les critères de qualité des sédiments élaborés dans le cadre de ce projet soient dépassés ne suffit pas à motiver des mesures d'assainissement au sens de l'art. 47 de l'OEaux.

¹ [Loi fédérale sur la protection des eaux \(LEaux\)](#).

² [Ordonnance sur la protection des eaux \(OEaux\)](#).

³ Voir l'arrêt du Tribunal fédéral 1C_43/2007 du 9 avril 2008, E. 2.4.



Le système modulaire gradué (SMG) et la pertinence de la stratégie proposée

Dans le cadre du SMG, des méthodes standardisées sont développées pour l'étude et l'appréciation de l'état des cours d'eau en Suisse. Ces méthodes sont conçues pour étudier les divers aspects morphologiques, hydrologiques, biologiques, chimiques et écotoxicologiques de la qualité des eaux à différentes échelles spatiales et différents niveaux d'approfondissement (Liechti et al. 1998). L'évaluation s'effectue selon un système à cinq classes de qualité (<http://www.modulstufen-konzept.ch>). La stratégie développée dans ce projet s'inscrit dans le cadre du SMG et dans une optique d'harmonisation et d'amélioration des pratiques des autorités cantonales en termes de surveillance de la qualité des sédiments. Bien que les critères de qualité développés (CQS) ne soient pas des exigences chiffrées au sens de l'annexe 2 de l'OEaux, ils représentent des valeurs qui correspondent à l'état actuel des connaissances sur les effets des substances sur les organismes aquatiques.

Autres dispositions légales et directives

- **L'ordonnance sur les sites contaminés (OCS⁴, RS 814.680, 1998)** définit entre autres les critères selon lesquels un site peut être considéré comme contaminé. En plus du sol et de l'air, les eaux superficielles et souterraines y sont considérées comme des environnements protégés et son annexe 1 précise des seuils de concentration à ne pas dépasser pour les substances chimiques dans les eaux, respectivement dans les éluats des sites contaminés. L'aide à l'exécution « Sites pollués et eaux de surface » traite de toutes les questions en rapport avec les sites contaminés en relation avec les eaux superficielles (OFEV, 2020).
- **L'ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol⁵, RS 814.12, 1998)** précise dans ses annexes 1 et 2 des valeurs indicatives, des seuils d'investigation et des valeurs d'assainissement pour les substances organiques et inorganiques dans le sol. Ces critères sont grandement basés sur des études de toxicologie humaine et ne sont donc que peu pertinents pour les sédiments.
- **L'ordonnance sur la limitation et l'élimination des déchets (OLED⁶, RS 814.600, 2015)** définit des seuils pour les matériaux d'excavation dans son annexe 3. Si les valeurs limites fixées ne sont pas dépassées, les matériaux peuvent être utilisés pour le comblement de sites de prélèvement de matériaux ou pour les modifications de terrain autorisées. Les matériaux d'excavation comprennent également les sédiments utilisés ou produits dans les travaux de génie hydraulique (par exemple les revitalisations fluviales, le curage de bassins de rétention ou la vidange d'ouvrages de protection contre les crues). Selon la loi, ces matériaux d'excavation ou sédiments doivent être valorisés conformément à l'art. 19 OLED.

⁴ [Ordonnance sur les sites contaminés \(OCS\)](#).

⁵ [Ordonnance sur les atteintes portées aux sols \(OSol\)](#).

⁶ [Ordonnance sur la limitation et l'élimination des déchets \(OLED\)](#).



- L'aide à l'exécution « **Matériaux d'excavation non pollués : immersion dans les lacs autorisée par la LEaux** » traite du cas où les matériaux d'excavation peuvent être déversés dans les lacs et des facteurs à prendre en compte dans cette situation (Wüest et al. 1999).
- La **directive sur la gestion des eaux usées pluviales du VSA⁷ (2019)** indique comment évaluer la pollution de l'eau provenant des rejets d'eaux mixtes et pluviales. La charge sédimentaire due aux polluants est également évaluée par calcul. Sur la base des résultats obtenus, l'analyse des sédiments peut être effectuée, comme proposé dans le présent rapport, pour valider les résultats et développer des mesures adéquates dans le réseau d'égouts.

2.2. Lois et accords internationaux

Directive-cadre européenne sur l'eau

Au niveau européen, la directive-cadre sur l'eau (DCE), qui vise à parvenir à un bon état écologique des eaux de surface, recommande de ne pas négliger ou ignorer la contamination des sédiments, même si cela est complexe, dans la mesure où l'état écologique des masses d'eau en dépend (CE 2000). Dans le cadre de la DCE, la surveillance de l'état chimique effectuée au niveau des sédiments et du biote a pour principal objectif d'évaluer les impacts à long terme des activités anthropiques et de s'assurer que les niveaux de contamination mesurés n'augmentent pas dans une mesure susceptible de menacer l'environnement ou la santé humaine (EC 2010). L'étude des sédiments est privilégiée pour le suivi des tendances à long terme car les changements s'y opèrent plus progressivement que dans la colonne d'eau, ce qui permet des comparaisons plus fiables dans le temps. Alors que les sédiments déposés au fond constituent la matrice recommandée pour la surveillance de certains métaux et composés hydrophobes dans les eaux marines et lenticules (Maggi et al. 2012), l'étude des matières en suspension reste privilégiée dans les milieux lotiques et dynamiques (EC 2010). Par ailleurs, il est reconnu que la surveillance de la qualité des sédiments peut également jouer un rôle dans l'évaluation de l'impact environnemental et dans l'étude du devenir et du comportement des polluants.

La DCE exige de comparer les concentrations mesurées dans l'environnement à des normes de qualité environnementale (NQE ou EQS⁸, pour Environmental Quality Standards en anglais). Une EQS est définie comme la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants à ne pas dépasser pour que la santé humaine et l'environnement soient protégés (EC 2010). Ces normes sont déterminées pour les substances prioritaires selon une stratégie commune aux États membres (EC 2011). La méthode de détermination des EQS varie en fonction de l'objectif de protection (santé humaine, biote, invertébrés benthiques, organismes pélagiques ; EC 2011).

⁷ Association suisse des professionnels de la protection des eaux.

⁸ Nous utiliserons dans ce rapport uniquement l'acronyme anglais EQS en lieu et place de l'acronyme français NQE.



La surveillance des sédiments et/ou du biote, concomitante à celle de l'eau, complète l'évaluation de l'état des masses d'eau. La directive sur les EQS spécifie que les « *États membres doivent pouvoir établir des EQS pour les sédiments et/ou le biote au niveau national (pour les 33 substances prioritaires existantes + 8 autres polluants) et appliquer celles-ci plutôt que les EQS pour l'eau définies par la directive* » (CE 2008) à la condition qu'elles assurent un niveau de protection équivalent aux EQS établies pour l'eau au niveau communautaire. Si les États membres choisissent d'appliquer les EQS relatives à ces autres matrices, une surveillance doit être assurée à une fréquence au moins annuelle pour le mercure, l'hexachlorobenzène et l'hexachlorobutadiène et à une fréquence livrant suffisamment de données pour un suivi fiable des tendances à long terme pour les autres substances prioritaires (CE 2008, art. 3).

Un guide technique (TGD n°25) a été publié en 2010 en vue d'harmoniser les stratégies de mise en œuvre de la surveillance de la qualité chimique des sédiments et du biote (EC 2010). Ce document formule des recommandations pour la sélection de la matrice convenable pour le suivi des polluants chimiques dans les masses d'eau, des exigences générales en matière, notamment, d'analyse statistique des données, des considérations relevant de l'assurance qualité et des recommandations pour la mise en place de programmes de monitoring appropriés (sélection des sites de prélèvement, fréquence d'échantillonnage, etc.). Il émet également des recommandations pour l'utilisation d'autres lignes de preuve telles que l'étude des communautés *in situ*, les bioessais et/ou la biodisponibilité en complément des analyses chimiques lorsque les EQS sont dépassées, mais elles entraînent un niveau d'incertitude assez élevé. Cette approche est conforme aux recommandations faites en Amérique du Nord et ailleurs pour l'évaluation de la qualité des sédiments (Wenning et al. 2005) de même qu'avec les recommandations émises dans le présent document.

Dans la pratique, plusieurs pays européens ont émis des consignes pour l'évaluation de la qualité des sédiments mais cette volonté se heurte à la rareté des EQS relatives aux sédiments par rapport à celles disponibles pour les eaux de surface ou le biote. Certains pays ont consenti à coordonner des programmes de monitoring chimique des eaux transfrontalières, en général dans le cadre de commissions internationales comme dans le cas du Rhin (CIPR 2015).

Le plan de gestion des sédiments de la Commission internationale pour la protection du Rhin (CIPR)

La Convention sur la protection du Rhin, constitue la base de la coopération internationale pour la protection du Rhin au sein de la Commission internationale pour la protection du Rhin (CIPR).

Considérant l'importance des sédiments, tant sur le plan quantitatif que qualitatif, pour le bassin rhénan, la CIPR a élaboré un Plan de gestion des sédiments (PGS) (CIPR 2009). Ce plan a pour objectif principal d'obtenir un régime sédimentaire équilibré dans le Rhin et d'assurer durablement une bonne qualité de ses sédiments afin que les objectifs de protection des eaux et des sols soient atteints et que les matériaux de dragage puissent être déversés ou épandus sans impact négatif sur l'environnement.



Le plan de gestion des sédiments de la CIPR prévoit tout d'abord un inventaire des informations disponibles sur les quantités et la contamination des sédiments dans le bassin du Rhin puis une évaluation et une classification des sédiments pour, finalement, localiser les zones à risque (zones de sédimentation présentant le risque le plus élevé pour l'atteinte du bon état des eaux). Le PGS soumet également des propositions de mesures s'intégrant dans une gestion durable des sédiments et des matériaux de dragage fondée sur l'évaluation des risques et instaurant des stratégies de suivi des sédiments contaminés et de leur remise en suspension potentielle et propose un ordre prioritaire de mise en œuvre. Le PGS s'appuie sur des éléments spécifiques du volet Chimie du programme de surveillance du Rhin, dont notamment l'analyse de certaines substances dans les matières en suspension (CIPR 2015). Il repose également sur une comparaison des analyses avec des critères d'évaluation, un suivi des pollutions subites, la constitution d'une base de données pour l'évaluation de problèmes émergents et une priorisation des contaminants émergents pour la mise en place de stratégies de surveillance et d'analyse.

Les mesures d'amélioration de la qualité du sédiment identifiées dans le PGS de la CIPR ont été mises en œuvre sur beaucoup de sites mais il reste encore une partie à réaliser (CIPR 2020). Le programme « Rhin 2040 » requiert la mise en œuvre des mesures du PGS d'ici 2025, de même qu'une information transparente sur les problèmes de mise en œuvre et l'examen d'une mise à jour du plan de gestion des sédiments coordonnée avec les travaux prévus pour rétablir l'équilibre sédimentaire dans le Rhin (CIPR 2020).

Pour l'atteinte de ses objectifs 2015-2020, la CIPR privilégie l'étude des matières en suspension par rapport à celle des échantillons d'eau pour le suivi de certains polluants (organiques) non polaires lorsque les niveaux de concentration dans l'eau sont inférieurs aux limites de quantification, lorsque les critères de qualité déterminés pour l'eau sont trop faibles ou pour le suivi des tendances et flux de substances non polaires et/ou bioaccumulables⁹. Dans le programme 2015-2020, les matières en suspension sont également privilégiées par rapport aux sédiments pour pouvoir continuer à utiliser les objectifs de référence du plan de gestion des sédiments de 2009 (CIPR 2009). D'un autre côté, les exigences de la DCE s'appliquent aussi au Rhin. De ce fait, les concentrations mesurées dans les matières en suspension sont converties en concentrations totales dans l'eau en considérant la part de matières en suspension mesurée le jour du prélèvement.

⁹ Les HAP, les PCB, le DEHP, le tributylétain et ses composés, et les isomères de l'hexachlorocyclohexane.

3. Connaissances sur la qualité des sédiments en Suisse

Ce chapitre présente un aperçu de la situation de la Suisse en matière d'évaluation et de qualité des sédiments établi à partir de diverses analyses effectuées entre 2012 et 2015 en préparation de ce projet. L'analyse complète de la situation est livrée dans les rapports correspondants (Wildi et al. 2018 et Casado-Martinez et al. 2016).

3.1. Pratique de l'évaluation de la qualité des sédiments en Suisse

Selon les informations obtenues en 2015, 14 cantons sur les 26 que compte la Suisse effectuent des prélèvements et des analyses de sédiments de façon plus ou moins régulière (Wildi et al. 2018). Parmi eux, sept prélèvent en cours d'eau (fleuves, rivières et ruisseaux) et sept à la fois en cours d'eau et en lac (Figure 2).

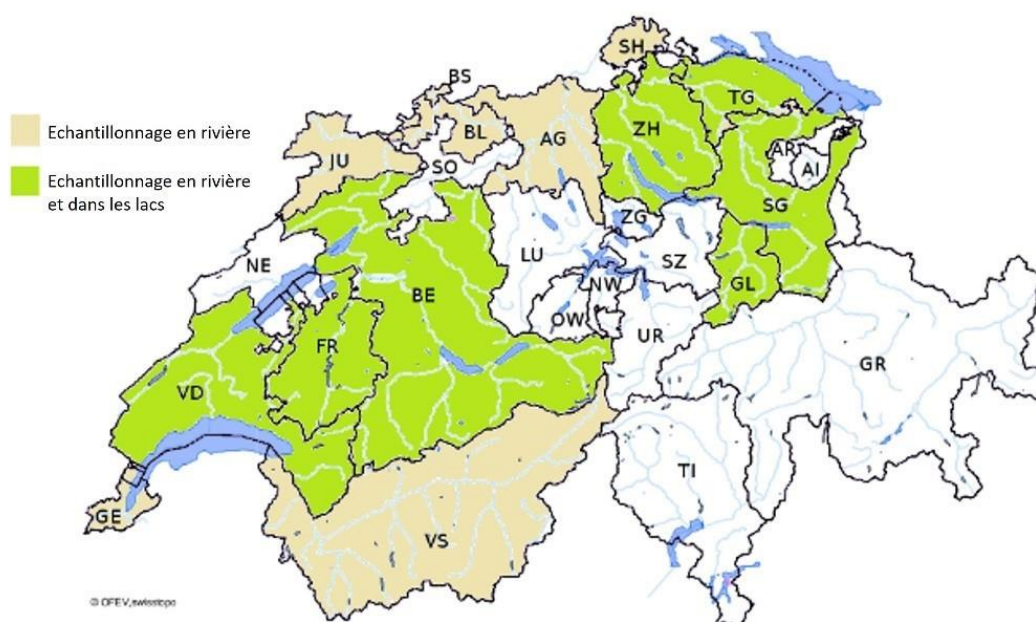


Figure 2 : Cantons effectuant un suivi de la qualité des sédiments en Suisse.

L'évaluation des sédiments est en général effectuée par les autorités cantonales dans le but de surveiller les sources de pollution ponctuelle ou accidentelle et pour compléter l'évaluation de la qualité de l'eau.

Quatre cantons ont déjà mis en place un réseau de surveillance de la qualité des sédiments. Les autres choisissent leurs sites de prélèvement en fonction d'objectifs environnementaux spécifiques.

Nous observons, de façon générale, un manque d'harmonisation entre les méthodes utilisées dans les différents cantons pour prélever et analyser les échantillons et pour évaluer la qualité



des sédiments en général. En l'absence de méthode standardisée recommandée pour le prélèvement, la préparation et l'analyse des échantillons, une grande hétérogénéité avait été constatée au niveau de la fraction sédimentaire considérée et de la technique d'extraction utilisée pour la quantification des éléments traces métalliques (Casado-Martinez et al. 2016). Seuls les cantons de Berne, de Bâle-Campagne et du Jura ont déjà harmonisé leurs méthodes de monitoring des sédiments et ils disposent d'un protocole standardisé commun pour le prélèvement des échantillons de sédiment depuis 2006.

Les composés recherchés par la plupart des cantons sont les éléments traces métalliques et, dans une moindre mesure, les HAP et les PCB, même si certains cantons ont également considéré d'autres groupes de substances comme les pesticides et les PBDE. Les cantons s'intéressent également à d'autres composés tels que certains pesticides (pyréthrinoides), organostanniques et surfactants mais ces polluants sont généralement recherchés sur des sites pour répondre à des questions bien précises.

L'approche la plus courante pour le suivi des éléments traces métalliques dans les sédiments consiste à collecter des échantillons composites en tamisant le sédiment frais à 63 µm avec l'eau du site puis à les extraire avec de l'eau régale (ou *aqua regia*, $\text{HNO}_3 + \text{HCl}$). Il est rare que d'autres paramètres tels que la teneur en carbone organique ou la distribution granulométrique, qui seraient intéressants pour l'interprétation des données, soient mesurés, ce qui peut poser problème pour la normalisation des concentrations et l'évaluation du risque.

3.2. Situation en matière de qualité des sédiments

3.2.1. Éléments traces métalliques

Dans l'état des lieux de 2012, les concentrations d'éléments traces métalliques dans les sédiments suisses variaient d'un ordre de grandeur pour Hg, de deux ordres de grandeur pour Cd, Cr, Ni et Zn et de trois ordres de grandeur pour Cu et Pb (Tableau 1). Les données se rapportaient généralement à la fraction sédimentaire fine (fraction < 63 µm) et plus rarement au sédiment total (fraction < 2 mm). La granulométrie n'était cependant pas précisée dans une part non négligeable des cas (6 %). Par ailleurs, près de la moitié des données avaient été obtenues avec une extraction assistée par micro-ondes avec un mélange d'HCl et d' HNO_3 (eau régale) cependant que la méthode d'extraction n'était pas précisée pour les autres. Le plus souvent, ceux-ci correspondent à une extraction par micro-ondes avec H_2O_2 et HNO_3 , qui donne des résultats similaires à ceux de l'*aqua regia* (voir Encart 3).

La comparaison des concentrations de métaux mesurées avec les valeurs de références existantes pour la qualité des sédiments (TEC : concentrations seuils / threshold effect concentration, PEC : concentration d'effet probable / probable effect concentration –PEC- (MacDonald et al. 2000) ; Encart 1) a montré que les métaux pour lesquels des dépassements des concentrations produisant un effet probable chez les invertébrés benthiques – et qui étaient donc présents à des



niveaux préoccupants – étaient, par ordre décroissant du nombre de dépassements constatés : Ni > Zn > Pb ~ Cu > Hg ~ Cr > Cd. L'ordre des métaux présentant un nombre élevé de données inférieures aux concentrations seuils produisant un effet sur les invertébrés – et qui étaient donc présents à des niveaux peu préoccupants – était : Cd > Hg > Pb > Zn ~ Cr ~ Cu > Ni. D'une certaine façon, ces concentrations surestiment la réalité car les valeurs de références basées sur des études écotoxicologiques (TEC et PEC) ont été calculées à partir du sédiment total (fraction granulométrique < 2 mm) alors que la plupart des données ont été obtenues avec la fraction fine, qui a tendance à présenter des concentrations plus élevées de polluants. Les informations complémentaires (distribution granulométrique, par exemple) qui permettraient de comparer les deux fractions et de normaliser les concentrations mesurées, ne sont en général pas fournies.

La distribution spatiale des données disponibles était très hétérogène et caractérisée par des sites de forte concentration (supérieures aux PEC) répartis sans logique apparente. Il semble donc que ces sites correspondent à des zones à risque liées à des sources anthropiques plutôt qu'à une contamination de fond due à des particularités géochimiques régionales. Considérant la forte dispersion des données (rapport entre le 90^e centile et le 10^e centile), il apparaît qu'Hg et Pb étaient fortement influencés par un petit nombre de données à valeur élevée (zones à risque) alors que Cr et Ni l'étaient faiblement. Une forte incidence de concentrations préoccupantes (supérieures aux PEC) a été observée pour le Ni dans le canton de Genève. Même s'il ne peut être exclu que les sites contaminés par le Ni soient surreprésentés dans ce canton suite à des priorités d'études particulières, l'observation d'une forte incidence de dépassement des valeurs indicatrices pour les sols par le « Réseau d'observation des sols genevois » (Lamy et al. 2014) va dans le même sens. Il est donc vraisemblable que la géochimie naturelle contribue aux concentrations totales de Ni dans le canton de Genève et d'autres cantons.



Tableau 1 : Statistiques descriptives des concentrations de métaux dans les sédiments en Suisse (1990-2011). Données se rapportaient généralement à la fraction sédimentaire fine (fraction < 63 µm) et plus rarement au sédiment total (fraction < 2 mm). Les valeurs de références TEC et PEC calculées à partir du sédiment total (fraction < 2 mm, Encart 1). Toutes les données sont exprimées en mg/kg de poids sec. MEC : concentration mesurée dans l'environnement ; LD : limite de détection de la méthode. Source : Casado-Martinez et al. 2016.

	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Nombre de données	488	607	607	593	498	559	592
% d'éch. avec MEC < LD	0	0	0	0	13	5	0
Moyenne	55,3	41,4	60,3	209	0,55	0,25	55,8
Écart-type	26,7	31,1	70,0	251	2,25	0,68	81,7
Coefficient de variation	0,48	0,75	1,16	1,20	4,09	2,72	1,43
Minimum	7,40	5,00	1,30	13,3	LD	LD	4,64
10 ^e centile	31,5	20,5	18,9	68,9	0,15	0,04	14,4
Médiane	49,5	34,2	42,0	148	0,38	0,12	36,0
90 ^e centile	86,0	63,4	113	378	0,78	0,41	103
Maximum	247	303	1068	3658	50,0	7,80	1287
Distribution normale ^(a)	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non
90 ^e centile / 10 ^e centile	2,73	3,09	5,98	5,49	5,20	10,3	7,15
Threshold Effect Concentration (TEC)	43,4	22,7	31,6	121	0,99	0,18	35,8
Probable Effect Concentration (PEC)	111	48,6	149	459	4,98	1,06	128
% d'éch. avec MEC < TEC	35	15	33	38	95	71	51
% d'éch. avec TEC < MEC < PEC	62	66	61	55	5	26	43
% d'éch. avec MEC > PEC	3	20	6	7	1	3	6

^(a) Test de Shapiro, p<0,001.

3.2.2. Polychlorobiphényles (PCB)

En ce qui concerne les PCB, les études de synthèse menées sur les données existantes pour les eaux suisses (Schmid et al. 2010; Zennegg et al. 2016a; AWEL 2018; Loizeau et al. 2017) ont montré que les concentrations dans les sédiments pouvaient varier de jusqu'à quatre ordres de grandeur selon le congénère du PCB considéré (Tableau 2). Plus de la moitié des données relatives à l'ensemble des congénères indicateurs (somme 6 PCB_i) correspondaient à des concentrations supérieures à la médiane des lacs alpins du Tessin (3,54 µg/kg p.s., n = 14), qui est considérée comme la concentration de référence pour les sites non contaminés (Schmid et al. 2010). Une proportion légèrement plus élevée (près de 66 %) étaient inférieures à 10 µg/kg p.s., soit la concentration à partir de laquelle les sédiments sont considérés comme légèrement contaminés (Zennegg et al. 2016a). Pour 10 % de données supplémentaires, les concentrations étaient supérieures aux concentrations typiques de sites affectés par une pollution diffuse (20 µg/kg p.s., Zennegg et al. 2016a).

En ce qui concerne les congénères de PCB, environ la moitié des sites présentaient des concentrations supérieures aux concentrations des lacs alpins et aux seuils d'effets sur les invertébrés



benthiques (Encart 1 ; de Deckere et al. 2011). Comme pour les métaux, les valeurs de références basées sur des études écotoxicologiques (Consensus 1 et Consensus 2) ont été calculées à partir du sédiment total (fraction granulométrique < 2 mm) alors que la plupart des données ont été obtenues avec la fraction fine, qui a tendance à présenter des concentrations plus élevées de polluants. La dispersion des données suggère que tous les congénères sont présents à des concentrations parfois très élevées. La Birse (site de Choindex), le Léman (baie de Vidy), la Limmat (site d'Enneturgi), la Glatt et plusieurs petites rivières du canton de Zurich (14 sites) présentent ainsi des concentrations plus de dix fois supérieures à la médiane des lacs alpins.

Tableau 2 : Statistiques descriptives des concentrations de PCB dans les sédiments suisses. Les données concernent la somme des 6 ou 7 PCB indicateurs le plus souvent quantifiés en Suisse (6 i-PCB et 7 i-PCB) ainsi que deux PCB indicateurs individuels (PCB 153 et PCB 118). Données se rapportaient généralement à la fraction sédimentaire fine (fraction < 63 µm). Les valeurs -guides Consensus 1 calculées à partir du sédiment total (fraction < 2 mm, Encart 1). Toutes les concentrations sont indiquées en µg/kg de poids sec. MEC : concentration mesurée dans l'environnement ; LD : limite de détection de la méthode.

	PCB 118	PCB 153	6 i-PCB	7 i-PCB
Nombre de mesures	328	406	406	328
% d'éch. avec MEC < LD	38	13	12	42
Moyenne	1,96	3,26	9,50	14,5
Écart-type	5,37	7,15	17,7	25,6
Coefficient de variation	2,74	2,19	1,87	1,77
Minimum	0,07	0,03	0,15	0,29
10 ^e centile	0,26	0,29	1,17	1,45
Médiane	1,00	1,92	5,53	7,85
90 ^e centile	3,42	6,00	19,7	29,1
Maximum	72,7	118	273	287
Distribution normale ^(a)	Non	Non	Non	Non
90 ^e centile / 10 ^e centile	13	21	17	20
Valeurs-guides Consensus 1	0,43	1,5	-	-
Valeurs-guides Consensus 2	6,9	9,7	-	-
% d'éch. à MEC < Consensus 1	49	47	-	-
% d'éch. à Consensus 1 < MEC < Consensus 2	49	48	-	-
% d'éch. à MEC > Consensus 2	2,1	4,9	-	-
% d'éch. à MEC > médiane des lacs alpins	44	67	58	41

^(a) Test de Shapiro, p<0,001.



Encart 1 : Valeurs de référence actuellement disponibles pour évaluer la qualité des sédiments

Types de valeurs-guides	Substances considérées	Type de sédiment	Objectif de protection	Contexte	Type de données utilisées pour la dérivation ^(a)				Utilisation de facteurs d'extrapolation pour tenir compte des incertitudes	Références
					Écotoxicologie	Écologie	Équilibre de partage	Autres		
Threshold Effect Concentration (TEC) (seuil d'effets), Probable Effect Concentration (PEC) (effet probable) ^(b)	ΣPCB, HAP individuels et ΣHAP, métaux, pesticides organochlorés	Sédiment sec (≤2 mm, 1 % COT)	Protection des organismes benthiques	Évaluation de la qualité des sédiments aux USA, moyenne de SQG existantes	✓	✓	✓	✓		MacDonald et al. (2000)
Consensus 1 (seuil d'effets), Consensus 2 (effet probable) ^(b)	PCB individuels et Σ ₁₀ PCB, HAP individuels et Σ _{6-Bornéeff} HAP, métaux, DDD, DDE, HCBD, organohalogénés extractibles, hydrocarbures non polaires	Sédiment sec (≤2 mm, 5 % COT)	Protection des organismes benthiques	Évaluation de la qualité des sédiments en Flandre, moyenne de seuils de la base de données flamande	✓	✓				de Deckere et al. (2011)
Norme de qualité environnementale pour le sédiment (EQS _{sed}) ^(c)	Substances prioritaires et autres substances selon les pays et les bassins	Sédiment sec (≤2 mm, le plus souvent 5 % COT)	Protection des organismes benthiques	Directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne	✓	✓	(✓)	(✓)	✓	EC (2011, 2018)
Valeur cible (VC), CIPR ^(d)	7 i-PCB, PCB 153, benzo(a)pyrène, métaux, hexachlorobenzène	Matières en suspension et sédiments fins	Protection organismes benthiques / écosystèmes	En général, analyse des tendances spatiales et temporelles	(✓)	(✓)	(✓)	(✓)	(✓)	CIPR (2009)
Norme de qualité pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation de poisson (QS _{hum.cons.}) ^(e)	6 i-PCB, Hg, 6 i-PBDE, PFOS et hexabromocyclo-dodécane	Sédiment sec (≤2 mm)	Santé humaine	Rapport d'expert, n'a pas la valeur réglementaire d'une EQS				✓		Babut (2018)
Critères provisoires de qualité des sédiments	PCB (totaux et Aroclor 1254), HAP, métaux, pesticides organochlorés, PCDD/F, nonylphénols et ethoxylates, toxaphène	Sédiment sec (≤2 mm, 1 % COT)	Protection des organismes benthiques	Évaluation de la qualité des sédiments au Canada	✓	✓	(✓)			CCME (2021)

^(a) Entre parenthèses, approches utilisées lorsqu'aucune donnée d'effet n'est disponible (par exemple, équilibre de partage pour la dérivation des EQS_{sed}) ou utilisées en fonction du type de substance (VC).

^(b) Les concentrations supérieures à la PEC/Consensus 2 présentent un risque probable pour les communautés benthiques, tandis que les concentrations inférieures à la TEC/Consensus 1 ne présentent aucun risque pour les communautés d'invertébrés benthiques.

^(c) La méthode de dérivation dépend des données disponibles. Plus d'information sur la méthode de l'équilibre de partage et la dérivation des EQS_{sed} dans l'annexe 3.

^(d) La méthode de dérivation dépend des substances. Pour les substances organiques, généralement équilibre de partage. Évalue vers la méthode de dérivation des EQS_{sed}.

^(e) Modèle empirique de bioaccumulation et de bioamplification. Utilisation des données d'accumulation dans le sédiment, les macroinvertébrés et les poissons.



3.2.3. Conclusions de l'analyse de la situation

Les conclusions suivantes peuvent être tirées de cet état des lieux :

- Suite aux différences d'objectifs et de stratégies (sélection des sites de prélèvement, échantillonnage, méthodes de traitement) entre les cantons, il est difficile d'obtenir une vision claire de la qualité des sédiments à l'échelle nationale. Une harmonisation des méthodes de prélèvement et de traitement des échantillons est donc vivement recommandée.
- Parmi les métaux le plus souvent recherchés dans les programmes cantonaux d'évaluation de la qualité du sédiment, le Cd et l'Hg affichent dans l'état des lieux des concentrations à des niveaux généralement peu préoccupants car jugés non nocifs pour les communautés benthiques, et indiquant donc une bonne qualité du sédiment si l'on se réfère aux seuils utilisés. Pour le Pb, le Zn et le Cu, la plupart des concentrations se situent dans un domaine de qualité moyenne, les 6-7% restantes étant supérieures aux concentrations d'effets probables sur les communautés benthiques (niveau de préoccupation le plus élevé). Le métal le plus problématique s'avère être le nickel. Il est présent à des concentrations moyennes à élevées comparées aux valeurs de référence existant pour le sédiment. Il est cependant probable que ces teneurs élevées soient liées à une concentration de fond naturellement assez forte dans les sédiments suisses plutôt qu'à une pollution d'origine anthropique.
- En ce qui concerne les PCB, près de 50% des concentrations mesurées sont supérieures aux niveaux enregistrés dans les lacs alpins éloignés de toute source de pollution. Les 2-5% sont supérieures aux concentrations d'effets probables sur les communautés benthiques (> PEC, Consensus 2; niveau de préoccupation le plus élevé).
- Il n'est pas possible d'analyser la situation des sédiments suisses vis-à-vis d'autres types de micropolluants organiques présents dans les masses d'eau tels que les pesticides, les composés pharmaceutiques et vétérinaires ou les produits chimiques industriels étant donné que les campagnes de mesures les concernant n'ont été menées que sporadiquement, si tant est qu'elles l'aient été. Leur présence dans l'environnement étant toutefois avérée, il est nécessaire d'effectuer une priorisation pour ces substances en utilisant des indicateurs d'exposition, de dangerosité et de risque, comme cela est fait au chapitre suivant.



4. Substances proposées pour le monitoring des sédiments

Pour des raisons aussi bien techniques qu'économiques, il est impossible de surveiller la multitude de substances susceptibles de s'accumuler dans les sédiments. Une sélection de 20 composés a donc été opérée dans le cadre de l'élaboration d'une stratégie d'évaluation de la qualité des sédiments pouvant être recommandée pour la Suisse et pour lesquelles les concentrations environnementales dans le sédiment doivent être déterminées et une évaluation du risque effectuée à l'échelle nationale. La liste de substances a été établie en considérant les résultats de l'analyse de la situation de la Suisse vis-à-vis des métaux et des PCB et en priorisant d'autres substances sur des critères d'exposition, de dangerosité et de risque.

4.1. Priorisation des micropolluants organiques

La priorisation des substances importantes pour le compartiment sédimentaire s'est faite en plusieurs étapes¹⁰ (voir Casado-Martinez et al. 2018 pour une description détaillée) :

- 1) Identification des substances candidates. Plus de 1000 substances pertinentes pour la Suisse ont été identifiées parmi les produits phytosanitaires et biocides autorisés (Wittmer et al. 2014), les composés détectés dans les eaux résiduaires urbaines (Götz et al. 2011), les substances listées dans l'ordonnance sur les sites contaminés (OCS) et celles du registre suisse des rejets et transferts de polluants (SwissPRTR).
- 2) Identification des substances potentiellement pertinentes pour le sédiment. Au total, 240 substances ont été jugées importantes pour le compartiment sédimentaire au vu de leurs propriétés (hydrophobicité exprimée par un $\log K_{ow} \geq 3$ ou $\log K_{oc} \geq 3$ et persistance exprimée par une demi-vie dans le sol (DT50) ≥ 40 jours) ou de leur présence avérée (substances ayant déjà été mesurées dans le sédiment).
- 3) Classement des substances. Les 240 substances jugées potentiellement pertinentes pour le monitoring des sédiments en Suisse ont ensuite été classées en fonction de notes d'exposition, de dangerosité et de risque (une note est d'autant plus mauvaise qu'elle est élevée). L'exposition a été évaluée au vu de la présence avérée et des utilisations actuelles et la dangerosité à partir des propriétés (persistance, bioaccumulation, bioamplification, toxicité et potentiel de perturbation endocrinienne). Le risque potentiel a été estimé en divisant les concentrations environnementales par les normes de qualité existantes pour le sédiment dans l'UE ou estimées à partir des critères de qualité déterminés pour les eaux de surface en Suisse. La note de risque a été multipliée par 2 pour tenir compte de la preuve avérée du risque dans l'évaluation.
- 4) Établissement d'une liste de substances prioritaires. Voir Chapitre 4.2.

¹⁰ La méthode était grandement basée sur le système du réseau NORMAN (réseau de laboratoires de référence, centres de recherche et organisations associées pour la surveillance des substances émergentes dans l'environnement). Voir : <https://www.norman-network.net/>.



4.2. Sélection de substances recommandées pour le monitoring des sédiments

Les 20 contaminants proposés pour le monitoring des sédiments en Suisse ont été sélectionnés selon les critères suivants :

- Classement à l'issue de la priorisation.
- Principales sources d'émission en Suisse.
- Présence à des concentrations préoccupantes d'un point de vue écotoxicologique et/ou tendance à s'accumuler dans les organismes benthiques et/ou à s'amplifier dans la chaîne alimentaire.
- Possibilités d'analyse à l'aide d'une ou deux techniques.

La liste définitive de ces substances est présentée dans le tableau 3. Elle ne doit pas être considérée comme applicable dans tous les cas et peut être affinée en fonction du type de masse d'eau considéré, des sources de contamination présentes et des objectifs de l'étude.

Il convient de noter que la liste de substances proposées pour le monitoring des sédiments pourra être actualisée si de nouvelles données de concentration dans l'environnement indiquent un risque plus faible à l'échelle nationale, parce que les concentrations décroissent dans le temps ou que certaines substances sont interdites en Suisse. À l'inverse, de nouvelles substances pourraient être incluses dans la liste s'il existe des preuves que la substance peut présenter un risque au niveau national ou si les concentrations augmentent avec le temps.



Tableau 3 : Liste de substances proposées pour le monitoring des sédiments. NA : non applicable.

CAS	Substance	Type
330-54-1	Diuron	Herbicide
2921-88-2	Chlorpyrifos	Insecticide
52315-07-8	Cyperméthrine	Insecticide
107534-96-3	Tébuconazole	Fongicide
85721-33-1	Ciprofloxacine	Antibiotique
50-28-2 53-16-7 57-63-6	E2 ^(a) E1 EE2	Hormones
3380-34-5	Triclosan	Bactéricide
NA	PBDE ^(b) (8 indicateurs)	Composés organobromés
1763-23-1	PFOS ^(c)	Tensio-actif perfluoré
117-81-7	DEHP ^(d)	Phtalate
NA	Nonylphénols	Phénols
NA	Octylphénols	Phénols
21145-77-7	Tonalide	Musc de synthèse
87-68-3	HCBD ^(e)	Hydrocarbure aliphatique halogéné
NA	HAP ^(f) (16 indicateurs)	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
NA	PCB ^(g) (7 indicateurs)	Polychloro-biphényles
7440-50-8	Cu	Métal trace
7440-66-6	Zn	Métal trace
7439-97-6	Hg	Métal trace
7439-92-1	Pb	Métal trace

^(a) E2 : 17 bêta-estradiol, E1 : estrone, EE2 : 17 alpha-éthinyloestradiol.

^(b) Polybromodiphényléthers, comprenant : 41318-75-6 (BDE 28), 5436-43-1 (BDE 47), 60348-60-9 (BDE 99), 189084-64-8 (BDE 100), 68631-49-2 (BDE 153), 207122-15-4 (BDE 154), 207122-16-5 (BDE 183), 1163-19-5 (BDE 209).

^(c) Acide perfluorooctanesulfonique.

^(d) Phtalate de bis(2-éthylhexyle).

^(e) Hexachlorobutadiène.

^(f) 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques de l'EPA, comprenant : 91-20-3 (naphthalène), 208-96-8 (acénaphthylène), 83-32-9 (acénaphthène), 86-73-7 (fluorène), 85-01-8 (phénanthrène), 120-12-7 (anthracène), 129-00-0 (pyrène), 206-44-0 (fluoranthène), 218-01-9 (chrysène), 56-55-3 (benzo[a]anthracène), 207-08-9 (benzo[k]fluoranthène), 205-99-2 (benzo[b]fluoranthène), 50-32-8 (benzo[a]pyrène), 191-24-2 (benzo[ghi]pérylène), 53-70-3 (dibenzo[a,h]anthracène), 193-39-5 (Indéno[1,2,3-cd]pyrène).

^(g) Comprenant : 7012-37-5 (PCB 28), 35693-99-3 (PCB 52), 37680-73-2 (PCB 101), 35065-28-2 (PCB 138), 35065-27-1 (PCB 153), 35065-29-3 (PCB 180), 31508-00-6 (PCB 118).



5. Conception de l'étude et stratégie d'échantillonnage

Ce chapitre présente la conception de l'étude incluant la définition de ses objectifs, la préparation de la stratégie d'échantillonnage, des recommandations pour la réalisation de la campagne de terrain et une description du prélèvement et du traitement des sédiments. La stratégie d'échantillonnage détaillée présentée ici est applicable aux petits cours d'eau et autres cours d'eau pouvant être traversés à pied et inclut les éléments indiqués dans la figure 3.

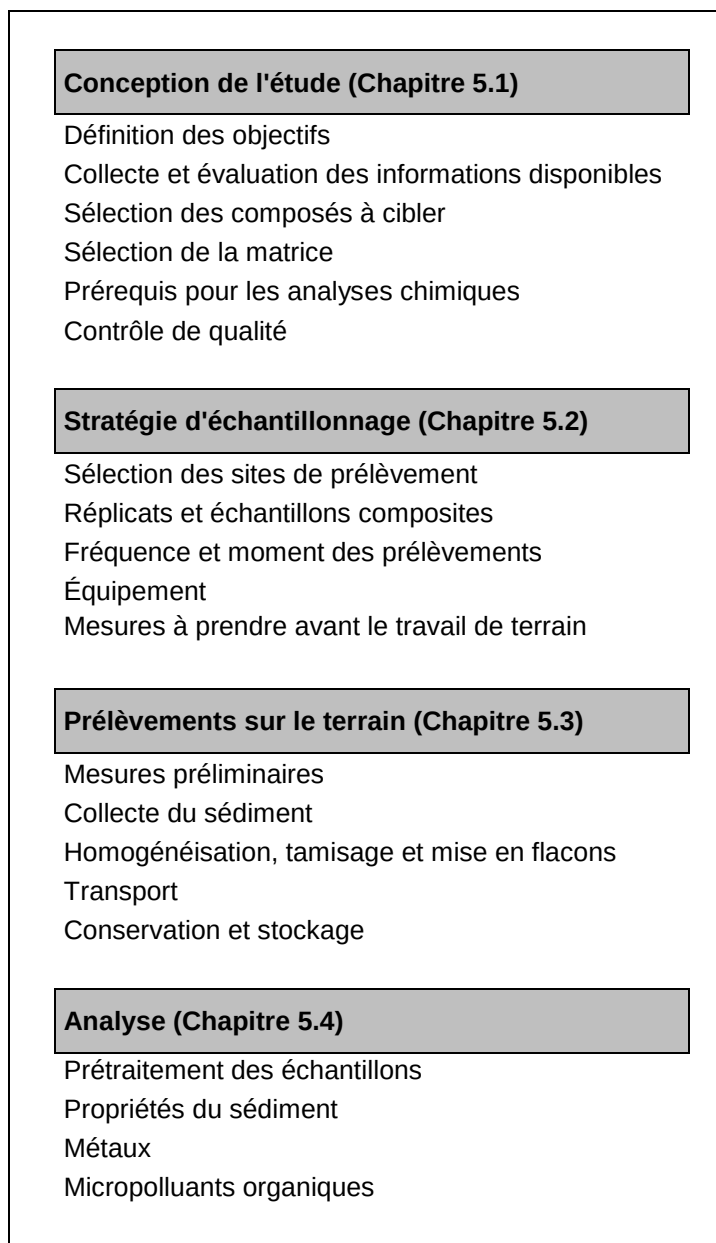


Figure 3 : Éléments de la conception de l'étude, de la stratégie d'échantillonnage et de la démarche d'analyse présentés en détail au chapitre 5.



5.1. Conception de l'étude

5.1.1. Définition des objectifs

La conception de l'étude se base sur les objectifs poursuivis et les questions posées selon les principes exposés au tableau 4.

Quatre objectifs ont été identifiés pour l'évaluation de la qualité des sédiments en Suisse :

1. **Surveillance de la qualité des sédiments** visant, par exemple, à évaluer un impact potentiel sur les organismes benthiques à l'échelle cantonale ou régionale. Cet objectif prévaut en général lorsqu'aucune information n'est disponible sur la qualité des sédiments ou que l'on recherche des signes d'un impact sur les organismes biologiques dû à leur contamination.
2. **Identification de la cause** d'une atteinte écologique attestée, par exemple, par une mauvaise note dans les modules biologiques du SMG ¹¹.
3. **Évaluation de la dégradation écologique** dans des zones critiques connues (par exemple un site contaminé), pour la planification de l'assainissement et le contrôle du succès.
4. **Suivi des tendances** spatiotemporelles d'évolution de la contamination des sédiments.

5.1.2. Collecte des informations disponibles et évaluation de leur pertinence

Une fois les objectifs définis, il convient de collecter et évaluer toutes les informations disponibles en rapport avec les objectifs et la masse d'eau concernée. Elles doivent comprendre, si possible :

- Les sources de contamination connues ou suspectées, actuelles et passées, sur le site et en amont (par exemple données sur le traitement des effluents industriels et domestiques, de l'utilisation des sols et de leur éventuelle contamination).
- Les données sur la qualité de l'eau et du sédiment ou une description des effets déjà observés.

Ces informations pourront servir à différents stades de l'évaluation. Les informations disponibles peuvent servir à délimiter la zone d'étude, à déterminer les sites potentiels de prélèvement, le matériel d'échantillonnage le mieux adapté et à préciser d'autres aspects tels que le personnel nécessaire et les mesures de sécurité. Sinon, une étude préliminaire sur le terrain peut être nécessaire.

¹¹ Modules du SMG portant sur les invertébrés, les plantes aquatiques et les poissons.



Tableau 4 : Recommandations pour l'élaboration du concept d'étude en fonction des objectifs et des propriétés du sédiment.

Objectifs			Surveillance de la qualité des sédiments	Identification des causes d'at-teintes écologiques avérées	Évaluation de la dégradation écologique & suivi dans des zones critiques connues	Suivi des tendances
Problèmes à résoudre			1) Évaluation des impacts po-tentiels sur les organismes ben-thiques à l'échelle cantonale ou régionale 2) Détection de signes d'im-pact de la qualité des sédi-ments sur la biologie	Évaluation de la contribution du sédiment à une atteinte écolo-gique avérée (mauvaise note dans les modules du SMG, par exemple)	1) Suivi des impacts sur des sites sensibles connus (sources ponctuelles, dé-charges...) 2) Planification de l'assainisse-ment et contrôle du succès des mesures	1) Identification des tendances d'évolution spatio-temporelle de la contamination des sédiments 2) Priorisation des sites sur la base de la contamination chi-mique des sédiments
Type d'évaluation			Écotoxicologique			Chimique
Matrice utilisée pour les analyses	% de sédiment <63 µm dans la fraction < 2 mm	< 5%	Évaluation déconseillée ^(a)			
		< 20%	< 2 mm			< 63 µm
		20-80%				(< 63 µm ou) 2 mm ^(b)
		> 80%				< 2 mm ^(c)
Appréciation			Classification des sédiments en 5 classes de qualité par comparaison avec les CQS			Classification par comparaison avec les CQS ou autres valeurs limites établies ^(d)

^(a) Les sites de prélèvement pour le suivi des sédiments doivent, dans l'idéal, présenter une fraction fine (<63 µm) de plus de 5 % (EC 2010).

^(b) La fraction <2 mm peut déjà permettre d'identifier les sources ponctuelles de pollution et les tendances d'évolution spatiale de la contamination si le sédiment contient au moins 20 % de sédiment fin (< 63 µm), mais ce n'est pas garanti dans tous les cas.

^(c) Diverses études de terrain menées sur des sites caractérisés par une forte proportion de sédiment fin indiquent que les mesures sont représentatives de l'ensemble de la matrice ; les résultats peuvent donc servir pour la comparaison avec les CQS.

^(d) Pour les substances non ioniques, les CQS sont ajustées au taux de carbone organique en tenant compte, dans une certaine mesure, de l'effet de la matrice sur la biodisponibilité. Dans les autres cas, les concentrations mesurées doivent être comparées à des valeurs limites bien établies tirées d'anciennes mesures de la même région ou avec d'autres seuils (Chapitre 6).



5.1.3. Sélection des composés à cibler

Les composés à cibler doivent être choisis au cas par cas pour répondre aux objectifs définis. Si aucun jeu spécifique de composés n'a été identifié, les composés cibles doivent être sélectionnés en considérant les sources de pollution majoritaires du site d'étude et les données disponibles. La liste de substances proposées pour la surveillance des sédiments (Chapitre 4) couvre les principales sources de pollution en Suisse et peut être utilisée comme telle ou adaptée en fonction des spécificités du site.

5.1.4. Sélection de la matrice

La méthode décrite ici est conçue pour l'évaluation de la qualité des sédiments à l'aide de critères de qualité environnementale basés sur des études écotoxicologiques (CQS). Étant donné que les CQS sont déterminées à partir de données obtenues avec la fraction < 2 mm des échantillons de sédiment, cette fraction constitue la matrice pertinente d'un point de vue écotoxicologique pour l'évaluation du risque. La fraction < 2 mm du sédiment doit donc être analysée dans la plupart des cas.

Il est apparu de plus en plus clairement au cours de ce projet qu'il ne serait pas possible de déterminer une méthode unique convenant à tous les types d'objectifs et à toutes les masses d'eau de Suisse. Dans certains cas, pour certains objectifs ou certaines caractéristiques du sédiment, l'analyse de la fraction < 2 mm peut ne pas convenir (Tableau 4). Si la surveillance du sédiment a pour but d'analyser les tendances évolutives et que la part de sédiments fins est relativement faible, il est conseillé d'analyser la fraction fine (< 63 µm). En général, le fait de se concentrer sur les zones de sédiments fins ou d'effectuer les analyses sur la fraction fine permet d'accroître la puissance statistique dans la détection des changements dans l'espace ou dans la longue durée et de limiter l'effort d'échantillonnage¹².

5.1.5. Prérequis pour les analyses chimiques

Lors de la conception de l'étude, il est conseillé de prendre contact avec le laboratoire chargé des analyses chimiques afin de s'assurer que les techniques d'analyse prévues correspondent bien aux objectifs de l'étude (possibilité de comparaison avec les CQS) et pour définir le volume à prélever par échantillon.

¹² En général, les sédiments à faible proportion de particules fines présentent une plus grande variabilité et exigent donc un nombre plus important d'échantillons pour détecter les tendances statistiquement significatives. Pour plus d'informations sur la conception de l'échantillonnage en fonction des exigences statistiques, il est conseillé de consulter les documents d'orientation de la DCE relatifs à la surveillance chimique (EC 2003, 2009, 2010) ainsi que la norme ISO 5667-1 (ISO 2006).



5.1.6. Contrôle de la qualité sur le terrain

Il est conseillé, durant l'échantillonnage, de prélever des échantillons témoins pour le contrôle de la qualité *in situ*. Les principaux types d'échantillons témoins sont présentés au tableau 5. Le type et la fréquence des prélèvements effectués dans ce but doivent être spécifiés dans le concept de l'étude en fonction des composés ciblés, des concentrations attendues dans les échantillons et des risques de contamination des échantillons (si, par exemple, les prélèvements sont faits dans un environnement particulièrement souillé pour détecter des concentrations de polluants à l'état de traces, le nombre de blancs de terrain devra être plus élevé que si le milieu est relativement propre). La décision de recourir à tel ou tel type de témoins ou à plusieurs d'entre eux devra être prise au moment de la conception de l'étude en considérant les risques de biais sur les résultats et les ressources disponibles pour les collecter étant donné le supplément de travail et de coût d'analyse qu'ils engendrent.



Tableau 5 : Types d'échantillons témoins en fonction des objectifs du contrôle de la qualité (d'après US EPA 1997, modifié).

Type de témoin	Objectif	Prétraitement
Blanc de flaconnage	Évaluation de la contamination des récipients accueillant les échantillons	L'un des récipients est rempli d'eau sans analytes ou de solvant organique. Le témoin est analysé avec les échantillons conditionnés dans les récipients du même lot. Ce type de blanc est recommandé lorsque les récipients sont susceptibles de contenir des traces de substances indésirables.
Blanc de terrain	Évaluation de la contamination des échantillons sur le site	Une aliquote d'échantillon sans analytes est transférée dans l'un des récipients. Le témoin est soumis à l'analyse de l'un ou de l'ensemble des analytes recherchés dans les échantillons associés.
Blanc de température	Évaluation du bon maintien de la température appropriée entre le prélèvement des échantillons et leur livraison au laboratoire d'analyses	Un récipient en plastique rempli d'eau est placé dans la glacière avec le lot d'échantillons entre le moment du prélèvement et la livraison. La température de cette eau est mesurée et enregistrée lors de l'arrivée des échantillons au laboratoire. Ce type de témoin est pertinent lorsque la température peut modifier les concentrations des contaminants dans le sédiment (transformation de composés ciblés).
Prélèvement fractionné	Mesure et enregistrement de la répétabilité des procédés de traitement des échantillons, de l'hétérogénéité de la matrice échantillonnée et de la standardisation de procédés d'analyse	On collecte deux fois plus d'échantillons puis des aliquotes sont réparties entre deux lots de récipients. On obtient ainsi deux séries théoriquement équivalentes d'échantillons prélevés sur un même site. Les deux échantillons d'un prélèvement fractionné sont soumis à l'analyse du même jeu de composés. Si l'un des deux échantillons est analysé par un autre laboratoire, le prélèvement fractionné permet d'évaluer le degré de standardisation des procédés d'analyse
Réplicats de terrain	Évaluation de la répétabilité de la méthode de prélèvement sur le terrain et de l'hétérogénéité de la matrice	Un deuxième échantillon est prélevé selon la même méthode sur le même site le moins de temps possible après l'échantillon original. Le deuxième échantillon est soumis à l'analyse des mêmes composés que le premier. Sur certains sites particuliers, N répétitions peuvent être effectuées ; l'analyse statistique des résultats d'analyse chimique (moyenne et écart-type) permet d'estimer la variabilité des concentrations dans un lieu donné.



5.2. Stratégie d'échantillonnage

Après avoir défini les objectifs de l'étude et les grands axes du concept, la stratégie d'échantillonnage peut être préparée. Cette dernière précise les informations sur les sites de prélèvement, l'équipement et le matériel nécessaires à l'échantillonnage, la fréquence et le moment des prélèvements et le type d'échantillons prélevés (réplicats ou échantillons composites). La stratégie d'échantillonnage doit également comprendre une brève description du projet (objectifs et problèmes à résoudre) et des objectifs en matière de qualité des données.

5.2.1. Sélection des sites de prélèvement

Il peut être nécessaire d'effectuer des prélèvements sur différents sites pour pouvoir identifier la nature et l'ampleur de la contamination des sédiments. Leur nombre et leur distribution dépendent toutefois des objectifs de l'étude. Il n'est donc pas possible de recommander une stratégie de sélection des sites unique qui soit applicable à toutes les situations.

Les sites de prélèvement peuvent être choisis selon trois grands types d'approche :

- **L'échantillonnage aléatoire**, dans lequel les sites de prélèvement sont répartis au hasard, se prête aux zones homogènes ou aux cas où les conditions locales ne sont pas connues. Cette approche livre une évaluation non biaisée de la qualité des sédiments dans une masse d'eau et convient aux études dont l'objectif est la surveillance de la qualité des sédiments à l'échelle du canton, de la région ou du bassin. Elle est également intéressante pour délimiter le périmètre contaminé autour d'un point critique connu. L'échantillonnage aléatoire peut ne pas convenir à l'étude de cours d'eau dont les affluents peuvent être source de contamination ou exposés à des émissions localisées. Dans ces cas-là, un échantillonnage plus systématique voire ciblé s'impose.
- **L'échantillonnage aléatoire stratifié** tient compte de l'hétérogénéité spatiale de la région étudiée et permet de s'assurer que les sites clés fassent bien l'objet de prélèvements. Dans cette approche, la région hétérogène est tout d'abord subdivisée en zones homogènes dans lesquelles un échantillonnage aléatoire est ensuite effectué. Cette stratégie exige des connaissances préalables des conditions locales et une bonne définition des différentes zones présentant différents types de sédiment ou d'occupation du sol. Elle est recommandée pour les études dont l'objectif est d'identifier les sédiments contaminés dans une échelle spatio-temporelle définie, pour caractériser des sites particuliers de dragage ou d'assainissement, par exemple. Dans le cas d'un point d'émission défini (décharge), il peut être plus pertinent de procéder à des prélèvements à une distance croissante de la source.
- **L'échantillonnage ciblé** s'effectue sur des sites choisis en fonction de connaissances préalables. Il peut être mis en œuvre rapidement et facilement et demande un budget limité. Cette approche n'est cependant applicable qu'à l'étude de phénomènes à petite



échelle demandant un nombre restreint d'échantillons et lorsque des informations fiables sont disponibles sur la zone concernée, la source de pollution ou le problème de contamination. Elle ne doit cependant être choisie que si l'objectif de l'étude est d'obtenir un aperçu de la qualité des sédiments ou si le temps et le budget disponibles ne permettent pas l'emploi d'approches plus satisfaisantes d'un point de vue statistique.

Bien que ces trois types d'échantillonnage conviennent à la plupart des objectifs, il peut être nécessaire de recourir à d'autres systèmes pour faire face à la variabilité de la contamination. L'annexe 1 présente brièvement différents types d'échantillonnage et indique leurs avantages et inconvénients respectifs tout en prodiguant des conseils pour leur mise en œuvre dans différentes situations.

Les sites de prélèvement doivent être choisis en fonction des objectifs de l'étude et des informations disponibles au terme de l'étude préliminaire. En général, les recommandations suivantes peuvent être faites (EC 2010 ; Annexes 1, 2) :

- En présence d'affluents ou de sources ponctuelles, les prélèvements doivent être faits dans le milieu récepteur là où les eaux se sont totalement mélangées.
- S'il est probable que la contamination s'étale selon un gradient en raison de la morphologie du site ou des sources de pollution, il convient de prévoir davantage de points de prélèvement.
- Si l'étude vise le suivi de la tendance d'évolution dans le temps, les échantillons doivent être systématiquement prélevés au même endroit bien défini. Les sites de prélèvement doivent donc être repérés avec précision par leurs coordonnées et être accessibles en permanence.

Étant donné que, dans le sédiment, les contaminants sont principalement associés à la fraction granulométrique fine, les sédiments fins présentent des concentrations de polluants plus élevées que les sédiments grossiers même s'ils sont soumis à la même pollution. Les meilleurs points de prélèvement sont ceux qui présentent une part relativement forte de fins, autrement dit, les zones de dépôt net à sédiments. Dans les cours d'eau, le courant est généralement plus fort que dans les lacs et le chenal principal est la zone la plus pauvre en particules fines sédimentées. Ces dépôts fins sont plus probables dans les zones de faible courant, par exemple près des rives ou dans les zones de concavité (Figure 4). Dans les lacs, c'est loin des rives et de l'embouchure des rivières, qui présentent le plus de courant et de vagues, qu'ils sont le plus probables. Dans les lacs intacts, un petit nombre de points de prélèvement suffit généralement. Les sites riches en tourbe, en graviers et cailloux, en sédiments compactés ou en sable grossier sont moins adéquats. En règle générale, il faut retenir que les prélèvements ne doivent pas être effectués dans les zones présentant moins de 5 % de sédiments fins (EC 2010).



Les relevés des sites de prélèvement, précisant les coordonnées géographiques et comprenant des cartes indiquant clairement les chemins ou routes d'accès, doivent être intégrés à la stratégie d'échantillonnage.

5.2.2. Réplicats et échantillons composites

Le nombre de répliquats à collecter sur chaque site dépend de la situation (étendue du site, type, distribution et concentrations des contaminants, hétérogénéité du sédiment, précision ou résolution statistique voulue dans le cas de comparaisons quantitatives statistiques dans un même site et entre sites, etc.). Dans la pratique, le nombre d'échantillons prélevés sur chaque site est un compromis entre les objectifs et les impératifs logistiques et financiers. Les répliquats de terrain peuvent être rassemblés en un seul échantillon composite, ce qui permet de réduire les coûts d'analyse afin d'atteindre les objectifs de l'étude malgré un budget limité. Si cette option est choisie, il est conseillé de prélever du sédiment à au moins trois endroits différents distants de plusieurs mètres sur chaque site ; dans l'idéal, deux doivent être situés près des rives et un au milieu du chenal (Figure 4). Cette approche est un bon compromis qui permet d'obtenir des données de qualité avec un niveau d'incertitude assez faible lorsque les ressources budgétaires sont limitées, que la zone d'étude est étendue ou que les analyses portent sur différents aspects (chimie, toxicologie, bioaccumulation, etc.) et requièrent donc de grandes quantités de sédiment (US EPA 2001, de Deckere et al. 2000).

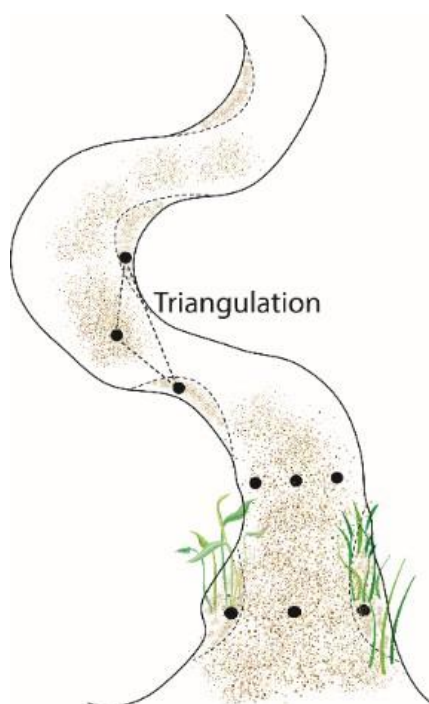


Figure 4 : Exemples d'échantillonnage de sédiment basé sur le prélèvement d'au moins trois répliquats de terrain par site, ensuite regroupés en un échantillon composite.



La prudence s'impose cependant si la pollution est hétérogène, le regroupement d'échantillons pouvant diluer une contamination très localisée. Par ailleurs, il est déconseillé de mélanger des échantillons si leur granulométrie est très différente ou si une analyse de puissance est prévue pour mettre en place des programmes d'étude des tendances temporelles étant donné qu'une telle action gomme la variabilité sur le terrain, paramètre essentiel à cette démarche (EC 2010).

Les répliquats sont nécessaires à la vérification de la qualité des données dans tout type d'études mais ils génèrent alors des coûts supplémentaires d'analyse (Tableau 5). Pour les programmes de monitoring, on estime suffisant de contrôler cette qualité à partir de répliquats de terrain sur 10 % des sites d'étude. Pour les programmes ayant un objectif réglementaire ou pour la prise de décision en matière de gestion des sédiments – en rapport avec des matériaux de dragage ou des sites contaminés, par exemple –, il est conseillé de prélever 3-5 répliquats par site. Suivant la substance ciblée, on considère que la qualité est satisfaisante si la différence relative entre les répliquats¹³ est $\leq 30 - 50 \%$ (US EPA 2001).

5.2.3. Fréquence et moment des prélèvements

Même si la contamination des sédiments ne varie pas aussi fortement dans le temps que la qualité de l'eau, ce milieu présente des variations aléatoires ou systématiques. Dans le cas de variations systématiques (saisonniers, p. ex.), le moment et la fréquence des prélèvements doivent être choisis de façon à couvrir la totalité du cycle ou au moins les valeurs maximales et minimales. La meilleure stratégie est alors un échantillonnage systématique et régulier.

Si les caractéristiques de la masse d'eau ne donnent aucune raison de s'attendre à des variations saisonnières et si les prélèvements n'ont lieu qu'une fois par an, l'échantillonnage doit être programmé pour la fin de la saison la plus sèche. Pour les eaux à régime pluvial, la meilleure période sera ainsi la fin de l'été tandis que la fin de l'hiver conviendra mieux au régime nival. C'est alors que la probabilité de prélever des sédiments fins est la plus forte. En règle générale, il faut retenir que les prélèvements ne devront jamais être effectués après une augmentation du débit susceptible de mobiliser et d'évacuer les particules fines ($> 0,50 \text{ m/s}$; Schiavone et Coquery 2011).

Si les variations ou les apports de micropolluants sont plutôt aléatoires, le moment des prélèvements est moins crucial mais il est nécessaire d'augmenter leur fréquence pour obtenir une estimation correcte des concentrations au cours du temps. Il convient de noter que le mode prédominant de variation peut différer d'un composé à l'autre sur un même site. En cas de doute, un échantillonnage aléatoire stratifié dans le temps offre le meilleur compromis ; le nombre d'échantillons prélevés doit être de nature à permettre les analyses statistiques (EC 2003, 2009, 2010 ; ISO 2006).

¹³ *Différence relative en %* = $\frac{C1-C2}{\frac{C1+C2}{2}} \times 100$

où C1 est la concentration de l'analyte dans l'échantillon 1 et C2 sa concentration dans l'échantillon 2.



5.2.4. Équipement

Il existe différents types de préleveurs pour les sédiments ; leur sélection dépendra de l'accessibilité du site, de la hauteur d'eau, du substrat et des composés étudiés de même que du type d'étude.

Lorsque la hauteur d'eau est faible, comme dans les cours d'eau pouvant être traversés à pied ou près des rives, le plus simple est d'utiliser une écope ou une drague manuelle (Figure 5). Les pelles ou écopages peuvent être en plastique ou en métal ; le matériau à choisir dépendra des composés recherchés. Le plastique convient pour l'étude des éléments traces métalliques tandis que le métal est à privilégier pour les composés organiques. Lorsque l'eau est plus profonde (ou que la matrice ciblée est la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$), il peut être préférable d'utiliser un système télescopique (Figure 5).

Les bennes à sédiments disposent de mâchoires articulées qui se referment lorsqu'elles sont remontées (Figure 5). Les bennes sont parfaites pour déterminer la distribution horizontale de variables physicochimiques ou biologiques et pour évaluer des arrivées récentes de polluants. Elles sont le plus souvent utilisées dans les lacs et les grands cours d'eau mais sont moins pratiques dans les petites rivières et les ruisseaux. Leur surface intérieure n'est pas inerte et, dans le cas de la benne de type van Veen, elle est métallique et peut donc contaminer les échantillons à son contact.

Les carottiers sont constitués d'un tube que l'on enfonce dans le sédiment. Lorsqu'il est retiré, le tube contient un échantillon non perturbé qui peut être utilisé pour étudier la distribution verticale de différentes variables, définir la stratification ou évaluer les arrivées successives ou anciennes de polluants. Ce système convient bien aux études physicochimiques et à certaines études biologiques. Il peut convenir à différents substrats selon le type de carottier utilisé. Les carottiers « boîtes » ou gravitaires ne sont pas adaptés à l'étude des sédiments grossiers ou consolidés alors que le carottage vibratoire la permet. Les sédiments fluviaux sans cohésion, et plus généralement les sédiments grossiers qui ne peuvent être échantillonnés avec des équipements traditionnels, peuvent être abordés par une approche de cryo-carottage. Cette technique, qui repose sur la congélation du sédiment par injection d'azote ou de CO_2 liquide, peut également être utile pour déterminer avec précision le profil de distribution verticale des contaminants indépendamment de la nature de la matrice.

Si l'étude porte sur les sédiments en suspension et sur le phénomène de sédimentation en lui-même, d'autres systèmes peuvent être utilisés, comme des pièges ou des tubes de prélèvement (Figure 5). Les pièges à sédiment collectent passivement les particules qui sédimentent dans la colonne d'eau pendant une période de temps donnée. Il peut s'agir de simples seaux de volume donné qui sont lestés avec des graviers puis immergés dans le cours d'eau. Ils ont été largement utilisés pendant des décennies pour étudier les flux de particules et la composition des environnements lacustres et permettent tous les types d'analyses (physicochimiques, biologiques, etc.). Les systèmes tubulaires de prélèvement d'échantillons de sédiments en suspension intégrés en



fonction du temps sont faciles à construire et à mettre en place et permettent de collecter ce type d'échantillons dans les eaux courantes (Phillips et al. 2000). D'autres types de préleveurs convenant à différents types de substrat, de topographie et de qualité de l'eau sont présentés dans le Federal Interagency Sedimentation Project de l'US Geological Survey (FISP)¹⁴.



Figure 5 : Différents outils de prélèvement des sédiments utilisables sur le terrain. A) Préleveur télescopique B) Benne type Ekman C) Tube préleveur d'échantillons de sédiments en suspension intégrés en fonction du temps D) Écope.

5.2.5. Mesures à prendre avant le travail de terrain

Sécurité

Les questions suivantes devront être éclaircies avant d'aller sur le terrain. Ces aspects sont très importants pour la sécurité des opérateurs et la bonne réalisation de la campagne de prélèvements :

¹⁴ https://water.usgs.gov/fisp/catalog_index.html



- Pour des raisons de sécurité, au moins deux personnes sont nécessaires pour aller faire des prélèvements.
- **Exploitation hydroélectrique** : si le débit du cours d'eau ou du tronçon concerné par le travail de terrain est influencé par un ou plusieurs barrages, l'exploitant des aménagements hydroélectriques doit être contacté pour accorder la date et la plage horaire des prélèvements avec le rythme exact des variations de débit. Les prélèvements ne doivent pas avoir lieu tant que la sécurité des agents n'est pas garantie par l'exploitant. Il faudra être particulièrement prudent avec les installations automatiques (purges automatiques, par exemple).
- **Risques de crues** : la personne chargée des prélèvements devra s'informer des conditions hydrologiques¹⁵ et météorologiques¹⁶ avant chaque campagne de terrain afin d'estimer le risque des crues (soudaines ou non) dans les cours d'eau à étudier.
- **Risques de contamination des cours d'eau** : afin d'éviter de transporter tout pathogène ou contaminant d'un bassin versant à un autre, l'opérateur devra désinfecter le matériel et les outils de prélèvement et les embarcations avec un produit adapté à chaque changement de bassin, lors de prélèvements effectués près d'une pisciculture ou lors du passage d'un site aval à un site plus en amont.
- **Demandes d'autorisations** : il conviendra de se munir d'autorisations en général auprès des autorités cantonales.

Préparation du matériel de prélèvement

Une liste détaillée du matériel nécessaire pour les prélèvements de sédiment est fournie à l'annexe 2A. Elle comprend les équipements de protection individuelle (waders, gilets de sécurité, trousse de premiers secours, gants, etc.), le matériel de caractérisation du site (fiches de relevés, GPS, sonde multiparamétrique, etc.) ainsi que les outils et le matériel nécessaire au prélèvement et à l'homogénéisation des échantillons (préleveurs, seaux, etc.), à leur tamisage (pelles, tamis, etc.), à leur transfert (entonnoirs, contenants) et à leur transport (glacière ou caisson réfrigéré).

Tout le matériel et les contenants nécessaires au prélèvement, au transport, au prétraitement et au stockage des échantillons doivent être préparés à l'avance. Le matériel et les contenants utilisés dans chaque phase de l'échantillonnage et du prétraitement des sédiments doivent être choisis avec soin de sorte qu'ils n'interfèrent pas avec les analyses prévues. Ils doivent ainsi être faits d'un matériau qui ne contamine pas l'échantillon et doivent être lavés selon un protocole approprié (Tableau 6).

Si l'analyse de composés organiques est prévue, le matériel utilisé dans toutes les étapes doit être en verre ou en inox. Le verre est en général recommandé pour le flaconnage. Le polyéthylène, le polypropylène et le polystyrène cristal sont à privilégier pour le prélèvement et le stockage

¹⁵ www.hydrodaten.admin.ch/fr

¹⁶ www.meteosuisse.admin.ch



d'échantillons destinés à l'analyse d'éléments constitutifs du verre (sodium, potassium, bore, silicium, etc.) et de métaux à l'état de traces (comme le mercure). Si le matériau utilisé pour l'échantillonnage n'est pas adapté aux analytes visés (bennes métalliques, carottiers en PVC, etc.), les sédiments en contact avec les préleveurs doivent être écartés de l'étude pour éviter toute contamination.

Si les analyses doivent porter aussi bien sur des composés organiques que sur des métaux, il conviendra de prélever deux échantillons en parallèle avec différents matériaux.

Tableau 6 : Recommandations pour le choix du matériau à utiliser pour le prélèvement et le stockage des échantillons.

Analyses	Matériau	Prétraitement
Métaux	Polystyrène cristal ou polypropylène pour les contenants Polyéthylène ou téflon pour les pelles et cuillères	Les contenants et les couvercles doivent être : - minutieusement lavés avec un détergent sans phosphates et rincés avec une eau exempte de métaux, - mis à tremper pendant 24h dans une solution acide (p. ex. 1-2% de HNO ₃ ou d'HCl concentré) puis rincés avec une eau exempte de métaux.
Granulométrie	Polystyrène cristal ou polypropylène	Pas de traitement particulier.
Polluants organiques, carbonates et carbone organique	Verre pour les bouchons Inox pour les pelles et cuillères Papier aluminium	Les contenants doivent être : - minutieusement lavés avec un détergent sans phosphates et rincés avec eau, - rincés à l'acétone, couvercle fermé, pour les composés semi-volatils ; cette dernière étape peut être remplacée par le maintien des flacons de verre à 350-450 °C pendant 4-8 h. - éventuellement rincés au méthanol mais en tout cas sans solvant pour les composés organiques volatils, suite aux risques d'interférence avec les analyses ; puis séchage à 105 °C. - conservés dans du papier aluminium calciné.
Phtalates	Verre, téflon, polytétrafluoroéthylène, aluminium ou inox Interdiction absolue d'utiliser du plastique	Les contenants doivent être : - prélavés (détergent sans phosphates), puis lavés avec un solvant approprié (acétone puis hexane purifié, par ex.) ou une solution d'acide (H ₂ SO ₄ , HCl, etc.). - puis calcinés à 400-550 °C pendant 4h ou une nuit.



5.3. Prélèvements sur le terrain

La figure 6 résume les principales étapes et les mesures à prendre sur le terrain, de la préparation des opérations de prélèvement à l'arrivée des échantillons au laboratoire. Voir également l'annexe 2B, protocole de terrain.

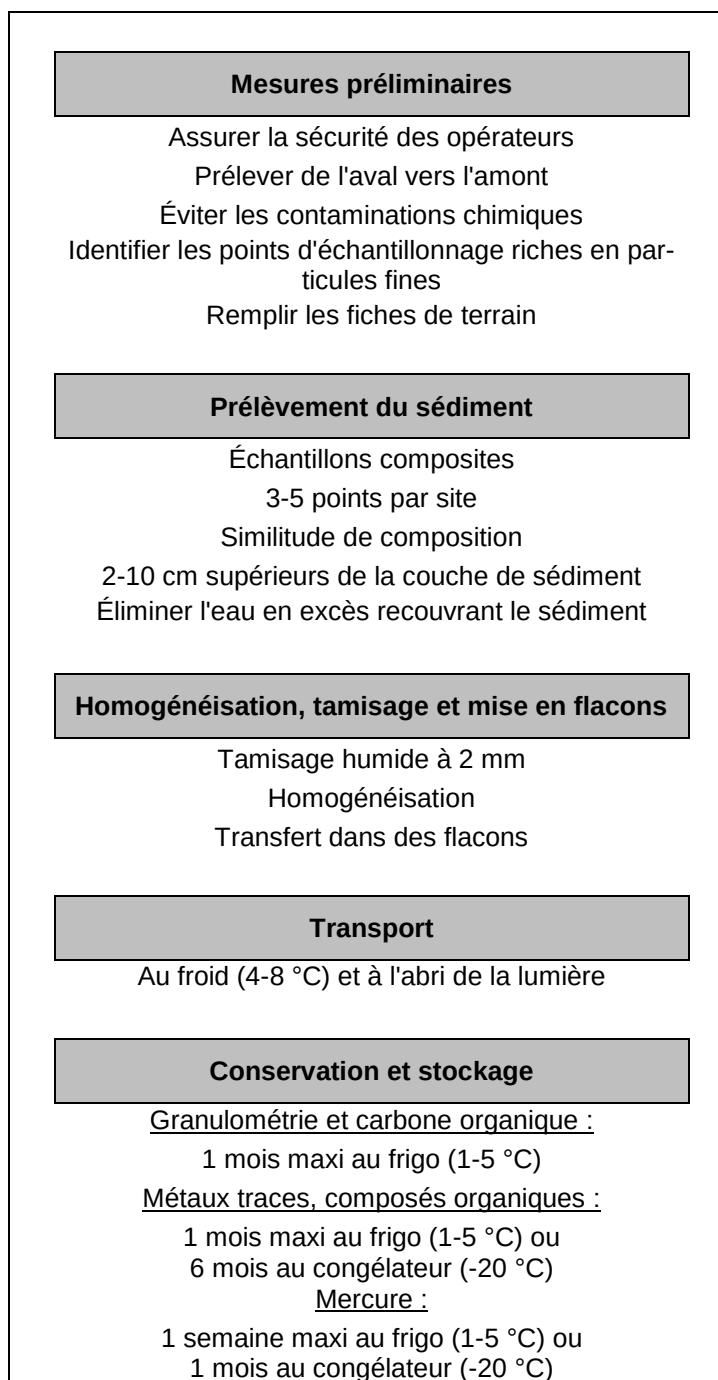


Figure 6 : Étapes principales et mesures à prendre sur le terrain, de la préparation des prélèvements à l'arrivée des échantillons au laboratoire (voir détails dans le texte).



5.3.1. Mesures préliminaires

L'échantillonnage doit toujours se faire dans le sens aval-amont afin d'éviter d'éventuels effets indésirables dus à la remobilisation du sédiment. Une fois que toutes les précautions ont été prises pour éviter toute contamination chimique du dispositif d'échantillonnage et des échantillons, il est recommandé de disposer tout le matériel nécessaire aux opérations de prélèvement, de tamisage et de conditionnement près du premier site de prélèvement (le plus en aval). La profondeur de l'eau, le courant et la nature du substrat doivent être contrôlés sur chaque site avant de pénétrer dans le cours d'eau.

Étant donné que les points de prélèvement présentant une proportion relativement élevée de particules fines sont à privilégier, la part de limons et d'argiles doit être grossièrement estimée sur le terrain. Cela peut être fait à l'aide d'un bocal. Tracer une ligne au marqueur sur le bocal puis une deuxième ligne à 20 % de la hauteur de la première ligne. Remplir le bocal jusqu'à la ligne supérieure avec du sédiment et secouer vigoureusement puis laisser sédimenter. Il est recommandé de laisser 2-3 cm d'espace en haut pour faciliter le mélange. Au bout de dix minutes de sédimentation, la part de particules fines peut être estimée en observant la stratification dans le bocal. Si la limite de la fraction fine est en dessous de la ligne des 20 %, il est probable que le pourcentage de limons et argiles soit < 20 % et la pertinence de l'échantillon pour l'évaluation de la qualité des sédiments est limitée.

Toutes les observations doivent impérativement être notées sur des fiches de terrain afin que toutes les données nécessaires à l'interprétation soient collectées au moment des prélèvements. Une fiche-type est proposée à l'annexe 2C.

Il est recommandé de mesurer les paramètres physicochimiques suivants avant de pénétrer sur le site : température, pH, concentration et degré de saturation en oxygène dissous.

5.3.2. Prélèvement du sédiment

Dans la mesure du possible, les prélèvements doivent être effectués sur au moins trois points par site, distants de plusieurs mètres, afin d'obtenir un échantillon représentatif de la zone étudiée. Dans l'idéal, ces sous-échantillons, qui seront ensuite rassemblés en un échantillon composite, doivent être prélevés près de la rive droite, près de la rive gauche et au milieu du chenal (Figure 4). Si ce n'est pas réalisable, plusieurs sous-échantillons doivent être collectés jusqu'à l'obtention d'un volume suffisant de sédiment. La stratégie la plus économique dans la plupart des cours d'eau suisses consiste à répartir les points d'échantillonnage de manière systématique le long du cours d'eau selon des diagonales tracées de manière ciblée (Figure 4).

Les sédiments doivent provenir de zones immergées en permanence.

Il est conseillé de prélever les 2 à 10 cm supérieurs du sédiment. Seuls les sous-échantillons ayant une composition similaire à ceux déjà prélevés (à en juger par la couleur, la texture, la granulométrie, etc.) doivent être conservés. Les échantillons présentant des granulométries nettement différentes ne doivent pas être mélangés.

Il est recommandé d'éliminer l'eau en excès recouvrant le sédiment avant de l'introduire dans le contenant en évitant les pertes de particules fines.

Une fois qu'un volume suffisant de sédiment a été prélevé, il est conseillé de retirer manuellement les cailloux, les feuilles et autres brindilles. Il convient de noter sur la fiche de relevé toute singularité de l'échantillon en termes de couleur (changement de couleur au contact de l'air), d'odeur ou de consistance.

5.3.3. Homogénéisation, tamisage et mise en flacons

Les opérations d'homogénéisation et de tamisage peuvent être menées sur place ou hors site (Figure 7). Le tamisage *in situ* présente l'avantage de pouvoir se débarrasser de la fraction > 2 mm directement sur le terrain, ce qui permet de réduire le volume à transporter. Après homogénéisation du contenu du seau avec une spatule inerte, le sédiment est tamisé sans ajout d'eau à travers une grille de maille de 2 mm constituée d'un matériau approprié (Tableau 6) et récupéré dans un second seau.

Les sédiments tamisés sont transférés dans des flacons à large col de 500 ml pré-étiquetés qui doivent être remplis jusqu'à ras bord (sans espace rempli d'air). Une petite quantité d'eau provenant du site peut être ajoutée dans le flacon avant de le fermer pour éviter tout contact du sédiment avec l'air. Si les échantillons doivent être conservés au congélateur, il convient cependant de laisser un peu d'espace à la surface pour permettre l'expansion due à la congélation.



Figure 7 : Exemples de tamisage humide à 2 mm. (A) Hors site avec des matériaux inertes pour l'analyse des métaux et (B) in situ avec des matériaux inertes pour l'analyse des micropolluants organiques.

Si la matrice à analyser est le sédiment fin (< 63 μm), il est recommandé de procéder à un tamisage humide avec de l'eau du site (Figure 8). Le tamisage *in situ* permet de s'assurer que la



quantité de sédiment prélevée est suffisante pour les analyses et profite d'un accès direct à l'eau du site. Si le tamisage doit être effectué *ex situ*, des quantités importantes d'eau chargée en sédiments en suspension doivent être transportées au laboratoire ou s'effectuera la sédimentation et où les sédiments fins déposés pourront ensuite être collectés.

Si des analyses chimiques doivent être effectuées aussi bien avec la fraction $< 2 \text{ mm}$ qu'avec la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$), des tamisages successifs peuvent être effectués avec des tamis de mailage correspondant. Cela peut être fait *in situ* ou au laboratoire. Dans ce cas, la difficulté réside dans la nécessité d'obtenir un volume suffisant pour les analyses prévues.



Figure 8 : Système de tamisage pour isoler la fraction $< 63 \mu\text{m}$ (Photo : canton de Berne).

5.3.4. Transport et stockage

Les échantillons doivent être transportés et conservés au froid ($4\text{-}8 \text{ }^{\circ}\text{C}$) et à l'obscurité afin de bloquer toute activité biologique et d'éviter toute transformation chimique au sein du sédiment. Les conditions de transport et de pré-stockage doivent être précisées sur la fiche de terrain.

Les méthodes de conservation, de transport et de stockage doivent être de nature à préserver les caractéristiques physicochimiques et structurales des échantillons de sédiment. L'option logistique doit être choisie en fonction des contraintes inhérentes à la campagne d'échantillonnage – localisation des sites de prélèvement (proches ou éloignés), nombre et volume des échantillons, substances visées, etc. – afin de pouvoir stocker les échantillons dans des conditions appropriées le plus tôt possible. En général, il n'est pas obligatoire de recourir à des systèmes de réfrigération pour le transport et le stockage si les analyses visent les concentrations totales de métaux.

Les conditions et la durée maximale d'entreposage dépendent des analyses prévues. Selon la norme ISO/DIS 5667-15¹⁷, les échantillons de sédiment peuvent être conservés jusqu'à 1 mois au réfrigérateur ($1\text{-}5 \text{ }^{\circ}\text{C}$, à l'abri de l'air et de la lumière) pour l'analyse de la distribution granulométrique, du carbone organique total / de la matière organique, du phosphore total, des métaux et des composés organiques tels que les PCB, les HAP et les pesticides. Si l'Hg total est visé, la durée de stockage est limitée à une semaine au frigo et à un mois au congélateur.

Les échantillons peuvent être stockés jusqu'à 6 mois au congélateur ($-20 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$, à l'abri de l'air et de la lumière) – ou à température ambiante et à l'abri de l'air et de la lumière s'ils sont

¹⁷ ISO/DIS 5667-15 Qualité de l'eau – Échantillonnage – Partie 15 : Lignes directrices pour la conservation et le traitement des échantillons de boues et de sédiments.



séchés – pour les métaux et les composés organiques. Les flacons en verre peuvent éclater au congélateur. Il est conseillé de les tester au préalable et de ne pas les remplir totalement pour permettre l'expansion du sédiment lors de la congélation.

D'autres techniques de conservation et de stockage peuvent être acceptées si le laboratoire peut démontrer l'absence de pertes pendant l'entreposage.

La norme ISO/DIS 5667-15 (2007) recommande également d'autres méthodes de conservation des échantillons de sédiment pour d'autres types d'analyses.

Encart 2 : Validation de la méthode d'échantillonnage

L'applicabilité de la méthode d'échantillonnage proposée a été évaluée par des essais menés dans une démarche concertée entre juin et novembre 2016. Huit agents ont appliqué la méthode proposée simultanément sur le même site.

Fiabilité et faisabilité de la méthode d'échantillonnage

Les résultats de l'échantillonnage concerté ont montré que le protocole proposé était facile à mettre en œuvre par les différents agents et que les concentrations de métaux ne différaient pas significativement entre les échantillons prélevés par différentes personnes, quelle que soit leur expérience avec le protocole. Le coefficient de corrélation intra-classe résultant (ICC ; Bartlett and Frost 2008), qui est un indicateur de fiabilité, était de 0,84 pour un même agent (intra-opérateur) et de 0,77 pour différents agents (inter-opérateurs). L'ICC a une valeur de 0 à 1 : une valeur de moins de 0,5 indique une mauvaise fiabilité et une valeur de plus de 0,9 une excellente fiabilité (Koo and Li 2016; Watson and Petrie 2010). Les résultats montrent que la méthode proposée présente une bonne à excellente fiabilité intra-opérateur et une fiabilité moyenne à bonne entre opérateurs (Bartlett and Frost 2008). En ce qui concerne la faisabilité, le principal problème évoqué par les agents était la difficulté, sur certains sites, à trouver des points de prélèvement livrant suffisamment de sédiments fins pour constituer un échantillon composite.

La précision du protocole d'échantillonnage a été estimée par le coefficient de variation (repeatability coefficient, RC) de deux mesures répétées effectuées par la même personne sur 13 sites différents durant l'étude de faisabilité. Le RC indique la précision de la méthode avec une probabilité de 95 % et s'exprime en unités de concentration. Il était compris entre 6,5 mg/kg p.s. pour le Cr et 20,3 mg/kg p.s. pour le Cu (Tableau 7).

L'incertitude globale (Tableau 8), estimée sur la base des résultats du test de performance et exprimée par l'incertitude élargie relative, était de 18-67 % pour la seule étape d'échantillonnage. L'incertitude englobant l'échantillonnage, l'extraction et l'analyse (extraction assistée par micro-ondes avec de l'eau régale et quantification par ICP-MS) était de 39-103 % (probabilité de 95 %). La variabilité dépendait fortement de la concentration de métaux dans le sédiment et du type de substrat.

L'incertitude liée à l'échantillonnage doit être prise en compte pour l'interprétation des résultats, en particulier lors de la comparaison des concentrations avec les CQS. Pour gérer les incertitudes, il est recommandé d'effectuer des prélèvements répétés sur un certain nombre de stations pour estimer l'incertitude due à l'échantillonnage et de répéter les analyses pour estimer l'incertitude due à la quantification.



Encart 2 : Validation de la méthode d'échantillonnage (suite)

Tableau 7 : Coefficient de variation de la répétabilité (RC) du protocole d'échantillonnage proposé, pour un même opérateur sur 13 sites différents.

	Cr	Cu	Ni	Pb
RC $\pm \sigma$ (mg/kg)	6,4 $\pm$ 2,3	20,3 $\pm$ 7,3	12,5 $\pm$ 4,5	9,3 $\pm$ 3,4
Domaine d'applicabilité (mg/kg)	14,7-86,5	9,5-78,5	9,9-49,7	7-40,5

Tableau 8 : Incertitude (U' , exprimée en % par l'incertitude élargie relative) liée à l'étape d'échantillonnage et incertitude globale englobant l'extraction et l'analyse.

	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Zn
U' échantillonnage (%)	23	30	67	27	18	23
U' globale (éch. + extraction + analyse) (%)	39	46	103	48	43	47

5.4. Analyse

5.4.1. Prétraitement des échantillons

Les échantillons de sédiment doivent être prétraités différemment selon les analyses visées et ce, avant la fin de la durée maximale de stockage :

- Carbone organique total (COT) et matière sèche : séchage d'un sous-échantillon de sédiment à 105 °C pour estimation du poids sec et mesure consécutive du COT.
- Éléments traces métalliques : séchage d'un sous-échantillon à 40 °C maximum.
- Polluants organiques : la meilleure solution est de lyophiliser le sédiment à moins que des composés organiques volatiles soient visés. Si une lyophilisation n'est pas envisageable, d'autres prétraitements sont possibles à condition que le laboratoire prouve l'absence de pertes significatives et le respect des exigences de qualité (AQ/CQ).

5.4.2. Propriétés des sédiments

Granulométrie

Il est recommandé de procéder à une caractérisation totale de la taille des particules à l'aide d'hydromètres et d'analyseur laser. Si c'est impossible, la teneur en fines peut être estimée en tamisant le sédiment humide pré-tamisé à 2 mm à travers une grille (63 μ m) ou plusieurs superposées (63 μ m, 106 μ m, 150 μ m, 180 μ m, 500 μ m, p. ex.) avec de l'eau déminéralisée. Chaque fraction de sédiment est ensuite séchée et sa proportion relative estimée.



Teneur en carbone organique total (COT)

Le carbone organique total (COT) peut être quantifié à l'aide d'un analyseur automatisé de carbone à haute température (comme le Shimadzu TOC-V, p. ex.). Le COT est déterminé par la différence entre le carbone total (CT) et le carbone inorganique (CI). Le CT est estimé par combustion de l'échantillon à 900 °C dans un flux d'oxygène en présence d'un catalyseur (oxyde de tungstène, pentoxyde de vanadium, etc.) et le CI est déterminé après acidification de l'échantillon avec de l'acide phosphorique à 200 °C et barbotage du CO₂ résultant avec de l'azote. Cette méthode a également été recommandée pour l'évaluation de la contamination des sédiments par les PCB (Zennegg et al. 2016b).

Autrement, la perte au feu (LOI) donne une estimation rapide et bon marché de la matière organique sédimentée. Il n'existe pas de protocole standard. De plus, la perte au feu varie en fonction de la température de calcination, de la durée et de la masse de l'échantillon. Par souci d'harmonisation, il est conseillé de brûler 2 g d'échantillon préalablement séché à 105 °C dans un four à moufle à 550 °C pendant 4 h (d'après Heiri et al. 2001).

La LOI peut être convertie en COT par un facteur de conversion fixe ou par analyse de régression. Il est déconseillé de recourir au seul facteur de conversion suite à la dispersion des données pour des LOI comprises entre 0,5 et 7,5 %. L'équation suivante peut être utilisée pour le sédiment total et le sédiment fin¹⁸ :

Sédiment total (2 mm) avec une erreur moyenne de 57 % sur la prédiction :

$$COT_{2mm} = 10^{-0,19} * LOI^{0,79} * 10^{\frac{0,0156}{2}} = 0,635 * LOI^{0,79} * 1,07 \quad r^2=0,52$$

Sédiment fin (63 µm) avec une erreur moyenne de 11 % sur la prédiction :

$$COT_{63\mu m} = 10^{-0,61} * LOI^{1,18} * 10^{\frac{0,062}{2}} = 0,248 * LOI^{1,18} * 1,02 \quad r^2=0,82$$

Étant donné que l'erreur sur la prédiction peut être élevée (en particulier pour les sédiments grossiers), il est conseillé d'effectuer une analyse complète du COT au moins une fois pour déterminer la relation COT/LOI sur le site étudié.

5.4.3. Métaux

L'analyse des éléments traces métalliques (sauf Hg) dans les sédiments se base sur une digestion suivie d'une analyse des métaux (Encart 3). Pour s'assurer d'une meilleure comparabilité des résultats entre les cantons et pour pouvoir utiliser les CQS l'extraction à l'eau régale¹⁹ est recommandée, car ce mélange d'acides est la méthode la plus utilisée par les autorités cantonales et celle employée pour l'obtention des données sur lesquelles se basent les CQS. L'extraction à l'eau régale est la méthode de digestion des sédiments privilégiée pour l'application de la DCE

¹⁸ Déterminée à partir de 80 couples de données COT/LOI sur les sédiments suisses (14 sites).

¹⁹ L'eau régale est un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique dans un rapport molaire de 1:3.



(EC 2010) car considérée comme la méthode livrant la meilleure estimation de la fraction métallique biodisponible (US EPA 1996a).

Une extraction à l'acide nitrique et au peroxyde d'hydrogène ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$) livre des concentrations de métaux comparables à celles obtenues avec de l'eau régale et l'application de micro-ondes à haute pression. Les méthodes d'extraction alternatives sont ainsi acceptables si le laboratoire démontre que les résultats obtenus sont comparables à ceux livrés par l'extraction à l'eau régale. Après dilution des extraits, les métaux sont dosés soit par ICP-MS (spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif) soit par ICP-OES (spectrométrie d'émission optique à plasma à couplage inductif).

La quantification du mercure exige des méthodes particulières comme la CV-AAS (spectrométrie d'absorption atomique à vapeur froide) après décomposition thermique de l'échantillon, le plus souvent avec un analyseur automatique de solides (AQUAREF 2013 ; Száková et al. 2004 ; US EPA méthode 7473: 1998).

Encart 3 : Comparaison de techniques d'extraction pour l'analyse des métaux

Différentes méthodes de digestion peuvent être envisagées pour l'analyse consécutive des éléments traces métalliques, allant de l'extraction partielle avec des acides faibles ou des chélateurs (Brady et al. 2016) jusqu'à la digestion complète avec de l'acide fluorhydrique (HF) ou un mélange d'HF et d'acides forts (Sun et al. 2001). Cette dernière option est la meilleure pour estimer la teneur totale en métaux dans les sédiments. Bien que l'utilisation d'HF au laboratoire soit discutable, la minéralisation totale avec HF est nécessaire lorsque la teneur en Li ou Al est utilisée comme paramètre de normalisation (ICES 2009 ; EC 2010). L'extraction à l'eau régale, qui est qualifiée de pseudo-totale, est généralement considérée comme une alternative acceptable à HF. Pour tenir compte de la biodisponibilité, diverses méthodes d'extraction ont été proposées comme l'extraction en trois étapes du BCR (Community Bureau of Reference) (Rauret 1998), une extraction séquentielle (Maiz et al. 1997; Tessier et al. 1979), ou une extraction acide avec 1 M HCl (Simpson et Spadaro 2011). Certaines questions restent cependant non résolues en termes de reproductibilité et de fidélité analytiques, de temps, de comparabilité des données et de contrôle qualité (Brady et al. 2016 ; Rauret 1998 ; Sun et al., 2001 ; Tessier et al., 1979).

Différentes techniques d'extraction totale ou pseudo-totale sont utilisées en Suisse. Quatre d'entre elles ont été comparées pour l'analyse des métaux dans 20 échantillons de sédiment (Tableau 9). Les résultats de cette comparaison ont montré que le biais entre les méthodes d'extraction était relativement constant bien que son amplitude dépende du métal considéré. La plus forte différence entre l'extraction totale à l'HF et les extractions pseudo-totales a été observée pour les éléments présentant les plus fortes contributions d'origine géologique comme le Cr et le Ti, l'extraction recommandée par l'OSol livrant les concentrations les plus faibles. La méthode de l'OSol présentait également le plus faible degré d'extractibilité (15 sédiments sur 20) par rapport à l'extraction à l'eau régale (extractibilité relative : Cd : 85 %, Co : 95 %, Cr : 36 %, Cu : 92 %, Ti : 63 %, Zn : 95 %, Ni : 96 %, Pb : 90 %). Les concentrations de métaux obtenues après extraction avec le mélange $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ avec des micro-ondes à haute pression et avec l'eau régale ne différaient pas significativement.



Encart 3 : Comparaison de techniques d'extraction pour l'analyse des métaux (suite)

Tableau 9 : Méthodes d'extraction le plus souvent utilisées dans les laboratoires suisses pour l'analyse des métaux dans les sédiments.

Méthode	Acide / Mélange d'acides	Conditions d'extraction	Commentaires
Totale avec HF	HF + H ₂ O ₂ + HNO ₃	Micro-ondes à haute pression ^(a)	Non utilisée pour les analyses de routine
MPS Rhin	HNO ₃ + H ₂ O ₂	Micro-ondes à haute pression ^(a)	Utilisée pour suivre les métaux dans les matières particulaires en suspension du Rhin
OSol modifiée	HNO ₃ 2 M	Four ^(b)	Utilisée par certains laboratoires cantonaux et autres
Eau régale	HNO ₃ + HCl	Micro-ondes ^(c)	Utilisée par la plupart des laboratoires cantonaux
^(a) Milestone ultraCLAVE : 10 min 180 °C, 4 min 250 °C, 10 min 250 °C, 120 bar, 1000 W. ^(b) 16 h, 100 °C. ^(c) ETHOS 1 Microwave Laborsystem Programm : 10 min 150 °C / 5 min 190 °C / 35 min 190 °C / avec 800 W. 15 min 80 °C / 5 min 50 °C avec 100 W.			

5.4.4. Micropolluants organiques

L'analyse des polluants organiques dans les sédiments exige une extraction préalable par une méthode qui peut différer selon les substances visées. Ensuite, les extraits doivent souvent être purifiés pour accroître la sélectivité en réduisant l'effet de matrice. L'extrait purifié peut alors être injecté dans le dispositif d'analyse, généralement basé sur des techniques de séparation par chromatographie gazeuse ou liquide couplées à la spectrométrie de masse, qui permet la quantification. Les méthodes d'analyse employées après extraction et purification sont en général les mêmes que pour les échantillons d'eau. Ce qui suit donne une brève description des exigences analytiques pour les substances du chapitre 4²⁰.

Extraction

Plusieurs procédés peuvent être envisagés pour extraire les composés organiques de la matrice sédimentaire. Ils font en général appel à des solvants organiques et relèvent de l'extraction solide-liquide (SLE). Selon le guide européen n° 25 sur la surveillance chimique des sédiments et du biote dans le cadre de la DCE (EC 2010), l'extraction d'échantillons de sédiment nécessite l'utilisation d'un premier solvant miscible à l'eau (acétone) puis d'un second solvant moins polaire comme du pentane ou de l'hexane. Cette approche convient bien à l'étude des substances non polaires telles que les pesticides organochlorés, les HAP, les PBDE et les benzènes chlorés mais

²⁰ Pour les autres substances non citées dans le texte, les techniques analytiques existantes au moment de la rédaction peuvent être trouvées dans les dossiers CQS des substances correspondantes, disponibles sur demande (info@centreecotox.ch).



les composés volatiles demandent des précautions particulières. Dans leur cas, une extraction sans lyophilisation peut être préférable. Des alternatives, comme l'approche « purge and trap » ou la désorption « headspace », peuvent également être utilisées pour les composés volatiles (EC 2010).

L'extraction au Soxhlet (SXE) est une méthode traditionnelle utilisée pour de nombreux polluants organiques persistants pouvant se trouver dans les sédiments : PCB (US EPA Method 3540C ; 1996b), PBDE (US EPA Method 1614A ; 2010), etc.

L'extraction accélérée par solvant (ASE) – ou extraction par solvant chaud sous pression (PSE) – s'est cependant imposée comme une méthode plus robuste et reproductible et moins laborieuse d'extraction des polluants organiques persistants (POP) mais une certaine prudence s'impose pour les PCB si le sédiment est riche en carbone (Bandh et al. 2000). Dans le cas des HAP dans la matière particulaire, cette méthode livre néanmoins des résultats comparables à la SXE ou à l'extraction ultrasonore (USE) (Heemken et al. 1997). En bref, l'ASE est une technique d'extraction solide-liquide utilisable dans différentes conditions de température et de pression qui présente l'avantage, par rapport à la SXE, de demander moins de solvant et d'être moins coûteuse.

D'autres techniques sont également souvent utilisées pour extraire les contaminants organiques de la matrice sédimentaire : l'extraction par solvant assistée par micro-ondes (MASE ou MAE), l'extraction ultrasonique (USE) ou assistée par ultrasons (UAE), l'extraction à l'eau surchauffée (SHWE), etc.

La plupart des laboratoires effectuant des analyses de polluants organiques dans les sédiments en Suisse utilisent la SXE ou l'ASE pour l'extraction des polluants classiques (PCB et HAP).

Purification

Pour accroître la sélectivité et réduire l'effet de matrice, les extraits organiques doivent subir une étape de purification. Cette purification doit être particulièrement soignée si les échantillons sont susceptibles de contenir des macromolécules biologiques, du soufre sous forme réduite et/ou des graisses (EC 2010). En général, elle est effectuée avec du Florisil® (US EPA Method 3620C; 2014), du gel de silice ou de l'alumine. Pour éliminer le soufre naturellement présent dans le sédiment, une purification supplémentaire avec du cuivre ou du tétrabutylammonium (TBA) est souvent nécessaire (US EPA Method 3660B ; 1996c). L'extraction sur phase solide (SPE) en phase inverse peut parfois être utilisée en purification, pour les hormones stéroïdes, par exemple (Omar et al. 2017, Yarahmadi et al. 2018). L'ASE permet une purification en ligne grâce à l'installation de résines dans la cellule d'extraction.

Analyse

La méthode recommandée pour la détection des polluants organiques volatiles et semi-volatiles du sédiment se base sur la chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS). Les approches sélectives de GC-MS sont recommandées pour la plupart des composés organiques car elles permettent souvent de réduire les problèmes d'interférence avec la matrice



(EC 2010). La chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse (LC-MS) convient mieux aux polluants organiques non volatiles comme la plupart des pesticides et produits pharmaceutiques.

Standards de qualité des méthodes

Les méthodes utilisées pour l'analyse des composés cibles doivent être validées sur le plan de la sélectivité, de la linéarité et de la répétabilité selon des standards de qualité internationaux (Thompson et al. 2002). La détermination des limites de détection et de quantification peut être faite de différentes façons qui doivent donc être précisées. Il est fortement recommandé d'évaluer l'incertitude des méthodes, d'utiliser du matériel de référence pour les validations et de participer à des essais interlaboratoires pour prouver la robustesse des méthodes d'analyse (Ellison and Williams 2012 ; ISO 5725, 1994).



6. Évaluation de la qualité des sédiments

Une démarche d'évaluation graduelle à deux niveaux est proposée (Figure 9), dans laquelle les CQS ne sont qu'une ligne de preuves parmi d'autres (TGD, EC 2011, 2018). De manière générale, le niveau 1 correspond à des hypothèses conservatrices qui envisagent le pire des cas (worst case scenario) tandis que le niveau 2 fait intervenir des hypothèses plus proches de la situation réelle. L'objectif, en partant d'un screening pour passer à des caractérisations de plus en plus détaillées, est de réduire les incertitudes résiduelles et d'accroître la fiabilité du diagnostic au cours du processus décisionnel.

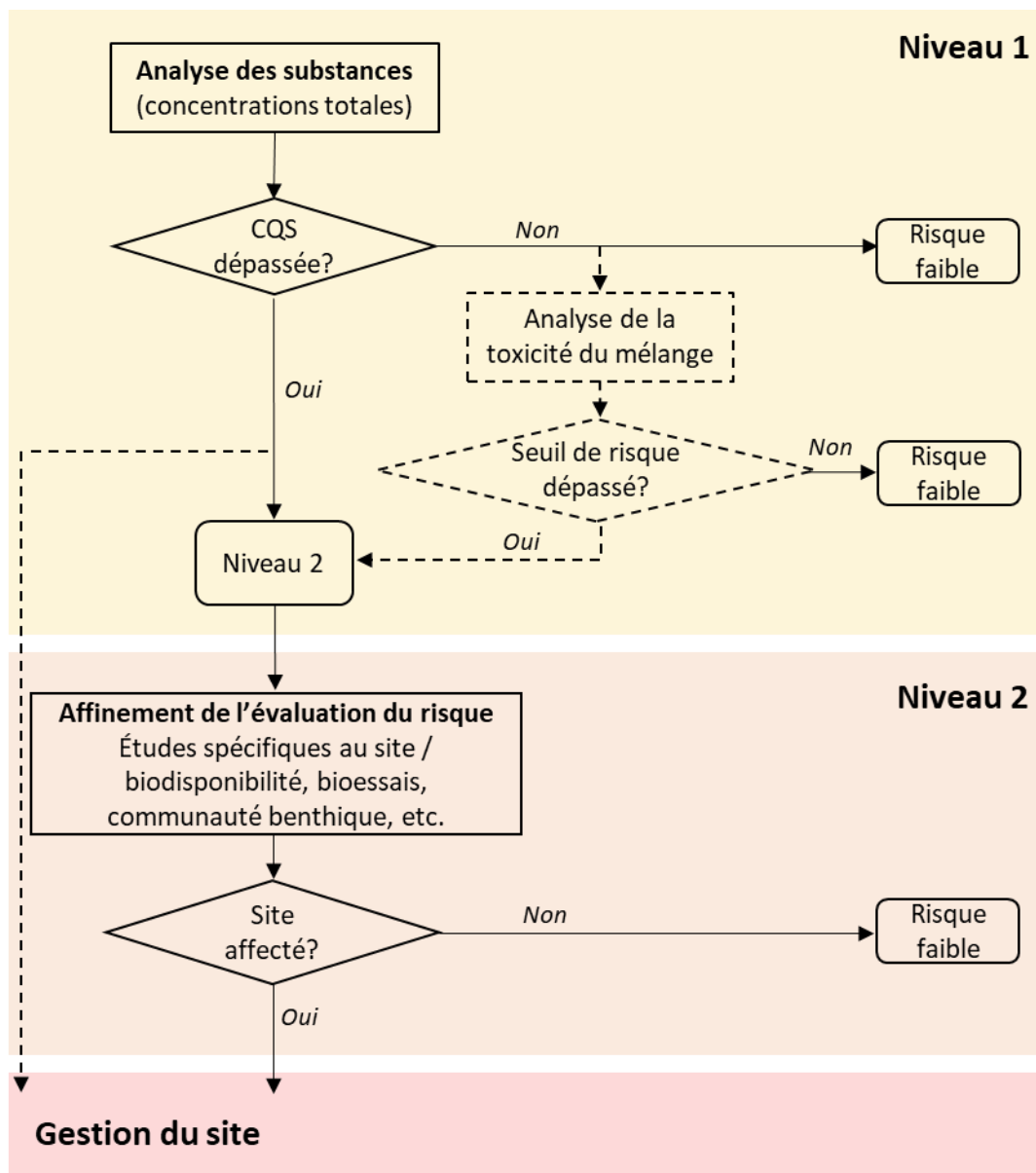


Figure 9 : Démarche graduelle proposée pour l'évaluation de la qualité des sédiments.



La stratégie proposée peut être utilisée pour évaluer les données d'analyse chimique des sédiments afin d'identifier les sites potentiellement dangereux pour la vie aquatique. Considérant les pratiques d'évaluation de la qualité des sédiments actuellement mises en œuvre dans le monde, il est recommandé d'utiliser les CQS en tant que références ou outils de screening (CCME 1995 ; EC 2010 ; Simpson et al. 2013 ; US EPA 2001). Dans la plupart des situations, un dépassement des CQS doit être perçu comme un signal devant motiver des recherches plus avancées destinées à affiner l'évaluation du risque ou vérifier le risque potentiel lié au dépassement. En effet, les mêmes contaminants peuvent présenter une biodisponibilité et donc une toxicité très différente dans différents types de sédiments. Il faut par ailleurs garder à l'esprit qu'un dépassement des CQS ne s'accompagne pas nécessairement d'une atteinte de la communauté biotique ni n'est une garantie de toxicité ; il signifie toutefois qu'une atteinte des organismes aquatiques ne peut plus être exclue. Inversement, le non-dépassement des CQS à disposition ne signifie pas que les sédiments ne présentent aucune toxicité. Tous les polluants pouvant être présents dans les sédiments ne sont généralement pas analysés en routine et les CQS ne sont pas définitifs. De plus, l'évaluation des effets de mélanges de polluants est complexe. De ce fait, la probabilité d'observer des effets défavorables, tels que les dépassements des CQS les indiquent, doit être évaluée par un recoupement avec d'autres informations (voir 6.2). Toutefois, il peut être décidé de prendre des mesures de gestion sans investigations plus détaillées si, par exemple, un dépassement très important des CQS est constaté (flèche en pointillés à gauche de la figure 9).

L'évaluation de la qualité du sédiment peut être plus ou moins complexe selon les objectifs poursuivis et les problèmes à résoudre. Si le but est un aperçu général de la qualité des sédiments à l'échelle cantonale ou régionale, une étude succincte et relativement peu complexe peut suffire. Si l'on souhaite prioriser et cibler les actions futures pour atteindre des objectifs de gestion définis (identification et maîtrise d'une source, assainissement d'un site, etc.) ou évaluer l'impact biologique potentiel dans des zones critiques identifiées, il peut être nécessaire de mieux caractériser les conditions du site. Le choix du type d'informations et d'outils requis revient finalement au gestionnaire et doit être fait au cas par cas. Les sections qui suivent traitent brièvement des différents outils pouvant être utilisés dans l'évaluation de la qualité des sédiments.



6.1. Niveau 1 : Évaluation basée sur la comparaison des concentrations mesurées dans le sédiment avec les CQS

Le premier niveau correspond à l'analyse chimique des sédiments et à la quantification des substances pertinentes. Ces analyses sont effectuées sur la fraction < 2 mm afin d'exclure les éléments grossiers et les débris, peu susceptibles de fixer les contaminants. Les concentrations inférieures aux CQS indiquent les sites et les composés chimiques peu préoccupants sur le plan écotoxicologique. En ce qui les concerne, il n'est pas jugé prioritaire de mener des études plus détaillées ou de prendre des mesures de gestion particulières (si ce n'est pour conserver la qualité actuelle des sédiments). Des études supplémentaires peuvent être nécessaires si, par exemple, des substances sont détectées pour lesquelles aucun CQS n'est disponible.

Si les analyses portent sur la fraction < 2 mm, le risque écotoxicologique peut être estimé en comparant les concentrations environnementales des substances cibles mesurées dans les échantillons de sédiment avec les CQS correspondants (Tableau 10). Les CQS ont été déterminés à cet effet selon la méthode du guide technique (TGD) pour la dérivation des normes de qualité environnementale publié par la Commission européenne en 2011 et actualisé en 2018 (EC 2018 ; Annexe 3). Les CQS sont déterminés à partir de données écotoxicologiques et représentent des valeurs limites de concentration au-delà desquelles un risque d'effets délétères pour les organismes benthiques ne peut être exclu. Pour la plupart des substances, l'objectif de protection est d'éviter toute dégradation des communautés benthiques. Pour certaines substances qui ont tendance à se bioaccumuler et à se bioamplifier (PCB, PFOS, etc.), l'objectif de protection contre un empoisonnement secondaire aux niveaux plus élevés de la chaîne alimentaire (poissons, oiseaux, mammifères)²¹ a été pris en compte pour la détermination des CQS. Les dossiers des substances, dans lesquels le procédé de dérivation des CQS est décrit en détail, sont disponibles sur demande auprès du Centre Ecotox (info@oekotoxzentrum.ch). Le Centre Ecotox a également déterminé des CQS *ad hoc* pour d'autres substances que celles de la liste. Ils n'ont pas été contrôlés en externe mais sont également disponibles sur demande.

Le quotient de risque (RQ) est calculé avec la formule suivante :

$$\text{Quotient de risque (RQ)} = \frac{\text{Concentration mesurée dans l'environnement (MEC)}}{\text{CQS}}$$

Lorsque le CQS est dépassé, il ne peut être exclu que la contamination menace la vie aquatique (EC 2018). Le risque est jugé tolérable pour les organismes benthiques si $RQ < 1$ et non tolérable si $RQ \geq 1$.

²¹ La santé humaine n'a pas été prise en compte dans ce projet. Cependant, si l'objectif de l'étude est d'évaluer une zone de baignade par exemple, il faut également en tenir compte (risque d'ingestion de polluants par les jeunes enfants).



Pour les composés organiques et le cuivre, les CQS sont en général dérivés pour des sédiments à 1 % de COT, ce qui correspond au pire des cas.

Où indiqué (Tableau 10), la concentration mesurée dans l'environnement doit être ajustée en fonction du taux de COT du sédiment avec la formule suivante²²:

$$MEC_{norm} = \frac{MEC}{f_{COT}}$$

Avec :

MEC_{norm} = concentration environnementale (MEC) normalisée à 1% de COT

MEC = concentration environnementale non normalisée

f_{COT} = teneur en carbone organique total du sédiment étudié en %

Une normalisation par le COT est recommandée pour les concentrations de COT comprises entre 1 et 10 %. Cette démarche de normalisation par le taux de COT est une simplification qui suppose une relation linéaire entre la concentration de COT et la biodisponibilité, qui contrôle la toxicité. En dehors du domaine 1-10 % de COT, la normalisation entraîne une certaine incertitude qui doit être prise en compte dans l'évaluation.

Tableau 10 : Critères de qualité du sédiment (CQS) proposés pour les substances sélectionnées pour le monitoring des sédiments en Suisse. P : valeurs provisoires qui ne permettent pas de déterminer la classe de qualité en raison d'un niveau d'incertitude trop élevé.

Substance	CAS	Unité	CQS (a, b)
Cu	7440-50-8	mg/kg p.s.	9,9 ^(c)
Zn	7440-66-6	mg/kg p.s.	99,7 ^(d)
Hg	7439-97-6	mg/kg p.s.	0,102 ^(d)
Pb	7439-92-1	mg/kg p.s.	50,3
HAP (16 indicateurs)	NA	--	--
<i>Naphtalène</i>	91-20-3	µg/kg p.s.	30,2 (P) ^(c)
<i>Acénaphthylène</i>	208-96-8	µg/kg p.s.	30,5 (P) ^(c)
Acénaphthène	83-32-9	µg/kg p.s.	97,0 ^(c)
<i>Fluorène</i>	86-73-7	µg/kg p.s.	142,4 (P) ^(c)
Phénanthrène	85-01-8	µg/kg p.s.	78,0 ^(c)
Anthracène	120-12-7	µg/kg p.s.	4,7 ^(c)
Pyrène	129-00-0	µg/kg p.s.	167,0 ^(c)
Fluoranthène	205-99-2	µg/kg p.s.	410,0 ^(c)
<i>Chrysène</i>	218-01-9	µg/kg p.s.	279 (P) ^(c)

²² Il est également possible de normaliser les CQS par la teneur en COT du sédiment. La formule à utiliser est alors

$$EQS_{sed, norm} = CQS \times f_{COT}$$

où CQS_{norm} est le CQS normalisé par le taux de COT dans le sédiment, CQS est le CQS déterminé pour 1 % de COT et f_{COT} est la teneur en carbone organique total du sédiment étudié en %.



Substance	CAS	Unité	CQS (a, b)
<i>Benz[a]anthracène</i>	56-55-3	µg/kg p.s.	60,2 (P) ^(c)
<i>Benzo[k]fluoranthène</i>	207-08-9	µg/kg p.s.	135,1 (P) ^(c)
<i>Benzo[b]fluoranthène</i>	205-99-2	µg/kg p.s.	139,5 (P) ^(c)
<i>Benzo[a]pyrène</i>	50-32-8	µg/kg p.s.	183 (P) ^(c)
<i>Benzo[ghi]perylène</i>	191-24-2	µg/kg p.s.	83,9 (P) ^(c)
<i>Dibenz[a,h]anthracène</i>	53-70-3	µg/kg p.s.	27,3 (P) ^(c)
<i>Indeno[1,2,3-cd]pyrène</i>	193-39-5	µg/kg p.s.	63,9 (P) ^(c)
PCB (7 indicateurs)	NA		--
<i>PCB 101</i>	37680-73-2	µg/kg p.s.	0,108 (P) ^(c)
<i>PCB 118</i>	31508-00-6	µg/kg p.s.	0,25 (emp.sec.) (P) ^(c,f) 0,05 (emp.sec.) (P) ^(c,e,f)
<i>PCB 138</i>	35065-28-2	µg/kg p.s.	0,2 (P) ^(c)
<i>PCB 153</i>	35065-27-1	µg/kg p.s.	0,3 (P) ^(c)
<i>PCB 180</i>	35065-29-3	µg/kg p.s.	0,088 (P) ^(c)
<i>PCB 28</i>	7012-37-5	µg/kg p.s.	0,008 (P) ^(c)
<i>PCB 52</i>	35693-99-3	µg/kg p.s.	0,02 (P) ^(c)
PBDE (somme 6 indicateurs 28, 47, 99, 100, 153, 154)	NA	µg/kg p.s.	52,0 ^(c) 0,90 (emp.sec.) ^(f)
Nonylphénols	NA	µg/kg p.s.	131 ^(c)
Octylphénols	NA	µg/kg p.s.	12,1 ^(c)
DEHP	117-81-7	mg/kg p.s.	1,08 ^(c)
<i>Diuron</i>	330-54-1	µg/kg p.s.	0,39 (P) ^(c)
<i>Chlorpyrifos</i>	2921-88-2	µg/kg p.s.	0,03 (P) ^(c)
<i>Cyperméthrine</i>	52315-07-8 ^a	µg/kg p.s.	0,018 (P) ^(c)
Tébuconazole	107534-96-3	µg/kg p.s.	2,8 ^(c)
<i>Ciprofloxacine</i>	85721-33-1	µg/kg p.s.	402 (P)
<i>E2 - E1 - EE2</i>	50-28-2 53-16-7 57-63-6	µg/kg p.s.	E1: 0,018 (P) E2: 0,008 (P) EE2: 0,001 (P)
<i>Triclosan</i>	3380-34-5	µg/kg p.s.	67,4 (P) ^(c)
<i>PFOS</i>	1763-23-1	µg/kg p.s.	2,7 (P) ^(c) 1,85 (emp.sec.) ^(f)
Tonalide	21145-77-7	µg/kg p.s.	344 ^(c)
<i>HCBD</i>	87-68-3	µg/kg p.s.	2,4 (P) ^(c, f)

^(a) La valeur des CQS peut changer si de nouvelles données sont disponibles. Le Centre Ecotox publiera les valeurs sans cesse actualisées sur : www.centreecotox.ch/

^(b) Les CQS sont considérés comme étant provisoires (P) si la quantité de données d'écotoxicité disponibles pour leur détermination est insuffisante (cf. Annexe 3). Voir dans le texte comment les utiliser pour l'évaluation.

^(c) Dérivées pour des sédiments à 1 % de COT. Normalisation par le COT recommandée.

^(d) Déterminé par l'"Added Risk Approach". Peut être adapté à la situation locale ou régionale en ajoutant à la concentration de fond 17,9 mg/kg pour le Zn et 0,016 mg/kg d.w. pour le mercure.



^(e) Protège pour tous les PCB planaires.

^(f) Substance potentiellement bioaccumulable et bioamplifiable. Le CQS vise à prévenir un empoisonnement secondaire chez les prédateurs.

6.1.1. Détermination de la classe de qualité

Le système d'évaluation proposé pour apprécier la qualité des sédiments à partir des CQS comporte cinq classes de qualité basées sur la valeur du RQ (Tableau 11).

La qualité du sédiment est jugée *bonne* ou *très bonne* si la concentration mesurée dans l'environnement est inférieure au CQS ($RQ < 1$), et *moyenne*, *médiocre* ou *mauvaise* si elle est supérieure au CQS ($RQ \geq 1$).

Tableau 11 : Système de classification de la qualité du sédiment basé sur la comparaison avec le CQS.

Classification	Évaluation numérique selon SMG		Définition (RQ = MEC/CQS)	Signification
Très bonne qualité	0,8 - 1	La concentration mesurée dans le sédiment est au moins 10 fois plus faible que le critère de qualité (CQS)	$RQ < 0,1$	CQS respecté
Bonne qualité	0,6 - <0,8	La concentration mesurée dans le sédiment est de 1 à 10 fois plus faible que le critère de qualité (CQS)	$0,1 \leq RQ < 1$	
Qualité moyenne	0,4 - <0,6	La concentration mesurée dans le sédiment est inférieure au double du critère de qualité (CQS)	$1 \leq RQ < 2$	CQS dépassé
Qualité médiocre	0,2 - <0,4	La concentration mesurée dans le sédiment est inférieure à 10 fois le critère de qualité (CQS)	$2 \leq RQ < 10$	
Mauvaise qualité	0 - <0,2	La concentration mesurée dans le sédiment est supérieure à 10 fois le critère de qualité (CQS)	$RQ \geq 10$	

Le système de classification ne peut être utilisé qu'avec les substances assorties d'une valeur définitive du CQS. Lorsque le CQS n'a encore qu'une valeur provisoire (indiquée par un P dans le tableau 10), l'attribution d'une classe de qualité n'a pas de sens car la valeur du critère de qualité présente une trop forte incertitude. Les CQS sont déclarées provisoires lorsqu'un facteur d'extrapolation de plus de 50 a été utilisé pour leur dérivation ou si le CQS n'est obtenu qu'avec les données de toxicité relatives à la colonne d'eau par la méthode de l'équilibre de partage. Le code de couleur à attribuer est alors la couleur *grise*, qui correspond à une qualité *non évaluable*.



Des concentrations associées à des effets sur les organismes benthiques sont indiquées en complément des CQS provisoires (Annexe 4). Elles peuvent être utilisées pour affiner l'évaluation du risque à l'aide des CQS lorsqu'elles sont disponibles²³.

En plus de la classification, une note numérique entre 0 et 1 peut être spécifiée conformément à la procédure normalisée du système modulaire gradué, où la limite de classe entre modérée et bonne correspond à 0,6 et les autres limites de classe sont interpolées linéairement (Tableau 11 et Figure 10).

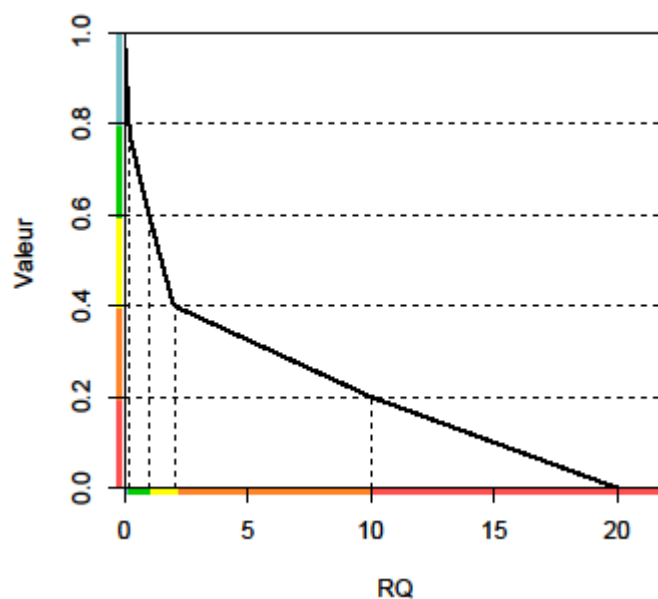


Figure 10 : Fonction de valeur pour convertir le quotient de risque en évaluation standardisée entre 0 et 1 selon le SMG.

Évaluation en cas de concentrations inférieures à la limite de détection ou de quantification

Si la concentration mesurée (MEC) est inférieure à la limite de détection (LD) ou de quantification (LQ) de la méthode d'analyse, des situations différentes peuvent se présenter :

- $CQS > LQ$

Si la MEC est inférieure à la LQ (ou LD) mais que le CQS est supérieur à la LQ, alors le CQS est respecté et la qualité du sédiment est jugée *bonne* à *très bonne*. Si la valeur du CQS est définitive et au moins dix fois supérieure à la LQ (ou LD), la qualité du sédiment est qualifiée de *très bonne*.

- $CQS < LQ$ ²⁴

²³ Lorsque les CQS provisoires sont déterminés par la méthode de l'équilibre de partage, on ne dispose pas de concentrations d'effet fiables pour les organismes benthiques.

²⁴ Il est conseillé de contacter le laboratoire chargé des analyses chimiques pendant l'étape de préparation de l'étude pour s'assurer que les techniques analytiques envisagées conviennent bien aux objectifs



Si le CQS est inférieur à la LQ mais supérieure à la LD et si la MEC est inférieure à la LD, alors le CQS est respecté et la qualité du sédiment est qualifiée de *bonne*. Le résultat de la mesure doit être indiqué par la mention $< x$ (unité), où x est la LD.

Si la MEC est inférieure à la LQ mais supérieure à la LD, alors il n'est pas possible d'évaluer la qualité du sédiment et de déterminer la classe de qualité. La couleur à attribuer est alors le *gris*, qui correspond à une qualité *non évaluable*, et le résultat de la mesure doit être indiqué par la mention $< x$ (unité), où x est la LQ.

- CQS < LD

Si la MEC est inférieure à la LD, alors il n'est pas possible d'évaluer la qualité du sédiment et de déterminer la classe de qualité. La couleur à attribuer est alors le *gris*, qui correspond à une qualité *non évaluable*, et le résultat de la mesure doit être indiqué par la mention $< x$ (unité), où x est la LD.

6.1.2. Autres méthodes d'évaluation de la qualité du sédiment à partir de la fraction fine

Les CQS ne peuvent pas être déterminés pour la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$) car les concentrations d'effet issues des tests de toxicité utilisés pour leur dérivation se réfèrent généralement au sédiment total. Si la fraction fine est la matrice choisie pour les analyses chimiques (Tableau 4), il est recommandé d'utiliser les valeurs cibles proposées par la LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA 1998 ; Tableau 12) (AWEL 2018). Ces valeurs ont été déterminées spécifiquement pour les matières ou les sédiments en suspension mais ne sont pas basées sur des études écotoxicologiques et ne protègent donc pas nécessairement les organismes benthiques. L'évaluation conclut donc soit à *but atteint* soit à *but non atteint*.

(possibilités de comparaison avec les CQS). Si possible, chaque laboratoire doit améliorer les méthodes d'analyse pour atteindre le niveau des CQS.



Tableau 12 : Évaluation de la contamination du sédiment à partir des valeurs cibles de la LAWA pour les matières ou les sédiments en suspension (LAWA 1998). Toutes les concentrations se réfèrent au poids sec.

Substance	Unité	Valeur cible
Cd	mg/kg	1,5
Cr	mg/kg	100
Cu	mg/kg	60
Hg	mg/kg	1
Ni	mg/kg	50
Pb	mg/kg	100
Zn	mg/kg	200
Benzo(a)pyrène	mg/kg	0,4
Hexachlorobenzène	µg/kg	40
PCB 153	µg/kg	4
Σ ₇ PCB _i	µg/kg	28

6.1.3. Évaluation du risque lié aux mélanges

Le système d'évaluation et de classification présenté au chapitre 6.1.1 repose sur les concentrations environnementales de substances individuelles. Or les sédiments sont le plus souvent contaminés par un mélange de substances. Il peut donc être pertinent d'évaluer la toxicité d'un tel mélange au niveau 1 (Figure 9). En l'état actuel des connaissances, il semble que le risque ou la toxicité d'un mélange de composés chimiques obéisse généralement à des règles d'additivité et qu'il ou elle excède donc celui ou celle de n'importe lequel des composants du mélange pris isolément (Kortenkamp et al. 2009). L'addition des concentrations, qui consiste à faire la somme des quotients de risque individuels des composants du mélange²⁵, est jugée acceptable pour les mélanges de composés ayant des modes d'action similaires. Lorsque les substances ont des mécanismes d'action différents, cette approche s'avère légèrement conservatrice dans la mesure où elle présente une probabilité plutôt faible de sous-estimer les effets. Elle peut donc être utilisée pour les screenings du niveau 1 en employant la formule suivante :

$$RQ_{mix} = \sum_{i=1}^n \frac{MEC_i}{CQSi}$$

6.2. Niveau 2 : Évaluation plus détaillée du risque

Le risque potentiel identifié au niveau 1 par un dépassement des CQS doit être confirmé par des études plus détaillées et spécifiques au site si des mesures de gestion sont prévues (niveau 2).

²⁵ L'approche la plus courante pour l'évaluation du risque dû aux mélanges dans les sédiments est le quotient PEC moyen (m-PECQ). Il s'agit d'un modèle d'additivité qui utilise des seuils empiriques relatifs au sédiment (PEC = Probable Effect Concentrations, Encart 1) comme facteurs de pondération pour les contaminants ou les classes de contaminants présents dans le mélange (MacDonald et Ingersoll 2000). Dans le m-PECQ, on fait la somme des scores moyens calculés individuellement pour les principales classes de polluants (métaux, HAP, PCB, pesticides organochlorés, etc.). Après validation sur le terrain, il apparaît qu'un échantillon de sédiment peut être considéré comme toxique pour les invertébrés benthiques si m-PECQ ≥ 0.5 (Ingersoll et al. 2001). Une telle démarche de validation avec des données de terrain n'a été menée ni pour les quotients moyens calculés avec les CQS ni pour le RQ_{mix}.



Ces études avancées doivent être déterminées au cas par cas pour définir l'occurrence, la nature et la sévérité des effets biologiques négatifs liés aux contaminants du sédiment. L'évaluation de l'exposition peut être affinée (Chapitre 6.2.1) en considérant les niveaux naturels de contamination sur le site ou à l'aide d'indicateurs chimiques de biodisponibilité²⁶. En effet, la biodisponibilité des contaminants liés aux sédiments peut être fortement modifiée par des processus de transformation, de complexation voire de vieillissement des composés. Par ailleurs, des bioessais (Chapitre 6.2.2) peuvent être effectués en complément de l'analyse chimique pour mesurer directement la toxicité des composés liés au sédiment en tenant compte des effets du mélange de tous les composés chimiques présents, qu'ils soient mesurés ou non. De son côté, l'étude *in situ* des communautés livre une information sur les effets directs et indirects aux niveaux d'organisation supérieurs. Les publications de Beauvais et al. (2020) et Casado-Martinez et al. (2021) livrent par ailleurs de plus amples informations sur la mise en œuvre de l'approche d'évaluation à deux niveaux à partir d'études de cas.

6.2.1. Affinement de l'évaluation de l'exposition

Concentrations naturelles ou fond géochimique

Certains composés chimiques sont naturellement présents dans l'environnement (métaux et certains composés organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), par exemple) et présentent des concentrations de fond dans tous les compartiments, dont les sédiments, ce qui influe sur l'évaluation de la qualité du milieu. Bien que cette charge naturelle puisse théoriquement affecter certains organismes aquatiques, l'action des gestionnaires vise en premier lieu les sites et les substances surtout influencés par les activités anthropiques.

Dans la mesure du possible, les concentrations naturelles de métaux et des HAP dans les sédiments suisses ont été prises en compte dans la détermination des CQS proposés. Toutefois, ce fond géochimique peut varier d'une région à l'autre (Casado-Martinez et al. 2016). Si le CQS est dépassé pour une substance présente naturellement, il est donc pertinent d'affiner l'évaluation à l'aide d'informations spécifiques au site sur les concentrations naturelles pour s'assurer que le dépassement ne soit pas dû au fond géochimique. Il n'existe pas de référentiel officiel pour les concentrations de fond en Suisse mais les informations relatives aux métaux ont déjà été compilées (Casado-Martinez et al. 2016 ; Annexe 5). Autrement, les concentrations de fond peuvent être estimées à partir des données relatives à des sédiments de référence de sites éloignés de toute source ponctuelle de pollution. Les sédiments de référence doivent impérativement avoir une granulométrie comparable à celle du sédiment évalué. Si les données disponibles sont en quantité suffisante, il est également possible de déterminer le fond géochimique par méthode statistique à partir de la distribution des concentrations mesurées (EC 2018).

²⁶ Selon l'UN-GHS 2019 (NU, 2019), la biodisponibilité d'une substance indique dans quelle mesure cette substance est absorbée par un organisme et se répartit dans une certaine zone de cet organisme. La biodisponibilité dépend des propriétés physicochimiques de la substance, de l'anatomie et de la physiologie de l'organisme, des paramètres pharmacocinétique et de la voie d'exposition.



Les activités humaines sont la seule source de polluants organiques de synthèse ; leurs concentrations naturelles doivent donc être nulles. Toutefois, certains, comme les PCB, peuvent être ubiquistes et présents même sur les sites éloignés de toute civilisation en raison de leur persistance et de leur capacité à être transportés sur de très longues distances dans l'atmosphère. Pour ces substances, il peut être pertinent de se référer aux concentrations de fond ambiantes ou de référence²⁷ de sites éloignés de sources ponctuelles (concentrations de PCB dans les lacs alpins intacts, p. ex.) pour se fixer des objectifs de gestion réalistes.

Indicateurs chimiques de biodisponibilité

- Métaux

Il est recommandé d'examiner l'importance relative des propriétés des sédiments impliquées dans la biodisponibilité des métaux. L'évaluation des métaux non liés aux sulfures peut être une bonne approche pour les métaux divalents (Hg, Cu, Pb, Zn, Ni) car elle livre une estimation de la fraction potentiellement biodisponible dans l'eau interstitielle (théorie SEM-AVS, MERAG 2016). Il convient de noter que les sédiments naturels des cours d'eau de plaine contiennent le plus souvent une quantité notable de sulfures mais que les sédiments quasiment oxydés et ceux des zones d'érosion en présentent généralement des concentrations beaucoup plus faibles. Certains métaux se lient au carbone organique (comme le cuivre) ou aux oxydes de fer ou de manganèse (comme le nickel). Une autre solution, pour affiner l'analyse, est de recourir à des modèles de biodisponibilité existants (comme le modèle du ligand biotique, MERAG 2016) pour prédire la toxicité des métaux. Toutefois, ces modèles n'ont pas encore été entièrement validés pour les sédiments (Campana et al. 2013 ; Vangheluwe et al. 2013). La biodisponibilité métallique peut également être estimée assez simplement en considérant la proportion de formes minéralisées des métaux dans les sédiments. Les métaux minéralisés sont jugés non disponibles en raison de leur faible capacité à se dissoudre (dans l'eau ou lors de la digestion). La part minéralisée est estimée par quantification des métaux après extraction à froid des sédiments avec un acide dilué (30 min 1 M HCl, p. ex. (Simpson et al. 2013)) selon une méthode similaire à celle utilisée pour la part de métaux non liés aux sulfures. À noter, toutefois, que les concentrations déterminées après extraction à l'acide dilué ne sont pas recommandées pour le niveau 1 car certains métaux (Cu, Hg, etc.) ne sont pas extraits.

- Contaminants organiques

²⁷ D'après l'ECHA (2008) :

- Concentration de fond naturelle : concentration environnementale naturelle qui reflète la situation avant perturbation des équilibres naturels par les activités humaines. En raison de pollutions diffuses passées et présentes, une mesure directe des concentrations de fond naturelles peut être difficile.
- Concentration de fond ambiante : cumul du fond naturel d'un élément émis de manière diffuse par les activités humaines passées et présentes (influence des pollutions ponctuelles non comprise).
- Concentration de fond de référence : concentration passée ou présente correspondant à une pression anthropique minimale (donc proche du fond naturel).



Pour les polluants organiques, qui se lient de préférence à la matière organique, le niveau 1 prévoit un ajustement au taux de carbone organique total du sédiment pour pouvoir comparer les concentrations aux CQS, déterminées pour des sédiments à 1% de COT dans le pire des cas. Alors qu'il a été prouvé que cette normalisation prenait bien en compte les différences de biodisponibilité pour les teneurs faibles ou élevées de carbone organique, la linéarité de la relation entre biodisponibilité et carbone organique n'est pas assurée dans les domaines de concentration intermédiaire. En dehors des aspects quantitatifs, d'autres améliorations peuvent envisager la qualité du carbone organique (carbone noir, acides humiques, sciures, etc. ; Sinche et al. 2018). Les approches basées sur une extraction partielle ou modérée présentent également un bon potentiel pour affiner l'évaluation du risque dans les sédiments (Lydy et al. 2018 ; Yang et al. 2016). La méthode la mieux adaptée dépendra alors du type de matrice et des substances considérées (Cui et al. 2013).

Méthodes d'échantillonnage passif

Étant donné que les concentrations de polluants dissous dans l'eau interstitielle sont un paramètre d'exposition très pertinent pour l'évaluation du risque, les méthodes d'échantillonnage passif²⁸ suscitent un intérêt croissant car elles offrent une alternative simple et moins invasive que les techniques traditionnelles de prélèvement de l'eau interstitielle. Elles sont principalement utilisées pour les PCB, les HAP et les autres polluants historiques comme les pesticides organochlorés. Les échantillonneurs passifs utilisables pour l'évaluation des sédiments sont passés en revue dans différents articles tels que celui de Peijnenburg et al. 2014 (métaux) et ceux de Lydy et al. 2014 et de Ghosh et al. 2014 (polluants organiques). Greenberg et al. (2014) décrivent en détail la manière dont les capteurs passifs peuvent être utilisés pour faciliter la prise de décision dans les questions d'assainissement et de gestion des sites à sédiments contaminés. Zennegg et al. (2016b) émettent des recommandations pour l'utilisation des capteurs passifs (et de l'analyse des sédiments) pour les PCB.

6.2.2. Affinement de l'évaluation des effets

Bioessais

- Tests de contact organismes-sédiments

La matrice la plus pertinente pour les tests de toxicité ou bioessais est le sédiment total fraîchement prélevé puisqu'elle est la plus proche des conditions de terrain. La série Qualité de l'eau de l'Organisation internationale de normalisation (ISO) propose des protocoles standards pour les tests de toxicité sub-chronique avec des crustacés ostracodes (*Heterocypris incongruens*, ISO 14371:2012) et des nématodes (*Caenorhabditis elegans*, ISO 10872:2010), pour un test de toxicité chronique avec des amphipodes (*Hyalella azteca*, ISO 16303:2013a) et pour un test avec

²⁸ Selon Parkerton et Maruya (2014), les méthodes d'échantillonnage passif peuvent grossièrement être définies comme des techniques basées sur la fixation des contaminants présents dans le milieu à échantillonner (le sédiment, par exemple) sur une phase de référence placée sur un capteur, en général un polymère, qui concentre les analytes visés.



des macrophytes (*Myriophyllum aquaticum*, ISO 16191:2013b). D'autres agences nationales ou internationales proposent des tests normalisés qui peuvent être utilisés pour évaluer la toxicité des échantillons environnementaux de sédiment pour les moucheron (*Chironomus* sp., OCDE 218:2004 et OCDE 233:2010), les vers oligochètes (*Lumbriculus variegatus* OCDE 225:2007) et les amphibiens (ASTM E2591:2013). Même si les tests de toxicité aiguë (c'est-à-dire portant sur des niveaux élevés de contamination) peuvent parfois fournir suffisamment d'informations, il peut être nécessaire de travailler avec des expositions plus longues ou de quantifier des effets plus spécifiques au niveau sub-létal si l'on est en présence d'une contamination modérée ou de polluants d'un type particulier (bioessais de toxicité chronique). Les tests de toxicité chronique sont particulièrement pertinents pour les invertébrés benthiques puisqu'ils peuvent être exposés à de faibles niveaux de pollution pendant de longues périodes. Bien qu'il soit avéré que certains organismes employés dans les tests soient plus sensibles à certains types de substances (les crustacés et les insectes vis-à-vis des insecticides, p. ex.), aucun test ne peut être recommandé comme étant le plus approprié pour tel ou tel type de contamination. Il est au contraire conseillé de mettre en œuvre des batteries de tests examinant différents organismes, différentes voies d'exposition, différents types d'effets et différentes durées d'exposition pour couvrir un large éventail d'effets et de sensibilités au niveau des organismes benthiques (p. ex. Casado-Martinez et al. 2019).

- Autres tests de toxicité et méthodes émergentes

Mis à part le sédiment total, les bioessais peuvent être réalisés avec des sédiments en suspension, des éluviats, des extraits de sédiment ou encore de l'eau interstitielle. Les sédiments en suspension et les éluviats sont couramment utilisés pour mesurer la toxicité des contaminants libérés par le sédiment dans la colonne d'eau lors de l'emploi de matériaux dragués ou d'évènements entraînant la remise en suspension des sédiments, car ils livrent une information plus spécifique que le sédiment total (Haring et al. 2010). L'examen d'extraits organiques dans les tests implique l'extraction des sédiments et leur manipulation avec des solvants et se prête à l'évaluation de la toxicité des composés organiques liés au sédiment. Il convient particulièrement à l'étude *in vitro* des modes d'action toxique spécifiques tels que l'œstrogénicité, la génotoxicité, la cytotoxicité, etc. La normalisation de tels tests pour les eaux de surface facilitera leur application à des matrices plus complexes comme les sédiments qui, elle, est encore en cours de développement (Kizgin 2019 ; Li et al. 2013 ; Müller et al. 2019).

Il reste encore difficile d'intégrer et de comparer les résultats des tests de toxicité menés en laboratoire et les observations de terrain. Pour pallier ce problème, une solution peut être d'utiliser des bioessais *in situ* dans lesquels des individus (élevés en laboratoire ou transférés d'un site de référence) sont maintenus dans de petites cages et mis en contact avec le sédiment sur le site même. Cette approche a l'avantage de limiter les artefacts dus au prélèvement, au transport et au stockage des échantillons de sédiment destinés aux tests de toxicité de laboratoire et se révèle judicieuse pour les études détaillées sur des sites particuliers, comme par exemple pour le suivi de mesures d'assainissement ou l'étude de l'impact de rejets connus (Ferrari et al. 2014, 2019).



Bien que le fait que les méthodes *in situ* intègrent l'ensemble des conditions spécifiques au site dans toute leur complexité soit un atout majeur, cela peut également accroître la difficulté d'interprétation de la réponse des organismes obtenue. Le défi est donc de développer des méthodes *in situ* robustes qui permettent une mesure précise des réponses biologiques dans des conditions environnementales variables.

Étude de la communauté benthique

L'étude de la composition des communautés benthiques *in situ* complètent les informations apportées par les tests de toxicité et les analyses chimiques. Alors que les tests de toxicité et les analyses chimiques peuvent indiquer la probabilité d'effets négatifs des sédiments contaminés, l'étude des communautés benthiques résidentes permet une évaluation de l'effet des polluants des sédiments dans le milieu naturel sur un grand nombre d'espèces.

Un certain nombre d'indices basés sur l'étude de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques sont utilisés en Suisse pour évaluer la qualité de l'eau (Burdon et al. 2019). L'indice de qualité IBCH est bien établi et est inclus dans le Système modulaire gradué (OFEV 2019). Il permet d'évaluer la qualité biologique des cours d'eau sur la base de leur colonisation par la faune invertébrée tels que les larves d'insectes, les petits crustacés, les gastéropodes, les moules et les vers. Cet indice permet de montrer des déficits notamment en matière de qualité de l'eau et de diversité structurelle des habitats. De façon générale, une dégradation du milieu aquatique peut être diagnostiquée si les organismes sensibles comme les amphipodes et les EPT (éphémères, plécoptères et trichoptères) sont absents de la communauté – en particulier pour les substrats durs – et si elle est dominée par des taxons tolérants à la pollution comme certain vers (en particulier les tubificidés) et larves de chironomes (Lang 2010). Une évaluation de la qualité des sédiments fins/sableux nécessite l'application d'indices spécifiquement développés pour ce type de substrat, comme l'Indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) et l'Indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL, % d'individus appartenant à des espèces/taxons sensibles), tous deux standardisés par l'Agence française de normalisation (AFNOR 2016), et l'indice SPEAR nématodes (NemaSPEAR; Höss et al. 2017). Les oligochètes sont largement utilisés en Suisse pour évaluer la qualité des sédiments fins/sableux des lacs (par ex. Lods-Crozet et Reymond 2005, Vivien et Ferrari 2019) et des cours d'eau (par ex. Vivien et al. 2020a). L'application de ces indices, basés sur la réduction du pourcentage d'individus appartenant à des espèces sensibles à moyennement sensibles en cas de contamination des sédiments, requiert un haut niveau d'expertise en systématique, ce qui empêche leur large utilisation en routine. Toutefois, l'usage de ces indices sera bientôt facilité par le recours à des méthodes d'identification génétique des espèces, actuellement en cours de développement (Vivien et al. 2020b).



Études de bioaccumulation

Pour les produits chimiques connus pour leurs propriétés de bioaccumulation et de bioamplification le long de la chaîne trophique comme les PCB et le PFOS, des études spécifiques doivent être menées sur le site pour déterminer les concentrations dans le biote aquatique dès qu'un dépassement des CQS est constaté. Ces informations permettent d'évaluer l'implication des niveaux de contaminants dans le sédiment pour la santé des consommateurs d'organismes aquatiques (humains ou non). La bioaccumulation peut être évaluée soit directement dans les organismes prélevés sur le terrain, soit en utilisant des individus en cage ou exposés en conditions de laboratoire, soit encore à l'aide de modèles prédictifs de bioaccumulation et de transfert dans les réseaux trophiques. Les macroinvertébrés benthiques sont assez sédentaires et ils peuvent donc être exposés aux sédiments pendant la totalité, ou presque, de leur cycle de vie. Ils sont abondants, faciles à prélever et présents dans de très nombreux types de sédiments. Lorsqu'il n'est pas possible d'étudier la bioaccumulation sur la faune du site, des études peuvent être menées en exposant des organismes à des sédiments prélevés sur le terrain en conditions contrôlées de laboratoire (en utilisant par exemple le test normalisé de bioaccumulation chez les oligochètes fousseurs, OCDE 315:2008) ou en les plaçant suffisamment longtemps sur le site d'étude pour intégrer les conditions environnementales (Alric et al. 2019).

- Normes de qualité pour le biote

Pour les substances présentant un risque significatif en termes de toxicité indirecte (empoisonnement secondaire dû à des transferts dans la chaîne alimentaire), ou pour les situations dans lesquelles l'analyse est davantage faisable dans d'autres matrices environnementales, des normes de qualité peuvent être déterminées pour le biote (EC 2011, 2018). De telles normes peuvent être définies pour éviter que la santé humaine soit menacée par la consommation de produits de la pêche contaminés par des polluants chimiques ou pour protéger la vie sauvage (prédateurs, oiseaux et mammifères) contre les empoisonnements secondaires par les substances toxiques contenus dans leurs proies. Les normes relatives au biote doivent protéger aussi bien les prédateurs benthiques que pélagiques (p. ex. poissons prédateurs). Il se trouve, toutefois, que les études de toxicité sur les effets délétères d'une exposition orale ou trophique des prédateurs aquatiques sont rares. Les normes pour le biote basées sur les oiseaux et les mammifères supposent que ces valeurs assurent une protection convenable aux autres taxons potentiellement exposés au risque d'empoisonnement secondaire. Elles sont exprimées en concentration de substance dans l'organisme critique pour le prédateur (poissons, crustacés, mollusques consommés ou autres biotes choisis en fonction des caractéristiques de bioaccumulation de la substance) et l'évaluation est basée sur l'analyse et le suivi direct des organismes prélevés sur le terrain. Des normes de la DCE sont disponibles pour l'hexachlorobenzène, l'hexachlorobutadiène et le mercure et ses composés (Directive fille de la DCE sur les EQS (2008/105/CE)), de même que pour les diphényléthers bromés, le fluoranthène, le benz[a]pyrène et les HAP associés, le dicofol, le PFOS, les dioxines et composés dioxin-like, le cyclododécane hexachloré et l'époxyde d'heptachlore (Directive 2013/39/CE).



7. Conclusions et perspectives

Les stratégies d'échantillonnage et d'évaluation employées en Suisse diffèrent selon les endroits. Il est donc quasiment impossible d'obtenir une vision globale de la qualité des sédiments et d'appliquer les mêmes critères pour la prise de décision (besoins d'assainissement des sites ou mesures de contrôle, par exemple) à l'échelle nationale. La stratégie d'évaluation proposée ici vise à harmoniser les méthodes d'échantillonnage et l'évaluation de la qualité et favoriser ainsi une uniformisation des pratiques de monitoring des sédiments au sein des administrations cantonales. Elle est basée sur une approche à deux niveaux : le niveau 1 consiste en une évaluation du risque par comparaison des concentrations environnementales avec des CQS tandis que le niveau 2 propose des études plus détaillées en cas de dépassement de ces normes de qualité. La stratégie s'inspire fortement des pratiques déjà en cours à l'échelle nationale, afin d'assurer une certaine continuité temporelle dans les bases de données existantes, ainsi que des protocoles standard et des recommandations en vigueur au niveau international, afin d'harmoniser la surveillance avec les pratiques européennes actuelles.

Il est toutefois impossible de recommander une méthodologie unique, valable pour tous les types d'objectifs, étant donné la grande variété de facteurs motivant une surveillance des sédiments en Suisse et la grande diversité de type de masses d'eau que compte le pays. Les recommandations émises ont ainsi été élaborées pour permettre de choisir la méthode la mieux adaptée aux objectifs poursuivis et aux caractéristiques de la matrice sédimentaire sur le site d'étude. Il est donc primordial d'accompagner les résultats de l'étude d'informations sur la matrice analysée (< 2 mm ou < 63 μ m) et ses propriétés (granulométrie et teneur en matière organique), attendu que ces dernières influent sur la biodisponibilité des contaminants liés aux sédiments. De manière générale, cette démarche permettra d'obtenir une meilleure connaissance de la qualité des sédiments en Suisse dans les années qui viennent.

Étant donné que les données sur les concentrations mesurées dans l'environnement sont rares en ce qui concerne les sédiments suisses, la liste de substances proposées pour le monitoring des sédiments est principalement basée sur les priorisations précédemment effectuées et les propriétés des composés. Cette sélection doit donc être régulièrement contrôlée et éventuellement actualisée en fonction de nouvelles données livrées par les campagnes de mesure ou l'évaluation réglementaire des substances chimiques. Dans les sédiments, les contaminants préoccupants peuvent être aussi bien des composés d'usage courant que des polluants déjà interdits – tout dépend de leur persistance dans l'environnement. De ce fait, les substances récemment interdites doivent être maintenues dans les campagnes d'acquisition de données jusqu'à ce que leurs concentrations descendent à des niveaux non préoccupants.

Les critères de qualité des sédiments proposés (CQS) correspondent à l'état actuel des connaissances scientifiques sur les effets des substances sur les organismes aquatiques. Peu d'informations sont cependant encore disponibles sur l'écotoxicologie de certains composés et les critères de qualité correspondants sont donc conservateurs afin de tenir compte des incertitudes.



Ces valeurs devront être actualisées à mesure que l'état des données scientifiques s'améliorera. Dans cette démarche de révision, la priorité devra alors être donnée aux critères de qualité qui sont souvent dépassés dans les campagnes de surveillance.

La toxicité due aux mélanges de composés joue un rôle encore plus important dans les sédiments que dans les eaux de surface en raison du stockage à long terme des substances (persistantes) dans ce compartiment. Nous proposons d'évaluer cette toxicité de mélange en faisant la somme des quotients de risque (RQ) des substances ayant des modes d'action similaires, comme cela se fait déjà dans les eaux de surface. Cette approche doit cependant être validée avant d'être mise en œuvre à grande échelle.

Lorsqu'un dépassement des CQS est constaté, il ne peut être exclu que la contamination constitue une menace pour la vie aquatique. Nous proposons alors une évaluation plus détaillée du risque (niveau 2). Toutefois, les différents instruments pouvant être utilisés à cette fin doivent encore être optimisés (évaluation de la sensibilité et de la robustesse pour différents types de polluants, développement de guides d'interprétation, etc.) et validés en considérant les masses d'eau et les sources de pollution importantes pour la Suisse.



Références bibliographiques

- AFNOR. 2016. Qualité de L'eau–Échantillonnage, Traitement et Analyse des Oligochètes dans les Sédiments des eaux de Surface Continentales; Association Française de Normalisation (AFNOR): Paris, France, 2016.
- Alric B, Geffard O, Chandesris A, Ferréol M, François M, Perceval O, Piffady J, Villeneuve B, Chaumot A. 2019. Multisubstance indicators based on caged *Gammarus* bioaccumulation reveal the influence of chemical contamination on stream macroinvertebrate abundances across France. *Environmental Science and Technology* 53: 5906-5915.
- AQUAREF 2013. Mercure : Méthode d'analyse dans les sédiments, les boues et le biote. Référence de la fiche : MA-02.
- ASTM, American Society of Testing and Materials. 2013. Standard guide for conducting whole sediment toxicity tests with amphibians. ASTM E2591 - 07(2013).
- AWEL, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft. 2018. Wasser und Gewässer 2018. Gesamtbericht. Disponible en ligne: <https://awel.zh.ch/internet/baudirektion/awel/de/wasser/gewaesserschutz/wasserqualitaet.html>.
- Babut M. 2018. Essai de Transposition des NQE biote en concentrations seuil pour les sédiments (No. Programme 2016/2018 – Thème « Risques liés à la contamination chimique des milieux aquatiques » - Action n° 45). IRSTEA.
- Bandh C, Björklund E, Mathiasson L, Näf C, Zebühr Y. 2000. Comparison of accelerated solvent extraction and soxhlet extraction for the determination of PCBs in Baltic Sea sediments. *Environmental Science & Technology* 34: 4995-5000.
- Bartlett JW, Frost C. 2008. Reliability, repeatability and reproducibility: analysis of measurement errors in continuous variables. *Ultrasound in Obstetrics and Gynecology* 31, 466–475.
- Beauvais R, Vivien R, Ferrari BJD, Casado-Martinez MC. 2020. État des sédiments de canaux artificiels. *Aqua et Gas* 11 : 72-81.
- Benejam, T. 2016. Identifying contaminated sediment problems associated with urban stormwater discharges in lakes. Master Thesis, EPFL.
- Brady JP, Kinaev I, Goonetilleke A, Ayoko GA. 2016. Comparison of partial extraction reagents for assessing potential bioavailability of heavy metals in sediments. *Marine Pollution Bulletin* 15: 329-334.
- Burdon FJ, Munz NA, Reyes M, Focks A, Joss A, Räsänen K, Altermatt F, Eggen RIL, Stamm C. 2019. Agriculture versus wastewater pollution as drivers of macroinvertebrate community structure in streams. *Science of the Total Environment* 659: 1256-1265.
- Campana O, Blasco J, Simpson SL. 2013. Demonstrating the appropriateness of developing sediment quality guidelines based on sediment geochemical properties. *Environmental Science and Technology* 47: 7483-7489.
- Casado-Martinez MC, Ferrari BJD, Vermeirssen E, Werner I. 2016. Trace metals in sediments from Switzerland: situation analysis and recommendations. Swiss Centre for Applied Ecotoxicology Eawag-EPFL, Lausanne.
- Casado-Martinez MC, Wildi M, Ferrari BJD, Werner I. 2018. Prioritization of substances for national ambient monitoring of sediment in Switzerland. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 3127-3138.
- Casado-Martinez MC, Schneeweiss A, Thiemann C, Dubois N, Pintado-Herrera M, Lara-Martin PA, Ferrari BJD, Werner I. 2019. Sédiments contaminés: effets écotoxicologiques. Pesticides présents dans les sédiments ont des effets sur les organismes benthiques. *Aqua & Gas* n° 12.
- Casado-Martinez MC, et al. 2021. (En prep.). Validation ModSed. *Aqua & Gas*.



- CCME, Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1995. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. CCME EPC-98 F. Disponible en ligne: <http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/fr/138>.
- CCME, Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2021. Canadian sediment quality guidelines. Disponible en ligne: <https://ccme.ca/en/resources/sediment>.
- CE, Commission européenne. 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal officiel de l'Union européenne L 327: 1-71.
- CE, Commission européenne. 2008. Directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau. Journal officiel de l'Union européenne L 348, 84–97.
- CIPR, Commission internationale pour la protection du Rhin. 2009. Plan de gestion des sédiments. Résumé. Rapport n° 175. Coblenz (DE). ISBN 978-3-941994-01-0.
- CIPR, Commission internationale pour la protection du Rhin. 2015. Programme d'analyse chimique "Rhin" 2015-2020. Rapport n° 222. Coblenz (DE). ISBN 978-3-941994-81-2.
- CIPR, Commission internationale pour la protection du Rhin. 2020. Programme « Rhine 2040 » The Rhine and its catchment : sustainably managed and climate-resilient. 16th Rhine Ministerial Conference, February 13, 2020, Amsterdam. Disponible en ligne: https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/DKDM/Dokumente/Sonstiges/EN/ot_En_Rhine_2040.pdf.
- Cui X, Mayer P, Gan J. 2013. Methods to assess bioavailability of hydrophobic organic contaminants: Principles, operations, and limitations. Environmental Pollution 172: 223-234.
- de Deckere E, De Cooman W, Florus M, Devroede-Vander Linden MP. (Eds). 2000. Characterising the beds of Flemish watercourses: a Manual. Ministry of the Flemish Community and the Vlaamse Milieumaatschappij.
- de Deckere E, De Cooman W, Leloup V, Meire P, Schmitt C, von der Ohe P. 2011. Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Journal of Soils and Sediments 11: 504.
- EC, European Communities, WFD-CIS, Water Framework Directive Common Implementation Strategy, 2003. Guidance Document No. 3– Analysis of Pressures and Impacts. Produced by Working Group 2.1 –IMPRESS. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, ISBN 92-894-5123-8, ISSN 1725-1
- EC, European Commission. 2009. Guidance on surface water chemical monitoring under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 19. Technical Report- 2009-025. Office for Official Publications in the European Communities, Luxembourg.
- EC, European Commission. 2010. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 25. Technical Report- 2010-3991. Office for Official Publications in the European Communities, Luxembourg.
- EC, European Commission. 2011. European Technical Guidance document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Report- 2011-055. Office for Official Publications in the European Communities, Luxembourg.
- EC, European Commission. 2018. European Technical Guidance document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Report- 2011-055. Update 2018. Office for Official Publications in the European Communities, Luxembourg.
- ECHA, European Chemicals Agency. 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Disponible en ligne: <https://echa.europa.eu/guidance-documents/guidance-on-information-requirements-and-chemical-safety-assessment>.



- Ellison SLR, Williams A. (Eds). 2012. Eurachem/CITAC guide: Quantifying uncertainty in analytical measurement. Third edition. ISBN 978-0-948926-30-3. Disponible en ligne www.eurachem.org.
- Faure F, Demars C, Wieser O, Kunz M, de Alencastro LF. 2015. Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental Chemistry* 12(5): 582-591.
- Ferrari BJD, Vignati DAL, Dominik J. 2014. Bioaccumulation kinetics and effects of sediment-bound contaminants on chironomids in deep waters: new insights using a low-disturbance in situ system. *Environmental Technology*, 35: 456-469, DOI 10.1080/09593330.2013.831462.
- Ferrari BJD, Vignati DAL, Roulier J-L, Coquery M, Szalinska E, Bobrowski A, Czaplicka-Kotas A, Dominik J. 2019. Chromium bioavailability in aquatic systems impacted by tannery wastewaters. Part 2: new insights from laboratory and in situ testing with *Chironomus riparius*. *Science of the Total Environment* 653: 1-9.
- Ghosh U, Driscoll SK, Burgess RM, Jonker MTO, Reible D, Gobas F, Choi Y, Apitz SA, Maruya KA, Gala WR, Mortimer M, Beegan C. 2014. Passive sampling methods for contaminated sediments: practical guidance for selection, calibration, and implementation. *Integrated Assessment and Management* 10: 210-223.
- Götz CW, Hollender J, Kase R. 2011. Micropolluants. Étude réalisée sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) Schéma d'évaluation de la qualité des eaux au vu des composés traces organiques issus de l'assainissement communal. Dübendorf : Eawag.
- Greenberg MS, Chapman PM, Allan IJ, Anderson KA, Apitz SE, Beegan C, bridges TS, Brown SS, Cargill JG, McCulloch MC, Menzie CA, Shine JP, Pankerton TF. 2014. Passive sampling methods for contaminated sediments: risk assessment and management. *Integrated Environmental Assessment and Management* 10:224-236.
- Heemken OP, Theobald N, Wencławiak BW. 1997. Comparison of ASE and SFE with soxhlet, sonication, and methanolic saponification extractions for the determination of organic micropollutants in marine particulate matter. *Analytical Chemistry* 69: 2171-2180.
- Haring HJ, Smith ME, Lazorchak JM, Crocker PA, Euresi A, Wratschko MC, Schaub MC. 2010. Comparison of bulk sediment and sediment elutriate toxicity testing methods. *Archives in Environmental Contamination and Toxicology* 58: 676-683.
- Heiri O, Lotter AF, Lemcke G. 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology* 25: 101-110.
- Höss S, Heininger P, Claus E, Möhlenkamp C, Brinke M, Traunspurgen W. 2017. Validating the NemaSPEAR[%]-index for assessing sediment quality regarding chemical-induced effects on benthic communities in rivers. *Ecological Indicators* 73: 52-60.
- ICES, International Council for the Exploration of Sea. 2009. Update of JAMP guidance on normalisation of contaminant concentrations in sediment. ICES Advice 2009, Book 1. 15 p.
- Ingersoll CG, MacDonald DD, Wang N, Crane JL, Field LJ, Haverland PS, Kemble NE, Lindskoog RA, Severn C, Smorong DE. 2001. Predictions of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines. *Archives in Environmental Contamination and Toxicology* 41: 8-21.
- ISO, Organisation internationale de normalisation. 1994. Exactitude (justesse et fidélité) des résultats et méthodes de mesure — Partie 1: Principes généraux et définitions. ISO 5725-1. Genève (CH).
- ISO, Organisation internationale de normalisation. 2006. Qualité de l'eau — Echantillonnage — Partie 1: Lignes directrices pour la conception des programmes et des techniques d'échantillonnage. ISO/DIS 5667-1. Genève (CH).
- ISO, Organisation internationale de normalisation. 2007. Qualité de l'eau — Echantillonnage - Partie 15: Lignes directrices pour la conservation et le traitement des échantillons de boues et de sédiments. ISO/DIS 5667-15. Genève (CH).



- ISO, Organisation internationale de normalisation. 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). ISO 10872. Genève (CH).
- ISO, Organisation internationale de normalisation. 2012. Qualité de l'eau — Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce envers *Heterocypris incongruens* (Crustacea, Ostracoda). ISO/DIS 14371. Genève (CH).
- ISO, Organisation internationale de normalisation. 2013a. Qualité de l'eau — Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce vis-à-vis de *Hyalella azteca*. ISO 16303. ISO/DIS 14371. Genève (CH).
- ISO, Organisation internationale de normalisation. 2013b. Qualité de l'eau — Détermination de l'effet toxique des sédiments sur la croissance de *Myriophyllum aquaticum*. ISO/CD 16191. Genève (CH).
- Kizgin A. 2019. Investigation of non-specific toxicity, estrogenicity and herbicidal activity of Swiss lake and river sediments using in vitro bioassays, in Faculty of Bioscience. 2019, Ruprecht-Karls-University Heidelberg.
- Koo TK, Li MY. 2016. A guideline of selecting and reporting Intraclass Correlation Coefficients for reliability research. Journal of Chiropractic Medicine 15: 155–163.
- Kortenkamp A, Backhaus T, Faust F. 2009. State of the art report on mixture toxicity. Final Report to the European Commission under Contract Number 070307/2007/485103/ETU/D.1. European Commission, Brussels, Belgium. Disponible en ligne: http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report_Mixture%20toxicity.pdf.
- Lamy F, Guex B, Keimer C, Boivin P. 2014. Réseau d'observation des sols genevois (GEOS). Bilan de trois campagnes de suivi.
- Lang C. 2010. Etat écologique des sédiments de deux lacs de montagne indiqué par les oligochaètes et les chironomes. Bulletin de la société vaudoise des sciences naturelles 92: 47–60.
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. 1998. Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. Band II: Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.
- Li J-Y, Tang JYM, Jin L, Escher BI. 2013. Understanding bioavailability and toxicity of sediment-associated contaminants by combining passive sampling with *in vitro* bioassays in an urban river catchment. Environmental Toxicology and Chemistry 32: 2888–2896.
- Li J, Liu H, Chen JP. 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. Water Research 137: 362–374.
- Liechti P, Sieber U, von Blücher U, Willi HP, Bundi U, Frutiger A, Hütte M, Peter A, Göldi C, Kupper U, Meier W, Niederhauser P. 1998. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse. Système modulaire gradué. Informations concernant la protection des eaux n° 26. Série L'environnement pratique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP).
- Lods-Crozat B, Reymond O. 2005. Ten years trends in the oligochaete and chironomid fauna of Lake Neuchâtel (Switzerland). Revue Suisse de Zoologie 112: 543–558.
- Lydy MJ, Landrum PF, Oen AMP, Allinson M, Smedes F, Harwood AD, Li H, Maruya KA, Liu J. 2014. Passive sampling method for contaminated sediments: state of the science for organic contaminants. Integrated Environmental Assessment and Management 10: 167–178.
- Lydy MJ, Harwood AD, Nutile SA, Landrum PF. 2018. Tenax extraction of sediments to estimate desorption and bioavailability of hydrophobic contaminants: a literature review. Integrated Environmental Assessment and Management 11: 208–220.



- Loizeau J-L, Makri S, Arpagaus P, Ferrari B, Casado-Martinez C, Benejam T, Marchand P. 2017. Micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments superficiels du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2016: 153 - 207.
- MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger T. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Archives in Environmental Contamination and Toxicology 39, 20-31.
- Maggi C, Ausili A, Boscolo R, Cacciatore F, Bonometto A, Cornello M, Berto D. 2012. Sediment and biota in trend monitoring of contaminants in transitional waters. Trends in Analytical Chemistry 36: 82-91.
- Maiz I, Esnaola MV, Millán E. 1997. Evaluation of heavy metal availability in contaminated soils by a short sequential extraction procedure. Science of the Total Environment 206: 107-115.
- MERAG, Metals Environmental Risk Assessment Guidance. 2016. Bioavailability: water, soils and sediments. Fact sheet 05. International Council on Mining and Metals, Eurometaux and ARCHE. Disponible en ligne https://www.arche-consulting.be/wp-content/uploads/2017/08/XINRQ2GB-FS5-Bioavailability_Final_May-2016.pdf.
- Müller A-K, Leser K, Kampfer D, Riegraf C, Crawford SE, Smith K, Vermeirssen ELM, Buchinger S, Hollert H. 2019. Bioavailability of estrogenic compounds from sediment in the context of flood events evaluated by passive sampling. Water Research 161: 540-548.
- NU, Nations Unies. 2019. Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques (SGH). Huitième édition révisée. ST/SG/AC.10/30/Rev.8. Disponible en ligne : https://unece.org/fileadmin/DAM/trans/danger/publi/ghs/ghs_rev08/ST-SG-AC10-30-Rev8f.pdf.
- OCDE, Organisation de coopération et de développement économiques. 2004. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, essai n° 218 : Essai de toxicité sur les chironomes dans un système eau-sédiment chargé.
- OCDE, Organisation de coopération et de développement économiques. 2007. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, essai n° 225 : Essai de toxicité sur *Lumbriculus* dans un système eau-sédiment chargé.
- OCDE, Organisation de coopération et de développement économiques. 2008. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, essai n° 315 : Bioaccumulation chez les oligochètes benthiques fouisseurs.
- OCDE, Organisation de coopération et de développement économiques. 2010. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, essai n° 233 : Essai de toxicité sur le cycle de vie des chironomes dans un système eau chargée-sédiment ou eau-sédiment chargé.
- OFEV (éd. 2019): Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau (IBCH_2019). Macrozoobenthos – niveau R. 1ère édition actualisée 2019 ; 1re édition 2010. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique no 1026 : 58 p.
- OFEV (éd. 2020): Sites pollués et eaux de surface. Généralités et aide pour le traitement des sites pollués. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 2015 : 60 p.
- Omar TFT, Aris AZ, Yusoff FM, Mustafa S. 2017. An improved SPE-LC-MS/MS method for multiclass endocrine disrupting compound determination in tropical estuarine sediments. Talanta 173: 51-59.
- Parkerton TF, Maruya KA. 2014. Passive sampling in contaminated sediment assessment: building consensus to improve decision making. Integrated Environmental Assessment and Management 10:163-166.
- Peijnenburg WJ, Reasdale PR, Reible D, Mondon J, Bennet WW, Campbell PG. 2014. Passive sampling methods for contaminated sediments: state of the science for metals. Integrated Environmental Assessment and Management 10: 179-196.



- Phillips JM, Russell MA, Walling DE. 2000. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: A simple methodology for small catchments. *Hydrological Processes* 14(14): 2589-2602.
- Rauret G. 1998. Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta* 46: 449-455.
- Ritscher A. 2018 : Mercure - utilisation, élimination et rejet dans l'environnement. Aperçu de la situation en Suisse. Office fédéral de l'environnement, Berne. État de l'environnement n° 1832 : 52 p.
- Salomons W, Bris J. (Eds) 2004. Contaminated sediments in European river basins. European Sediment Research Network, SedNet. TNO Den Helder, The Netherlands.
- Salomons W, Förstner U. 1984. Metals in the hydrocycle. Springer-Verlag. DOI : 10.1007/978-3-642-6925-0_3
- Schiavone S, Coquery M. 2011. Guide d'échantillonnage et de pré-traitement des sédiments en milieu continental pour les analyses physico-chimiques de la DCE. Cemagref-Aquaref 24p.
- Schmid P, Zennegg M, Holm P, Pietsch C, Brühshweiler B, Kuchen A, Staub E, Tremp J. 2010: Polychlorobiphényles (PCB) dans les eaux en Suisse. Données concernant la contamination des poissons et des eaux par les PCB et les dioxines: évaluation de la situation. Connaissance de l'environnement n° 1002. Office fédéral de l'environnement, Berne. 104 p.
- Simpson SL, Spadaro D A. 2011. Performance and sensitivity of rapid sublethal sediment toxicity tests with the amphipod *Melita plumulosa* and copepod *Nitocra spinipes* *Environmental Toxicology and Chemistry* 30: 2326-2334.
- Simpson SL, Batley GE, Chariton AA. 2013. Revision of the ANZECC/ARMCANZ sediment quality guidelines. CSIRO Land and Water Science Report 08/07. CSIRO Land and Water.
- Sinche FL, Natile SA, Huffhartz KE, Landrum PF, Lydy MJ. 2018. Effects of type and quantity of organic carbon on the bioaccessibility of polychlorinated biphenyls in contaminated sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 37: 1280-1290.
- Sun Y-C, Chi P-H, Shiue M-Y. 2001. Comparison of different digestion methods for total decomposition of siliceous and organic environmental samples. *Analytical sciences* 17: 1395-1399.
- Szákóvá J, Koliňová D, Mihalová D, Mader P. 2004. Single-purpose atomic absorption spectrometer AMA-254 for mercury determination and its performance in analysis of agricultural and environmental materials. *Chemical Papers- Slovak Academy of Sciences* 58: 311-315.
- Tessier A, Campbell PGC, Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51: 844-851.
- Thompson M, Stephen LRE, Wood R. 2002. Harmonized guidelines for single-laboratory validation of methods of analysis (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*. 74: 835.
- US EPA, US Environmental Protection Agency. 1996a. EPA Method 3050B (SW-846): Acid digestion of sediments, sludges, and soils, part of Test Methods for evaluating solid waste, Physical/Chemical Methods. Washington, DC.
- US EPA, US Environmental Protection Agency. 1996b. EPA Method 3660B (SW-846): Sulfur cleanup, part of Test Methods for evaluating solid waste, Physical/Chemical Methods. Revision 3. Washington, DC.
- US EPA, US Environmental Protection Agency. 1996c. EPA Method 3540C (SW-846): Soxhlet extraction, part of Test Methods for evaluating solid waste, Physical/Chemical Methods. Revision 2. Washington, DC
- US EPA, US Environmental Protection Agency. 1997. Recommended guidelines for sampling marine sediment, water column, and tissue in Puget Sound. Prepared by Puget Sound Water Quality Action Team (PO Box 40900, Olympia, WA 98504-0900).



- US EPA, US Environmental Protection Agency. 1998. EPA Method 7473 (SW-846): mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry. Revision 0. Washington, DC.
- US EPA, US Environmental Protection Agency. 2001. Methods for collection, storage and manipulation of sediments for chemical and toxicological analyses: Technical Manual. EPA-823-B-01-002. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- US EPA, US Environmental Protection Agency. 2010. Method 1614A: Brominated diphenyl ethers in water, soil, sediment, and tissue by HRGC/HRMS. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. EPA – 821-R-10-005.
- US EPA, US Environmental Protection Agency. 2014. EPA Method 3620C (SW-846): Florisil cleanup. Revision 4. Washington, DC.
- Vangheluwe ML, Verdonck FA, Besser JM, Brumbaugh WG, Ingersoll CG, Schlegel CE, Garman EF. 2013. Improving sediment-quality guidelines for nickel: development and application of predictive bioavailability models to assess chronic toxicity of nickel in freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32: 2507-2519.
- Vivien R, Ferrari BJD. 2019. Evaluation de l'état écologique des sédiments des rives du lac des Quatre-Cantons à hauteur de Gersau, Centre Ecotox, Eawag-EPFL, Suisse.
- Vivien R, Casado-Martínez C, Lafont M, Ferrari BJD. 2020a. Effect thresholds of metals in stream sediments based on in situ oligochaete communities. *Environments* 7: 31. <https://doi.org/10.3390/environments7040031>.
- Vivien R, Apothéloz-Perret-Gentil L, Pawlowski J, Werner I, Lafont M, Ferrari BJD. 2020b. High-throughput DNA barcoding of oligochaetes for abundance-based indices to assess the biological quality of sediments in streams and lakes. *Scientific Reports* 10: 2041.
- VSA, Association suisse des professionnels de la protection des eaux. Gestion des eaux urbaines par temps de pluie. <https://vsa.ch/fr/M%C3%A9diath%C3%A8que/gestion-des-eaux-urbaines-par-temps-de-pluie-module-de-base/>
- Wall D.H. (Ed) 2004. Sustaining biodiversity and ecosystem services in soils and sediments. Island Press, Washington, DC. ISBN 1-55963-759-5.
- Watson PF, Petrie A. 2010. Method agreement analysis: a review of correct methodology. *Theriogenology* 73, 1167–1179.
- Wenning, RJ, Batley GE, Ingersoll CG, Moore DW. (Eds) 2005. Use of Sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments. Pensacola (FL): Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 815 p.
- Wildi M, Casado-Martínez MC, Ferrari BJD, Werner I. 2018. Current methodologies used by Cantonal agencies for sampling and analysis of sediments in Switzerland: Results of a survey carried out in 2015. Swiss Centre for Applied Ecotoxicology Eawag-EPFL, Lausanne.
- Wittmer I, Junghans M, Stamm C, Singer H. 2014. Micropolluants – Stratégie d'évaluation pour les micropolluants de sources non ponctuelles. Etude réalisée sur mandat de l'OFEV. Dübendorf, Eawag.
- Wüest A, Ramisch F, Hefti D. 1999: Unverschmutztes Aushub- und Aushub- und Ausbruchmaterial: Schüttung in Seen im Rahmen des GschG. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr 32, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- Yang X, Yu L, Cehn Z, Xu M. 2016. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons and their potential application in eco-risk assessment and source apportionment in urban river sediment. *Scientific reports* 6, article number 23134.
- Yarahmadi H, Duy SV, Hachad M, Dorner S, Sauvé S, Prévost M. 2018. Seasonal variations of steroid hormones released by wastewater treatment plants to river water and sediments: Distribution between particulate and dissolved phases. *Science of the Total Environment* 635: 144-155.
- Zennegg M, Vermeirssen E, Schmid P. 2016a. Mesures 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. Chapitre 7, Annex. Connaissance de l'environnement n° 139. Office fédéral de l'environnement, Berne. 75 p.

Zennegg M, Vermeirssen E, Schmid P. 2016b. Mesures 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° 139. Office fédéral de l'environnement, Berne. 54 p.



Glossaire

<i>AF :</i>	<i>Assessment Factor</i> = facteur d'extrapolation ou facteur de sécurité. Dans la méthode de dérivation des CQS, NQE ou EQS, facteur d'ajustement utilisé pour extrapoler les relations (dose-réponse) observées expérimentalement afin d'estimer la concentration (CQS) en dessous de laquelle aucun effet délétère n'est susceptible de se produire.
<i>Benthique :</i>	Se dit des organismes vivant sur ou dans le sédiment des habitats aquatiques.
<i>Bioaccumulation :</i>	Processus par lequel des substances chimiques s'accumulent dans les organismes aquatiques soit directement à partir de l'eau soit par ingestion de nourriture contenant ces substances.
<i>Bioessai :</i>	Test utilisé pour évaluer la toxicité relative d'une substance ou d'un échantillon en mesurant ses effets sur un organisme vivant comparés à un témoin.
<i>Biodisponible :</i>	Pouvant être absorbé par les organismes biologiques.
<i>Bioamplification :</i>	Résultat du processus de bioaccumulation par lequel les concentrations de composés accumulés dans les tissus augmentent en passant d'un niveau trophique à un ou plusieurs autres, plus élevés. Ce terme implique un transfert efficace des substances chimiques de la nourriture au consommateur, de sorte que les concentrations résiduelles augmentent systématiquement d'un niveau trophique à l'autre.
<i>BSAF :</i>	<i>Biota Sediment Accumulation Factor</i> = facteur d'accumulation sédiment-biote. Rapport entre la concentration d'une substance organique hydrophobe dans l'organisme, ajustée en fonction de la teneur en lipides, et la concentration de ce composé dans le sédiment auquel est exposé l'organisme, ajustée au taux de carbone organique. <i>Source :</i> https://bsaf.el.erd.c.dren.mil/about.cfm .
<i>CIPR :</i>	<i>Commission internationale pour la protection du Rhin.</i>
<i>Concentration de fond :</i>	Part des niveaux de contamination ambiants qui ne peut être attribuée aux émissions dans la zone d'étude.
<i>CQS :</i> <i>DCE :</i>	<i>Critère de Qualité des Sédiments</i> : voir SQG. <i>Directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne.</i>
<i>DEHP :</i>	<i>Bis(2-ethylhexyl) phthalate.</i>
<i>Déversoir d'orage :</i>	Les réseaux d'assainissement unitaires, conçus pour collecter les eaux pluviales et les effluents domestiques dans des canalisations communes, peuvent être saturés dans les périodes de fortes précipitations ou de fonte des neiges. Ils sont équipés de déversoirs d'orage qui permettent d'évacuer les flux en excès vers la rivière la plus proche ou vers d'autres masses d'eau.
<i>E1 :</i>	<i>Estrone.</i>
<i>E2 :</i>	<i>17β-estradiol.</i>
<i>EE2 :</i>	<i>17α-ethinylestradiol.</i>



<i>Échantillon composite :</i>	Échantillon composé de deux sous-échantillons ou plus, mélangés dans des proportions adéquates de façon discrète ou continue, dont on souhaite obtenir la valeur moyenne d'une caractéristique donnée. <i>Source:</i> ISO 5667-12:1995.
<i>EqP :</i>	<i>Équilibre de partage.</i> Approche mécanistique utilisée pour dériver des normes de qualité pour le sédiment. Elle suppose que la toxicité d'un composé organique non-ionique dans le sédiment est proportionnelle à sa concentration dans l'eau. La concentration de ce composé pouvant être toxique dans le sédiment peut alors être estimée si l'on connaît le rapport entre les concentrations dans l'eau interstitielle et dans le sédiment.
<i>EQS :</i>	<i>Environmental Quality Standard</i> = Norme de qualité environnementale.
<i>F_{COT} :</i>	Fraction massique du carbone organique dans les sédiments. Exprimée en kg/kg.
<i>HAP :</i>	<i>Hydrocarbures aromatiques polycycliques.</i>
<i>HCBD :</i>	<i>Hexachlorobutadiène.</i>
<i>Incertitude :</i>	Estimation liée au résultat d'un test qui caractérise le domaine de valeurs dans lequel la vraie valeur se trouve.
<i>LC/EC50 :</i>	Concentration d'effet causant 50% de mortalité ou d'effet aigu.
<i>LD :</i>	<i>Limite de détection :</i> Signal ou concentration de sortie au-dessus de laquelle on peut affirmer avec un niveau de confiance défini qu'un échantillon est différent d'un témoin ne contenant pas le composé recherché. <i>Source :</i> EC 2010.
<i>LQ :</i>	<i>Limite de quantification :</i> multiple défini de la limite de détection fixé à une concentration du composé recherché qui peut être raisonnablement déterminée avec un niveau acceptable d'exactitude et de précision. La LQ peut être calculée à l'aide d'un composé ou échantillon de référence en considérant le point d'étalonnage le plus bas de la courbe d'étalonnage en excluant le témoin. <i>Source :</i> EC 2010.
<i>Matières en suspension :</i>	Particules fines en suspension dans l'eau. Certaines sont naturellement présentes dans l'eau des rivières, comme le plancton, les débris végétaux et les minéraux, tandis que d'autres sont d'origine anthropique (matière organique et inorganique).
<i>Matrice :</i>	Masse de particules de faible granulométrie.
<i>MEC :</i>	<i>Concentration mesurée dans l'environnement.</i>
<i>NOEC :</i>	<i>No Observed Effect Concentration :</i> concentration sans effet observé.
<i>NQE :</i>	<i>Norme de qualité environnementale.</i>
<i>OCS :</i>	<i>Ordonnance sur les sites contaminés.</i>
<i>OFEV :</i>	<i>Office fédéral de l'environnement.</i>
<i>PBDE :</i>	<i>Polybromodiphényléthers.</i>



<i>PCB :</i>	<i>Polychlorobiphényles.</i>
<i>PCDD/F :</i>	<i>Polychlorodibenzo-p-dioxines et polychlorodibenzofuranes.</i>
<i>PEC :</i>	<i>Probable Effect Concentration</i> : concentration produisant un effet probable chez les invertébrés benthiques (MacDonald et al. 2000). Les concentrations supérieures à la valeur de la PEC correspondante présentent un risque probable pour les communautés benthiques. Voir Encart 1.
<i>PFOS :</i>	<i>Acide perfluorooctanesulfonique.</i>
<i>PGS :</i>	<i>Plan de gestion des sédiments</i> élaboré par la Commission internationale pour la protection du Rhin.
<i>Pollution diffuse :</i>	Pollution due à des activités dispersées sans source d'émission ponctuelle.
<i>RQ :</i>	<i>Quotient de risque</i> – calculé avec la formule $RQ = \frac{MEC}{CQS}$
<i>Q_{Shum.cons.} :</i>	Norme de qualité visant à prévenir un empoisonnement secondaire chez l'Homme (voir Encart 1).
<i>Sédiment :</i>	Matériau particulaire minéral et organique non consolidé déposé au fond des milieux aquatiques.
<i>Sédiments fins :</i>	Ici, ce terme désigne la fraction des sédiments de granulométrie < 63 µm.
<i>Sédiment total :</i>	Ici, sédiment de granulométrie < 2 mm.
<i>SMG :</i>	<i>Système modulaire gradué.</i>
<i>Source ponctuelle directe :</i>	Site ou installation fixe à partir desquels des polluants sont émis ; toute source de pollution isolément identifiable ; une canalisation, par exemple.
<i>SQG :</i>	<i>Sediment quality guideline</i> = valeur de référence pour le sédiment. Concentration de contaminant définie pour protéger la santé de l'écosystème du sédiment ou pour prédire des effets négatifs sur cet écosystème, ou les deux.
<i>SwissPRTR :</i>	<i>Registre suisse des rejets et transferts de polluants.</i>
<i>TEC :</i>	<i>Threshold Effect Concentration</i> : concentration seuil produisant un effet (voir Encart 1).
<i>TGD :</i>	<i>Technical Guidance Document</i> : Guide technique publié par une autorité ou un organisme gouvernemental qui expose les pratiques techniques reconnues qui sont nécessaires pour répondre aux exigences réglementaires en vigueur.
<i>TMF :</i>	<i>Trophic Magnification Factor</i> = facteur d'amplification trophique. Calculé à partir de la pente de la courbe de régression entre la concentration chimique et le niveau trophique des organismes dans le réseau trophique.



Listes

Liste des figures

Figure 1 : Processus impliqués dans la contamination du sédiment et de la chaîne alimentaire.	10
Figure 2 : Cantons effectuant un suivi de la qualité des sédiments en Suisse.	17
Figure 3 : Éléments de la conception de l'étude, de la stratégie d'échantillonnage et de la démarche d'analyse présentés en détail au chapitre 5.	27
Figure 4 : Exemples d'échantillonnage de sédiment basé sur le prélèvement d'au moins trois réplicats de terrain par site, ensuite regroupés en un échantillon composite.	35
Figure 5 : Différents outils de prélèvement des sédiments utilisables sur le terrain.	38
Figure 6 : Étapes principales et mesures à prendre sur le terrain, de la préparation des prélèvements à l'arrivée des échantillons au laboratoire.	41
Figure 7 : Exemples de tamisage humide à 2 mm.	43
Figure 8 : Système de tamisage pour isoler la fraction < 63 µm (Photo : canton de Berne).	44
Figure 9 : Démarche graduelle proposée pour l'évaluation de la qualité des sédiments.	52
Figure 10 : Fonction de valeur pour convertir le quotient de risque en évaluation standardisée entre 0 et 1 selon le SMG.	58
Figure 11 : Démarche de dérivation d'un CQS (EC 2018).	94



Liste des tableaux

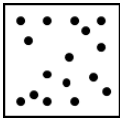
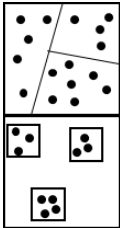
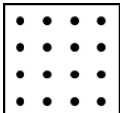
Tableau 1 : Statistiques descriptives des concentrations de métaux dans les sédiments en Suisse (1990-2011).	20
Tableau 2 : Statistiques descriptives des concentrations de PCB dans les sédiments suisses. 21	
Tableau 3 : Liste de substances proposées pour le monitoring des sédiments.	26
Tableau 4 : Recommandations pour l'élaboration du concept d'étude en fonction des objectifs et des propriétés du sédiment.	29
Tableau 5 : Types d'échantillons témoins en fonction des objectifs du contrôle de la qualité (d'après US EPA 1997, modifié).	32
Tableau 6 : Recommandations pour le choix du matériau à utiliser pour le prélèvement et le stockage des échantillons.	40
Tableau 7 : Coefficient de variation de la répétabilité (RC) du protocole d'échantillonnage proposé, pour un même opérateur sur 13 sites différents.	46
Tableau 8 : Incertitude liée à l'étape d'échantillonnage et incertitude globale englobant l'extraction et l'analyse.	46
Tableau 9 : Méthodes d'extraction le plus souvent utilisées dans les laboratoires suisses pour l'analyse des métaux dans les sédiments.	49
Tableau 10 : Critères de qualité du sédiment (CQS) proposés pour les substances sélectionnées pour le monitoring des sédiments en Suisse.	55
Tableau 11 : Système de classification de la qualité du sédiment basé sur la comparaison avec le CQS.	57
Tableau 12 : Évaluation de la contamination du sédiment à partir des valeurs cibles de la LAWA pour les matières ou les sédiments en suspension (LAWA 1998).....	60
Tableau 13 : Types d'échantillonnage du sédiment.	83
Tableau 14 : Facteurs d'extrapolation pour la détermination des critères de qualité pour les sédiments à partir de la plus faible NOEC/EC10 obtenue dans des tests d'écotoxicité à long terme (d'après EC 2018).	93
Tableau 15 : Informations écotoxicologiques complémentaires sur les substances à CQS provisoire.	95
Tableau 16 : Gammes de valeurs des concentrations naturelles et ambiantes dans les sédiments suisses comparées aux concentrations de métaux dans la croûte continentale supérieure et dans les schistes.	97
Tableau 17 : Concentrations d'éléments traces métalliques mesurées dans des carottes de sédiment prélevées dans différents lacs de Suisse.	98



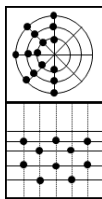
Annexe 1 : Types d'échantillonnage



Tableau 13 : Types d'échantillonnage du sédiment.

Type	Exécution	Avantages	Inconvénients	À envisager si	Dans le but de
Aléatoire simple 	Les prélèvements sont répartis au hasard	- Tous les points de prélèvement ont la même probabilité, connue, d'être sélectionnés - Faible erreur systématique	- Demande un nombre élevé de prélèvements - Mise en œuvre coûteuse - Distribution proportionnelle des sites de prélèvement	- Une estimation de la prévalence de la contamination des sédiments est souhaitée - Les coûts d'analyse sont élevés par rapport au coût de l'échantillonnage	- Produire des données de précision égale ou supérieure avec moins d'analyses et à moindre coût
Stratifié / à degrés 	Des zones étendues sont définies, au sein desquelles les prélèvements se font au hasard pour obtenir des estimations moyennes ou combinées des variables d'intérêt	- Flexibilité - Hétérogénéité spatio-temporelle prise en compte - Moins d'analyses pour un niveau de précision donné - Couverture maximisée, concentration des moyens disponibles aux endroits nécessaires	- Besoin de connaissance préalable du contexte local - Possible seulement avec des zones bien définies de types de sédiment et d'utilisation du sol - Risque de sélectionner des sites non échantillonnables	- Une estimation du taux relatif (moyen) d'un contaminant sur un site est souhaitée - On souhaite définir les limites d'une zone de contamination - Le budget est limité - On dispose de données spatiales ou temporelles	- Augmenter la précision de l'estimation avec un même nombre de prélèvements ou obtenir la même précision avec moins de prélèvements et de coûts - Représenter des zones spécifiques dans la gestion des matériaux d'excavation
Systématique / en réseau 	Prélèvements à intervalles réguliers à partir d'un premier site choisi au hasard	- Répartition uniforme des points de prélèvement - Couverture homogène de la zone d'étude - Faibles coûts si la zone d'étude est limitée	- Coûteux sauf si la zone est limitée et/ou la densité de stations est faible - Risque d'erreurs systématiques si le maillage est mal choisi	- On souhaite mieux comprendre si une contamination est présente, quand un budget adéquat est disponible. - On souhaite observer des tendances spatiotemporelles.	- Identifier les zones critiques d'une taille donnée avec une probabilité homogène



Type	Exécution	Avantages	Inconvénients	À envisager si	Dans le but de
Ciblé 	Les points de prélèvement sont distribués sur la base de connaissances préalables comme l'existence d'une source ponctuelle	- Plus petit nombre possible de points de prélèvement - Prélèvements effectués en fonction des sources de pollution et des hypothèses	- Forte probabilité d'erreur systématique si les hypothèses sont fausses - Demande des informations ou études préalables	- On souhaite effectuer un premier screening pour traiter un problème à petite échelle avec un budget et/ou un calendrier limité/s	- Identifier et suivre les impacts dans des zones critiques identifiées - Planifier l'assainissement et en contrôler le résultat - Identifier le besoin de prélèvements à visée statistique



Annexe 2A : Check-list

Objectifs / actions	Matériel	Informations complémentaires	Contrôle
<i>Sécurité</i>	Gilet de sauvetage	Si profondeur > 1 m ou > 50 cm mais > 1 m/s	
	Téléphone portable		
	Gants en latex, en vinyle ou en nitrile	Suivant les analytes visés	
	Trousse de premiers secours		
	Waders		
	Personnel supplémentaire		
<i>Caractérisation du site</i>	Fiche de terrain		
	GPS		
	Appareil de mesure multiparamétrique	pH, température, O ₂ , conductivité	
	Débitmètre	Mesure du débit	
	Décamètre à ruban		
	Marquage / prise de notes	Markers indélébiles, ruban adhésif, serviettes en papier	
<i>Matériel d'échantillonnage</i>	Écope ou pelle	Cours d'eau traversables à pied Inox et/ou plastique selon les analytes visés	
	Drague manuelle	Cours d'eau non traversables à pied	
	Benne Eckmann	À partir d'une embarcation ou d'un pont Pour les métaux : sous-échantillons loin des parois	
	Benne Van Veen	À partir d'une embarcation ou d'un pont Pour les métaux : sous-échantillons loin des parois	
	Carottier	Si accès par barque ou à partir d'un pont	
<i>Collecte Homogénéisation</i>	Seau de 15 l Spatule	Pour les métaux	
	Cuvette de 15 l en inox Spatule en inox	Pour les autres substances	
<i>Analyses : Métaux</i>	Flacons à col large (500 ml)	Rinçage : Tableau 6 Stockage : sacs plastique	
	Tamis 2 mm en polyoxyméthylène	diamètre _{min} = 20 cm	
	Spatule plate en plastique		
	Petite pelle en plastique		



Objectifs / Actions	Matériel	Informations complémentaires	Contrôle
<i>Analyses : Autres substances Carbonates COT – LOI</i>	Flacons à col large en verre (500 ml)	Rinçage : Tableau 6 Stockage : papier aluminium prétraité	
	Tamis de 2 mm en inox	diamètre _{min} = 20 cm	
	Spatule en inox		
	Seau de 15 l en inox		
	Petites pelles		
<i>Granulométrie</i>	Petit sac en plastique	Peut être mesurée dans un sous-échantillon d'un échantillon de 500 ml	
<i>Teneur en eau</i>		Sous-échantillon prélevé au laboratoire dans un échantillon de 500 ml	
<i>Transport</i>	Glacière + accumulateurs de froid	2-8 °C, à l'abri de la lumière	



Annexe 2B : Protocole de terrain²⁹

- 1) Prendre les mesures nécessaires à la sécurité des opérateurs (signalisation si proximité d'une route, gilet de sauvetage, risques naturels, etc.).
- 2) Compléter la fiche de terrain avec les valeurs *in situ* mesurées et le schéma du site.
- 3) Définir le/s site/s à échantillonner et noter les coordonnées GPS. Les principes à respecter pour choisir sont les suivants :
 - Le sédiment à prélever doit être immergé pendant toute l'année (même en période d'étiage).
 - Le sédiment à prélever doit présenter une fraction de particules fines aussi grande que possible.
 - Le point de prélèvement doit se situer dans une zone de dépôts visibles, c'est-à-dire dans une zone de faible courant comme une zone concave et/ou une zone de végétation.
- 4) Prendre toutes les mesures nécessaires pour éviter toute contamination chimique du matériel ou des échantillons.
- 5) Prévoir d'effectuer les prélèvements dans le sens aval-amont pour éviter la remobilisation du sédiment.
- 6) Préparer tout le matériel nécessaire aux prélèvements, au tamisage, à l'homogénéisation et au stockage et le placer près du premier transect à échantillonner (la section la plus en aval).
- 7) Contrôler la profondeur, le courant et la nature du substrat avant de pénétrer dans la rivière.
- 8) Prélever les 2-10 cm supérieurs du sédiment dans une cuvette de matériau adapté pour éviter les contaminations (métal ou plastique) à l'aide d'une écope (en métal ou en plastique) à au moins trois points différents par transect pour former un échantillon composite représentatif. À chaque prélèvement, évacuer l'eau de surface contenue dans l'écope avant de transférer le sédiment dans la cuvette.
- 9) Si l'échantillonnage est satisfaisant (suffisamment de sédiments fins collectés dans la cuvette, par exemple), enlever manuellement les cailloux, les feuilles et autres brindilles. Noter toute particularité de couleur (changement de couleur au contact de l'air, par exemple), d'odeur ou de consistance de l'échantillon sur la fiche de terrain.
- 10) Homogénéiser le contenu de la cuvette jusqu'à obtention d'une consistance, d'une texture et d'une couleur uniformes.
- 11) Tamiser à 2 mm sans ajouter d'eau et récupérer le sédiment tamisé dans une deuxième cuvette.
- 12) Remplir à ras bord un flacon à large col de 500 ml pré-étiqueté (en verre ou en plastique) avec l'échantillon tamisé. Une petite quantité d'eau provenant du site peut être ajoutée dans le flacon avant de le fermer pour éviter tout contact du sédiment avec l'air.
- 13) Stocker les flacons au frais (glacière) et à l'abri de la lumière.

²⁹ Ce protocole ne doit être appliqué qu'après avoir lu le document auquel il se rapporte (Stratégie d'évaluation de la qualité des sédiments).



Annexe 2C : Fiche de terrain

Fiche de terrain - échantillonnage du sédiment

Nom préleveur :	—	Organisation :	_____
Téléphone/ email :	—	Date et heure :	_____
Cours d'eau :	—	Coordonnées :	x: _____ y: _____
Lieu :	—	Code station :	_____

Objectifs de l'échantillonnage

Schéma du site

Longueur tronçon:

Largeur du cours d'eau :

Précisez le sens du courant, la localisation ainsi que le nb de prélèvements, svp :





Activités dans la zone environnante

- | | | |
|---|--|--|
| ☐ Zone naturelle | ☐ Champs | ☐ type de culture: _____ |
| ☐ Zone de loisir | ☐ Zone industrielle | ☐ type d'industrie: _____ |
| ☐ Zone résidentielle | | ☐ déversoire |
| ☐ jardin | ☐ Zone de décharge | |
| ☐ déversoire d'orage | ☐ Site contaminé | |
| ☐ Zone agricole | ☐ Berges | |
| ☐ Pâturage | ☐ présence de bétails | ☐ naturelles |
| | ☐ aire d'alimentation | ☐ artificielles |

Conditions météorologiques

- | | |
|---|---|
| Jour d'échantillonnage | Jours précédant l'échantillonnage |
| ☐ ensoleillé | ☐ ensoleillé |
| ☐ pluie (1 faible -> 3 forte) | ☐ pluie (1 faible -> 3 forte) |
| ☐ vent (1 faible -> 3 fort) | ☐ vent (1 faible -> 3 fort) |
| ☐ couverture nuageuse (1 faible -> 3 complète) | ☐ couverture nuageuse (1 faible -> 3 complète) |
| ☐ brouillard | ☐ brouillard |
| ☐ température (°C) | ☐ température (°C) |

Valeurs *in situ* mesurées

- | | |
|---|-----------------------------------|
| Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) : | Température (°C) : |
| Oxygène dissous (mg/L) et % : | Débit (m^3/s) : |
| pH : | Autres : |

Type d'échantillonneur utilisé:

Description du sédiment échantillonné

- | | |
|--|---|
| Couleurs et intensité
(brun, gris, noir, jaune, etc.) | Type de substrat
(sableux, silicieux, fins, boueux) |
| Odeurs et intensité
(soufre, chlor, benzene, amoniaque, ferreux) | Organismes vivants
(crustacées, insectes, etc.) |



Caractérisation des échantillons prélevés				
Numéro	Localisation (x:y)	Profondeur/ Volume	Description de l'échantillon	Remarques

Prétraitement des échantillons				
Numéro	Nb. de prélèvements par composite	Homogénéisation	Tamisage	Remarques



Transport et stockage des échantillons			
Numéro	Condition de transport	Condition de stockage	Remarques



Annexe 3 : Méthode de détermination des CQS (EQS_{sed})

La méthode de détermination des CQS se base largement sur celle recommandée dans le guide technique (TGD) européen sur la détermination des normes de qualité environnementale publié par la Commission européenne en 2018 (EC 2018)³⁰. La démarche comprend les étapes suivantes (Figure 10) :

1. Recherche des données de toxicité aiguë (LC/EC50, concentration d'effet causant 50% de mortalité ou d'effet aigu) et de toxicité chronique (NOEC, concentration sans effet observé) et des données de terrain ou obtenues en mésocosmes. En l'absence de données de toxicité relatives aux sédiments, celles de la colonne d'eau peuvent être utilisées (voir étape 3).
2. Évaluation de la qualité des données : les données compilées sont évaluées sur des critères de pertinence et de fiabilité.
3. Détermination des CQS : trois approches différentes peuvent être envisagées selon la quantité de données disponibles :
 - Détermination par la méthode des distributions de sensibilité des espèces (SSD). Toutes les données de toxicité pertinentes et valides obtenues sur les différentes espèces sont classées et reportées sur des courbes (figurant la concentration la plus faible suivie d'effet pour chaque espèce et chaque paramètre mesuré), ce qui permet de calculer la concentration permettant de protéger 95 % des espèces (la HC5, *Hazardous Concentration for 5% of the species*). Cette méthode peut être appliquée si l'on dispose d'au moins 10 données de toxicité à long terme (de préférence 15) couvrant au moins 8 groupes taxonomiques différentes. Pour déterminer des normes permettant de protéger les espèces pélagiques, les taxons suivants doivent normalement être représentés : un poisson, une autre famille du phylum des cordés, un crustacé, un insecte, un phylum autre que les arthropodes ou les cordés, une famille dans n'importe quel ordre d'insecte ou n'importe quel phylum non encore représenté, une algue ou cyanobactérie et une plante supérieure. Il n'existe pas actuellement d'instructions pour l'utilisation de la méthode SSD pour le sédiment ; l'ECHA (2014) a émis quelques conseils préliminaires. Pour tenir compte de l'incertitude résiduelle, l'HC5 est divisée par un facteur d'extrapolation (AF). Un AF de 5 est appliqué par défaut mais sa valeur peut être réduite selon les incertitudes liées à la détermination de l'HC5 (qualité de la base de données, diversité et représentativité de la base de données, niveau d'ajustement).
 - Détermination par la méthode des facteurs d'extrapolation (AF, *Assessment Factor*). La donnée d'écotoxicité pertinente et valide la plus faible est retenue (de préférence une NOEC ou une EC10 mesurée dans un test de toxicité à long terme) puis divisée par un AF. La valeur de l'AF (Tableau 14) peut aller de 10 à 100 suivant le nombre de données disponibles pour d'autres espèces représentant différents taxons et présentant différents régimes alimentaires (brouleurs épibenthiques, vers fousseurs, filtreurs benthiques, etc.). Si les seules données disponibles proviennent de tests de toxicité à court terme avec des organismes fousseurs, un facteur de

³⁰ La version de 2018 est une mise à jour de celle de 2011 (EC 2011). La méthode de détermination des normes pour des sédiments y est sensiblement la même.



1000 est appliqué à la valeur valide la plus faible et un CQS est également dérivé par la méthode de l'équilibre de partage. La valeur la plus faible de deux approches est retenue comme CQS.

Tableau 14 : Facteurs d'extrapolation pour la détermination des critères de qualité pour les sédiments à partir de la plus faible NOEC/EC10 obtenue dans des tests d'écotoxicité à long terme (d'après EC 2018).

Jeu de données disponibles	Facteur d'extrapolation (AF)
Tests de toxicité à court terme uniquement	1000
Un test de toxicité à long terme (NOEC ou EC10)	100
Deux tests de toxicité à long terme (NOEC ou EC10) pour des espèces présentant différents régimes alimentaires et différents modes de vie	50
Trois tests de toxicité à long terme (NOEC ou EC10) pour des espèces présentant différents régimes alimentaires et différents modes de vie	10

- Détermination par la méthode de l'équilibre de partage (EqP) en utilisant les données de toxicité relatives à la colonne d'eau. Cette approche, qui se base sur la méthode développée par Di Toro et al. (1991) pour déterminer des valeurs guides pour le sédiment, suppose que la toxicité d'un composé organique non ionique dans le sédiment est proportionnelle à sa concentration dans l'eau interstitielle. Le CQS peut alors être calculé par la formule suivante :

$$CQS = QS_{fw,eco} \times K_{OC}$$

où $QS_{fw,eco}$ est la norme ou critère de qualité dérivé pour les eaux de surface à partir de tests de toxicité à long terme et K_{OC} le coefficient de partage du composé avec le carbone organique du sédiment. Cette méthode exige de disposer du coefficient de partage le plus exact possible pour le composé concerné.

4. Comparaison des valeurs de CQS obtenues par les différentes méthodes avec les données de terrain ou issues de mésocosmes (si disponibles).

Étant donné que les données de toxicité relatives au sédiment peuvent être assez rares pour certains composés, il est souvent nécessaire d'appliquer un AF assez élevé pour tenir compte des incertitudes dans la dérivation des CQS. Il se peut alors que les CQS proposés soient trop faibles pour permettre une évaluation solide. Pour tenir compte de ce type de difficultés, les CQS sont classés en deux catégories – définitifs (D) ou provisoires (P) – en fonction du nombre de données d'écotoxicité utilisées pour leur dérivation : les CQS sont ainsi jugés définitifs si l'AF appliqué est ≤ 50 . Si l'AF appliqué est > 50 ou si le CQS n'est obtenu qu'avec les données de toxicité relatives à la colonne d'eau par la méthode de l'équilibre de partage, le CQS est considéré comme provisoire.

Les données de tests dans lesquels la biodisponibilité est surestimée sont préférables au scénario inverse dans la mesure où elles reflètent la pire des situations et aboutissent donc à des critères plus protecteurs. Pour les



substances dont la biodisponibilité dépend de la teneur en carbone organique du sédiment, la variabilité due à des valeurs de toxicité obtenues à différentes concentrations de CO peut être prise en compte en normalisant chaque donnée d'écotoxicité par une teneur en CO par défaut correspondant à un sédiment standard. Le sédiment standard de l'UE présente une teneur en CO par défaut de 5%. En Suisse la teneur en CO du sédiment standard correspondant au scénario du pire a été fixée à 1% (soit environ le 10^e centile de la teneur en CO mesurée dans les sédiments suisses).

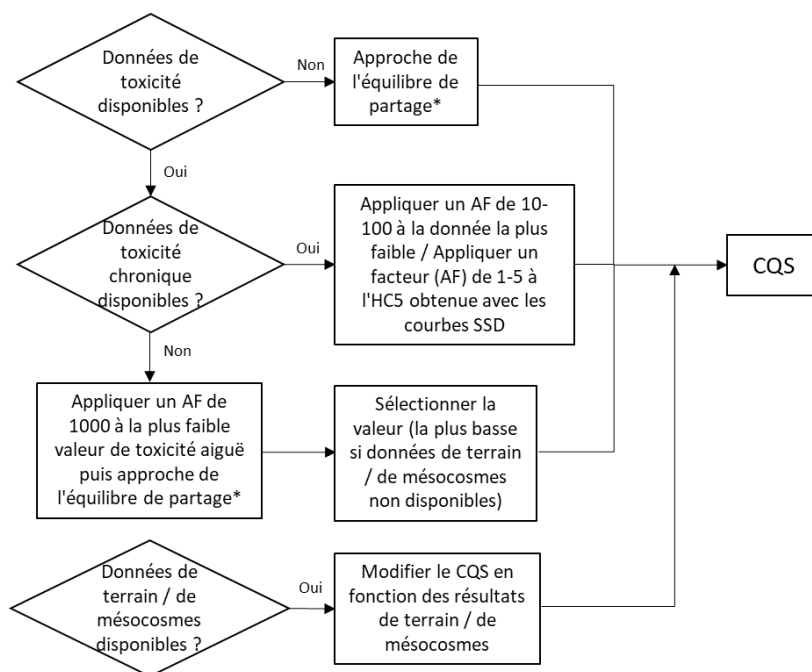


Figure 11 : Démarche de dérivation d'un CQS (EC 2018). * indique qu'un facteur (AF) de 10 supplémentaire doit être appliqué pour les substances à $\log K_{ow} > 5$.

Références bibliographiques de l'Annexe 3

- Di Toro DM, Zarba CS, Hansen DJ, Berry WJ, Swartz RC, Cowan CE, Pavlou SP, Allen HE, Thomas NA, Paquin PR. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1541-1583.
- EC, European Commission. 2018. European Technical Guidance document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Report- 2011-055. Update 2018. Office for Official Publications in the European Communities, Luxembourg.
- ECHA, European Chemical Agency. 2014. Principles for environmental risk assessment of the sediment compartment: proceedings of the topical scientific workshop. Helsinki (FI): ECHA. 81 p.



Annexe 4 : Concentrations d'effet utilisables pour affiner les CQS provisoires

Le dépassement d'un CQS indique que des effets négatifs dans l'environnement ne peuvent être exclus. Le Tableau 15 présente des concentrations d'effet valides déterminées pour des organismes benthiques pertinents qui peuvent être utilisées pour estimer les effets toxiques potentiels liés aux concentrations mesurées dans les sédiments de terrain. Si les concentrations sont inférieures aux NOEC (No Observed Effect Concentrations), des effets chroniques ne sont pas supposés se manifester. Si les concentrations causant la mort ou un effet aigu chez 50 % des sujets exposés (LC50/EC50) sont dépassées, des effets aigus sont probables. Il convient de noter que ces concentrations d'effet se rapportent aux espèces utilisées dans les tests.

Tableau 15 : Informations écotoxicologiques complémentaires sur les substances à CQS provisoire. NOEC : no observed effect concentration ; LC/EC50 : concentration d'effet causant 50% de mortalité ou d'effet aigu. Toutes les concentrations sont normalisées pour un sédiment standard à 1% de carbone organique.

Substance	CQS provisoire (µg/kg p.s.)	NOEC _{chronique} valide la plus basse (µg/kg p.s.)	LC (ou EC) 50 _{aiguë} valide la plus basse (µg/kg p.s.)
Chlorpyrifos	0,03	Non disponible	27,8 (EC50 à 10j sur la croissance d' <i>Hyaella azteca</i>) 66 (LC50 à 10j sur la mortalité de <i>Chironomus dilutus</i>)
Cyperméthrine	0,018	1,79 (NOEC à 60j sur le développement de <i>Chironomus dilutus</i>)	0,33 (EC50 à 10j sur la croissance d' <i>Hyaella azteca</i>) 3,16 (LC50 à 10j sur la survie de <i>Chironomus dilutus</i>)
PFOS	2,7	270 (NOEC à 22j ou 5 semaines sur la survie et la maturation sexuelle des mâles de l'amphipode marin <i>Mono-poreia affinis</i>)	Non disponible
EE2	0,001	4580 (NOEC à 28j sur la reproduction et biomasse de l'oligochète <i>Lumbriculus variegatus</i>)	Non disponible
Triclosan	67,4	6740 (NOEC à 28j sur la survie de l'oligochète <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>)	Non disponible
HCBD	2,4	Non disponible	2400 (NOEC à 10j sur la survie d' <i>Hyaella azteca</i>)



Annexe 5 : Informations sur les concentrations naturelles en éléments traces métalliques en Suisse



Tableau 16 : Gammes de valeurs des concentrations naturelles et ambiantes dans les sédiments suisses comparées aux concentrations de métaux dans la croûte continentale supérieure (telles qu'indiquées par Taylor et McLennan 2009) et dans les schistes (telles qu'indiquées par Salomons et Förstner 1984). Concentrations exprimées en mg/kg de poids sec.

Métal	Concentrations FOREGS ^(a) plaine inondable (< 2 mm) (Max-Min ; Moyenne)	Concentrations FOREGS ^(a) ruisseau (< 150 µm) (Max-Min ; Moyenne)	Concentrations naturelles dans les lacs	Concentrations ambiantes	Croûte continentale supérieure	Schistes	5 ^e centile de la base de données sédiments suisses
Cd	--	--	0,1-0,5	0,14-0,5	0,098	0,22	0,14
Cr	15-45 ; 21,8	15-45 ; 24,8	25-50	18-80	83	90	23,2
Cu	12-54 ; 21,7	5-27 ; 15,3	15-50	13-50	25	45	13,1
Hg	0,010-0,028 ; 0,086	0,006-0,008 ; 0,037	0,02-0,2	0,03-0,2	--	0,18	0,03
Ni	16-21 ; 23,9	9-34 ; 22,1	40-84	14-50	44	68	17,0
Pb	12-164 ; 38,0	8-343 ; 48,0	10-50	11-50	17	20	11,2
Zn	40-138 ; 81,8	30-206 ; 76,1	40-100	51-100	71	95	51,1

^(a) FOREGS (<http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas>) rapporte des concentrations pour 10 sites pour les sédiments de ruisseau (fraction <150 µm) et pour les sédiments de plaine d'inondation (fraction < 2 mm) après extraction de l'eau régale. Pour le mercure, les concentrations mesurées avec AMA (Automatic Mercury Analyzer).



Tableau 17 : Concentrations d'éléments traces métalliques mesurées dans des carottes de sédiment prélevées dans différents lacs de Suisse. Concentrations exprimées en mg/kg de poids sec et se rapportant au sédiment total.

Site	Date	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Référence	Commentaires
Lac de Zurich	Vers 1800	<0,2	--	22	0,2	--	10	50	Von Gunten et al. (1997)	Une carotte, un site Extraction HNO ₃ /HClO ₄ /HF
Lac des Quatre-Cantons	Vers 1700 ^(a)	0,5	--	30	--	--	40	100	Spadini et al. (2003)	Une carotte, un site Extraction HNO ₃ /H ₂ O ₂
Lac des Quatre-Cantons	Vers 1850	--	--	--	0,03	--	22	--	Thevenon et al. (2011)	Extraction HNO ₃ /HClO ₄ /HF
Lac de Constance	Avant 1900 ^(b)	0,1	50	28	0,1	84	10	58	Müller et al. (1997)	Une carotte, un site
Lac de Constance	^(c)	0,1	39	34	0,05	48	20	53	Wessels (2006)	Moyenne de valeurs entre 3 et 7 m de profondeur
Greifensee	Vers 1928	--	--	15	--	--	15	40	Imboden et al. (1980)	Valeurs déterminées à partir d'un graphique
Lac de Zoug	Vers 1800	--	--	--	--	--	16	--	Moor et al. (1996)	Douze carottes sur un tran- sect, fond déterminé avec une carotte
Lac de Baldegg	Vers 1800	--	--	--	--	--	13	--	Moor et al. (1996)	Médiane de 9 carottes
Meidsee	Vers 1850	--	25	30	0,02	--	19	90	Thevenon et al. (2011)	Extraction HNO ₃ /HClO ₄ /HF
Lac de Cadagno	Avant 1850	0,4	40	50	--	40	20	100	Birch et al. (1996)	Extraction HNO ₃
Lac Léman	Vers 1750 ^(d)	0,2	68,2	30,7	0,028	71	18,2	71,0	Tosono (2017)	Une carotte, un site Extraction HNO ₃ (OSol)

^(a) Augmentation exponentielle de 1800 à 1850.

^(b) Moyenne d'échantillons d'avant 1900 (24-40 cm).

^(c) Moyenne d'échantillons entre 3 et 7 m de profondeur.

^(d) ~ 1000 pour le Hg.



Références bibliographiques de l'Annexe 5

- Birch L, Hanselmann KW, Bachofen R. 1996. Heavy metal conservation in Lake Cadagno sediments: historical records of anthropogenic emissions in a meromictic alpine lake. *Water Research* 30: 679-687.
- Imboden VDM, Tschopp J, Stum W. 1980. Die Rekonstruktion früherer Stofffrachten in einem See mittels Sedimentuntersuchungen. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 42:1-14.
- Moor CH, Schaller T, Sturm M. 1996. Recent changes in stable lead isotope ratios in sediments of Lake Zug, Switzerland. *Environmental Science and Technology* 30: 2928-2933.
- Müller G, Grimmer G, Böhnke H. 1977. Sedimentary record of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in Lake Constance. *Naturwissenschaften* 64: 427-431.
- Salomons W, Förstner U. 1984. *Metals in the hydrocycle*. Springer-Verlag. DOI : 10.1007/978-3-642-6925-0_3
- Spadini L, Sturm M, Wehrli B, Bott M. 2003. Analysis and dating of Pb, Cd, Cu, Zn sediment profiles from the Vitznau basin of Lake Lucerne (Switzerland). *Revue de Géographie Alpine* 1: 41-48.
- Taylor SR, McLennan SM. 2009. *Planetary Crusts: Their Composition and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge. 378 pp.
- Thevenon F, Guédron S, Chiaradia M, Loizeau JL, Poté J. 2011. Pre-historic changes in natural and anthropogenic heavy metals deposition inferred from two contrasting Swiss Alpine lakes. *Quaternary Science Reviews* 30: 224-233.
- Tosono F. 2017. Concentration de fond et évolution historique de la contamination en éléments-traces métalliques du Léman. Thèse de Master, Université de Genève. 73 pp.
- Von Gunten HR, Sturm M, Moser RN. 1997. 200-year record of metals in lake sediments and natural background concentrations. *Environmental Science and Technology* 31: 2993-2997.
- Wessels M. 2006. Bodensee-Untersuchung-Seeboden. Abschlußbericht für die Projektträger Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee und Interreg IIIA Alpenrhein - Bodensee – Hochrhein.