



Strategie zur Bewertung der Sedimentqualität in der Schweiz

Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt

Dezember 2021 (aktualisiert 2022)



Impressum

Herausgeber

Centre Ecotox/Oekotoxzentrum, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie, EPFL-ENAC-IIE-GE, Station 2, 1015 Lausanne, Schweiz.

Autoren

Carmen Casado,
Michel Wildi,
Benoit J.D. Ferrari,
Inge Werner

Centre Ecotox/Oekotoxzentrum, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie

Projektbegleitung

Silwan Daouk

VSA, Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute,
Plattform Wasserqualität

Yael Schindler

BAFU, Abteilung Wasser, Sektion Wasserqualität

Expertengruppe

Institut national de la recherche agronomique (INRAE)
FR-69616 Villeurbanne Cedex (Frankreich)

Marc Babut

Institut des dynamiques de la surface terrestre (IDYST),
UNIL, CH-1015 Lausanne

Nathalie Chèvre

Abteilung Oberflächengewässer, Eawag
CH-8600 Dübendorf

Nathalie Dubois

BG Ingenieure und Berater AG
CH-3014 Bern

Stefan Gautschi

Central Environmental Laboratory (CEL), EPFL
CH-1015 Lausanne

Felippe De Alencastro

Abteilung Umweltchemie, Eawag
CH-8600 Dübendorf

Juliane Hollender

F.-A. Forel, Abteilung für Umwelt- und
Wasserwissenschaften, Universität Genf
CH- 1205 Genève

Jean-Luc Loizeau

(ehemals) Abteilung Systemanalyse, Integrierte
Bewertung und Modellierung, Eawag
CH-8600 Dübendorf

Christian Michel

Kanton Zürich, Abteilung Gewässerschutz Sektion
Oberflächengewässerschutz, AWEL
CH-8090 Zürich

Pius Niederhauser

Kanton Basel-Stadt, Amt für Umwelt und Energie
Basel-Stadt
CH-4019 Basel

Steffi Perry

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



BAFU, Sektion Altlasten
CH-3003 Bern

Christoph Reusser

Kanton Bern, Amt für Wasser und Abfall
CH-3014 Bern

Rico Ryser

Soluval Santiago
CH- 2108 Couvet

Serge Santiago

Abteilung Systemanalyse, Integrated Assessment und
Modellierung, Eawag
CH-8600 Dübendorf

Nele Schuwirth

VSA-Plattform für Wasserqualität, EAWAG
CH-8600 Dübendorf

Irene Wittmer

Kanton Sankt-Gallen, Amt für Wasser und Energie
CH-9001 St. Gallen

Jürg Wüthrich

Aktualisierung

Dieser Bericht wurde 2022 aktualisiert, um Änderungen in der Terminologie widerzuspiegeln. Die Abkürzung EQS_{sed} für die Sedimenqualitätskriterien wurde dabei durch SQK ersetzt. Ausserdem wurden weitere geringfügige redaktionelle Änderungen/Korrekturen vorgenommen.

Danksagung

Wir danken Rébecca Beauvais und Régis Vivien vom Oekotoxzentrum und den kantonalen Fachpersonen, die das an den Feldversuchen zur Validierung der Probenahmestrategie mitgewirkt haben: Olivier Frund und Jean Koegler (JU), Rico Ryser und Andreas Giovanoli (BE), Andreas Schachenmann (UR, SZ, OW, NW), Thomas Amiet (BL), Jan Mazacek (BS), Thomas McMullin und Jean-Marie Vuignier (VS), Markus Blum und Thomas Reimann (ZH) sowie Markus Faden und Sergio Rezzonico (SG). Wir danken auch den Mitgliedern der Diskussionsgruppe zur Sedimentqualität, die bei der Initiierung dieses Projekts geholfen haben. Zudem möchten wir uns bei Reto Murali und Simona Weber (beide BAFU) für die Diskussionen über die rechtlichen Grundlagen bedanken.

Kontakt

Diese Studie wurde im Auftrag des Bundesamts für Umwelt durchgeführt und vom Schweizerischen Zentrum für angewandte Ökotoxikologie mitfinanziert. Der Inhalt liegt in der alleinigen Verantwortung des Herausgebers / der beauftragten Stelle.

Zitiervorschlag

Casado, C., Wildi, M., Ferrari, Benoit J.D., Werner, I. 2022. Strategie zur Beurteilung der Sedimentqualität in der Schweiz. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt. Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie, Lausanne.

Titelfoto

Andri Bryner, Eawag



Zusammenfassung

Einleitung: Hier wird eine Strategie zur Überwachung und Qualitätsbewertung von Sedimenten auf der Basis ihres chemischen Zustands vorgestellt. Die Strategie bietet einen robusten Ansatz für die routinemässige Bewertung der Sedimentqualität. Sie umfasst ein Verfahren zur Probenahme und zur Probenvorbehandlung für die chemische Analyse. Zudem enthält die Strategie Sedimentqualitätskriterien (SQK) für relevante Schadstoffe sowie ein Bewertungssystem, welches sich an das Modul-Stufen-Konzept anlehnt.

Studiendesign und Probenahmestrategie: Es wird empfohlen, mehrere Proben zu einer Sammelprobe zusammenzuführen. Diese sollten pro Probenahmestelle an mindestens drei verschiedenen Orten im Abstand von mehreren Metern genommen werden. Bei den meisten Studienzielen und Fließgewässertypen wird empfohlen, für die Analyse die Sedimentfraktion <2mm zu verwenden. Dient die Sedimentüberwachung einer Trendanalyse und ist der Anteil an Feinsedimenten relativ gering, ist die Feinfraktion (< 63 µm) als Matrix für die Analyse angezeigt.

Stoffauswahl: Für die Analyse und Bewertung der Sedimentqualität wird eine Liste von 20 Stoffen vorgeschlagen. Diese Liste umfasst vier Metalle, vier Pestizide, zwei Arzneimittel, ein Bakterizid, ein Fluortensid, ein Phthalat, die Nonylphenole und Octalphenole, eine synthetische Moschussubstanz, eine chlorierte aliphatische Verbindung sowie die Stoffgruppen PCB, PAH und PBDE. Diese Liste eignet sich jedoch nicht für alle Fälle und sollte je nach Art des Wasserkörpers, der vorhandenen Belastungsquellen und der Untersuchungsziele verfeinert werden.

Bewertung der Sedimentqualität: Es wird ein mehrstufiger Ansatz vorgeschlagen. Stufe 1 besteht aus der chemischen Analyse der Stoffe und dem anschliessenden Vergleich der gemessenen Konzentrationen mit Sedimentqualitätskriterien (SQK). Diese Sedimentqualitätskriterien werden aus ökotoxikologischen Wirkdaten abgeleitet und stellen Schwellenwerte dar. Werden diese Werte in Sedimenten überschritten, können schädliche Wirkungen auf die Sedimentlebewesen nicht ausgeschlossen werden. Je nachdem, wie hoch das Verhältnis aus der gemessenen Umweltkonzentration und dem SQK ist, kann die Sedimentqualität in eine von fünf Qualitätsklassen eingeteilt werden. Es wird empfohlen, die SQK als Screening-Instrumente oder Richtwerte einzusetzen. Konzentrationen unterhalb des SQK geben an, welche Chemikalien und Standorte unbedenklich sind. Überschreiten die Werte den SQK in Stufe 1, sollte jedoch nach Möglichkeit eine detailliertere, standortspezifische Risikobewertung (Stufe 2) durchgeführt werden. Die dafür verfügbaren Methoden werden hier ebenfalls kurz diskutiert.

Schlussfolgerung und Perspektive: Die hier vorgeschlagene Strategie ist ein erster Schritt zu einer einheitlichen Bewertung der Sedimentqualität in der Schweiz. Sie baut auf Methoden auf, die bereits auf kantonaler Ebene angewendet werden, damit sich die bestehenden Daten so weit wie möglich weiterverwenden lassen können. Die Liste der für das Sedimentmonitoring vorgeschlagenen Stoffe wurde auf Basis einer vorherigen Priorisierung erstellt. Da es nur wenige Messdaten zur Konzentration der Stoffe in Schweizer Sedimenten gibt, wurden dazu unter



anderem die unterschiedlichen Stoffeigenschaften verwendet. Künftig sollte diese Stoffliste auf Grundlage neuer Daten aus Monitoringkampagnen und aus der Zulassung der Stoffe überprüft und gegebenenfalls aktualisiert werden. Auch die SQK sollten angepasst werden, sobald neue wissenschaftliche Erkenntnisse vorliegen. Zudem sind künftige Studien sinnvoll, welche die Mischungstoxizität berücksichtigen und die Risikobewertung verfeinern.



Inhaltverzeichnis

Zusammenfassung.....	4
Inhaltverzeichnis.....	6
1. Einführung	8
1.1. Hintergrund	8
1.2. Zielsetzung und Anwendungsbereich	9
1.3. Aufbau des Berichts	10
2. Rechtliche Grundlagen.....	11
2.1. Rechtliche Grundlagen in der Schweiz	11
2.2. Internationale Gesetze und Vereinbarungen.....	13
3. Situationsanalyse der Sedimentqualität in der Schweiz	16
3.1. Bewertung der Sedimentqualität: Umsetzung	16
3.2. Situationsanalyse der Sedimentqualität	17
3.2.1. Spurenmetalle	17
3.2.2. Polychlorierte Biphenyle (PCB).....	19
3.2.3. Schlussfolgerungen der Situationsanalyse	22
4. Stoffauswahl.....	23
4.1. Priorisierung von organischen Mikroverunreinigungen	23
4.2. Liste der prioritären Stoffe	24
5. Studiendesign und Probenahmestrategie	26
5.1. Studiendesign	27
5.1.1. Definieren der Studienziele	27
5.1.2. Sammlung und Auswertung der verfügbaren Informationen	27
5.1.3. Stoffauswahl.....	28
5.1.4. Auswahl der Matrix.....	28
5.1.5. Anforderungen an die chemische Analyse	30
5.1.6. Qualitätskontrolle im Feld.....	30
5.2. Probenahmestrategie	32
5.2.1. Standortwahl	32
5.2.2. Replikat- und Mischproben	34
5.2.3. Häufigkeit und Zeitpunkt der Probenahme	35
5.2.4. Probenehmer.....	36
5.2.5. Vor der Feldarbeit zu treffende Massnahmen.....	38
5.3. Probenahme vor Ort	41
5.3.1. Vorbereitung der Probenahme.....	42
5.3.2. Probenahme.....	42
5.3.3. Homogenisierung, Siebung und Abfüllung.....	43
5.3.4. Transport und Lagerung.....	44
5.4. Analyse	46
5.4.1. Probenvorbehandlung	46



5.4.2. Eigenschaften des Sediments.....	47
5.4.3. Metalle	48
5.4.4. Organische Mikroverunreinigungen	50
6. Beurteilung der Sedimentqualität	52
6.1. Stufe 1: Bewertung der Sedimentqualität auf Grundlage des Vergleichs der gemessenen Konzentrationen mit SQK.....	53
6.1.1. Einteilung in Qualitätsklassen	57
6.1.2. Alternative Methoden zur Bewertung der Sedimentqualität auf Basis der Feinfraktion	59
6.1.3. Risikobewertung für Gemische	60
6.2. Stufe 2: Verfeinerung der Risikobeurteilung.....	60
6.2.1. Verfeinerung der Expositionsabschätzung	61
6.2.2. Verfeinerung der Effektbewertung	63
7. Schlussfolgerung und Perspektive	67
Referenzen	69
Glossar	76
Verzeichnisse	79
Abbildungsverzeichnis.....	79
Tabellenverzeichnis.....	80
Anhang 1: Arten von Probenahmedesigns	81
Anhang 2A: Checkliste	84
Anhang 2B: Feldprotokoll	86
Anhang 2C: Felddatenblatt.....	88
Anhang 3: Methode zur Ableitung von SQK	93
Anhang 4: Effektkonzentrationen zur Verfeinerung der vorläufigen SQK.....	97
Anhang 5: Informationen über natürliche Hintergrundkonzentrationen von Metallen in der Schweiz	98



1. Einführung

1.1. Hintergrund

Sedimente dienen als Lebensraum und Laichplatz für viele aquatische Organismen und stellen daher einen Schlüsselbestandteil aquatischer Ökosysteme dar, der wichtige ökologische Funktionen erfüllt und Dienstleistungen liefert (Wall 2004). Sedimente dienen aber auch häufig als Senke für verschiedene Schadstoffe, weshalb sie eine Bedrohung für Wasserorganismen darstellen. Ihrer Bedeutung zum Trotz wurde den Sedimenten bis heute besonders im Zusammenhang mit Mikroverunreinigungen wie Pestizide oder Arzneimittel wenig Aufmerksamkeit geschenkt.

Schadstoffe gelangen über verschiedene Wege in aquatische Systeme. Hauptquellen für die diffuse Verschmutzung von aquatischen Ökosystemen sind Landwirtschaft, städtische Gebiete und Infrastrukturen (Strassen, Eisenbahnen) sowie in geringerem Mass Altlasten. Weitere Quellen sind aquatische Aktivitäten und atmosphärische Deposition (Wittmer et al. 2014). Über das Ausmass der Sedimentverschmutzung durch diffuse Einträge ist noch wenig bekannt. Eine aktuelle Studie an kleinen, stark landwirtschaftlich belasteten Bächen hat jedoch gezeigt, dass die Sedimente an diesen Standorten durch Pestizide belastet sind (Casado-Martinez et al. 2019). Punktquellen wie Kläranlagen und Mischwasserüberläufe wirken sich in der Schweiz ebenfalls negativ auf die Sedimentqualität aus (Benejam 2016, Loizeau et al. 2017). Darüber hinaus können Sedimente auch mit Chemikalien belastete Plastikabfälle enthalten, die ökotoxikologische Effekte auslösen können (Faure et al. 2015, Li et al. 2018). Die Belastung durch persistente organische Schadstoffe bleibt auch Jahrzehnte, nachdem die Stoffe freigesetzt wurden, bestehen. Beispiele für persistente Schadstoffe sind PCB und Quecksilber, die häufig aus Altlasten oder atmosphärischer Deposition in die Gewässer gelangen (Schmid et al. 2010, Ritscher 2018).

Die Schadstoffe finden sich - abhängig von ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften und den Umweltbedingungen - entweder in der Wassersäule gelöst oder an Sedimentpartikel sorbiert (Abbildung 1). Die Bindung chemischer Schadstoffe an Sedimente ist ein komplexer Prozess, der sowohl aus Absorption (physikalischer Einschluss in ein Sedimentpartikel) als auch aus Adsorption (Anreicherung an der Oberfläche der Sedimente) resultiert. Die wichtigsten Schadstofffänger sind aufgrund ihrer Eigenschaften (grosse spezifische Oberfläche, hohe Ionenaustauschkapazität) feine und mittelgrosse Partikel ($< 63 \mu\text{m}$) (Salomons und Brils 2004). An den Sedimenten können auch Abbauprozesse stattfinden, welche die Konzentration der Schadstoffe zwar verringern, doch je nach Stoff zum Auftreten von ebenfalls toxischen Transformationsprodukten führen.

Aquatische Organismen können sedimentgebundenen Chemikalien oder deren Transformationsprodukten entweder durch direkten Kontakt oder durch die Aufnahme von Sedimenten und/oder kontaminierten Beutetieren (Bioakkumulation und Biomagnifikation)

ausgesetzt sein. Wie in Abbildung 1 ersichtlich ist, finden gleichzeitig verschiedenste Prozesse statt. Daher sind der Verbleib und die Auswirkungen von Chemikalien in Sedimenten schwierig zu beurteilen.

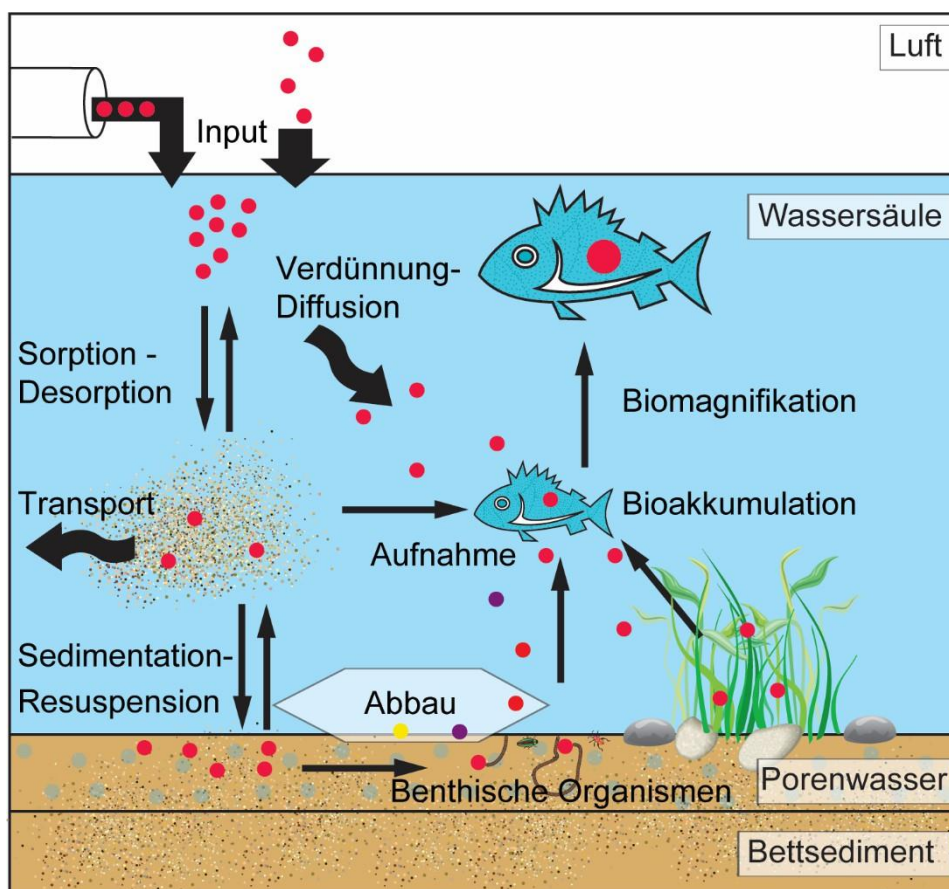


Abbildung 1: Konzeptionelles Modell der Kontaminationsdynamik im Sediment und in der Nahrungskette.

1.2. Zielsetzung und Anwendungsbereich

In diesem Bericht wird eine Strategie zur Beurteilung der Sedimentqualität für die Schweiz auf Grundlage des chemischen Sedimentzustands vorgestellt. Die hier vorgeschlagene Strategie ist ein erster Schritt zu einer einheitlichen Bewertung der Sedimentqualität in der Schweiz. Das präsentierte Konzept ist keine Vollzugshilfe des Bundesamts für Umwelt (BAFU), sondern ein Leitfaden, der den kantonalen Behörden und anderen Anwendern dabei helfen soll, Standorte und Stoffe zu screenen und zu priorisieren sowie Trends in der Sedimentbelastung zu erkennen. Bei anderen Zielsetzungen – zum Beispiel die Frage, ob belastete Sedimente saniert werden müssen oder nicht – kann das hier vorgestellte Konzept als Ausgangspunkt dienen, um weitere Untersuchungen anzustossen. Für diesen Fall enthält der Bericht Empfehlungen für eine detailliertere Risikobewertung der Sedimente.

Die vorgeschlagene Methode zur Beurteilung der Sedimentqualität enthält Verfahren zur Probenahme und zur Probenvorbehandlung für die chemische Analyse. Darüber hinaus umfasst



sie Sedimentqualitätskriterien (SQK) für relevante Schadstoffe und ein Beurteilungssystem für die Sedimentqualität, das mit dem Modul-Stufen-Konzept (MSK) kompatibel ist. Es wird empfohlen, die SQK als Screening-Instrumente oder Richtwerte einzusetzen. In den meisten Fällen, bei denen die SQK überschritten werden, sind weitere Untersuchungen angezeigt, um die Risikobewertung zu verfeinern oder das potentielle Risiko zu verifizieren, das von überschrittenen Qualitätskriterien ausgeht.

Der vorliegende Bericht wurde in Zusammenarbeit mit Fachleuten von Kantons- und Bundesbehörden, Forschungsinstituten und der Privatwirtschaft erarbeitet. Er richtet sich an Behörden, die für die Umweltüberwachung verantwortlich sind sowie an andere professionelle Partner in diesem Bereich.

1.3. Aufbau des Berichts

Der Bericht ist wie folgt gegliedert:

- **Kapitel 2** enthält die **rechtlichen Grundlagen in der Schweiz** und andere internationale Grundlagen und Vereinbarungen.
- **Kapitel 3** enthält eine **Situationsanalyse** der Sedimentqualität in der Schweiz.
- **Kapitel 4** enthält eine **Liste von Stoffen, die für die Sedimentüberwachung in der Schweiz aktuell vorgeschlagen** werden.
- **Kapitel 5** präsentiert Empfehlungen für das **Studiendesign**, einschliesslich dem Definieren von Forschungsfragen und Studienzielen. Ausserdem wird ein Überblick über die verfügbaren Analysemethoden für die Stoffe gegeben, die für die Sedimentüberwachung vorgeschlagenen werden.
- **Kapitel 6** enthält Empfehlungen für die **Beurteilung** der Sedimente, einschliesslich einem Bewertungssystem für die Sedimentqualität und einem mehrstufigen Ansatz mit Empfehlungen für eine detaillierte Risikobewertung für Sedimente.
- **Kapitel 7** enthält Schlussfolgerungen und Perspektiven.



2. Rechtliche Grundlagen

2.1. Rechtliche Grundlagen in der Schweiz

Gewässerschutzgesetz und Gewässerschutzverordnung

Das Gewässerschutzgesetz vom 24. Januar 1991 (GSchG¹, SR 814.20) bezweckt den Schutz der Gewässer vor nachteiligen Einwirkungen (Art. 1 GSchG). Die oberirdischen Gewässer umfassen das Wasserbett mit Sohle und Böschung (Art. 4 Bst. a GSchG). Es ist untersagt, Stoffe, die Wasser verunreinigen können, mittelbar oder unmittelbar in ein Gewässer einzubringen oder sie versickern zu lassen (Art. 6 Abs. 1 GSchG).

Die Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GSchV², SR 814.201) definiert ökologische Ziele für oberirdische Gewässer (Anh. 1 Ziff. 1 Abs. 3 Bst. b und c GSchV). Demnach soll die Wasserqualität so beschaffen sein, dass Schwebstoffe und Sedimente keine künstliche, langlebige Stoffe enthalten und dass Stoffe, die Gewässer verunreinigen können und die durch menschliche Tätigkeit ins Wasser gelangen können, sich nicht in Pflanzen, Tieren, Mikroorganismen, Schwebstoffen oder Sedimenten anreichern.

Zudem dürfen Stoffe, die durch menschliche Tätigkeiten ins Gewässer gelangen, die Fortpflanzung, Entwicklung und Gesundheit empfindlicher Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen nicht beeinträchtigen (Anh. 2 Ziff. 11 Abs. 2 Bst. f GSchV).

Auf der Grundlage von Artikel 6 Abs. 1 GSchG kann die Behörde **Emittenten von Stoffen zu Massnahmen verpflichten**, um zu verhindern, dass Stoffe in die Gewässer gelangen, die sich in den Sedimenten anreichern, insbesondere wenn diese Stoffe Gewässer verunreinigen oder Gewässerorganismen beeinträchtigen können³.

Wenn Anforderungen an die Wasserqualität nach Anhang 2 GSchV nicht erfüllt sind, weil die Sedimente belastet sind, löst dies **Sanierungsmassnahme** am Gewässer nach Artikel 47 GSchV aus. Ebenso verhält es sich, wenn wegen der Sedimentbelastung eine besondere Nutzung des Gewässers nicht mehr gewährleistet ist (z.B. Trinkwassernutzung, Fischerei, Erholung, Naturschutzgebiet usw.). Ebenfalls können Sanierungsmassnahmen erforderlich sein, wenn wegen der Sedimentbelastung Tiere geschädigt werden, z.B. aufgrund des Verzehrs von Fischen, in welchen sich Stoffe aus den Sedimenten anreichern (Anh. 2 Ziff. 11 Abs. 2 Bst. f GSchV). Hingegen löst die blosser Überschreitung der in diesem Projekt entwickelten Sedimentqualitätskriterien noch keine Sanierungsmassnahmen nach Art. 47 der GSchV aus.

Das Modul-Stufen-Konzept (MSK) und der Stellenwert der vorliegenden Strategie

Im Rahmen des MSK werden standardisierte Methoden zur Untersuchung und Bewertung des Fließgewässerzustands in der Schweiz entwickelt. Mit den Methoden werden strukturelle und

¹ [Gewässerschutzgesetz \(GSchG\)](#).

² [Gewässerschutzverordnung \(GSchV\)](#).

³ siehe Bundesgerichtsentscheid 1C_43/2007 vom 9. April 2008, E. 2.4



hydrologische, biologische, chemische und ökotoxikologische Aspekte der Gewässerqualität in verschiedenen Stufen mit einer unterschiedlichen Bearbeitungsintensität erfasst (Liechti et al. 1998). Die Bewertung erfolgt anhand von fünf Qualitätskategorien (<http://www.modul-stufen-konzept.ch>). Das für den vorliegenden Bericht entwickelte Konzept soll eine einheitliche und fachgerechte Sedimentüberwachung durch die kantonalen Behörden unterstützen. Die entwickelten Qualitätskriterien (SQK) sind zwar keine numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2 der GSchV, stellen aber Werte dar, die den aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand über die Wirkung von Stoffen auf Wasserorganismen wiedergeben.

Weitere gesetzliche Bestimmungen und Richtlinien

- Die **Altlasten-Verordnung** (AltIV⁴, SR-814.680, 1998) definiert unter anderem, wann ein Standort als «belasteter Standort» und wann zusätzlich als «Altlast» gilt. Neben dem Boden und der Luft werden auch das Oberflächen- und das Grundwasser als Schutzgüter behandelt. Im Anhang 1 sind Konzentrationsgrenzwerte für Stoffe im Wasser bzw. für das Eluat des belasteten Standorts angegeben, die nicht überschritten werden dürfen. Die Vollzugshilfe «Belastete Standorte und Oberflächengewässer» befasst sich mit den wesentlichen Fragen, die sich im Zusammenhang von belasteten Standorten und Oberflächengewässern stellen (BAFU, 2020).
- Die **Verordnung über Belastungen des Bodens** (VBBo⁵, SR-814.12, 1998) gibt in den Anhängen 1 und 2 Richt-, Prüf- und Sanierungswerte für anorganische oder organische Stoffe in Böden an. Diese Kriterien beruhen weitgehend auf humantoxikologischen Daten und sind für Sedimente nur beschränkt geeignet.
- Die **Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen** (Abfallverordnung⁶, VVEA, SR-814.600, 2015) legt im Anhang 3 Anforderungen an Aushub- und Ausbruchsmaterial fest. Werden diese Grenzwerte nicht überschritten, kann das Material für Wiederauffüllung von Materialentnahmestellen oder bewilligte Terrainveränderungen eingesetzt werden. Als Aushubmaterial gelten auch die im Wasserbau entstehenden Sedimente (beispielsweise bei der Aufwertung von Fliessgewässern, beim Ausbaggern von Rückhaltebecken oder beim Entleeren von Hochwasserschutzbauten). Dementsprechend muss dieser Aushub bzw. dieses Sediment nach den Grundsätzen von Art. 19 der VVEA verwertet werden.
- Die Vollzugshilfe **Unverschmutztes Aushub- und Ausbruchmaterial: Schüttung in Seen im Rahmen des GSchG** befasst sich mit der Frage, wann Aushubmaterial in einem

⁴ [Altlasten-Verordnung \(AltIV\)](#).

⁵ [Verordnung über Belastungen des Bodens \(VBBo\)](#).

⁶ [Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen \(Abfallverordnung\)](#).



See abgelagert werden darf und welche Faktoren dabei zu berücksichtigen sind (Wüest et al. 1999).

- Die **VSA⁷-Richtlinie Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter (2019)** zeigt auf, wie Gewässerverschmutzungen durch Misch- und Regenabwasserentlastungen beurteilt werden können. Dabei wird auch die Sedimentbelastung durch Schadstoffe rechnerisch ermittelt. Basierend auf den erhaltenen Ergebnissen können Sedimentanalyse, wie in diesem Bericht vorgeschlagen, durchgeführt werden, um die Ergebnisse zu validieren und geeignete Massnahmen im Kanalnetz zu entwickeln.

2.2. Internationale Gesetze und Vereinbarungen

Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) hat den «guten ökologischen Zustand der Fliessgewässer» in Europa (EC 2000) zum Ziel. In der Richtlinie wird gemahnt, die komplexe Belastung der Sedimente nicht zu übersehen oder zu ignorieren, da der ökologische Gewässerzustand von der Sedimentqualität abhängt. Im Rahmen der WRRL werden Sedimente und Biota hauptsächlich chemisch überwacht, um die langfristigen Auswirkungen menschlicher Aktivitäten zu bewerten. Ausserdem soll sichergestellt werden, dass die Belastung nicht auf ein Niveau ansteigt, das eine Bedrohung für die Umwelt und die menschliche Gesundheit darstellt (EC 2010). Bei der Trendüberwachung werden Sedimentproben gegenüber Wasserproben bevorzugt, da sich die Sedimentzusammensetzung nicht so schnell verändert wie die Wassersäule. Mit Hilfe der Sedimentuntersuchungen können zuverlässige Langzeitvergleiche durchgeführt werden. Während für die Überwachung einiger Metalle und hydrophober Verbindungen in marinen und lentischen Wasserkörpern abgelagerte Sedimente als Matrix empfohlen werden (Maggi et al. 2012), werden in lotischen und dynamischen Wasserkörpern immer noch Schwebstoffe bevorzugt (EC 2010). Die Überwachung der Sedimente ist ebenfalls wichtig, um ihre Effekte auf die Umweltqualität zu bewerten und den Verbleib und das Verhalten von Schadstoffen zu untersuchen.

Gemäss WRRL werden die gemessenen Umweltkonzentrationen mit Umweltqualitätsnormen (environmental quality standards, EQS) verglichen. EQS sind definiert als «die Konzentration eines Schadstoffs oder einer Gruppe von Schadstoffen in Wasser, Sediment oder Biota, die nicht überschritten werden sollte, um die menschliche Gesundheit und die Umwelt zu schützen» (EC 2010). Diese Normen werden für prioritäre Stoffe nach einer gemeinsamen Umsetzungsstrategie der EU-Länder entwickelt (EC 2011). Die Methode zur Ableitung der EQS variiert je nach Schutzziel (menschliche Gesundheit, Biota, benthische Wirbellose, pelagische Organismen; EC 2011).

Die Überwachung von Sedimenten und/oder Biota zusätzlich zur Wassermatrix vervollständigt die Zustandsaufnahme eines Wasserkörpers. Die WRRL sieht vor, dass «die *Mitgliedstaaten* die

⁷ Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute



Möglichkeit haben sollten, EQS (für die bestehenden 33 prioritären Stoffe + 8 spezifische andere Schadstoffe) für Sedimente und/oder Biota auf nationaler Ebene festzulegen und diese EQS anstelle der in der Richtlinie festgelegten Wasser-EQS anzuwenden» (EG 2008), sofern diese EQS für Sedimente/Biota ein Schutzniveau gewährleisten, das den auf EU-Ebene festgelegten Wasser-EQS gleichwertig ist. Entscheiden sich die Mitgliedstaaten für die Anwendung von EQS für diese alternativen Matrices, so müssen die Konzentrationen für Quecksilber, Hexachlorbenzol und Hexachlorbutadien mindestens einmal jährlich überwacht werden. Für die anderen prioritären Stoffe gilt eine Überwachungshäufigkeit, die genügend Daten für eine zuverlässige langfristige Trendanalyse liefert (EC 2008, Art. 3).

Im Jahr 2010 wurde ein Technischer Leitfaden (TGD Nr. 25) veröffentlicht, der zur Harmonisierung von Umsetzungsstrategien für die chemische Überwachung von Sedimenten und Biota dient (EC 2010). Er enthält Empfehlungen für die Matrixauswahl bei der Überwachung chemischer Schadstoffe in Wasserkörpern, allgemeine Anforderungen wie Überlegungen zu Statistik, Datenanalyse und Qualitätssicherung/Qualitätskontrolle sowie Empfehlungen für die Erstellung geeigneter Überwachungsprogramme (z. B. Auswahl der Probenahmestellen, Probenanzahl, Häufigkeit). Zusätzlich zu den chemischen Messungen werden auch andere Methoden empfohlen, wenn die EQS überschritten werden, wie z. B. die Untersuchung von Lebensgemeinschaften, Biotests und/oder die Untersuchung der Bioverfügbarkeit. Diese Vorgehensweisen sind allerdings mit einem hohen Mass an Unsicherheit behaftet. Die Empfehlungen im Leitfaden stimmen weitgehend mit den Empfehlungen zur Bewertung der Sedimentqualität in Nordamerika und an anderen Orten überein (Wenning et al. 2005), und auch mit den Empfehlungen in diesem Bericht.

Mehrere europäische Länder haben Sedimentqualitätskriterien festgelegt. Trotzdem sind EQS für Sedimente im Vergleich zu EQS für Oberflächengewässer und Biota selten. Einige Länder haben sich darauf geeinigt, Programme für die chemische Überwachung der Sedimente von grenzüberschreitenden Wasserkörpern hauptsächlich im Rahmen internationaler Kommissionen zu koordinieren. So zum Beispiel im Fall des Rheins (IKSR 2015).

Sediment-Managementplan der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)

Das Übereinkommen zum Schutz des Rheins dient als Grundlage für die Arbeit der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR). Die IKSR hat 2009 einen Sedimentmanagementplan aufgestellt (IKSR 2009). Die Hauptziele des Managementplans sind ausgeglichene Sedimentprozesse und eine nachhaltig gute Sedimentqualität. So sollen die Ziele des Gewässer- und Bodenschutzes erreicht und eine schadlose Entsorgung von Baggergut ermöglicht werden.

Die Umsetzung des Sedimentmanagementplans der IKSR sieht eine Bestandsaufnahme vor mit Informationen über relevante Mengen und Sedimentbelastungen im Rheineinzugsgebiet sowie einer Bewertung und Klassifizierung der Sedimente zur Identifizierung von Hot Spots. Der



Managementplan enthält auch Vorschläge für Massnahmen, und er setzt Prioritäten für das risikoorientierte Management von Sedimenten und Baggergut. Zudem schlägt er effektive Strategien für die Überwachung belasteter Sedimente sowie deren mögliche Remobilisierung vor. Der Sedimentmanagementplan der IKSР wird durch chemische Analysen im Rahmen des Rheinüberwachungsprogramms unterstützt. Unter anderem werden bestimmte Stoffe in Schwebstoffen analysiert (IKSR 2015). Weitere Bestandteile des Rheinüberwachungsprogramms sind ein Vergleich mit den Bewertungskriterien, die Überwachung akuter Belastungen, das Anlegen einer Datenbasis zur Bewertung neuer Probleme und die Priorisierung neu auftretender Schadstoffe für die Festlegung von Überwachungs- und Analysestrategien.

Die im Sedimentmanagementplan der IKSР identifizierten Massnahmen zur Verbesserung der Sedimentqualität werden bereits vielerorts realisiert, aber nicht überall (IKSR 2020). Das Programm «Rhein 2040» fordert, dass die im Managementplan identifizierten Massnahmen bis 2025 umgesetzt werden. Zudem wird empfohlen, Umsetzungsprobleme transparent zu kommunizieren und eine Aktualisierung des Sedimentmanagementplans zu prüfen. Dies in enger Abstimmung mit den geplanten Arbeiten zur Verbesserung des Sedimenthaushalts im Rhein (IKSR 2020).

Im Rahmen der Ziele 2015-2020 empfiehlt die IKSР, in bestimmten Fällen zur Überwachung einiger (organischer) unpolarer Schadstoffe Schwebstoffe an Stelle von Wasserproben zu analysieren. Insbesondere dann, wenn die Konzentrationen in der Wasserphase unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Aber auch wenn die Wasserqualitätskriterien zu niedrig sind oder wenn Trends und Stoffflüsse unpolarer und/oder bioakkumulierbarer Substanzen⁸ überwacht werden sollen. Um weiterhin den Referenzzielen aus dem IKSР-SMP 2009 (IKSR 2009) zu genügen, werden zur Analyse eher Schwebstoffe als Sedimente eingesetzt. Für den Rhein gelten jedoch die regulatorischen Anforderungen aus der WRRL. Daher werden die in Schwebstoffen gemessenen Konzentrationen entsprechend der Schwebstoffmenge am Tag der Probenahme in Gesamtkonzentrationen im Wasser umgerechnet.

⁸ PAK, PCB, DEHP, Tributylzinn und seine Verbindungen oder die Isomere von Hexachlorcyclohexan.



3. Situationsanalyse der Sedimentqualität in der Schweiz

Dieses Kapitel gibt einen Überblick darüber, wie die Sedimentqualität in der Schweiz überwacht wurde und in welchem Zustand sich die Sedimente befinden. Der Überblick basiert auf mehreren Studien aus den Jahren 2012 bis 2015. Die vollständige Situationsanalyse ist in den entsprechenden Berichten zu finden (Wildi et al. 2018 und Casado-Martinez et al. 2016).

3.1. Bewertung der Sedimentqualität: Umsetzung

Gemäss den 2015 zusammengetragenen Informationen beproben 14 von 26 Kantonen mehr oder weniger regelmässig Sedimente und analysieren sie zur Beurteilung ihrer chemischen Qualität (Wildi et al. 2018). Die eine Hälfte dieser Kantone untersuchte dabei Fließgewässer (Flüsse/Bäche), die andere beprobte sowohl Fließgewässer als auch Seen (Abbildung 2).

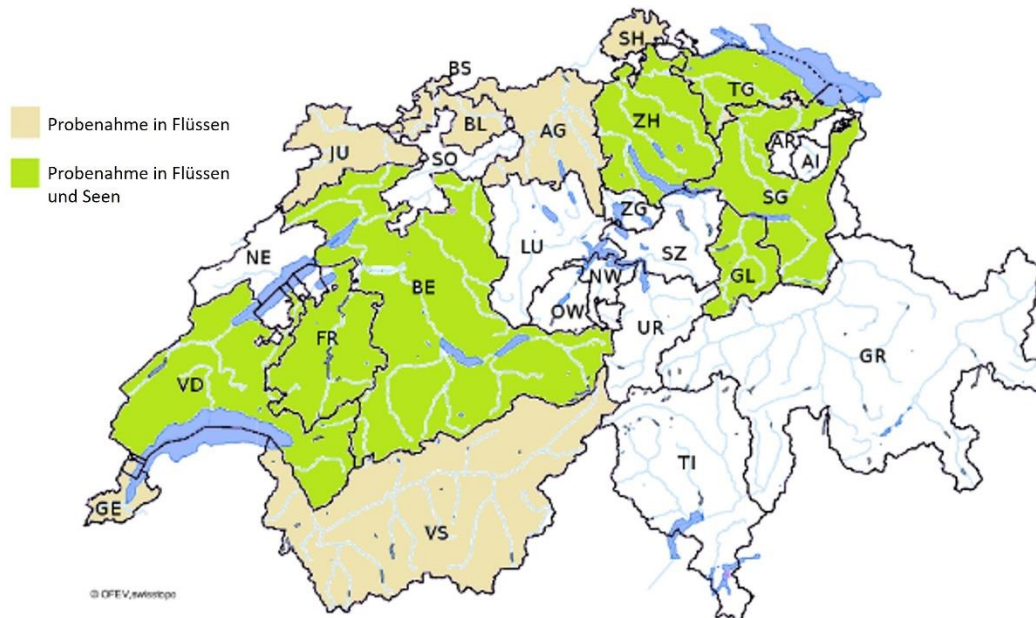


Abbildung 2: Diese Schweizer Kantone überwachen die Sedimentqualität.

Insgesamt beurteilen die Kantone Sedimente hauptsächlich, um Punktquellen oder unfallbedingte Belastungen zu überwachen und um die Beurteilung der Wasserqualität zu ergänzen. Vier Kantone haben bereits ein Sedimentüberwachungsnetz eingerichtet. Die anderen Kantone wählen ihre Probenahmestellen mit Blick auf bereits bekannte Umweltprobleme aus.

Insgesamt fehlt eine Harmonisierung zwischen den kantonalen Methoden der Probenahme, der Probenanalyse sowie der Bewertung der Sedimentqualität. Dies führt zu einer grossen Heterogenität in Bezug auf die untersuchte Sedimentfraktion und die für die Spurenmetallanalyse berücksichtigte Extraktionstechnik (Casado-Martinez et al. 2016). Nur die Kantone Bern, Basel-Landschaft und Jura haben ihre Sedimentüberwachungsmethoden bereits harmonisiert und



verfügen seit 2006 über ein gemeinsames standardisiertes Protokoll für die Sedimentprobenahme.

Die meisten Kantone untersuchen hauptsächlich Spurenmetalle und in geringerem Mass PAK und PCB, obwohl einige Kantone auch andere Stoffgruppen wie Pestizide und PBDE berücksichtigen. Andere Verbindungen, welche die Kantone für die Sedimentüberwachung als wichtig erachten, sind Pestizide (Pyrethroide), zinnorganische Verbindungen und Tenside, doch diese werden nur an bestimmten Standorten zur Beantwortung spezifischer Fragen untersucht.

Zur Überwachung von Metallen in Sedimenten wird meist eine Mischprobe entnommen, direkt im Feld nass auf 63 µm gesiebt und mit *Königswasser* (HNO₃ + HCl) extrahiert. Ergänzende Analysen, die für die Interpretation der Daten notwendig sind (z. B. der Gehalt an organischem Kohlenstoff und die Korngrößenverteilung), werden häufig nicht durchgeführt. Das kann Probleme für die Normalisierung der chemischen Konzentrationen sowie für die Risikobewertung mit sich bringen.

3.2. Situationsanalyse der Sedimentqualität

3.2.1. Spurenmetalle

Nach einer Situationsanalyse aus dem Jahr 2012 erstrecken sich die Metallkonzentrationen in Schweizer Sedimenten für Hg über eine Größenordnung, für Cd, Cr, Ni und Zn über zwei Größenordnungen und für Cu und Pb über drei Größenordnungen (Tabelle 1). Die meisten Daten bezogen sich auf die Feinsedimentfraktion (Korngrößenfraktion < 63 µm), in viel geringerem Mass auf das Gesamtsediment (Sedimentfraktion < 2 mm). Für 6 % der Daten war die Korngrösse unbekannt. Fast die Hälfte der Daten wurden nach einer Mikrowellenextraktion mit einer Mischung aus HCl und HNO₃ oder Königswasser gewonnen. Für die restlichen Daten wurde die verwendete Extraktionsmethode nicht angegeben. Am häufigsten wurde hier jedoch eine Mikrowellenextraktion mit H₂O₂ und HNO₃ verwendet, die zu ähnlichen Resultaten wie die Extraktion mit Königswasser führt (siehe Kasten 3, Seite 50).

Vergleicht man die gemessenen Metallkonzentrationen mit bestehenden Qualitätsrichtlinien für Sedimente (PEC: Wahrscheinliche Effektkonzentration / probable effect concentration, TEC: Schwellenwert / threshold effect concentration, MacDonald et al. 2000; Kasten 1), zeigt sich, dass Nickel und Zink ihren PEC am häufigsten überschritten. Des Weiteren ergab sich folgende Reihenfolge: Ni > Zn > Pb ~ Cu > Hg ~ Cr > Cd. Die weniger besorgniserregenden Einträge unterhalb des TEC verminderten sich folgendermassen: Cd > Hg > Pb > Zn ~ Cr ~ Cu > Ni. Allerdings werden diese Anteile überschätzt, da ökotoxikologisch basierte Sedimentqualitätsrichtlinien für das Gesamtsediment (Korngrösse < 2 mm) bestimmt werden, während sich die meisten Daten auf Feinsediment beziehen, das tendenziell höhere Schadstoffkonzentrationen enthält. Ergänzende Daten (z.B. Korngrößenverteilung) zur Normalisierung der gemessenen Konzentrationen, die einen Vergleich zwischen diesen beiden Fraktionen ermöglichen würden, sind leider nicht verfügbar. Die räumliche Abdeckung der



verfügbaren Daten war lückenhaft und wies eine scheinbar zufällige Verteilung von Standorten mit bedenklichen Konzentrationen auf, die den jeweiligen PEC-Wert überschritten. Dies deutet darauf hin, dass diese Standorte eher Hot Spots anthropogener Quellen entsprechen als hohen natürlichen Hintergrundkonzentrationen, die auf regionalen geochemischen Eigenschaften beruhen. Ein hohes Verhältnis zwischen den 90 %- und 10 %-Perzentilen der Messkonzentrationen deutet auf eine menschliche Belastung hin (Hot Spots). Bei Hg und Pb waren die Verhältnisse am höchsten, während Cr und Ni deutlich niedrigere Werte aufwiesen. Im Kanton Genf wurden häufig problematische Ni-Konzentrationen (Konzentrationen oberhalb der PEC) gemessen. Obwohl es wegen der unterschiedlichen Studienziele möglich ist, dass in Genf die Ni-belasteten Standorten überrepräsentiert werden, wurden dort gemäss dem «Réseau d'observation des sols Genevois» auch die Richtwerte im Boden häufig überschritten (Lamy et al. 2014). Es ist also möglich, dass der natürliche Ni-Hintergrund zu den Gesamt-Ni-Konzentrationen in Genf und anderen Kantonen beiträgt.

Tabelle 1: Deskriptive Statistik der Metallkonzentrationen in Sedimenten der Schweiz (1990-2011). Die meisten Daten beziehen sich auf die Feinsedimentfraktion (Korngrössenfraktion < 63 µm), in kleiner Teil der Daten auf das Gesamtsediment (Sedimentfraktion < 2 mm). Die TEC- und PEC-Referenzwerte wurden mit dem Gesamtsediment (Fraktion < 2 mm) berechnet (siehe Kasten 1 für weitere Erläuterungen). Alle Daten sind in mg/kg Trockengewicht angegeben. MEC: gemessene Konzentration; LOD: Nachweisgrenze der Methode. Aus: Casado-Martinez et al. 2016.

	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Anzahl Proben	488	607	607	593	498	559	592
% Proben MEC < LOD	0	0	0	0	13	5	0
Mittelwert	55.3	41.4	60.3	209	0.55	0.25	55.8
Standardabweichung	26.7	31.1	70.0	251	2.25	0.68	81.7
Variationskoeffizient	0.48	0.75	1.16	1.20	4.09	2.72	1.43
Minimum	7.40	5.00	1.30	13.3	LOD	LOD	4.64
10. Perzentil	31.5	20.5	18.9	68.9	0.15	0.04	14.4
Median	49.5	34.2	42.0	148	0.38	0.12	36.0
90. Perzentil	86.0	63.4	113	378	0.78	0.41	103
Maximum	247	303	1068	3658	50.0	7.80	1287
Normalverteilung ^(a)	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein
90. Perzentil / 10. Perzentil	2.73	3.09	5.98	5.49	5.20	10.3	7.15
Schwelleneffektkonzentration (TEC)	43.4	22.7	31.6	121	0.99	0.18	35.8
Wahrscheinliche Effektkonzentration (PEC)	111	48.6	149	459	4.98	1.06	128
% Proben MEC < TEC	35	15	33	38	95	71	51
% Proben TEC < MEC < PEC	62	66	61	55	5	26	43
% Proben MEC > PEC	3	20	6	7	1	3	6

^(a) Shapiro-Test, p<0.001.



3.2.2. Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Eine Übersicht zu PCB in Schweizer Gewässern (Schmid et al. 2010; Zennegg et al. 2016a; AWEL 2018; Loizeau et al. 2017) zeigte, dass die PCB-Konzentrationen in den Sedimenten je nach PCB-Kongener um bis zu vier Grössenordnungen variierten (Tabelle 2). Mehr als die Hälfte der Einträge für die Summe der Indikator-Kongener (6 i-PCB) wies Konzentrationen oberhalb des Medians für alpine Seen im Tessin auf (3,54 µg/kg TS, n=14), der als Referenzkonzentration für unberührte Standorte gilt (Schmid et al. 2010). Bis zu 66 % lagen unter 10 µg/kg TS, was als Schwellenkonzentration für leicht belastete Sedimente definiert wurde (Zennegg et al. 2016b). Weitere 10 % der Einträge wiesen Konzentrationen auf, die über den typischen Konzentrationen an Standorten lagen, die von diffusen Quellen betroffen sind (20 µg/kg TS, Zennegg et al. 2016b).

Einzelne PCB-Kongener werden an etwa der Hälfte der Standorte in Konzentrationen gemessen, die über der Konzentration in alpinen Seen und über den Toxizitätsschwellenwerten für Auswirkungen auf benthische Wirbellose liegen (Kasten 1; de Deckere et al. 2011). Die Streuung der Daten deutet an einigen Standorten auf eine relativ hohe Konzentration aller Kongener im Vergleich zu den Durchschnittswerten hin. Die Birs (Standort Choindez), der Genfersee (an der Vidy-Bucht), die Limmat (Standort Enneturgi), die Glatt und kleine Flüsse im Kanton Zürich (14 Standorte) weisen PCB-Konzentrationen auf, die ungefähr zehnmal höher als der Medianwert für alpine Seen liegen.



Tabelle 2: Deskriptive Statistik der PCB-Konzentrationen in Sedimenten der Schweiz. Die meisten Daten beziehen sich auf die Feinsedimentfraktion (Korngrössenfraktion < 63 µm). Die Referenzwerte Konsens 1 und Konsens 2 wurden mit dem Gesamtsediment berechnet (Fraktion < 2 mm) (siehe Kasten 1). Die Daten werden für das in der Schweiz am häufigsten quantifizierte Indikator-PCB (6 i-PCB und 7 i-PCB) und die beiden als Einzelindikatoren verwendeten Kongenere (PCB 153 und PCB 118) angegeben. Alle Konzentrationen sind in µg/kg Trockensubstanz. MEC: gemessene Konzentration; LOD: Nachweisgrenze der Methode.

	PCB 118	PCB 153	6 i-PCB	7 i-PCB
Anzahl der Messungen	327	405	405	327
% Proben MEC < LOD	38	13	12	42
Mittelwert	1.96	3.26	9.50	14.5
Standardabweichung	5.37	7.15	17.7	25.6
Variationskoeffizient	2.74	2.19	1.87	1.77
Minimum	0.07	0.03	0.15	0.29
10. Perzentil	0.26	0.29	1.17	1.45
Median	1.00	1.92	5.53	7.85
90. Perzentil	3.42	6.00	19.7	29.1
Maximum	72.7	118	273	287
Normalverteilung ^(a)	Nein	Nein	Nein	Nein
90. Perzentil / 10. Perzentil	13	21	17	20
Konsens 1	0.43	1.5	-	-
Konsens 2	6.9	9.7	-	-
% Proben MEC < Konsens 1	49	47	-	-
% Proben Konsens 1 < MEC < Konsens 2	49	48	-	-
% Proben MEC > Konsens 2	2.1	4.9	-	-
% Proben MEC > Median der Alpengseen	44	67	58	41

^(a) Shapiro-Test, p<0.001.



KASTEN 1: Derzeit verfügbare Sedimentqualitätsrichtlinien

Art der Richtlinie	Berücksichtigte Substanzen	Art des Sediments	Schutzziel	Kontext	Datenart für die Ableitung ^(a)				Sicherheitsfaktor zur Berücksichtigung von Unsicherheit	Literatur
					Ökotoxikologie	Ökologie	Gleichgewichtsverteilung	Andere		
Schwelleneffektkonzentration (TEC), Wahrscheinliche Effektkonzentration (PEC) ^(b)	ΣPCB, einzelne und ΣPAH, Metalle, chlororganische Pestizide	Trockensubstanz Sediment (≤2 mm, 1% OC)	Schutz von benthischen Organismen	Bewertung der Sedimentqualität in den USA, Mittelwert der bestehenden Sedimentqualitätsrichtlinien	✓	✓	✓	✓		MacDonald et al. (2000)
Consensus 1 (Effektschwelle), Consensus 2 (wahrscheinlicher Effekt) ^(b)	Einzelne und Σ ₁₀ PCB, einzelne und Σ _{6-Borneff} PAH, Metalle, DDD, DDE, HCB, extrahierbare Organohalogene, unpolare Kohlenwasserstoffe	Trockensubstanz Sediment (≤2 mm, 5% OC)	Schutz von benthischen Organismen	Bewertung der Sedimentqualität in Flandern, Mittelwert der ökotoxikologischen und ökologischen Schwellenwerte aus flämischer Datenbank	✓	✓				de Deckere et al. (2011)
Environmental Quality Standard for sediments (EQS _{sed}) ^(c)	Prioritäre Substanzen und andere Substanzen abhängig vom Land/Flussgebiet	Trockensubstanz Sediment (≤2 mm, meistens 5% OC)	Schutz von benthischen Organismen	EU Wasserrahmenrichtlinie	✓	✓	(✓)	(✓)	✓	EC (2018)
Zielwert (TV), IKSR ^(d)	7 i-PCB, PCB 153, Benzo(a)pyrene, Metalle, Hexachlorbenzol	Benutzt für Schwebstoffe und Feinsediment	Schutz von benthischen Organismen / Ökosystem	Meistens zeitliche und räumliche Trendanalyse	(✓)	(✓)	(✓)	(✓)	(✓)	ICPR (2009)
Qualitätsstandard für den Schutz der menschlichen Gesundheit vor dem Verzehr von Fisch (QS _{hum.cons.}) ^(e)	6 i-PCB, Hg, 6 i- PBDE, PFOS und Hexabromcyclododecan	Trockensubstanz Sediment (≤2 mm)	Menschliche Gesundheit	Expertenbericht, nicht als verbindlicher EQS durchgesetzt				✓		Babut et al. (2018)
Interim Sediment-Qualitätsrichtlinien (ISQGs)	PCB (gesamt und Aroclor 1254), PAH, Metalle, chlororganische Pestizide, PCDD/Fs, Nonylphenole und Ethoxylate, Toxaphen	Trockensubstanz Sediment (≤2 mm, 1% OC)	Schutz von benthischen Organismen	Bewertung der Sedimentqualität in Kanada	✓	✓	(✓)			CCME (2021)

^(a) In Klammern jeweils Ansätze, die verwendet werden, wenn keine Wirkdaten vorliegen (z. B. Verteilungsgleichgewicht zur Ableitung von EQS_{sed}), oder je nach Stoffart verwendet werden (CV).

^(b) Konzentrationen über dem entsprechenden PEC/Consensus 2-Wert stellen ein wahrscheinliches Risiko für benthische Lebensgemeinschaften dar, während Konzentrationen unter dem entsprechenden TEC/Consensus 1-Wert kein Risiko für die benthischen Invertebratengemeinschaften mit sich bringen.

^(c) Die Ableitungsmethode hängt von der Datenverfügbarkeit ab. Weitere Informationen zur Equilibrium Partitioning-Methode und zur Methode der EQS_{sed}-Ableitung im Anhang 3.

^(d) Die Ableitungsmethode hängt von der Substanz ab. Für organische Substanzen hauptsächlich Equilibrium Partitioning Methode. Übergang zur EQS_{sed}-Ableitungsmethode.

^(e) Empirisches Bioakkumulations- und Biomagnifikationsmodell. Verwendung von Akkumulationsdaten in Sediment, Makroinvertebraten und Fischen.



3.2.3. Schlussfolgerungen der Situationsanalyse

Aus dieser Situationsanalyse lassen sich die folgenden Schlussfolgerungen ziehen:

- Die unterschiedlichen Ziele und Strategien (Auswahl der Probenahmestellen, Probenahme- und Verarbeitungsprotokolle) der kantonalen Datenbanken machen es schwierig, die Sedimentqualität auf nationaler Ebene zu beurteilen. Eine Harmonisierung der Protokolle zur Probenahme und Probenaufarbeitung ist ratsam.
- Cd, Cr, Hg, Pb, Zn, Cu und Ni sind die Metalle, welche die Kantone zur Bewertung der Sedimentqualität am häufigsten messen. Die Konzentrationen von Cd und Hg sind in den meisten Fällen für die benthische Lebensgemeinschaften wenig besorgniserregend und zeigen eine gute Sedimentqualität an. Hingegen liegen 6 – 7 % der gemessenen Konzentrationen von Pb, Zn und Cu über dem Niveau von wahrscheinlichen Auswirkungen auf benthische Lebensgemeinschaften. Das problematischste Metall ist Ni, das die Richtlinien für die Sedimentqualität fast immer überschreitet. Diese hohen Konzentrationen hängen wahrscheinlich eher mit den hohen natürlichen Hintergrundkonzentrationen für Ni in Schweizer Sedimenten zusammen als mit anthropogenen Belastungsquellen.
- Für die PCB liegen ca. 50 % der gemessenen Konzentrationen höher als die Konzentrationen in alpinen Seen, in denen es keine direkten Belastungsquellen gibt. 2 – 5 % der gemessenen Konzentrationen von PCB liegen über dem Niveau von wahrscheinlichen Auswirkungen auf benthische Lebensgemeinschaften (> PEC, Consensus 2).

Eine Situationsanalyse für andere Arten von organischen Mikroverunreinigungen, die in Schweizer Gewässern vorkommen, (z.B. Pestizide, Human- und Tierpharmazeutika oder Industriechemikalien), kann nicht durchgeführt werden, da es nicht genug Messdaten gibt. Da aber bekannt ist, dass diese Stoffe in der Umwelt vorkommen, ist eine Priorisierung anhand alternativer Indikatoren für Exposition, Gefährdung und Risiko notwendig, wie sie im nächsten Kapitel vorgestellt wird.



4. Stoffauswahl

Aus technischen und wirtschaftlichen Gründen ist es nicht möglich, alle chemischen Stoffe zu überwachen, die sich in Sedimenten anreichern können. Hier werden 20 Stoffe ausgewählt, die für die Sedimentüberwachung in der Schweiz und die Risikobewertung auf nationaler Ebene empfohlen werden. Für die Stoffliste wurden die Ergebnisse der Situationsanalyse für Metalle und PCB berücksichtigt. Zudem wurden die übrigen Stoffe priorisiert, um diejenigen zu identifizieren, für die eine Überwachung in Sedimenten auf Basis ihrer Exposition, ihrer Gefahr und ihres Risikos empfohlen wird.

4.1. Priorisierung von organischen Mikroverunreinigungen

Die Priorisierung der Stoffe für die Sedimentüberwachung erfolgte in mehreren Schritten⁹ (für die vollständige Beschreibung siehe Casado-Martinez et al. 2018):

- 1) Identifizierung von Kandidatenstoffen. Es wurden mehr als 1000 für die Schweiz möglicherweise relevante Stoffe identifiziert. Darunter zugelassene Pflanzenschutzmittel und Biozide (Wittmer et al. 2014), in kommunalen Abwässern nachgewiesene Verbindungen (Götz et al. 2011), in der Schweizer Altlasten-Verordnung (AltIV) aufgelistete Stoffe und solche aus dem Schweizer Schadstofffreisetzungs- und -transferregister (SwissPRTR).
- 2) Identifizierung von sedimentrelevanten Stoffen. Insgesamt wurden 240 Stoffe anhand ihrer Stoffeigenschaften (Hydrophobizität ausgedrückt als $\log K_{ow} \geq 3$ oder $\log K_{oc} \geq 3$; Persistenz ausgedrückt als Halbwertszeit (DT50) im Boden ≥ 40 Tage) oder ihres nachgewiesenen Vorkommens (schon in Sedimenten gemessen) als relevant für die Sedimentüberwachung eingestuft.
- 3) Rangfolge der Stoffe. Die 240 als potenziell relevant für die Sedimentüberwachung in der Schweiz beurteilten Stoffe wurden nach Expositions-, Gefährdungs- und Risikowerten eingestuft. Die Exposition wurde, soweit verfügbar, anhand des Nachweises in Sedimenten und der derzeitigen Verwendung bewertet. Die Beurteilung der Gefährdung basiert auf den Stoffeigenschaften (Persistenz, Bioakkumulation, Biomagnifikation, Toxizität und endokrines Potenzial). Das Risikopotenzial wurde mit Hilfe der klassischen Risikobewertungsmethode ermittelt. Dabei werden die gemessenen Umweltkonzentrationen durch den Wert bestehender Umweltqualitätskriterien geteilt. Dafür wurden entweder Kriterien für Sedimente aus der EU verwendet oder solche für Oberflächengewässer aus der Schweiz. Der Risikowert wurde mit einem Faktor von zwei multipliziert damit die tatsächlich in der Umwelt festgestellten Risiken ein gleiches Gewicht

⁹ Die Priorisierung basierte weitgehend auf dem NORMAN-System (Network of Reference Laboratories, Research Centers and Related Organisations for Monitoring Emerging Environmental Substances). Siehe: <https://www.norman-network.net/>



in der Gesamtbeurteilung haben wie die beiden nicht risikobasierten Ansätze Exposition und Gefährdung.

- 4) Entwicklung einer Liste von prioritären Stoffen. Siehe Kapitel 4.2.

4.2. Liste der prioritären Stoffe

Für die Auswahl der zwanzig Schadstoffe, welche für die Sedimentüberwachung in der Schweiz empfohlen werden, wurden folgende Faktoren berücksichtigt:

- Rangfolge in der Priorisierung.
- Hauptbelastungsquellen in der Schweiz.
- Vorkommen in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen und/oder Tendenz, sich in benthischen Organismen (Bioakkumulation) und/oder entlang der Nahrungskette anzureichern (Biomagnifikation).
- Möglichkeit, die vorgeschlagene Liste von Substanzen relativ einfach mit einer oder zwei Analysetechniken zu analysieren.

Die endgültige Liste der für die Sedimentüberwachung vorgeschlagen Stoffe ist in Tabelle 3 aufgeführt. Diese Liste ist so nicht in allen Fällen anwendbar: Sie kann je nach Art des Wasserkörpers sowie abhängig von den vorhandenen Kontaminationsquellen und den Studienzielen verfeinert werden. Zudem sollte die Stoffliste in Zukunft aktualisiert werden, wenn neue Messdaten auf ein geringes Risiko auf nationaler Ebene hinweisen und die Konzentrationen im Lauf der Zeit abnehmen oder wenn ein Stoff in der Schweiz verboten wird. Andererseits sollten neue Stoffe zur Liste hinzugefügt werden, wenn es Hinweise darauf gibt, dass sie auf Landesebene ein Risiko darstellen oder die Konzentrationen im Lauf der Zeit zunehmen.



Tabelle 3: Liste der für die Sedimentüberwachung vorgeschlagenen Stoffe. NA: nicht verfügbar.

CAS	Substanz	Typ
330-54-1	Diuron	Herbizid
2921-88-2	Chlorpyrifos	Insektizid
52315-07-8	Cypermethrin	Insektizid
107534-96-3	Tebuconazol	Fungizid
85721-33-1	Ciprofloxacin	Antibiotikum
50-28-2	E2 ^(a)	Hormone
53-16-7	E1	
57-63-6	EE2	
3380-34-5	Triclosan	Bakterizid
NA	PBDEs ^(b) (8 Indikatoren)	Organobromine
1763-23-1	PFOS ^(c)	Fluorosurfactant
117-81-7	DEHP ^(d)	Phthalat
NA	Nonylphenole	Phenole
NA	Octylphenole	Phenole
21145-77-7	Tonalide	Synthetische Moschussubstanz
87-68-3	HCBD ^(e)	Halogenierte aliphatische Verbindung
NA	PAK ^(f) (16 Indikatoren)	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
NA	PCB ^(g) (7 Indikatoren)	Polychlorierte Biphenyle
7440-50-8	Cu	Spurenelement Metall
7440-66-6	Zn	Spurenelement Metall
7439-97-6	Hg	Spurenelement Metall
7439-92-1	Pb	Spurenelement Metall

^(a) E2: Estradiol-17beta, E1: Estron, EE2: Ethynylestradiol-17alpha.

^(b) Polybromierte Diphenylether, einschliesslich: 41318-75-6 (BDE28), 5436-43-1 (BDE47), 60348-60-9 (BDE99), 189084-64-8 (BDE100), 68631-49-2 (BDE153), 207122-15-4 (BDE154), 207122-16-5 (BDE183), 1163-19-5 (BDE209).

^(c) Perfluorooctansulfonat.

^(d) Bis(2-ethylhexyl)phthalat. ^e Hexachlorbutadien.

^(f) 16 EPA polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, einschliesslich: 91-20-3 (Naphthalin), 208-96-8 (Acenaphthylen), 83-32-9 (Acenaphthen), 86-73-7 (Fluoren), 85-01-8 (Phenanthren), 120-12-7 (Anthracen), 129-00-0 (Pyren), 206-44-0 (Fluoranthren), 218-01-9 (Chrysen), 56-55-3 (Benz[a]anthracen), 207-08-9 (Benzo[k]fluoranthren), 205-99-2 (Benzo[b]fluoranthren), 50-32-8 (Benzo[a]pyren), 191-24-2 (Benzo[ghi]perylene), 53-70-3 (Dibenz[a,h]anthracen), 193-39-5 (Indeno[1,2,3-cd]pyren).

^(g) Einschliesslich: 7012-37-5 (PCB28), 35693-99-3 (PCB52), 37680-73-2 (PCB101), 35065-28-2 (PCB138), 35065-27-1 (PCB153), 35065-29-3 (PCB180), 31508-00-6 (PCB118).



5. Studiendesign und Probenahmestrategie

In diesem Kapitel wird das vorgeschlagene Studiendesign präsentiert. Es beinhaltet die Festlegung von Forschungsfragen und Studienzielen. Ebenfalls vorgestellt werden die für eine Probenahmestrategie nötigen Vorbereitung sowie Empfehlungen für die Durchführung der Messkampagne, die Probenahme und die Probenvorbehandlung. Ausserdem werden Chemikalien für eine regelmässige Überwachung empfohlen. Die hier präsentierte detaillierte Probenahmestrategie ist für begehbbare Bäche und andere kleine Oberflächengewässer geeignet und umfasst die in Abbildung 3 aufgeführten Elemente.

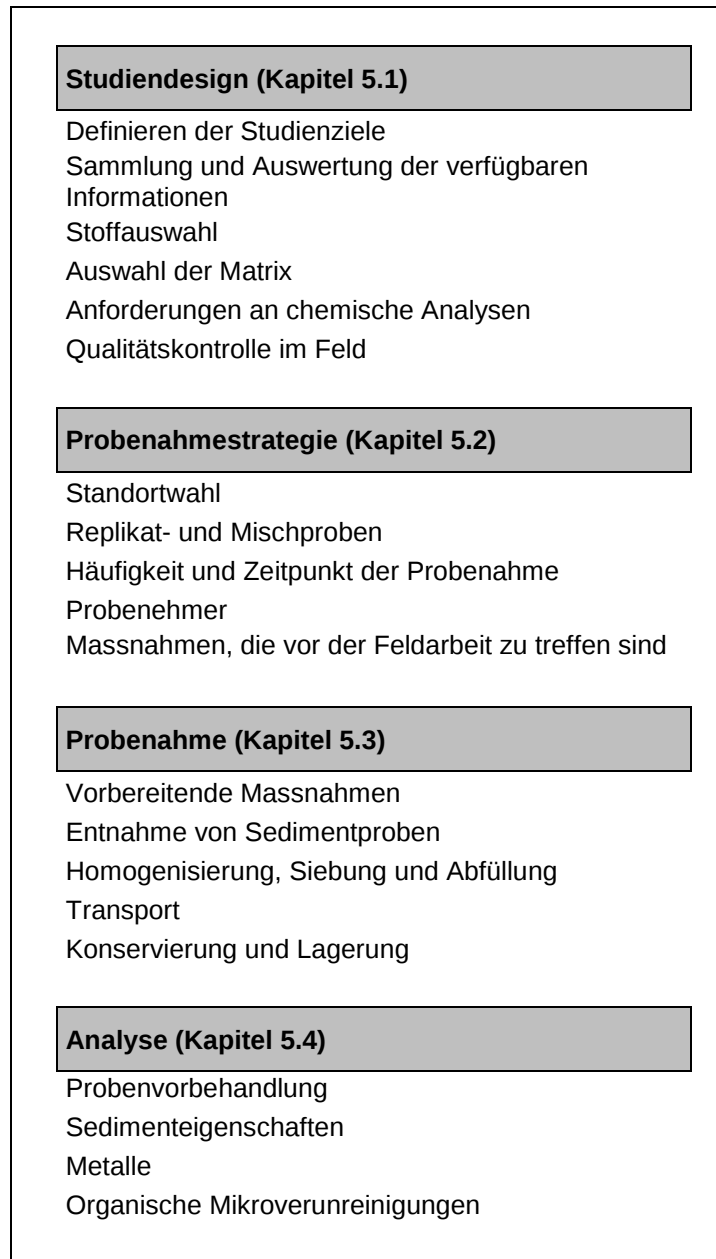


Abbildung 3: Bestandteile der Planung der Messkampagne, der Probenahmestrategie und der Analyse wie in Kapitel 5 beschrieben.



5.1. Studiendesign

5.1.1. Definieren der Studienziele

Das Studiendesign hängt von den Studienzielen und den Forschungsfragen ab, die gemäss Tabelle 4 beantwortet werden müssen.

Für die Beurteilung der Sedimentqualität in der Schweiz wurden vier verschiedene Ziele festgelegt:

1. **Überwachung der Sedimentqualität**, z. B. um einen kantonalen oder regionalen Überblick über die möglichen Auswirkungen der Sedimentqualität auf benthische Organismen zu erhalten. Dieses Ziel wird meistens dann verfolgt, wenn keine vorherigen Informationen über die Sedimentqualität verfügbar sind, oder wenn angestrebt wird, Hinweise auf mögliche biologische Auswirkungen aufgrund einer Sedimentbelastung zu finden.
2. **Ursachenidentifizierung** einer bekannten ökologischen Beeinträchtigung (z. B. einem schlechten Ergebnis in einem biologischen Modul des Modul-Stufen-Konzepts ¹⁰).
3. **Bewertung der ökologischen Beeinträchtigung** an bekannten Hot Spots (beispielsweise einer Altlast), für Sanierungsplanung und Erfolgskontrolle.
4. **Trendmonitoring**: zur Identifizierung von räumlichen und zeitlichen Trends der Sedimentbelastung.

5.1.2. Sammlung und Auswertung der verfügbaren Informationen

Nach der Festlegung der Studienziele werden alle verfügbaren Informationen über den Untersuchungsstandort gesammelt und bewertet und deren Relevanz für die definierten Forschungsfragen und -ziele bestimmt. Die Informationen sollten, falls vorhanden, folgende Punkte umfassen:

- Bekannte oder vermutete Belastungsquellen einschliesslich früherer Belastungen und Belastungsquellen (z.B. Daten über die Behandlung von Industrie- und Haushaltsabwässern, Belastete Standorte, Landnutzung in der Umgebung).
- Daten zur Wasser- und Sedimentqualität oder eine Beschreibung bereits beobachteter Effekte.

Diese Informationen sollten so genau und präzise wie möglich sein.

Vorhandene Informationen können auch dazu dienen, das Untersuchungsgebiet abzugrenzen und potenzielle Probenahmestellen zu bestimmen. Diese Angaben helfen im Weiteren dabei, die für die Probenahme am besten geeignete Ausrüstung zu wählen und andere wichtige Punkte zu klären. Etwa die Anzahl der benötigten Personen sowie zu treffende Gesundheits- und

¹⁰ Methoden zur Beurteilung der Qualität von Wirbellosen, Wasserpflanzen oder Fischen im Modul-Stufen-Konzept.



Sicherheitsvorkehrungen. Sind die vorhandenen Informationen ungenügend, kann eine vorgängige Felduntersuchung nötig sein.

5.1.3. Stoffauswahl

Die zu überwachenden Stoffe müssen von Fall zu Fall ausgewählt werden, um die jeweiligen Zielsetzungen zu berücksichtigen. Wurde kein spezifischer Satz von Substanzen identifiziert, sollten die Zielsubstanzen so ausgewählt werden, dass sie die relevanten Verschmutzungsquellen am Untersuchungsort berücksichtigen. Das gilt auch für die vorhandenen Informationen aus der Voruntersuchung. Die Liste der Substanzen, die für die Sedimentüberwachung vorgeschlagen werden (Kapitel 4), deckt die wichtigsten Verschmutzungsquellen in der Schweiz ab. Sie kann entweder unverändert verwendet werden oder in Abhängigkeit vom Standort angepasst werden.

5.1.4. Auswahl der Matrix

Die hier beschriebene Methode ist darauf ausgelegt, die Sedimentqualität anhand von ökotoxikologisch basierten Umweltqualitätskriterien (SQK) zu bewerten. Da SQK auf der Basis von Effektdaten abgeleitet werden, die mit der Sedimentfraktion < 2 mm gewonnen wurden (Kapitel 6), ist die ökotoxikologisch relevante Matrix für die Risikobewertung von Sedimenten ebenfalls die Sedimentfraktion < 2 mm. Daher sollte in den meisten Fällen die Sedimentfraktion < 2 mm zur Analyse verwendet werden.

Im Laufe dieses Projekts wurde jedoch deutlich, dass keine einzelne Methode für alle Bewertungsziele und alle Gewässertypen der Schweiz geeignet ist. Es gibt Fälle, in denen die Analyse der < 2 mm Sedimentfraktion nicht geeignet ist: Dies ist abhängig von den Untersuchungszielen und der Art der Sedimentmatrix (Tabelle 4). Wenn die Sedimentüberwachung einer Trendanalyse dient und der Anteil an Feinsedimenten relativ gering ist, wird die Feinfraktion (< 63 µm) als Matrix für die Analyse empfohlen. Allgemein erhöht eine Fokussierung auf Bereiche mit Feinsedimenten oder eine Analyse der Feinfraktion die statistische Aussagekraft zur Erkennung von räumlichen sowie langfristigen zeitlichen Veränderungen und reduziert somit den Aufwand der Probenahme¹¹.

¹¹ Im Allgemeinen weisen Sedimente mit geringem Feinanteil eine höhere Zufallsvariabilität auf, so dass eine höhere Anzahl von Proben erforderlich ist, um statistisch signifikante Trends zu erkennen. Für detaillierte Informationen zur Planung geeigneter Probenahmestrategien unter Berücksichtigung der Anforderungen siehe die EU-WRRL-Leitfäden zur chemischen Überwachung (EG 2003, 2009, 2010) und die ISO-Norm 5667-1 (ISO 2006).



Tabelle 4: Empfehlungen für die Auswahl des Studiendesigns je nach Studienzielen und Sedimenteigenschaften.

Ziel			Überwachung der Sedimentqualität	Ursachenidentifizierung einer bekannten ökologischen Beeinträchtigung	Bewertung der ökologischen Beeinträchtigung an bekannten Hot Spots	Trendüberwachung
Zu lösende Probleme			1) Überblick über die ökologische Auswirkungen der Sedimentqualität auf kantonaler oder regionaler Ebene (räumlich und zeitlich) 2) Suche nach Hinweisen auf biologische Auswirkungen der Sedimentqualität	Beitrag der Sedimentbelastung zu einer bekannten ökologischen Beeinträchtigung (z. B. schlechte Bewertung in Modulen des Modul-Stufen-Konzepts)	1) Überwachung der Auswirkungen an identifizierten Hot Spots (z. B. Altlast oder bekannte Einleitungen) 2) Sanierungsplanung und Erfolgskontrolle	1) Identifizierung von räumlichen und zeitlichen Trends der Sedimentverschmutzung 2) Priorisierung von Standorten auf Basis der chemischen Belastung
Art der Bewertung			Ökotoxikologisch			Chemisch
Matrix für die Analyse	v Sediment 63 µm in 2 mm Fraktion	< 5 %	Bewertung nicht empfohlen ^(a)			
		< 20 %	< 2 mm			< 63 µm
		20-80 %				(< 63 µm oder) 2 mm ^(b)
		> 80 %				2 mm ^(c)
Beurteilung			Einteilung der Sedimente in 5 Klassen durch Vergleich mit SQK			Einteilung durch Vergleich mit SQK oder anderen festgelegten Schwellenwerten ^(d)

^(a) Probenahmestellen für das Sedimentmonitoring sollten idealerweise mehr als 5 % Feinanteil (<63 µm) aufweisen (EC 2010).

^(b) Die Fraktion < 2 mm kann bereits Punktquellen und räumliche Trends in der Sedimentbelastung identifizieren, wenn das Sediment mindestens 20 % Feinanteil (< 63 µm) enthält, aber dies trifft nicht immer zu.

^(c) Laut den Ergebnissen aus Feldversuchen an Standorten mit einem hohen Anteil an Feinsediment sind die Messungen repräsentativ für die Gesamtmatrix, daher können die Ergebnisse für den Vergleich mit SQK verwendet werden.

^(d) Für nichtionische Stoffe werden die SQK auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff normiert, wodurch der Matrixeffekt auf die Bioverfügbarkeit in gewissem Mass berücksichtigt wird. Andernfalls müssen die gemessenen Konzentrationswerte mit etablierten Schwellenwerten aus älteren Messungen in der Region oder alternativen Schwellenwerten verglichen werden (Kapitel 6).



5.1.5. Anforderungen an die chemische Analyse

Bei der Studienplanung ist es ratsam, sich mit dem Labor in Verbindung zu setzen, das die chemischen Analysen durchführt. So kann sichergestellt werden, dass die Analysetechniken geeignet sind, um die Studienziele zu erreichen (z. B. Vergleich mit SQK). Zudem muss das erforderliche Probenvolumen definiert werden.

5.1.6. Qualitätskontrolle im Feld

Es ist ratsam, bei der Probenahme im Feld Kontrollproben für die Qualitätskontrolle zu entnehmen. Die wichtigsten Arten von Kontrollproben sind in Tabelle 5 dargestellt. Die Art und Häufigkeit der Probenahme zu diesem Zweck sollte im Studiendesign je nach Stoffauswahl, erwarteten Konzentrationen in den Proben und Risiko einer Probenkontamination festgelegt werden. Erfolgt die Probenahme für Spurenstoffe beispielsweise in einer besonders belasteten Umgebung, sollte die Anzahl der Feldblindproben höher sein als in einer relativ sauberen Umgebung. Die Entscheidung, eine oder mehrere Arten von Kontrollproben zu verwenden, sollte während der Vorbereitung der Studie getroffen werden. Dabei müssen die mögliche Verzerrung der Studienergebnisse und die Verfügbarkeit der notwendigen Ressourcen für die Probenahme und Verarbeitung der Kontrollproben berücksichtigt werden, da die Verwendung von Kontrollproben den Probenahmeaufwand und die Kosten der Analyse erhöht.



Tabelle 5: Arten von Proben zur Qualitätskontrolle im Feld und Ziele der Qualitätskontrolle (angepasst von US EPA 1997).

Probentyp zur Qualitätskontrolle	Ziel	Vorbehandlung
Blindprobe Behälter	Beurteilung der Kontamination der Probenbehälter	Einer der Probenbehälter wird mit analytfreiem Wasser oder organischem Lösungsmittel gefüllt. Der Blindwert wird zusammen mit den Proben analysiert, die in der gleichen Charge von Behältern gesammelt wurden. Diese Art von Blindwert wird empfohlen, wenn die Behälter Spuren von unerwünschten Substanzen enthalten können.
Blindprobe Feld	Beurteilung der Verschmutzung vor Ort	Ein Teil der analytfreien Probe wird in einen der Probenbehälter überführt. Die Blindprobe wird auf einen oder alle Analyten analysiert, auf welche die zugehörigen Proben analysiert werden.
Blindprobe Temperatur	Kontrolle ob zwischen der Probenahme und der Lieferung an das Analyselabor eine angemessene Probetemperatur eingehalten wurde	Kunststoffbehälter mit Wasser, der zwischen Probenahme und -weitergabe zusammen mit den Proben im Probenkühler aufbewahrt wird. Die Temperatur dieses Wassers wird beim Eingang der Proben im Analyselabor gemessen und aufgezeichnet. Diese Art von Blindwert ist relevant, wenn die Temperatur die Konzentration von Schadstoffen im Sediment verändern kann (z. B. durch eine Transformation von Zielverbindungen).
Feld-Splitprobe	Messung und Dokumentation der Wiederholbarkeit von Verfahren zur Probenhandhabung sowie der Heterogenität der Probenmatrix und der Standardisierung von Analyseverfahren	Es wird die doppelte Probemenge entnommen und auf zwei Sätze von Behältern verteilt. Das führt theoretisch zu zwei gleichwertigen Proben, die an einer Probenahmestelle entnommen werden. Die Feldsplit-Probe wird auf dieselben Analyten analysiert wie die Originalprobe. Wenn die Teilprobe von einem zweiten Labor analysiert wird, dokumentiert sie die Standardisierung der Analyseverfahren
Feldreplikat	Beurteilung der Wiederholbarkeit der Probenahme und der Heterogenität der Probenmatrix	Eine zweite Probe wird mit derselben Probenahmemethode an derselben Probenahmestelle und so schnell wie möglich nach der ursprünglichen Probe entnommen. Das Feldreplikat wird auf dieselben Analyten analysiert wie die Originalprobe. N Feldreplikate können an einer bestimmten Probenahmestelle gesammelt werden; die statistische Analyse der Analyseergebnisse (Mittelwert und Standardabweichung) schätzt den wahrscheinlichen Bereich der Konzentrationen an einer bestimmten Stelle.



5.2. Probenahmestrategie

Nach der Festlegung der Studienziele und der Grundzüge des Studiendesigns kann mit der Vorbereitung der Probenahmestrategie begonnen werden. Die Probenahmestrategie enthält Informationen über die Probenahmestandorte, die verwendeten Geräte und Materialien, die Häufigkeit und den Zeitpunkt der Probenahme sowie die Art der entnommenen Proben (mehrere Proben oder Mischproben). Die Probenahmestrategie sollte auch eine kurze Beschreibung des Projekts (Ziele und Forschungsfragen) und die Ziele zur Datenqualität enthalten.

5.2.1. Standortwahl

Es ist nicht möglich, eine allgemeingültige Probenahmestrategie zu empfehlen, die sich in allen Situationen anwenden lässt. Um Art und Ausmass der Sedimentbelastung zu ermitteln, kann es nötig sein, Proben an mehreren Standorten zu nehmen.

Bei der Wahl von Probenahmestellen gilt es, zwischen drei Kategorien von Proben zu unterscheiden: Zufallsstichproben, geschichtete Zufallsstichproben und gezielte Stichproben:

- **Zufallsstichproben**, bei denen die Proben an zufällig gewählten Orten genommen werden, sind für homogene Gebiete angemessen, oder falls keine Informationen über die lokalen Bedingungen verfügbar sind. Diese Strategie liefert eine unverfälschte Beurteilung der Sedimentqualität in einem Wasserkörper und empfiehlt sich, wenn es darum geht, die Sedimentqualität auf kantonaler, regionaler oder Wassereinzugsgebietsebene zu überwachen. Sie ist auch nützlich, um die Sedimentbelastung in der Nähe von bekannten Hot Spots abzugrenzen. Zufallsstichproben sind unter Umständen nicht für Flüsse und Bäche geeignet, für deren Sedimente Nebenflüsse und lokale Belastungsquellen von Bedeutung sind. In solchen Fällen ist eine systematischere oder gezieltere Probenahmestrategie erforderlich.
- Strategien für **geschichtete Zufallsstichproben** berücksichtigen die räumliche Heterogenität und stellen sicher, dass wichtige Standorte nicht übersehen werden. Bei dieser Art der Probenahme werden mehrere homogene Gebiete innerhalb eines grösseren heterogenen Gebiets identifiziert. Danach werden nach dem Zufallsprinzip Proben in jedem dieser homogenen Gebiete entnommen. Diese Art der Probenahmestrategie erfordert Vorkenntnisse der lokalen Bedingungen und gut definierte Zonen mit verschiedenen Sedimenttypen oder unterschiedlichen Landnutzungen. Die Strategie wird empfohlen, wenn eine Studie darauf abzielt, belastetes Sediment auf einer quantitativen räumlichen sowie auf einer zeitlichen Skala zu identifizieren, etwa um bestimmte Bagger- oder Sanierungsstandorte zu charakterisieren. Bei Emissionen (Einleitung) können Probenahmestellen in zunehmender Entfernung von der Punktquelle zielführender sein.
- Eine **gezielte Probenahme** bedeutet, dass die Entnahmestellen aufgrund von Vorkenntnissen ausgewählt werden. Eine derartige Probenahme kann schnell und



einfach durchgeführt werden, und die Studienziele lassen sich mit einem begrenzten Budget erreichen. Diese Strategie ist jedoch nur dann zu empfehlen, wenn entweder relativ kleinräumige Bedingungen untersucht werden, wenn eine geringe Anzahl von Proben erforderlich ist oder wenn zuverlässige Vorkenntnisse über das Gebiet, die Belastungsquelle oder das Problem der Sedimentbelastung vorliegen. Gezielte Probenahmen sollten nur dann eingesetzt werden, wenn die Studie einen Überblick über die Sedimentqualität geben soll, oder wenn es zeitliche oder finanzielle Beschränkungen gibt, welche die Durchführung von statistischen Probenahme-Designs verunmöglichen.

Obwohl die drei vorgestellten Arten von Probenahmestrategien für die meisten Studienziele geeignet sind, können andere Arten von Probenahmedesigns erforderlich sein, um der Variabilität der Sedimentbelastung gerecht zu werden. Anhang 1 fasst verschiedene Arten von Probenahmedesigns zusammen, benennt die jeweiligen Vor- und Nachteile und gibt Empfehlungen für die Umsetzung in bestimmten Situationen ab.

Die Auswahl der Probenahmestellen sollte auf der Grundlage der Studienziele sowie der verfügbaren Informationen, die in einer Voruntersuchung gesammelt wurden, erfolgen. Generell gelten folgende Empfehlungen (EC 2010; Annex 1, 2):

- Bei Nebenflüssen oder Punktquellen sollte die Probenahme im Vorfluter dort erfolgen, wo eine vollständige Durchmischung gewährleistet ist.
- Wenn aufgrund der morphologischen Gegebenheiten und/oder der Belastungsquellen Belastungsgradienten zu erwarten sind, ist eine grössere Zahl von Probenahmestellen nötig.
- Wenn die Überwachung eines zeitlichen Trends angestrebt wird, sollten die Proben immer an denselben, genau definierten Stellen genommen werden. Dies erfordert exakte Koordinaten sowie kontinuierlich zugängliche Standorte.

Da Schadstoffe in Sedimenten hauptsächlich mit der feinkörnigen Fraktion assoziiert sind, werden in einem Gebiet, das durch dieselbe(n) Schadstoffquelle(n) beeinflusst wird, feine Sedimente höhere Schadstoffkonzentrationen aufweisen als gröbere Sedimente. Bevorzugte Probenahmestellen sind deshalb solche mit relativ hohem Feinanteil. Weil in Flüssen und Bächen die Strömung in der Regel stärker ist als in Seen, findet sich im mittleren Bereich von Fliessgewässern am wenigsten abgelagertes Feinsediment. Es ist häufiger dort zu finden, wo die Wasserströmung gering ist (z. B. in Ufernähe und in konkaven Abschnitten) (Abbildung 4). Bei der Beurteilung von Seen sind abgelagerte Feinsedimente eher abseits der Zuläufe von Flüssen und des Seeufers zu finden, da dort die Wellen und die Strömungen am stärksten wirken. In unberührten Seen genügt in den meisten Situationen eine relativ geringe Anzahl von Probenahmestellen. Standorte, die Torf, Kiesel oder Felsen, verdichtete Sedimente oder groben Sand enthalten, sind weniger geeignet. Als Faustregel gilt, dass die Probenahme nicht in Bereichen mit weniger als 5 % Feinsediment stattfinden sollte (EC 2010).



Aufzeichnungen über den Probenahmestandort, einschliesslich Standortkoordinaten und Karten mit entsprechender Kennzeichnung der Zufahrtsstrassen, sollten in die Probenahmestrategie aufgenommen werden.

5.2.2. Replikat- und Mischproben

Die Anzahl der an jedem Standort notwendigen Replikatproben variiert von Fall zu Fall. Sie ist abhängig von der Grösse des Standorts, von der Art, Verteilung und den Konzentrationen der Schadstoffe sowie von der Heterogenität des Sediments. Wenn quantitative statistische Vergleiche innerhalb und zwischen Standorten erforderlich sind, gilt es auch den gewünschten Grad der statistischen Auflösung oder der Präzision zu berücksichtigen. In der Praxis ergibt sich die Anzahl der an jedem Standort notwendigen Proben meist aus einem Kompromiss. Er berücksichtigt die Logistik der Probenahme und die Analysekosten. Das Zusammenfassen von Replikatproben zu einer einzigen zu analysierenden Probe ist eine kostengünstige Option, die es ermöglichen kann, das Studienziel auch mit beschränktem Budget zu erreichen. Unter diesen Umständen wird empfohlen, Sedimente an mindestens drei verschiedenen Punkten pro Probenahmestelle zu sammeln. Diese müssen mehrere Meter voneinander entfernt liegen, idealerweise einmal in Ufernähe und einmal im Gerinne (Abbildung 4). Dieser Ansatz gilt als guter Kompromiss, um Qualitätsdaten mit relativ geringer Unsicherheit zu erhalten, wenn nur begrenzte Ressourcen zur Verfügung stehen. Aber auch, wenn ein grosses Gebiet beprobt wird oder wenn grosse Mengen an Sediment benötigt werden, weil verschiedene Arten von Analysen (z.B. Chemie, Toxizität, Bioakkumulation) durchgeführt werden sollen (US EPA 2001, de Deckere et al. 2000).

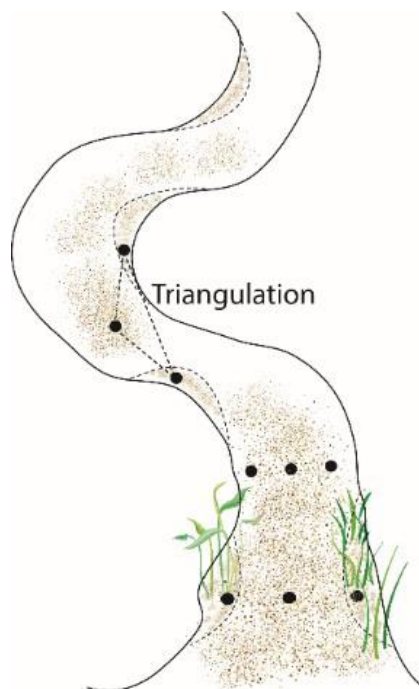


Abbildung 4: Beispiele für die Entnahme von Sedimentproben an mindestens drei verschiedenen Punkten pro Probenahmestelle für eine Mischprobe.



Besondere Vorsicht ist bei einer stark heterogenen Belastung geboten. Das Zusammenführen von Einzelproben zu einer Mischprobe wird nicht empfohlen, wenn dies bei sehr lokalisierten Hot Spots zur Verdünnung der Proben führen könnte. Auch Proben mit sehr unterschiedlicher Korngrößen sollten nicht gemischt werden. Mischproben sind ausserdem ungeeignet, wenn mit statistischen Analysen Programme zur Erfassung von zeitlichen Trends geplant werden sollen. Die Bildung von Mischproben verhindert es in diesem Fall, die Feldvariabilität abzuschätzen. Sie ist ein Schlüsselparameter für das Festlegen der Programmanforderungen (EC 2010).

Um die Datenqualität bei jeder Art von Studie zu gewährleisten, sind Replikatproben erforderlich. Das erhöht die analytischen Kosten jedoch erheblich. Bei Monitoringprogrammen reichen Feldreplikate an 10 % der Untersuchungsstellen für die Qualitätskontrolle aus. Für behördliche Programme oder Entscheidungen im Sedimentmanagement (z. B. im Rahmen des Managements von Baggergut oder Altlasten) werden 3 – 5 Replikate pro Standort empfohlen. Je nach Zielsubstanz werden ≤30 - 50 % relative prozentuale Differenz¹² für Feldreplikate als Qualitätsziel verwendet (US EPA 2001).

5.2.3. Häufigkeit und Zeitpunkt der Probenahme

Obwohl die Sedimentbelastung zeitlich nicht so variabel ist wie die Wasserqualität, unterliegen Sedimente ebenfalls zufälligen oder systematischen Schwankungen. Bei systematischen Schwankungen (z.B. saisonal) sollten die Wahl des Zeitpunkts und die Häufigkeit der Probenahme sicherstellen, dass der gesamte Zyklus erfasst wird oder zumindest die Maximal- und Minimalwerte abgedeckt werden. Das wird am besten durch systematische und regelmässige Zeitpläne für die Probenahme erreicht.

Wenn keine jahreszeitlichen Schwankungen zu erwarten sind und die Probenahme nur einmal im Jahr durchgeführt wird, sollte sie während einer längeren Trockenperiode erfolgen. Bei regengespeisten Gewässern wird die Probenahme am Ende des Sommers empfohlen, bei schneegespeisten Gewässern am Ende des Winters. Dies erhöht die Wahrscheinlichkeit, Feinsedimente zu sammeln. Als Faustregel gilt, dass die Probenahme nie nach einem Anstieg der Strömung erfolgen sollte, durch den Feinsedimente erodiert und transportiert werden können (>0,50 m/s; Schiavone und Coquery 2011).

Wenn zufällige Einträge von Mikroverunreinigungen oder Variationen in der Sedimentkonzentration vorherrschen, ist der Zeitpunkt der Probenahme weniger wichtig. Allerdings ist in diesem Fall eine erhöhte Probenahmehäufigkeit erforderlich, um eine genaue Abschätzung der Sedimentkonzentration über die Zeit zu erhalten. Es ist zu beachten, dass die vorherrschende Art der Variation am gleichen Standort für verschiedene Verbindungen unterschiedlich sein kann. Im Zweifelsfall ist eine zufällige, zeitlich geschichtete Probenahme der

¹² Relative prozentuale Abweichung = $\frac{C_1 - C_2}{\frac{C_1 + C_2}{2}} \times 100$

Dabei ist C1 die Konzentration des Analyten aus Probe 1, C2 die Konzentration des Analyten aus Probe 2.



beste Kompromiss. Dabei sollte die Anzahl der entnommenen Proben eine statistische Analyse ermöglichen (EC 2003, 2009, 2010; ISO 2006).

5.2.4. Probenehmer

Es gibt verschiedene Arten von Probenehmern, die für die Sammlung von abgelagerten Sedimenten verwendet werden. Welcher Typ gewählt wird, hängt von der Zugänglichkeit des Standorts, der Wassertiefe, dem untersuchten Sedimentmaterial, den untersuchten Stoffen sowie von den Forschungsfragen ab.

An Standorten mit geringer Wassertiefe (z. B. bei seichten Bächen und Ufersedimenten) ist es am einfachsten, eine Schaufel oder eine manuelle Dredge zu verwenden (Abbildung 5). Dabei gilt es zu prüfen, ob eine Schaufel aus Kunststoff oder Metall eingesetzt werden soll. Die Auswahl des Schaufelmaterials hängt von den zu analysierenden Chemikalien ab. Kunststoff sollte dann verwendet werden, wenn Spurenmetalle analysiert werden, während Metall bei organischen Stoffen angebracht ist. In grösseren Wassertiefen (oder wenn es sich bei der Zielmatrix um die Feinfraktion ($< 63 \mu\text{m}$) handelt) können Teleskop-Probenehmer besser geeignet sein als Schaufeln (Abbildung 5).

Sedimentgreifer bestehen aus einer oder mehreren klappbaren Schalen, die sich beim Anheben schliessen (Abbildung 5). Greifer sind ideal für die Bestimmung der horizontalen Verteilung von Messgrössen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen und für die Beurteilung von frischeren Schadstoffeinträgen. Sie werden am häufigsten in Seen und grossen Flüssen eingesetzt; in kleinen Bächen und Kanälen lassen sie sich nur begrenzt verwenden. Die innere Oberfläche von Greifern ist nicht inert (beim van Veen-Greifer metallisch), deshalb können die Sedimente beim Kontakt mit dieser inneren Oberfläche verunreinigt werden.

Stechprobenehmer bestehen aus einem Rohr, das in das Sediment geschoben wird. Beim Herausziehen des Rohrs erhält man einen ungestörten Sedimentkern, der zur Bestimmung der vertikalen Verteilung von Messgrössen, zur Definition von Schichten und zur Beurteilung von langfristigen historischen Einträgen eingesetzt werden kann. Dieses System eignet sich für physikalische und chemische Untersuchungen, begrenzt auch für biologische Untersuchungen. Für welchen Substrattyp Probenehmer geeignet sind, hängt vom verwendeten Typ ab. Schwerelot- und Kastengreifer sind nicht geeignet für grobkörnige oder verfestigte Sedimente, Vibrocorer hingegen schon. Kohäsionslose fluviale Sedimente und generell grobkörnige Sedimente, die sich mit herkömmlichen Probenahmegeräten nicht beproben lassen, können mit der Freezecore-Technik entnommen werden. Ebenfalls nützlich ist diese Technik, bei der die Sedimente durch Injektion von flüssigem N oder CO_2 eingefroren werden, um die vertikale Verteilung der Belastung unabhängig von der Matrixart genau zu bestimmen.

Wenn eine Untersuchung auf Schwebstoffe und Sedimentablagerungen abzielt, können andere Methoden wie Sedimentfallen und Röhrensammler eingesetzt werden (Abbildung 5). Sedimentfallen sammeln passiv partikuläres Material, das sich über einen bestimmten Zeitraum

aus der Wassersäule absetzt. Sie können aus einfachen offenen Eimern mit einem bestimmten Volumen bestehen, die mit gereinigtem Kies gefüllt und in das Bachbett eingetaucht werden. Sedimentfallen werden seit Jahrzehnten häufig zur Untersuchung von Partikelflüssen und der Partikelzusammensetzung in Seen eingesetzt und eignen sich für physikalische, chemische und biologische Analysen. Röhrensammler eignen sich für die zeitintegrierte Sammlung von Schwebstoffen in Fliessgewässern und können einfach konstruiert und eingesetzt werden (Phillips et al. 2000). Informationen zu anderen Typen von Probenehmern, die verschiedene Arten von Sohlenmaterial, Sohlenstruktur und Wasserqualität berücksichtigen, liefert das US Geological Survey Federal Interagency Sedimentation Project (FISP)¹³.



Abbildung 5: Verschiedene Probenahmegeräte, die im Feld verwendet werden können. A) Teleskop-Probenehmer B) Ekman-Greifer C) Zeitintegrierter Schwebstoff-Röhrensammler D) Schaufel.

¹³ https://water.usgs.gov/fisp/catalog_index.html



5.2.5. Vor der Feldarbeit zu treffende Massnahmen

Sicherheitsmassnahmen

Die folgenden Aspekte müssen vor der Feldarbeit bedacht werden. Sie sind wichtig für die Sicherheit des Personals und die angemessene Durchführung der Probenahmekampagne:

- Aus Sicherheitsgründen sollten während der Probenahme immer mindestens zwei Personen anwesend sein.
- **Wasserkraftnutzung:** Wenn der Abfluss in dem Gewässer oder Abschnitt, in dem die Feldarbeit stattfindet, durch Wasserkraftwerke reguliert wird, sollte der Betreiber der Anlage kontaktiert werden, damit bei der Planung des Probenahmezeitpunkts die voraussichtlichen Durchflussschwankungen berücksichtigt werden können. Die Probenahme sollte nur dann durchgeführt werden, wenn der Betreiber der Wasserkraftanlage die Sicherheit gewährleisten kann. Besonderes geachtet werden muss auf automatische Anlagen (z.B. automatische Spülungen).
- **Hochwasserrisiko:** Vor jeder Feldkampagne sollte man sich über die hydrologischen¹⁴ und meteorologischen¹⁵ Bedingungen erkundigen, um das Risiko von Sturzfluten oder Überschwemmungen in den zu beprobenden Bächen zu beurteilen.
- **Risiken der Kontamination von Wasserläufen:** Um den Transport von Krankheitserregern und die Kontamination zwischen Wassereinzugsgebieten zu vermeiden, sollten die Ausrüstung für die Probenahme sowie Stiefel mit einem geeigneten Produkt desinfiziert werden. Das gilt bei jedem Wechsel des Wassereinzugsgebiets, bei Arbeiten in der Nähe einer Fischzucht oder wenn man sich flussaufwärts bewegt.
- **Genehmigungsanfrage:** Es sollte generell eine Genehmigung beim Kanton eingeholt werden.

Vorbereitung von Probenmaterial und Probenbehältern

Eine detaillierte Liste der Materialien für die Sedimentprobenahme findet sich in Anhang 2A. Sie umfasst die persönliche Schutzausrüstung (Wathose, Sicherheitsweste, Erste-Hilfe-Kit, Handschuhe usw.), die für die Standortcharakterisierung benötigte Ausrüstung (Felddatenblatt, GPS, Multiparametersonde usw.) Zudem werden Werkzeuge und Materialien aufgeführt, die zur Entnahme und Homogenisierung der Proben benötigt werden (z. B. Probenehmer, Eimer). Sowie für das Sieben (Löffel, Siebe usw.), den Transfer (Trichter, Probenbehälter) und den Transport (Kühlbox).

Alle Werkzeuge und Behälter für die Probenahme, den Transport, die Vorbehandlung und die Lagerung müssen im Voraus vorbereitet werden. Werkzeuge und Behälter, die in jeder Phase der Probenahme und Vorbehandlung von Sedimenten benötigt werden, sollte man sorgfältig

¹⁴ www.hydrodaten.admin.ch/

¹⁵ www.meteosuisse.admin.ch



auswählen, damit sie die anschliessenden Analysen nicht beeinflussen. Sie sollten aus Materialien bestehen, welche die Probe nicht verunreinigen, und sie sollten gemäss geeigneten Protokollen gereinigt werden (Tabelle 6).

Bei der Analyse von organischen Verbindungen sollten in jedem Schritt Werkzeuge oder Behälter aus Glas oder Edelstahl verwendet werden. Für das Abfüllen werden generell Behälter aus Glas empfohlen. Wenn Elemente gemessen werden sollen, die aus Hauptbestandteilen von Glas bestehen (z. B. Natrium, Kalium, Bor und Silizium), sind Werkzeuge und Behälter aus Polyethylen, Polypropylen oder kristallinem Polystyrol vorzuziehen. Dies gilt auch für metallische Spurenstoffe (z. B. Quecksilber). Ist das für die Probenahme verwendete Material nicht für die Zielsubstanzen geeignet (z. B. Metallgreifer, PVC-Entkerner), sollte jener Teil des Sediments, der mit der Probenahmeausrüstung in Kontakt kommt, verworfen werden, um das Risiko einer Kontamination zu vermeiden.

Werden sowohl organische als auch metallische Verbindungen analysiert, sollten zwei getrennte Proben mit unterschiedlichen Probenahmegeräten und Probebehältern entnommen werden.



Tabelle 6: Empfehlungen für die Auswahl der Materialien von Geräten zur Probenahme und Lagerung.

Analyse	Material	Vorbehandlung
Metalle	Behälter aus kristallinem Polystyrol oder Polypropylen Löffel aus Polyethylen oder Teflon	Probenbehälter und Deckel sollten: - Gründlich mit einer phosphatfreien Reinigungslösung gereinigt und mit metallfreiem Wasser nachgespült werden. - 24 h in saurer Lösung (d.h. 1-2% Lösung von konzentrierter HNO ₃ oder HCl) inkubiert und mit metallfreiem Wasser gespült werden. - In Polyethylenbeuteln gelagert werden.
Korngrösse	Behälter aus kristallinem Polystyrol oder Polypropylen	Keine Vorbehandlung.
Feuchtigkeitsgehalt	Behälter aus kristallinem Polystyrol oder Polypropylen	Keine Vorbehandlung. Die Behälter sollten ohne Deckel vorgewogen werden.
Organische Verunreinigungen, Karbonate und organischer Kohlenstoff	Glasgefässe Löffel aus rostfreiem Stahl Alufolie	Probenbehälter sollten: - Gründlich mit einer phosphatfreien Reinigungslösung gereinigt und mit heissem Leitungswasser und analytfreiem Wasser gespült werden. - Für halbflüchtige Verbindungen als letzter Schritt bei aufgesetztem Deckel mit Aceton gespült werden. Dieser letzte Schritt ersetzt das Erhitzen von Glasbehältern bei 350-450°C während 4-8 h. - Für flüchtige organische Verbindungen nicht mit Lösungsmittel gespült werden, da diese die Analyse stört. Eine Spülung mit Methanol ist akzeptabel. Anschließend Trocknung bei 105 °C. - In kalzinierter Alufolie gelagert werden.
Phthalate	Glas, Teflon, Poly-tetrafluorethylen, Aluminium oder Stahl Kunststoffmaterial ist absolut verboten	Probenbehälter sollten: - Vorgewaschen (z. B. mit phosphatfreier Seife) und dann mit einem geeigneten Lösungsmittel (z. B. Aceton und dann gereinigtes Hexan) oder einer Säurelösung (z. B. H ₂ SO ₄ , HCl) gewaschen werden. - Dann bei 400-550°C für 4h- bis über Nacht kalziniert werden.



5.3. Probenahme vor Ort

Abbildung 6 zeigt die wichtigsten Schritte und Massnahmen, die im Feld bis zum Eintreffen der Proben im Labor durchgeführt werden müssen (einschliesslich der Sedimententnahme). Siehe auch Anhang 2B, Feldprotokoll.

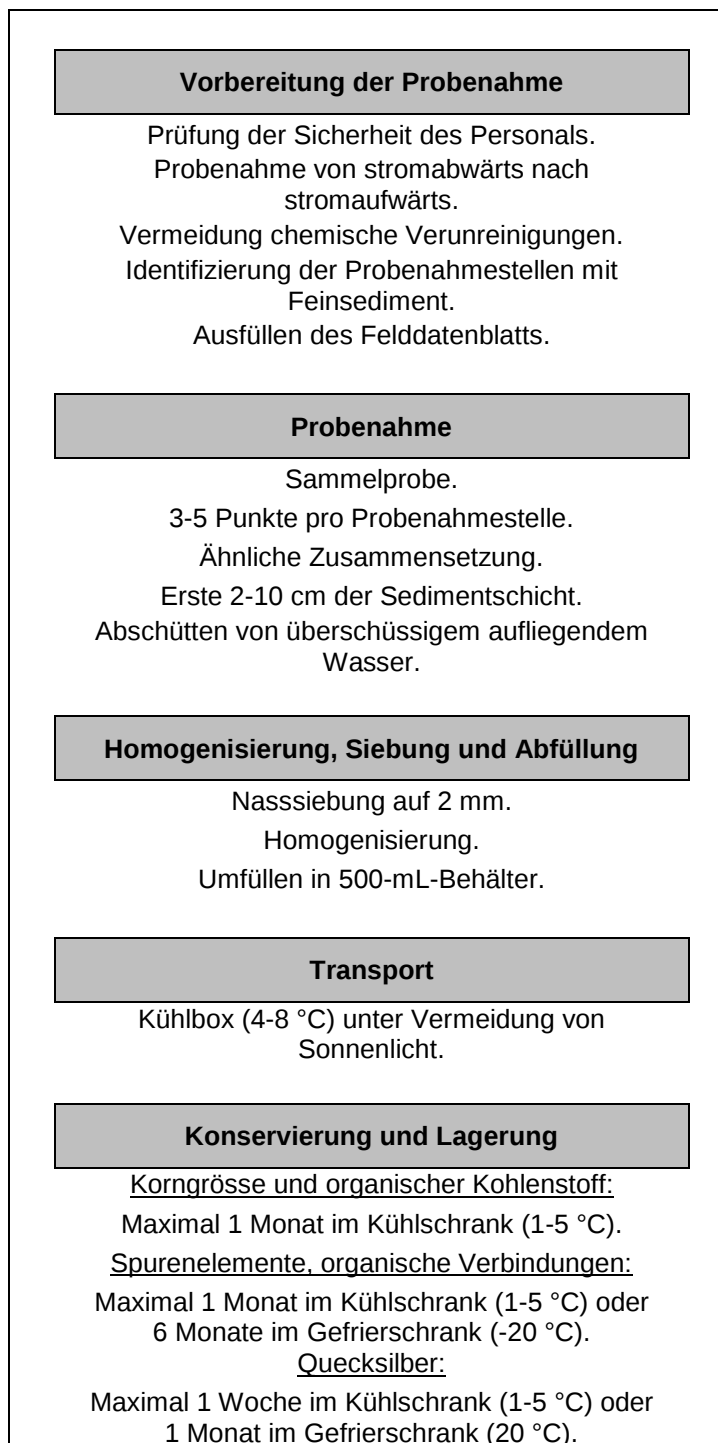


Abbildung 6: Wichtigste Schritte und Massnahmen im Feld, einschliesslich Probenahme, bis zum Eintreffen im Labor (Details siehe Text).



5.3.1. Vorbereitung der Probenahme

Die Probenahme sollte immer von unten nach oben (stromabwärts nach stromaufwärts) erfolgen, um unerwünschte Effekte durch die Remobilisierung des Sediments zu vermeiden. Es wird empfohlen, die gesamte erforderliche Ausrüstung für die Probenahme, das Sieben und die Lagerung in der Nähe der ersten Probenahmestelle vorzubereiten (also im Abschnitt am meisten stromabwärts). Dies nachdem alle notwendigen Massnahmen ergriffen wurden, um eine chemische Kontamination der Ausrüstung und der Proben zu vermeiden. Die Wassertiefe, die Strömung und die Beschaffenheit des Substrats sollten an jeder Stelle vor dem Betreten des Flusses überprüft werden.

Da die bevorzugten Probenahmestellen einen relativ hohen Feinanteil aufweisen, kann der Prozentsatz an Schluff und Ton in einer Probe im Feld grob abgeschätzt werden: Dazu auf einem durchsichtigen Gefäss eine waagrechte Linie markieren und dann eine zweite Linie auf der Höhe von 20 % der ersten Linie. Das Gefäss bis zur oberen Linie mit Sediment füllen, kräftig schütteln und zum Absetzen beiseitestellen. Ein Gasraum von 2-3 cm im Gefäss erleichtert das Mischen. Nach einer Absetzzeit von 10 Minuten kann die Sedimentschichtung im Gefäss visuell durch die Partikelgrössenverteilung abgeschätzt werden. Wenn der Feinanteil unterhalb der 20 %-Linie aufhört, ist der Anteil an Schluff und Ton wahrscheinlich <20 %. Und die Probe damit nur beschränkt für die Untersuchung der Sedimentqualität geeignet.

Es sollten immer Felddatenblätter verwendet werden, um sicherzustellen, dass alle für die Interpretation der Ergebnisse benötigten Daten zum Zeitpunkt der Probenahme erfasst werden. Ein Beispiel dafür ist in Anhang 2C enthalten.

Vor Betreten des Standorts wird empfohlen, die folgenden Wasserqualitätsparameter zu messen: Temperatur, pH-Wert, Konzentration an gelöstem Sauerstoff und prozentuale Sättigung.

5.3.2. Probenahme

Wenn möglich, sollten die Sedimente pro Probenahmestelle an mindestens drei verschiedenen Punkten im Abstand von mehreren Metern gesammelt werden. So lässt sich eine repräsentative Probe des Gebiets erhalten. Diese Teilproben werden kombiniert. Sie sollten idealerweise in der Nähe des linken Ufers, in der Nähe des rechten Ufers und in der Mitte des Gerinnes gesammelt werden (Abbildung 4). Wenn das nicht möglich ist, können Unterproben an mehreren Punkten genommen werden, bis genügend Sedimentvolumen vorhanden ist. Die kostengünstigste Vorgehensweise ist für die meisten Schweizer Bäche und Flüsse eine systematische Verteilung einzelner, gezielt eingezeichneter Probenahmestellen (Abbildung 4) in diagonaler Richtung entlang des Bachs.

Die Sedimente sollten aus immer mit Wasser bedeckten Bereichen stammen.

Es wird empfohlen, die obersten 2 bis 10 Zentimeter des Sediments zu sammeln und nur solche Teilproben aufzubewahren, die ähnlich zusammengesetzt sind wie die bereits beprobten

Sedimente (basierend auf visuellen Eigenschaften wie Farbe, Textur und Korngrösse). Proben mit offensichtlich unterschiedlicher Korngrösse sollten nicht gemischt werden.

Es wird empfohlen, überschüssiges überstehendes Wasser zu verwerfen, bevor das Sediment in den Probenahmebehälter gegeben wird. Dabei sollte der Verlust von feinen Partikeln vermieden werden.

Wenn genügend Sediment gesammelt wurde, empfiehlt es sich, Kieselsteine, Blätter und andere Äste manuell zu entfernen. Auffälligkeiten der Probe in Bezug auf Farbe (Farbveränderung bei Kontakt mit Luft), Geruch und Konsistenz sollten auf dem Felddatenblatt vermerkt werden.

5.3.3. Homogenisierung, Siebung und Abfüllung

Das Sediment kann entweder *in situ* oder an einem anderen Ort homogenisiert und gesiebt werden (Abbildung 7). Das Sieben *in situ* hat den Vorteil, dass die Fraktion > 2 mm direkt im Feld verworfen werden kann, was das zu transportierende Probenvolumen reduziert. Nachdem der Eimerinhalt mit einem inerten Spatel homogenisiert wurde, wird das Sediment mit einem Sieb aus dem empfohlenen Material und mit 2 mm Maschenweite (Tabelle 6) ohne Zugabe von zusätzlichem Wasser gesiebt und in einem zweiten Eimer gesammelt.

Die gesiebten Sedimente werden in vorbeschriebene 500-mL-Weithalsgefässe umgefüllt, die bis zum Rand gefüllt sein sollten (d. h. kein Luftraum). Vor dem Verschliessen kann eine kleine Menge Wasser vom Standort in die Flasche gegeben werden, um den Kontakt des Sediments mit Luft zu minimieren. Wenn die Proben gefroren gelagert werden, sollte an der Oberseite des Behälters etwas Freiraum gelassen werden, da sich die Proben beim Einfrieren ausdehnen.



Abbildung 7: Beispiel einer 2 mm - Nasssiebung. (A) Off-site mit inerter Ausrüstung für die Spurenmetallanalyse und (B) In-situ mit inerter Ausrüstung für die Analyse organischer Mikroverunreinigungen.

Handelt es sich bei der zu analysierenden Matrix um das Feinsediment (< 63 μm), wird eine Nasssiebung mit Hilfe von Standortwasser empfohlen (Abbildung 8). Die Siebung *in situ* hilft sicherzustellen, dass genügend Sediment für die Analysen gesammelt wurde, und erleichtert den Zugang zum Standortwasser, das für die Nasssiebung benötigt wird. Wenn die Siebung *ex situ*



durchgeführt wird, müssen grosse Mengen an Wasser mit Schwebstoffen zum Labor transportiert werden. So stellt man sicher, genügend Feinsediment zu erhalten.

Wenn chemische Analysen sowohl in der Fraktion $< 2 \text{ mm}$ als auch in der Feinfraktion ($< 63 \mu\text{m}$) nötig sind, ist es möglich, aufeinanderfolgende Siebstufen mit Sieben der gewünschten Maschenweite durchzuführen. Das kann sowohl *in situ* als auch im Labor geschehen. Schwierig ist in diesem Fall, die notwendige Menge an Sediment für die Stoffanalysen zu erhalten.



Abbildung 8: Siebsystem zur Isolierung der Fraktion $<63 \mu\text{m}$ (Foto: Kanton Bern).

5.3.4. Transport und Lagerung

Die Proben müssen in einer Kühlbox ($4 - 8^\circ\text{C}$) transportiert und gelagert werden. Dabei gilt es, Licht zu vermeiden, um die biologische Aktivität zu stoppen und jegliche chemische Umwandlung in den Sedimenten zu verhindern. Die Bedingungen für Transport und Vorlagerung sollten auf dem Felddatenblatt angegeben werden.

Die vorgeschlagenen Methoden für Konservierung, Transport und Lagerung stellen sicher, dass die physikalisch-chemischen und strukturellen Eigenschaften einer Sedimentprobe erhalten bleiben. Um die Proben so schnell wie möglich unter geeigneten Bedingungen lagern zu können, müssen logistische Vorbereitungen getroffen werden. Diese müssen die besonderen Gegebenheiten der Probenahmekampagne berücksichtigen. Sie umfassen auch den Standort der Probenahmestellen (nah oder weit entfernt), Anzahl und Volumina der Proben sowie Zielsubstanzen, usw. In der Regel müssen die Proben für die Messung der Gesamtmetallkonzentrationen beim Transport und der Lagerung nicht zwingend gekühlt werden.

Für Lagerbedingungen und maximale Lagerdauer gelten je nach Zielanalysen spezifische Anforderungen. Gemäss ISO/DIS 5667-15¹⁶ können Sedimentproben zur Analyse der Korngrössenverteilung, des gesamten organischen Kohlenstoffs/organischen Materials, des Gesamtphosphors, der Metalle und der organischen Verbindungen einschliesslich PCB, PAK und Pestizide bis zu einem Monat im Kühlschrank gelagert werden ($1-5^\circ\text{C}$, dunkel und luftdicht). Wenn Gesamt-Quecksilber analysiert werden soll, ist die Lagerdauer auf eine Woche im Kühlschrank und einen Monat im Gefrierschrank zu begrenzen.

Für Metalle und organische Verbindungen ist eine Lagerung von bis zu 6 Monaten im Gefrierschrank akzeptabel ($-20^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$, dunkel und luftdicht), als getrocknete Probe bei

¹⁶ ISO/DIS 5667-15 Wasserqualität - Probenahme - Teil 15: Leitfaden zur Konservierung und Handhabung von Schlamm- und Sedimentproben.



Raumtemperatur (dunkel und luftdicht verschlossen). Probengefässe aus Glas können beim Einfrieren brechen. Es wird daher empfohlen, die Eignung der Behälter für das Einfrieren nasser Proben vor der Verwendung zu testen. Ausserdem sollten die Behälter nicht bis zum Rand gefüllt werden, damit sich die Probe beim Einfrieren ausdehnen kann.

Alternative Konservierungs- und Lagerungsbedingungen können geeignet sein, wenn das Labor nachweisen kann, dass es während der Lagerung keine Verluste gibt.

Weitere Empfehlungen zur Lagerung von Sedimentproben für zusätzliche Zielanalysen sind in ISO/DIS 5667-15 (2007) enthalten.

KASTEN 2: Validierung der Stichprobenmethode

Ob sich das vorgeschlagene Probenahmeprotokoll in der Praxis anwenden lässt, wurde durch eine gemeinsame Probenahmekampagne mit den Kantonen zwischen Juni und November 2016 getestet. Dabei haben acht Personen die vorgeschlagene Methode am selben Standort gleichzeitig angewendet.

Zuverlässigkeit und Durchführbarkeit der Stichprobenmethode

Die Ergebnisse der gemeinsamen Probenahme haben gezeigt, dass sich das vorgeschlagene Protokoll von unterschiedlichen Personen leicht anwenden lässt. Es stellte sich auch heraus, dass die Metallkonzentrationen in von verschiedenen Personen genommen Proben keine signifikanten Unterschiede zwischen den gemessenen Sedimenten aufwiesen. Dies unabhängig davon, wie vertraut eine Person mit dem Protokoll für die Probenahme war. Der resultierende Intraklassen-Korrelationskoeffizient (ICC; Bartlett und Frost 2008), der ein Index für die Zuverlässigkeit ist, betrug 0,84 für dieselbe Person (intra-operator) und 0,77 für verschiedene Personen (inter-operator). Der ICC kann Werte zwischen 0 und 1 aufweisen. Werte unter 0,5 stehen für eine schlechte Zuverlässigkeit, solche über 0,9 für eine ausgezeichnete Zuverlässigkeit (Koo and Li 2016; Watson and Petrie 2010). Die Ergebnisse zeigen, dass die vorgeschlagene Methode eine gute bis sehr gute Intra-Operator-Zuverlässigkeit und eine mässige bis gute Inter-Operator-Zuverlässigkeit aufweist. Die Intra-Operator-Zuverlässigkeit ist im Allgemeinen höher als die Inter-Operator-Zuverlässigkeit (Bartlett und Frost 2008). Bezogen auf praktische Aspekte der vorgeschlagenen Methode berichteten die Teilnehmenden vor allem von Schwierigkeiten, an einigen Standorten Probenahmestellen zu finden, die genügend Feinsediment enthielten, um daraus eine Mischprobe zu bilden.

Präzision und globale Unsicherheit

Die Präzision des Probenahmeprotokolls wurde anhand des Wiederholbarkeitskoeffizienten (RC) von zwei wiederholten Messungen geschätzt. Dabei wurden die Messungen während der Machbarkeitsstudie von demselben Anwender an 13 verschiedenen Standorten durchgeführt. Der RC stellt die Präzision der Methode mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,95 dar und wird in Konzentrationseinheiten ausgedrückt. Der RC lag zwischen 6,5 mg/kg Trockengewicht für Cr und 20,3 mg/kg Trockengewicht für Cu (Tabelle 7).

Die globale Unsicherheit (Tabelle 8), die auf der Grundlage der Ergebnisse des Leistungstests abgeschätzt und als relative erweiterte Unsicherheit ausgedrückt wurde, betrug 18-67 % (nur für den Schritt der Probenahme). Die Unsicherheit einschliesslich Probenahme, Extraktion und Analyse (Extraktion durch *Königswasser* in der Mikrowelle und Quantifizierung durch ICP-MS) betrug 39-103 % (95 % Wahrscheinlichkeit). Wie erwartet, hing die Variabilität stark von der Metallkonzentration im Sediment und der Art des Substrats am Untersuchungsort ab.



Die mit der Probenahme verbundene Unsicherheit muss bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden, insbesondere wenn die Konzentrationswerte mit den SQK verglichen werden. Um mit der Unsicherheit umzugehen, wird empfohlen, an einer angemessenen Anzahl von Stationen Feldwiederholungen durchzuführen. So lassen sich die Probenahmeunsicherheit bewerten, und die Analysewiederholungen sowie die Messunsicherheit abschätzen.

Tabelle 7: Wiederholbarkeitskoeffizient (RC) des vorgeschlagenen Probenahmeprotokolls für eine einzelne Person an 13 Standorten.

	Cr	Cu	Ni	Pb
RC ± SE (mg/kg)	6.4 ± 2.3	20.3 ± 7.3	12.5 ± 4.5	9.3 ± 3.4
Bereich der Anwendbarkeit (mg/kg)	14.7-86.5	9.5-78.5	9.9-49.7	7-40.5

Tabelle 8: Unsicherheit (ausgedrückt als relative erweiterte Unsicherheit, in %) im Zusammenhang mit dem Probenahmeschritt und der globalen Unsicherheit einschließlich Extraktion und Analyse.

	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Zn
Probenahme U' (%)	23	30	67	27	18	23
Global (Probenahme + Extraktion + Analyse) U' (%)	39	46	103	48	43	47

5.4. Analyse

5.4.1. Probenvorbehandlung

Sedimentproben sollten vor Ablauf der maximalen Lagerdauer je nach den zu analysierenden Substanzen unterschiedlich vorbehandelt werden:

- Organischer Gesamtkohlenstoff (TOC) und Trockenmasse: Eine Teilprobe des Sediments wird bei 105 °C zum Abschätzen der Trockenmasse getrocknet und zur anschliessenden TOC-Messung verwendet.
- Spurenmetalle: Eine Teilprobe des Sediments wird bei max. 40°C getrocknet.
- Organische Schadstoffe: Die Sedimente sollten idealerweise gefriergetrocknet werden, wenn nicht flüchtige organischen Schadstoffen das Ziel der Analyse sind. Wenn die Gefrier Trocknung nicht durchführbar oder verfügbar ist, sind auch alternative Vorbehandlungsmethoden geeignet, insofern das Labor nachweisen kann, dass es während der verschiedenen Vorbehandlungsschritte nicht zu signifikanten Verlusten kommt und die QA/QC-Anforderungen erfüllt werden.



5.4.2. Eigenschaften des Sediments

Sediment-Korngrösse

Es wird eine vollständige Korngrössencharakterisierung mit Hilfe von Aräometern oder Laserpartikelanalyse empfohlen. Ist das nicht möglich, kann der Feinkornanteil durch Sieben von nassen, auf 2 mm vorgeseibter Sedimentproben durch ein einzelnes Sieb (63 µm) oder durch mehrere übereinanderliegende Siebe (z. B. 63 µm, 106 µm, 150 µm, 180 µm, 500 µm) mit Hilfe von entionisiertem Wasser abgeschätzt werden. Danach wird jede Sedimentfraktion getrocknet und der Anteil jeder Fraktion abgeschätzt.

Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC)

Der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) kann mit automatischen Hochtemperatur-C-Analysatoren (z. B. Shimadzu TOC-V) quantifiziert werden. Diese Analysegeräte bestimmen den TOC als Differenz zwischen dem Gesamtkohlenstoff (TC) und dem anorganischen Kohlenstoff (IC). TC wird durch Verbrennung der Probe in einem Sauerstoffstrom mit einem Katalysator (z.B. Wolframoxid, Vanadiumpentoxid) bei 900°C bestimmt, und IC wird nach Ansäuern der Probe mit Phosphorsäure bei 200°C und Ausblasen des CO₂ bestimmt, das bei der Reaktion mit Stickstoff entsteht. Dieses Verfahren wird auch für die Bewertung von PCB-Belastungen im Sediment empfohlen (Zennegg et al. 2016b).

Alternativ dazu erlaubt der Glühverlust (LOI) eine schnelle und kostengünstige Schätzung der organischen Substanz im Sediment. Es gibt kein Standardprotokoll für die LOI-Analyse. Ausserdem wird der LOI von der Verbrennungstemperatur, der Verbrennungsdauer, sowie der zu verbrennenden Probenmasse beeinflusst. Zur Harmonisierung wird die Verbrennung von 2 g einer bei 105°C vorgetrockneten Probe bei 550°C für 4 Stunden empfohlen (nach Heiri et al. 2001).

Der LOI kann entweder durch einen festen Umrechnungsfaktor oder durch Regressionsanalysen in den TOC umgerechnet werden. Von der Verwendung eines einzigen Umrechnungsfaktors zur Abschätzung des TOC aus dem LOI wird bei LOI-Gehalten zwischen 0,5 und 7,5 % abgeraten, da die Daten zu stark streuen. Die folgende Gleichung für Gesamtsediment und Feinsediment kann verwendet werden¹⁷:

Gesamtsediment (2 mm) mit einem mittleren Fehler von 57 % bei der Vorhersage:

$$TOC_{2mm} = 10^{-0.19} * LOI^{0.79} * 10^{\frac{0.0156}{2}} = 0.635 * LOI^{0.79} * 1.07 \quad r^2=0.52$$

Feinsediment (63 µm) mit einem mittleren Fehler von 11 % bei der Vorhersage:

$$TOC_{63\mu m} = 10^{-0.61} * LOI^{1.18} * 10^{\frac{0.062}{2}} = 0.248 * LOI^{1.18} * 1.02 \quad r^2=0.82$$

¹⁷ Basierend auf den Ergebnissen von 80 Datenpaaren von TOC/LOI aus Schweizer Sedimenten (14 verschiedene Standorte).



Da der Fehler bei der Vorhersage hoch sein kann (insbesondere bei grobem Sediment), wird empfohlen, mindestens einmal vollständige TOC-Analysen durchzuführen, um die spezifische LOI/TOC-Beziehung für den untersuchten Standort zu bestimmen.

5.4.3. Metalle

Die Analyse von Spurenmetallen (ausser Hg) in Sedimenten besteht aus einem Aufschlussschritt und der anschliessenden Elementanalyse (Kasten 3). Es wird die Extraktion mit *Königswasser*¹⁸ empfohlen, da dieses Säuregemisch unter den Kantonen das am weitesten verbreitete Extraktionsverfahren ist. Dadurch werden die Ergebnisse zwischen den Kantonen besser vergleichbar und sie können mit den SQK überprüft werden (diese Extraktion wird auch empfohlen, um Effektdaten abzuleiten, die für die Entwicklung der SQK verwendet werden). *Königswasser* wird zudem auch von der EU-WRRL als das bevorzugte Aufschlussverfahren für Sedimente vorgegeben (EC 2010), da es die beste Näherung für die ökologisch verfügbare Metallfraktion liefert (US EPA 1996a).

Die Metallkonzentrationen nach der Extraktion mit Salpetersäure und Wasserstoffperoxid ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$) sind mit jenen vergleichbar, die mit *Königswasser* erhalten werden, wenn eine Hochdruckmikrowelle verwendet wird. Alternative Extraktionsmethoden sind akzeptabel, sofern das Labor nachweisen kann, dass die erzielten Ergebnisse mit jenen von *Königswasser* vergleichbar sind. Nach der Verdünnung der Extrakte werden die Metalle entweder mit ICP-MS (induktiv gekoppelte Plasma-Massenspektrometrie) oder ICP-OES (induktiv gekoppelte Plasma-optische Emissionsspektrometrie) analysiert.

Die Quecksilberbestimmung erfordert alternative Methoden wie CV-AAS (Cold Vapor Atomic Absorption Spectrometry) nach thermischer Zersetzung der Probe, meist unter Verwendung eines automatischen Feststoffanalysators (Aquaref 2013; Szakova et al. 2004; US EPA method 7473: 1998).

¹⁸ Königswasser ist eine Mischung aus Salpetersäure und Salzsäure im molaren Verhältnis 1:3.



KASTEN 3: Vergleich von Extraktionsverfahren für die Metallbestimmung

Für die Spurenmetallanalyse können verschiedene Aufschlussverfahren verwendet werden, die von der partiellen Extraktion mit schwachen Säuren oder Chelatbildnern (Brady et al. 2016) bis zum Totalaufschluss mit Flusssäure (HF) oder HF in Kombination mit starken Säuren reichen (Sun et al. 2001). Die beste Extraktionstechnik zur Abschätzung des Gesamtmetallgehalts in Sedimenten ist der Aufschluss mit HF in Kombination mit starken Säuren. Obwohl die Verwendung von HF im Labor nicht unumstritten ist, wird die Gesamtmineralisierung mit HF immer noch für die Normalisierung gegen Kofaktoren auf der Basis von Li- oder Al-Konzentrationen benötigt (ICES 2009; EC 2010). Als sinnvolle Alternative zu HF wird traditionell *Königswasser* angesehen, das zu einer sogenannten Pseudototalextraktion führt. Um die Bioverfügbarkeit zu berücksichtigen, wurden mehrere Extraktionsverfahren vorgeschlagen wie z. B. die dreistufige BCR-Extraktion (Community Bureau of Reference) (Rauret 1998), ein sequentielles Extraktionsverfahren (Maiz et al. 1997; Tessier et al. 1979) und eine schwache Säureextraktion mit 1 M HCl (Simpson und Spadaro 2011). Es bleiben jedoch einige Probleme bestehen in Bezug auf die analytische Reproduzierbarkeit und Präzision, den Zeitaufwand, die Vergleichbarkeit der Daten sowie die Qualitätskontrolle (Brady et al. 2016; Rauret 1998; Sun et al., 2001; Tessier et al., 1979).

In der Schweiz sind verschiedene totale und pseudototale Extraktionstechniken im Einsatz. Vier davon wurden für die Bestimmung von Metallen aus 20 Sedimentproben verglichen (Tabelle 9). Die Ergebnisse dieses Vergleichs zeigten, dass die Verzerrung zwischen den Extraktionsmethoden relativ konstant ist, obwohl die Amplitude der Verzerrung vom betrachteten Metall abhängt. Der grösste Unterschied zwischen der Totalextraktion mit HF und der Pseudototalextraktion wurde für Elemente mit dem höchsten geogenen Beitrag wie Cr und Ti beobachtet, wobei die VBBo-Extraktion die niedrigsten Konzentrationen für diese Metalle ergab. Die VBBo-Methode führte auch zu einer geringeren Extrahierbarkeit (15 von 20 untersuchten Sedimenten) als jener mit *Königswasser* (relative Extrahierbarkeit Cd: 85%, Co: 95%, Cr: 36%, Cu: 92%, Ti: 63%, Zn: 95%, Ni: 96%, Pb: 90%). Die Metallkonzentrationen, die nach der Extraktion mit HNO₃ + H₂O₂ in der Hochdruckmikrowelle und der Extraktion mit *Königswasser* erhalten wurden, unterschieden sich nicht signifikant.

Tabelle 9: Extraktionsmethoden für die Metallbestimmung in Sedimenten, die von Schweizer Labors am häufigsten verwendet werden.

Methode	Säuremischung	Extraktion Zustand	Kommentare
Gesamt mit HF	HF + H ₂ O ₂ + HNO ₃	Hochdruck-Mikrowelle ¹	Nicht in Routineuntersuchungen verwendet.
Rhein SPM	HNO ₃ + H ₂ O ₂	Hochdruck-Mikrowelle ^(a)	Methode des Metallmonitorings in Schwebstoffen im Rhein.
VBBo modifiziert	HNO ₃ 2M	Backofen ^(b)	Wird von einigen kantonalen und anderen Labors verwendet.
<i>Königswasser</i>	HNO ₃ + HCl	Mikrowelle ^(c)	Wird von den meisten kantonalen Labors verwendet.

^(a) Milestone ultraCLAVE: 10 min 180°C, 4 min 250°C, 10 min 250°C, 120 bar, 1000 W.

^(b) Zeit 16h, 100°C.

^(c) ETHOS 1 Mikrowellen-Laborsystem Programm : 10 min 150°C / 5 min 190°C / 35 min 190°C / mit 800 W. 15 min 80°C / 5 min 50°C mit 100 W.



5.4.4. Organische Mikroverunreinigungen

Die Analyse von organischen Schadstoffen in Sedimenten erfordert einen Extraktionsschritt, der sich je nach Zielsubstanz unterscheidet. Anschliessend muss der Extrakt oft gereinigt werden, um die Selektivität durch eine Verringerung des Matrixeffekts zu erhöhen. Danach kann der gereinigte Extrakt ins Analysesystem injiziert werden, das in den meisten Fällen auf einem gas- oder flüssigchromatographischen Trennverfahren basiert, gekoppelt mit massenspektrometrischen Verfahren zur Quantifizierung der Verbindungen. Die nach den Extraktions- und Aufreinigungsschritten angewendeten Analysemethoden sind im Allgemeinen dieselben wie für Wasserproben. Eine Kurzbeschreibung der analytischen Anforderungen für Substanzen aus Kapitel 4 findet sich weiter unten¹⁹.

Extraktion

Um organische Verbindungen aus der Sedimentmatrix zu extrahieren, kommen mehrere Verfahren in Frage. Sie verwenden meist organische Lösungsmittel und werden als Fest-Flüssig-Extraktion (SLE) bezeichnet. Gemäss des Technischen Leitfadens Nr. 25 zur chemischen Überwachung von Sedimenten und Biota unter der Wasserrahmenrichtlinie (EC 2010) erfordert die Extraktion von nassen Sedimentproben die Verwendung eines Lösungsmittels, das mit Wasser mischbar ist (Aceton), gefolgt von einem weniger polaren Lösungsmittel wie Pentan oder Hexan. Dieses Verfahren funktioniert gut für unpolare Substanzen wie chlororganische Pestizide, PAK, PBDE und chlorierte Benzole. Für flüchtige Verbindungen ist die Extraktion nasser Proben ohne Gefriertrocknen vorzuziehen. Alternative Extraktionsmethoden für flüchtige Verbindungen verwenden Purge-and-Trap- oder Headspace-Sorptions-Extraktionstechniken (EC 2010).

Die Soxhlet-Extraktion (SXE) ist eine traditionelle Extraktionsmethode und wird für die Extraktion vieler persistenter organischer Schadstoffe (POP) verwendet, die in Sedimenten vorkommen können: PCB (US EPA Methode 3540C; 1996b), PBDE (US EPA Methode 1614A; 2010), etc.

Die beschleunigte Lösungsmittlextraktion (ASE) oder Pressurized Solvent Extraction (PSE) hat sich zu einer robusteren und reproduzierbaren Methode für die Extraktion von persistenten organischen Schadstoffen (POP) entwickelt. Allerdings ist bei den Ergebnissen für PCB im Vergleich zur Soxhlet-Extraktion Vorsicht geboten, wenn das Sediment einen hohen Kohlenstoffgehalt aufweist (Bandh et al. 2000). Nichtsdestotrotz scheint sie für partikuläre PAK vergleichbare Ergebnisse zu liefern wie die SXE oder die Ultraschallextraktion (USE) (Heemken et al. 1997). Grundsätzlich handelt es sich bei der ASE um eine Fest-Flüssig-Extraktionstechnik mit der Möglichkeit, definierte Temperatur- und Druckbedingungen anzuwenden. Sie benötigt im Vergleich zur SXE weniger Lösungsmittel und ist weniger aufwendig.

¹⁹ Für andere Stoffe, die nicht im Text genannt werden, können die zum Zeitpunkt der Erstellung bekannten Analysetechniken den entsprechenden SQK-Stoffdossiers entnommen werden, die auf Anfrage erhältlich sind (info@oekotoxzentrum.ch).



Für die Extraktion von organischen Verunreinigungen aus der Sedimentmatrix werden häufig andere Extraktionstechniken verwendet: Darunter mikrowellenunterstützte Lösungsmittlextraktion (MASE oder MAE), Ultraschallextraktion (USE), ultraschallunterstützte Extraktion (UAE) oder Heisswasserextraktion (SHWE).

Die meisten Labore, die in der Schweiz Sedimente auf organische Schadstoffe analysieren, verwenden SXE oder ASE für die Extraktion klassischer Schadstoffe (PCB und PAK).

Reinigung

Für eine bessere Selektivität und eine Reduktion des Matrixeffekts benötigen organische Extrakte einen Reinigungsschritt. Eine umfangreiche Reinigung ist vor allem dann erforderlich, wenn die Proben wahrscheinlich biologische Makromoleküle, Schwefel aus reduzierten Bedingungen und/oder Öl oder Fett enthalten (EC 2010). Üblicherweise werden Florisil® (US EPA Methode 3620C; 2014) oder Kieselgel bzw. Aluminiumoxid verwendet. Um den natürlich in den Sedimenten vorhandenen Schwefel zu entfernen, ist oft ein zusätzlicher Reinigungsschritt mit Cu- oder Tetrabutylammoniumsulfid (TBA) notwendig (US EPA Methode 3660B; 1996c). Auch die Umkehrphasen-Festphasenextraktion (SPE) kann je nach Zielverbindungen als Reinigungsschritt eingesetzt werden, z. B. für Steroidhormone (Omar et al. 2017, Yarahmadi et al. 2018). ASE ermöglicht eine Online-Reinigung durch Laden des Reinigungsmaterials in die ASE-Zelle.

Analyse

Die empfohlene Nachweismethode für die Analyse von halbflüchtigen und flüchtigen organischen Schadstoffen im Sediment basiert auf der Verwendung von Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC-MS). Für die meisten organischen Verbindungen wird eine selektive Methoden auf Basis von GC-MS empfohlen, da eine solche Analyse häufig Probleme durch Matrixeffekte reduzieren kann (EC 2010). Die Verwendung von Flüssigchromatographie gekoppelt an Massenspektrometrie (LC-MS) wird eher für nicht flüchtige organische Schadstoffe wie die meisten Pestizide und Pharmazeutika empfohlen.

Methoden Qualitätsstandards

Die für die Analyse der Zielsubstanzen verwendeten Analysemethoden sollten auf ihre Selektivität, Linearität und Wiederholbarkeit gemäss internationalen Qualitätsstandards validiert werden (Thompson et al. 2002). Die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen der Methoden können auf unterschiedliche Weise ermittelt werden und sollten daher dokumentiert werden. Die Abschätzung von Methodenunsicherheiten und die Verwendung von Referenzmaterialien für die Validierung der Methoden und die Teilnahme an Ringversuchen werden dringend empfohlen, um nachzuweisen, dass analytischen Methoden robust sind (Ellison and Williams 2012; ISO 5725, 1994).



6. Beurteilung der Sedimentqualität

Es wird ein allgemeingültiges, gestuftes Bewertungsverfahren vorgeschlagen (Abbildung 9), in dem Sedimentqualitätskriterien nur einen der Faktoren darstellen, die für die Bewertung der Sedimentqualität verwendet werden (TGD, EC 2011, 2018). Typischerweise beinhaltet Stufe 1 konservative/worst-case Annahmen und Stufe 2 realistischere Annahmen. Ziel beim Übergang vom Screening zu detaillierteren Bewertungen ist, die verbleibenden Unsicherheiten während des Entscheidungsprozesses zu verringern und das Vertrauen zu verbessern.

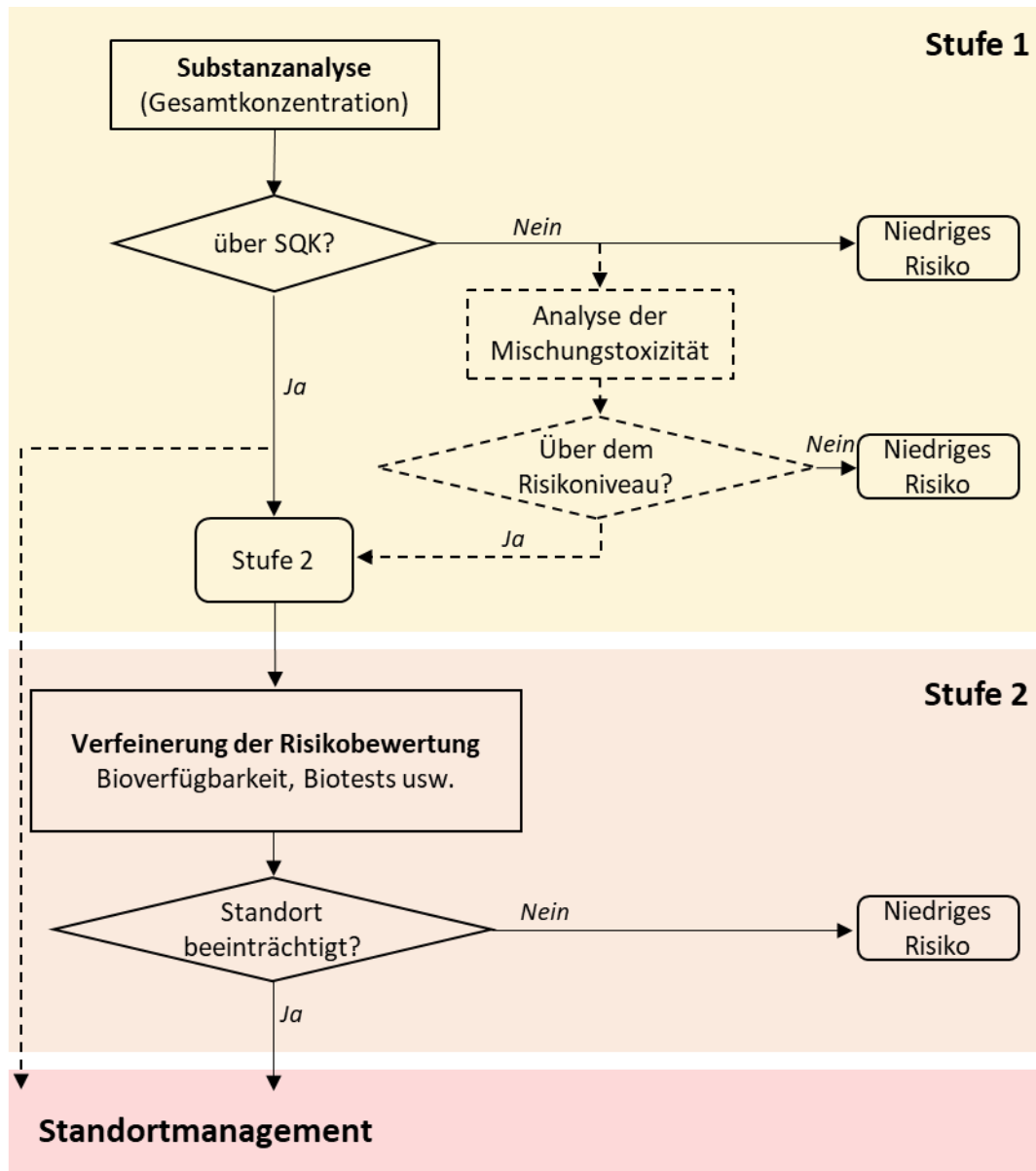


Abbildung 9: Mehrstufiges Verfahren, Ansatz für die Beurteilung der Sedimentqualität.

Die vorgeschlagenen Bewertungsverfahren können zur Bewertung von chemischen Sedimentdaten verwendet werden, um so Standorte zu identifizieren, an denen Sedimente für



Wasserorganismen schädlich sein können. In Übereinstimmung mit den Verfahren, die gegenwärtig weltweit zur Bewertung der Sedimentqualität eingesetzt werden, wird empfohlen, die SQK als Screening-Werkzeuge oder Richtwerte zu verwenden (CCME, 1995; EC, 2010; Simpson et al. 2013; US EPA 2001). Unter den meisten Umständen sollten weitere Untersuchungen veranlasst werden, wenn die SQK überschritten werden. So lässt sich die Risikobewertung verfeinern oder das mit einer Überschreitung der Qualitätskriterien verbundene potenzielle Risiko verifizieren. Wahrscheinlich sind die Bioverfügbarkeit und damit der Toxizität von Schadstoffen in verschiedenen Sedimenttypen unterschiedlich. Ausserdem ist zu beachten, dass eine Überschreitung der SQK nicht zwangsläufig eine Beeinträchtigung der biologischen Gemeinschaft oder eine Toxizität bedeutet. Es kann aber in diesem Fall nicht mehr ausgeschlossen werden, dass aquatische Organismen geschädigt werden. Werden die verfügbaren SQK eingehalten, heisst das aber umgekehrt nicht, dass die Sedimente nicht toxisch sind. Nicht alle Stoffe in Sedimenten werden routinemässig analysiert oder haben definierte SQK. Ausserdem können Mischungseffekte auftreten, die schwierig zu bewerten sind. Daher muss das Potenzial für nachteilige biologische Auswirkungen, das durch eine Überschreitung des SQK angezeigt wird, stets in Verbindung mit anderen Informationen bewertet werden (siehe Kapitel 6.2). Es können allerdings auch Managementmassnahmen ohne weitere Beurteilungen festgelegt werden, dies beispielsweise wenn die Sedimentkonzentrationen die entsprechenden SQK stark überschreiten (gestrichelter Pfeil auf der linken Seite von Abb. 9).

Abhängig von den Zielen und den zu lösenden Problemen kann die Bewertung der Sedimentqualität unterschiedlich komplex sein. Wird das Ziel verfolgt, einen Überblick über die Sedimentqualität auf kantonaler oder regionaler Ebene zu erhalten, kann eine knappe und nicht zu komplexe Studie ausreichend sein. Besteht das Ziel darin, Prioritäten zu setzen, um so auf zukünftige Managementaktivitäten zu fokussieren, Managementziele zu erreichen (z.B. Quellenidentifizierung und -kontrolle, Sanierung) oder um mögliche biologische Auswirkungen an identifizierten Hot Spots zu bewerten, kann es nötig sein, die Standortbedingungen umfassender zu charakterisieren. Welche Arten von Methoden und Informationen für die Bewertung erforderlich sind, entscheidet letztlich der Umweltverantwortliche von Fall zu Fall. Die folgenden Abschnitte bieten eine grobe Zusammenstellung verschiedener Bewertungsmethoden, die zur Bewertung der Sedimentqualität verwendet werden können.

6.1. Stufe 1: Bewertung der Sedimentqualität auf Grundlage des Vergleichs der gemessenen Konzentrationen mit SQK

Die erste Stufe besteht aus chemischen Analysen und der Quantifizierung der ausgewählten Substanzen. Diese Messungen werden an der < 2 mm Fraktion durchgeführt, um grobes Material und Schutt mit einer geringen Kapazität zur Schadstoffbindung auszuschliessen. Konzentrationen unterhalb der jeweiligen SQK zeigen an, welche Chemikalien und Standorte ökotoxikologisch wenig bedenklich sind. An diesen Standorten haben weitere Untersuchungen eine geringere Priorität und die Massnahmen beschränken sich auf den Schutz der bestehenden



Sedimentqualität. Weitere Bewertungen können z. B. für Chemikalien erforderlich sein, die im Sediment nachgewiesen wurden und für die keine SQK verfügbar sind.

Handelt es sich bei der zu analysierenden Matrix um die < 2 mm-Fraktion, kann das ökotoxikologische Risiko durch den Vergleich der in Sedimentproben gemessenen Umweltkonzentrationen mit den entsprechenden SQK abgeschätzt werden (Tabelle 10). Die Ableitung der SQK basiert weitgehend auf der von der Europäischen Kommission 2018 veröffentlichten EU Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards (TGD) (EC 2011; Anhang 3). Die SQK werden anhand von ökotoxikologischen Wirkdaten abgeleitet und stellen Schwellenkonzentrationen für das Risiko für benthische Organismen dar. Werden diese Schwellen überschritten, können schädliche Wirkungen nicht ausgeschlossen werden. Für die meisten Stoffe besteht das Schutzziel darin, eine Verschlechterung der benthischen Lebensgemeinschaften zu verhindern. Für einige Stoffe, die zur Bioakkumulation und Biomagnifikation neigen (z. B. PCB, PFOS), wurde bei der Ableitung der SQK das Risiko einer Sekundärvergiftung für in der Nahrungskette weiter oben angesiedelte Organismen berücksichtigt (z. B. Fische, Vögel, Säugetiere)²⁰. Stoffdossiers mit einer detaillierten Beschreibung der SQK-Ableitung sind beim Oekotoxzentrum auf Anfrage erhältlich (info@oekotoxzentrum.ch). Das Oekotoxzentrum hat bei Bedarf auch schon *ad hoc* SQK für andere Stoffe abgeleitet. Diese *ad hoc* SQK-Dossiers werden nicht extern überprüft, sind aber ebenfalls auf Anfrage erhältlich.

Der Risikoquotient (RQ) wird mit folgender Formel abgeleitet:

$$\text{Risikoquotient (RQ)} = \frac{\text{Gemessene Umweltkonzentration (MEC)}}{\text{SQK}}$$

Bei einer Überschreitung des SQK kann nicht ausgeschlossen werden, dass eine Belastung eine Gefahr für Wasserorganismen darstellt (EC 2011). Das Risiko für benthische Organismen gilt als tolerierbar, wenn der RQ <1 ist, und als nicht tolerierbar, wenn der RQ ≥1 ist.

Die SQK werden für organische Verbindungen und Kupfer stets für Sedimente mit 1 % TOC als ungünstigstem Fall abgeleitet. Wo angegeben (Tabelle 10), sollten die gemessenen Umweltkonzentrationen mit der folgenden Formel auf 1 % TOC normalisiert werden²¹:

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

Mit:

²⁰ Die menschliche Gesundheit wurde in diesem Projekt nicht berücksichtigt. Wenn aber beispielsweise die Beurteilung eines Badeplatzes das Ziel der Studie ist, muss diese auch mitberücksichtigt werden (Gefahr einer Aufnahme von Schadstoffen durch Kleinkinder).

²¹ Es ist auch möglich, SQK auf den TOC-Gehalt im Sediment zu normalisieren. Dazu sollte folgende Formel verwendet werden:

$$SQK_{norm} = SQK \times f_{TOC}$$

wo SQK_{norm} der SQK ist, der auf den TOC-Gehalt im Sediment normalisiert wurde. SQK ist der SQK, der für einen TOC von 1 % bestimmt wurde und f_{TOC} ist der Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff im Sediment in %.



MEC_{norm} = Umweltkonzentration (MEC) normalisiert auf 1% TOC

MEC = Umweltkonzentration, nicht normalisiert

f_{TOC} = Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff in %

Eine Normalisierung der gemessenen Konzentrationen wird immer dann empfohlen, wenn der TOC-Gehalt im Sediment zwischen 1 und 10 % liegt. Die Normalisierung auf den TOC-Gehalt geht von einer linearen Beziehung zwischen dem TOC-Gehalt und der Bioverfügbarkeit aus, welche die Toxizität kontrolliert. Jenseits des Bereichs von 1-10 % TOC bringt die Normalisierung einen gewissen Grad an Unsicherheit mit sich, die im Rahmen der Bewertung berücksichtigt werden sollte.

Tabelle 10: Vorgeschlagene Sedimentqualitätskriterien (SQK) für die Stoffe, die zur Sedimentüberwachung in der Schweiz vorgeschlagen werden. P (=preliminary): vorläufige Werte. Diese Werte können nicht zur Einteilung in Qualitätsklassen verwendet werden, da sie mit einer hohen Unsicherheit behaftet sind.

Substanz	CAS	Einheit	SQK ^(a, b)
Cu	7440-50-8	mg/kg TS	9.9 ^(c)
Zn	7440-66-6	mg/kg TS	99.7 ^(d)
Hg	7439-97-6	mg/kg TS	0.102 ^(d)
Pb	7439-92-1	mg/kg TS	50.3
PAKs (16 Indikatoren)	NA	--	--
<i>Naphthalin</i>	91-20-3	µg/kg TS	30.2 (P) ^(c)
<i>Acenaphthylen</i>	208-96-8	µg/kg TS	30.5 (P) ^(c)
<i>Acenaphthen</i>	83-32-9	µg/kg TS	97.0 ^(c)
<i>Fluoren</i>	86-73-7	µg/kg TS	142.4 (P) ^(c)
<i>Phenanthren</i>	85-01-8	µg/kg TS	78.0 ^(c)
<i>Anthracen</i>	120-12-7	µg/kg TS	4.7 ^(c)
<i>Pyren</i>	129-00-0	µg/kg TS	167.0 ^(c)
<i>Fluoranthren</i>	205-99-2	µg/kg TS	410.0 ^(c)
<i>Chrysen</i>	218-01-9	µg/kg TS	279 (P) ^(c)
<i>Benz[a]anthracen</i>	56-55-3	µg/kg TS	60.2 (P) ^(c)
<i>Benzo[k]fluoranthren</i>	207-08-9	µg/kg TS	135.1 (P) ^(c)
<i>Benzo[b]fluoranthren</i>	205-99-2	µg/kg TS	139.5 (P) ^(c)
<i>Benzo[a]pyren</i>	50-32-8	µg/kg TS	183 (P) ^(c)
<i>Benzo[ghi]perylene</i>	191-24-2	µg/kg TS	83.9 (P) ^(c)
<i>Dibenz[a,h]anthracen</i>	53-70-3	µg/kg TS	27.3 (P) ^(c)
<i>Indeno[1,2,3-cd]pyren</i>	193-39-5	µg/kg TS	63.9 (P) ^(c)
PCBs (7 Indikatoren)	NA		--
<i>PCB 101</i>	37680-73-2	µg/kg TS	0.108 (P) ^(c)
<i>PCB 118</i>	31508-00-6	µg/kg TS	0.25 (sec.pois) (P) ^(c,f) 0.05 (sec.pois) (P) ^(c,e,f)



Substanz	CAS	Einheit	SQK ^(a, b)
PCB 138	35065-28-2	µg/kg TS	0.2 (P) ^(c)
PCB 153	35065-27-1	µg/kg TS	0.3 (P) ^(c)
PCB 180	35065-29-3	µg/kg TS	0.088 (P) ^(c)
PCB 28	7012-37-5	µg/kg TS	0.008 (P) ^(c)
PCB 52	35693-99-3	µg/kg TS	0.02 (P) ^(c)
PBDEs (summe 6 Indikatoren 28, 47, 99, 100, 153, 154)	NA	µg/kg TS	52.0 ^(c) 0.90 (sec.pois.) (P) ^(f)
Nonylphenole	NA	µg/kg TS	131 ^(c)
Octylphenole	NA	µg/kg TS	12.1 ^(c)
DEHP	117-81-7	mg/kg TS	1.08 ^(c)
Diuron	330-54-1	µg/kg TS	0.39 (P) ^(c)
Chlorpyrifos	2921-88-2	µg/kg TS	0.03 (P) ^(c)
Cypermethrin	52315-07-8 ^a	µg/kg TS	0.018 (P) ^(c)
Tebuconazol	107534-96-3	µg/kg TS	2.8 ^(c)
Ciprofloxacin	85721-33-1	µg/kg TS	402 (P)
E2-E1-EE2	50-28-2 53-16-7 57-63-6	µg/kg TS	E1: 0.018 (P) E2: 0.008 (P) EE2: 0.001 (P)
Triclosan	3380-34-5	µg/kg TS	67,4 (P)
PFOS	1763-23-1	µg/kg TS	2.7 (P) ^(c) 1.85 (sec.pois.) (P) ^(f)
Tonalid	21145-77-7	µg/kg TS	344 ^(c)
HCBD	87-68-3	µg/kg TS	2.4 (P) ^(c, f)

^(a) Die SQK können sich ändern, wenn neue Wirkdaten verfügbar werden. Das Oekotoxzentrum veröffentlicht jeweils die aktuellsten Werte auf seiner Webseite: www.ecotoxcentre.ch

^(b) SQK werden als vorläufig (P) eingestuft, wenn nicht genügend Wirkdaten für ihre Ableitung vorliegen (siehe Anhang 3). Siehe Text zur Anwendung dieser Werte in der Bewertung.

^(c) Die SQK wurden jeweils für Sedimente mit 1 % TOC als ungünstigster Fall abgeleitet. TOC normalisiert.

^(d) Bestimmt mittels "Added Risk Approach". Kann an die lokalen oder regionalen Bedingungen angepasst werden, indem zur jeweiligen Hintergrundkonzentration 17.9 mg/kg für Zn und 0.016 mg/kg d.w. für Quecksilber addiert werden.

^(e) Schützt für alle planaren PCB.

^(f) Substanz, die potenziell bioakkumuliert und biomagnifiziert. Der SQK soll Räuber an der Spitze der Nahrungskette vor sekundären Vergiftungen schützen.



6.1.1. Einteilung in Qualitätsklassen

Das vorgeschlagene Bewertungssystem zur Beurteilung der Sedimentqualität auf der Basis von SQK verwendet fünf Kategorien oder Klassen auf der Grundlage des RQ (Tabelle 11).

Wenn die im Sediment gemessene Konzentration niedriger ist als der SQK ($RQ < 1$), ist die Sedimentqualität *sehr gut* oder *gut*. Wenn die gemessene Sedimentkonzentration höher ist als der SQK ($RQ > 1$), ist die Sedimentqualität *mässig*, *unbefriedigend* oder *schlecht*.

Tabelle 11: System zur Bewertung der Sedimentqualität auf Basis von SQK.

Klassifizierung	Numerische Bewertung nach MSK		Definition der Klasse ($RQ = MEC/SQK$)	Bedeutung
Sehr gut	0.8 - 1	Die gemessene Konzentration im Sediment ist mindestens 10 mal niedriger als das Qualitätskriterium (SQK).	$RQ < 0.1$	SQK eingehalten
Gut	0.6 - <0.8	Die gemessene Konzentration im Sediment ist zwischen 1 und 10 mal niedriger als das Qualitätskriterium (SQK).	$0.1 \leq RQ < 1$	
Mässig	0.4 - <0.6	Die gemessene Konzentration im Sediment ist niedriger als das Zweifache des Qualitätskriteriums (SQK).	$1 \leq RQ < 2$	SQK überschritten
Unbefriedigend	0.2 - <0.4	Die gemessene Konzentration im Sediment ist niedriger als das 10fache des Qualitätskriteriums (SQK).	$2 \leq RQ < 10$	
Schlecht	0 - <0.2	Die gemessene Konzentration ist gleich oder höher als das 10fache des Qualitätskriteriums (SQK).	$RQ \geq 10$	

Die Anwendung dieses Bewertungssystems ist nur für Stoffe mit einem definitiven SQK möglich. Bei der Bewertung von Stoffen mit einem vorläufigen SQK, die in Tabelle 10 mit einem (P) gekennzeichnet sind, sollte keine Einteilung in Sedimentqualitätsklassen vorgenommen werden, da die SQK mit einer hohen Unsicherheit behaftet sind. Wenn der angewendete Sicherheitsfaktor > 50 ist oder der SQK ausschliesslich aus Wassertoxizitätsdaten mit Hilfe des EqP-Ansatzes abgeleitet wurde, werden SQK als vorläufig betrachtet. Der in solchen Fällen anzuwendende Farbcode ist *grau*, für *nicht bewertbar*.



Vorläufige SQK werden durch zusätzliche Effektkonzentrationen für benthische Organismen ergänzt, wie z. B. LC50. Diese Werte können – wenn verfügbar – zur Verfeinerung der Risikobewertung durch SQK verwendet werden (Anhang 4)²².

Zusätzlich zur Bewertung in Qualitätsklassen kann entsprechend dem standardisierten Verfahren des Modul-Stufen-Konzepts eine numerische Bewertung zwischen 0 und 1 angegeben werden. Dabei entspricht 0.6 der Klassengrenze zwischen mässig und gut; innerhalb der Klassengrenzen wird linear interpoliert (siehe Tab. 11 und Abbildung 10).

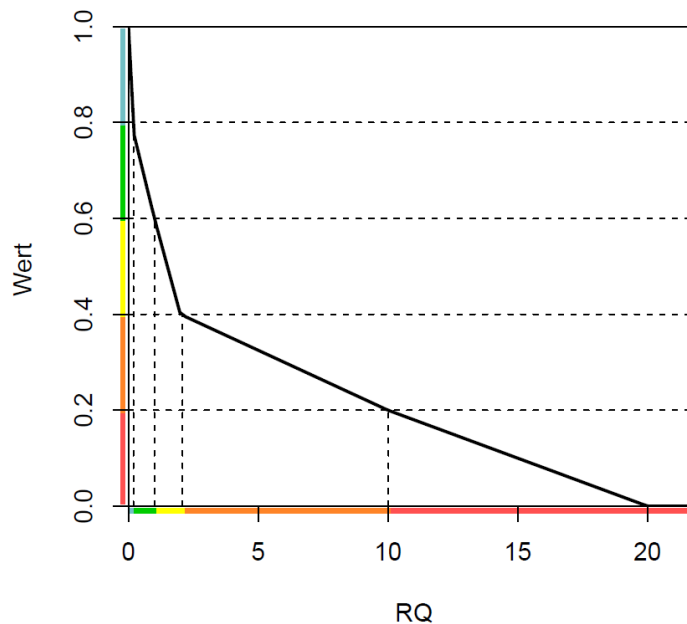


Abbildung 10: Funktion zur Umrechnung des Risikoquotienten in die standardisierte numerische Bewertung zwischen 0 und 1 entsprechend dem MSK.

Umgang mit Konzentrationen unterhalb der Nachweis- oder Bestimmungsgrenze

Liegt die gemessene Konzentration (MEC) unterhalb der Nachweisgrenze (LOD) oder der Bestimmungsgrenze (LOQ) der Analysemethode, können verschiedene Situationen unterscheiden werden, die zu unterschiedlichen Bewertungen führen:

- $SQK > LOQ$

Wenn die MEC unter dem LOQ (oder dem LOD) liegt, der SQK aber über dem LOQ, dann ist der SQK eingehalten und die Qualität der Sedimente ist *gut* bis *sehr gut*. Wenn der SQK definitiv und mindestens zehnmal höher als der LOQ (oder LOD) ist, wird die Qualität des Sediments als *sehr gut* eingestuft.

²² Bei der Ableitung von vorläufigen SQK mit dem Equilibrium Partitioning-Ansatz sind keine zuverlässigen Effektkonzentrationen für benthische Organismen verfügbar.



- $SQK < LOQ$ ²³

Wenn der SQK unter dem LOQ aber über dem LOD liegt, und die MEC unter dem LOD, dann ist der SQK eingehalten und die Sedimentqualität ist *gut*. Das Ergebnis der chemischen Messungen sollte als $<x$ (Einheit) angegeben werden, wobei x der LOD ist.

Wenn die MEC unter dem LOQ aber über dem LOD liegt, ist es nicht möglich, die Qualität der Sedimente zu beurteilen und Qualitätsklassen zuzuordnen. Der in diesem Fall vergebene Farbcode ist *grau*, für *nicht bewertbar*, und das Ergebnis der chemischen Messungen sollte als $<x$ (Einheit) angegeben werden, wobei x der LOQ ist.

- $SQK < LOD$

Wenn die MEC unter dem LOD liegt, ist es nicht möglich, die Qualität des Sediments zu bewerten und einer Bewertungsklasse zuzuweisen. Der Farbcode für diesen Fall ist *grau*, für *nicht bewertbar*, und die Resultate der chemischen Messungen sollten als $<x$ (Einheit) angegeben werden, wobei x der LOD ist.

6.1.2. Alternative Methoden zur Bewertung der Sedimentqualität auf Basis der Feinfraktion

Es ist nicht möglich, SQK für die Feinfraktion ($<63 \mu m$) abzuleiten, da sich die Effektkonzentrationen aus den Toxizitätstests, die für ihre Ableitung verwendet werden, auf das Gesamtsediment beziehen. Wenn für die chemischen Analysen die Feinfraktion verwendet wird (Tabelle 4), werden die von der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA 1998; Tabelle 12) vorgeschlagenen Zielwerte (TV) empfohlen (AWEL 2018). Diese Zielwerte wurden speziell für Schwebstoffe/Sedimente abgeleitet, basieren aber nicht auf ökotoxikologischen Daten und haben daher nicht zwingend eine Schutzwirkung für benthische Organismen. Die Schlussfolgerung der Bewertung ist entweder *eingehalten* oder *nicht eingehalten*.

Tabelle 12: Bewertung der Sedimentbelastung nach den LAWA-Zielwerten für Schwebstoffe/Sedimente (LAWA 1998). Alle Konzentrationen pro Trockengewicht.

Substanz	Einheit	Zielwert
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)pyren	mg/kg	0.4
Hexachlorbenzol	$\mu g/kg$	40
PCB 153	$\mu g/kg$	4
$\Sigma 7$ i-PCB	$\mu g/kg$	28

²³ Es ist ratsam, das Labor, das die chemischen Analysen durchführt, während der Planung der Studie zu kontaktieren, um sicherzustellen, dass die eingesetzten Analysetechniken dazu geeignet sind, die Studienziele zu erreichen (z. B. Vergleich mit SQK). Wenn möglich sollte jedes Labor seine analytischen Methoden so verbessern, dass dieses Konzentrationsniveau nachgewiesen werden kann.



6.1.3. Risikobewertung für Gemische

Das in 6.1.1 vorgestellte Bewertungs- und Klassifizierungssystem basiert auf gemessenen Konzentrationen von Einzelstoffen, doch Sedimentbelastungen treten meist als Gemische auf. Als Teil der Stufe 1 kann es deshalb relevant sein, die Toxizität von Gemischen zu bewerten (Abbildung 9). Aktuelle Erkenntnisse auf dem Gebiet der Mischungstoxizität deuten darauf hin, dass das Risiko/die Toxizität eines Gemischs von Chemikalien meist additiv ist und daher höher als das Risiko/die Toxizität der einzelnen Gemischkomponenten (Kortenkamp et al. 2009). Es wird angenommen, dass für Gemische von Chemikalien mit einem ähnlichen Wirkmechanismus eine Konzentrationsaddition, also die Addition der RQ für die einzelnen Gemischkomponenten²⁴, anwendbar ist. Für Chemikalien mit unterschiedlichen Wirkmechanismen ist dieser Ansatz eher konservativ (schützend) und die Wahrscheinlichkeit, ihre Wirkung zu unterschätzen, ist relativ gering. Daher kann der Ansatz für Screenings auf Stufe 1 wie folgt verwendet werden:

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

6.2. Stufe 2: Verfeinerung der Risikobeurteilung

Die in Stufe 1 identifizierte potenzielle Gefährdung durch eine Überschreitung des SQK sollte durch eine detailliertere, standortspezifische Risikobewertung bestätigt werden, wenn Managementstrategien vorgesehen sind (Stufe 2). Von Fall zu Fall sollten zusätzliche Bewertungsmethoden gewählt werden, um Auftreten, Art und Schweregrad schädlicher biologischer Wirkungen im Zusammenhang mit sedimentgebundenen Schadstoffen zu definieren. Die Expositionsabschätzung (Kapitel 6.2.1.) kann verfeinert werden, indem die Hintergrundwerte der Belastung am Standort berücksichtigt werden. Es können auch chemische Indikatoren für die Bioverfügbarkeit²⁵ verwendet werden. Tatsächlich können Transformationsprozesse, Komplexierung und Alterung von sedimentgebundenen Substanzen zu tiefgreifenden Veränderungen ihrer Bioverfügbarkeit führen. Darüber hinaus können Biotests (Kapitel 6.2.2.) in Verbindung mit chemischen Analysen als direktes Mass für die Toxizität sedimentgebundener Chemikalien verwendet werden. Dabei werden die Auswirkungen der Summe aller gemessenen und nicht gemessenen Chemikalien berücksichtigt. *In situ* Studien von Lebensgemeinschaften liefern Informationen über direkte und indirekte Effekte auf höherer Organisationsebene. Weitere

²⁴ Der häufigste verwendete Ansatz bei der Risikobewertung von Sedimenten für die Toxizität von Gemischen ist der mittlere PEC-Quotient (m-PECQ). Er ist im Wesentlichen ein additives Modell, das empirische Sediment-Benchmarks (vorausgesagte Effektkonzentration PEC, Kasten 1) als Gewichtungsfaktoren für Schadstoffe oder Schadstoffklassen innerhalb des Gemischs verwendet (Ingersoll et al. 2001). Anstelle der Summe addiert der mittlere-PECQ-Ansatz die Durchschnittswerte, die individuell für die Hauptschadstoffklassen berechnet werden (d. h. Metalle, PAK, PCB und chlororganische Pestizide). Basierend auf einer Feldvalidierung gilt eine Sedimentprobe als toxisch für benthische Invertebraten, wenn der mittlere PECQ $\geq 0,5$ ist (Ingersoll et al. 2001). Eine solche Validierung mit Felddaten wurde weder für die mit den SQK berechneten mittleren Quotienten noch für den RQ_{mix} durchgeführt.

²⁵ Laut UN-GHS 2019 (NU, 2019) ist die Bioverfügbarkeit oder biologische Verfügbarkeit das Ausmass, in dem eine Substanz von einem Organismus aufgenommen und auf einen Bereich innerhalb des Organismus verteilt wird. Sie ist abhängig von den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Stoffes, der Anatomie und Physiologie des Organismus, der Pharmakokinetik und dem Expositionsweg.



Informationen zur Umsetzung des abgestuften Ansatzes in den Fallstudien finden sich in Anhang 5.

6.2.1. Verfeinerung der Expositionsabschätzung

Natürliche Hintergrundkonzentrationen

Sind natürlich vorkommender Chemikalien vorhanden (z. B. Metalle und bestimmte organische Verbindungen wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)) führt dies in allen Umweltkompartimenten (einschliesslich Sedimenten) zu natürlichen Hintergrundkonzentrationen mit Auswirkungen auf die Qualitätsbewertung. Obwohl es möglich ist, dass natürliche Konzentrationen von Chemikalien zu nachteiligen Auswirkungen auf bestimmte Wasserorganismen beitragen, sollte man sich bei der Überwachung auf Standorte und Chemikalien konzentrieren, die in erster Linie durch menschliche Aktivitäten beeinflusst werden.

Natürliche Hintergrundkonzentrationen von Metallen und PAK in Schweizer Sedimenten wurden - soweit möglich - bei der Ableitung der vorgeschlagenen SQK berücksichtigt. Allerdings können die Hintergrundkonzentrationen in den verschiedenen Regionen der Schweiz variieren (Casado-Martinez et al. 2016). Wenn ein in der Umwelt natürlich vorkommender Stoff seinen entsprechenden SQK überschreitet, kann die Bewertung mit Hilfe von standortspezifischen Informationen über natürliche Hintergrundkonzentrationen verfeinert werden. Dadurch lässt sich sicherstellen, dass die SQK-Überschreitung nicht auf den standortspezifischen natürlichen Hintergrund zurückzuführen ist. Für Hintergrundkonzentrationen gibt es in der Schweiz keine offiziellen Werte. Es existiert jedoch eine Übersicht über die vorhandenen Informationen für Metalle (Casado-Martinez et al. 2016, Anhang 6). Alternativ können die Hintergrundkonzentrationen auf der Basis von Daten abgeschätzt werden, die in von allen Schadstoffpunktquellen und -einleitungen weit entfernt gelegenen Referenzsedimenten gemessen wurden. Referenzsedimente sollten von vergleichbarer Korngrösse sein. Stehen genügend Daten zur Verfügung, können Hintergrundkonzentrationen auch statistisch aus der Verteilung gemessener Konzentrationen abgeleitet werden (EC 2011).

Menschliche Aktivitäten sind die einzige Quelle synthetischer organischer Schadstoffe in der Umwelt; daher sollte die natürliche Hintergrundkonzentration solcher Verbindungen gleich Null sein. Einige Substanzen (z. B. PCB) können jedoch ubiquitär sein und aufgrund ihrer Persistenz und dem atmosphärischen Ferntransport auch an weit von den Quellen entfernten Standorten vorhanden sein. Für solche Substanzen kann es relevant sein, Umgebungs- oder Hintergrundkonzentrationen²⁶ an Standorten fernab von Punktquellen und Einleitungen zu

²⁶ Nach Angaben der ECHA 2008:

- natürliche Hintergrundkonzentration: die natürliche Konzentration in der Umwelt, die die Situation widerspiegelt, bevor menschliche Aktivitäten das natürliche Gleichgewicht gestört haben. Aufgrund des historischen und aktuellen anthropogenen Eintrags aus diffusen Quellen ist die direkte Messung der natürlichen Hintergrundkonzentration eine Herausforderung;



verwenden (z. B. PCB-Konzentrationen in unberührten Bergseen), um realistische Bewirtschaftungsziele festzulegen.

Chemische Indikatoren für die Bioverfügbarkeit

- Metalle

Es wird empfohlen, die relative Bedeutung der Sedimenteigenschaften für die Bioverfügbarkeit von Metallen zu untersuchen. Für zweiwertige Metalle (Hg, Cu, Pb, Zn, Ni) kann ein guter Ansatz sein, den Anteil der Metalle zu bestimmen, der nicht an Sulfide gebunden ist. Dies erlaubt die Abschätzung der potenziell bioverfügbaren Fraktion im Sedimentporenwasser (SEM-AVS-Theorie, MERAG 2016). Es ist zu beachten, dass natürliche Sedimente in den Flüssen des Mittellands meist eine gewisse Menge an Sulfiden enthalten. Nahezu oxidierte Sedimente und Sedimente aus Erosionsumgebungen weisen jedoch im Allgemeinen geringe Sulfidkonzentrationen auf. Andere Metalle können sich an organischen Kohlenstoff (z.B. Kupfer) oder Eisen-/Manganoxide (z.B. Nickel) binden. Eine zusätzliche Verfeinerung ist mit bestehenden Modellen für die Bioverfügbarkeit (z. B. dem biotischen Ligandenmodell, MERAG 2016) zur Vorhersage der Metalltoxizität möglich, doch solche Modelle wurden für Sedimente nicht vollständig validiert (Campana et al. 2013; Vangheluwe et al. 2013). Die Bioverfügbarkeit von Metallen kann relativ einfach abgeschätzt werden, wenn der Anteil der mineralisierten Formen von Metallen in Sedimenten berücksichtigt wird. Mineralisierte Metalle gelten als nicht bioverfügbar, da sie sich im Wasser oder auf ihrem Weg durch den Organismendarm nicht leicht auflösen. Die mineralisierten Formen werden abgeschätzt, indem die Metalle nach einer Kaltextraktion von Sedimenten mit einer verdünnten Säure (z. B. 30 min 1 M HCl (Simpson et al. 2013)) qualifiziert werden. Das funktioniert ähnlich wie die Abschätzung des Anteils der Metalle, die nicht an Sulfide gebunden sind. Allerdings wird in der Stufe 1 nicht empfohlen, die Metallkonzentrationen nach einer Extraktion mit verdünnter Säure zu bestimmen, da einige Metalle wie Kupfer oder Quecksilber mit dieser Technik nicht extrahiert werden.

- Organische Schadstoffe

Für organische Schadstoffe, die sich bevorzugt an organisches Material binden, sieht Stufe 1 zunächst eine Normalisierung auf die Konzentration an organischem Gesamtkohlenstoff im Sediment vor. So lassen sich die Werte mit den SQK vergleichen, die für ein Sediment mit 1 % organischem Kohlenstoff als ungünstigstem Fall abgeleitet werden. Diese Normalisierung hat sich als geeignet erwiesen, um Unterschiede zwischen der Bioverfügbarkeit bei einem niedrigen oder hohen Gehalt an organischem Kohlenstoff zu berücksichtigen. Bei einem mittleren Kohlenstoffgehalt bleibt jedoch unsicher, wie linear die Beziehung zwischen Bioverfügbarkeit und

-
- Umgebungshintergrundkonzentration: die Summe des natürlichen Hintergrunds eines Elements mit diffusem anthropogenem Eintrag in der Vergangenheit oder Gegenwart (d. h. der Einfluss von Punktquellen wird nicht berücksichtigt);
 - Basis-Hintergrundkonzentration: die Konzentration in der Gegenwart oder Vergangenheit, die einer sehr geringen anthropogenen Belastung entspricht (d. h. nahe dem natürlichen Hintergrund).



organischem Kohlenstoffgehalt ist. Weitere Verfeinerungen können nicht nur die Quantität, sondern auch die Qualität des organischen Kohlenstoffs berücksichtigen (z. B. Schwarzkohle, Huminsäuren, Sägemehl; Sinche et al. 2018). Ansätze, die auf einer partiellen/milden Extraktion basieren, sind geeignet, um die Risikobewertung von Sedimenten zu verfeinern (Lydy et al. 2018, Yang et al. 2016). Welche Methode am besten geeignet ist, hängt von Matrixart und Schadstoff ab (Cui et al. 2013).

Passive Probenahmeverfahren

Da für die Risikobewertung die gelösten Konzentrationen im Porenwasser als Mass für die Exposition aussagekräftiger sein können, stösst die Verwendung von passiven Probenahmeverfahren²⁷ auf wachsendes Interesse. Solche Verfahren bieten einen einfacheren, weniger störenden Probenahmeansatz als herkömmliche Methoden zur Sammlung von Porenwasser. Passive Probenahmemethoden wurden hauptsächlich für PCB, PAK und andere historische Schadstoffe wie chlororganische Pestizide eingesetzt. Für einen detaillierten Überblick über die Verwendung von Passivsammlern bei der Sedimentbewertung wird empfohlen, Peijnenburg et al. 2014 (Metalle) sowie Lydy et al. 2014 und Ghosh et al. 2014 (organische Stoffe) zu konsultieren. Greenberg et al. (2014) geben detaillierte Informationen darüber, wie Passivsammler-Methoden eingesetzt werden können, um die Entscheidungsfindung für die Bewertung und das Management belasteter Sedimentstandorte zu verbessern. Zennegg et al. (2016) geben Empfehlungen für den Einsatz von Passivsammlern und Sedimentanalysen für PCB.

6.2.2. Verfeinerung der Effektbewertung

Biotests

- Sedimentkontakt-Tests

Die relevanteste Matrix für Biotests ist das frisch gesammelte Gesamtsediment, da es den Bedingungen im Feld am nächsten kommt. Dazu existieren Standardprotokolle aus der Wasserqualitätsreihe der Internationalen Organisation für Normung für subchronische Tests mit Krebstieren (*Heterocypris incongruens*, ISO 14371:2012) und Nematoden (*Caenorhabditis elegans*, ISO 10872:2010) sowie einen chronischen Test mit Amphipoden (*Hyalella azteca*, ISO 16303:2013a) und einen Test mit bewurzelten Makrophyten (*Myriophyllum aquaticum*, ISO 16191:2013b). Andere nationale und internationale Organisationen verfügen über standardisierte Sedimenttoxizitätstests, die zur Bewertung der Toxizität von Umweltsedimentproben für Mücken (*Chironomus* sp., OECD 218:2004 und OECD 233:2010), Oligochaeten (*Lumbriculus variegatus* OECD 225:2007) und Amphibien (ASTM E2591:2013) geeignet sind. Manchmal können mit akuten Biotests genügend Informationen gewonnen werden (z. B. bei einer hohen Belastung).

²⁷ Nach Parkerton und Maruya (2014): «Passive Probenahmemethoden können allgemein als Techniken definiert werden, die sich auf die Verteilung von Schadstoffen aus dem beprobten Medium (z. B. Sediment) auf eine Referenz-Sammelphase, typischerweise ein Polymer, verlassen, um den interessierenden Analyten zu konzentrieren.»



Doch bei einer moderaten Belastung oder bei bestimmten Schadstoffarten können längere Expositionen oder die Quantifizierung spezifischerer Effekte auf subletaler Ebene erforderlich sein (chronische Biotests). Chronische Tests sind besonders für benthische Wirbellose relevant, die über längere Zeiträume geringen Belastungen ausgesetzt sein können. Obwohl es Hinweise auf die Empfindlichkeit einiger Testarten gegenüber bestimmten Arten von Chemikalien gibt (z. B. sind Krebstiere und Insekten am empfindlichsten gegenüber Insektiziden), existieren keine Empfehlungen zu den am besten geeigneten Toxizitätstests für bestimmte Arten von Belastungen. Daher wird empfohlen, eine Batterie von mehreren Biotests mit verschiedenen Testorganismen und Expositionswegen, unterschiedlichen Testendpunkten und Expositionsdauern zu verwenden, um eine Reihe von Effekten und Empfindlichkeiten abzudecken, die von benthischen Organismen gezeigt werden (z. B. Casado-Martinez et al. 2019).

- Alternative und neue Toxizitätstests

Zusätzlich zu Toxizitätstests mit Gesamtsedimenten können Biotests mit suspendierten Sedimenten, Elutriaten, Sedimentextrakten oder Porenwasser durchgeführt werden. Suspendierte Sedimente und Elutriate werden routinemässig verwendet, um die Toxizität von Schadstoffen zu messen, die bei der Entsorgung von Baggergut oder bei einer Resuspension aus den Sedimenten in die Wassersäule freigesetzt werden. Sie bieten im Vergleich zu Tests an Gesamtsedimenten einzigartige Informationen (Haring et al. 2010). Die Prüfung von organischen Extrakten beinhaltet die Extraktion und Manipulation von Sedimenten mit Lösungsmitteln. Damit lässt sich eine für die Prüfung geeignete Probe erhalten. Diese Schritte sind relevant für die Prüfung der Toxizität der an die Sedimente gebundenen organischen Chemikalien. Das Vorgehen eignet sich besonders für die Prüfung spezifischer toxischer Wirkweisen *in vitro* wie Östrogenität, Genotoxizität, Zytotoxizität usw. Die Standardisierung solcher Methoden für die Prüfung von Oberflächenwasser wird deren Anwendung auf komplexere Matrices wie Sedimente erleichtern. Noch befindet sich die Standardisierung allerdings im Entwicklungsstadium (Kizgin 2019; Li et al. 2013; Müller et al. 2019).

Bei der Integration und dem Vergleich von Ergebnissen aus Toxizitätstests im Labor mit Feldbeobachtungen tauchen regelmässig Schwierigkeiten auf. Um dieses Problem zu lösen, können *in situ* Biotests mit Tieren in Käfigen verwendet werden (Organismen, die im Labor aufgezogen oder von einem Referenzstandort verpflanzt wurden), die den Sedimenten vor Ort ausgesetzt werden. Dieser Ansatz begrenzt Artefakte. Diese können sowohl aufgrund der Probenahme, des Transports und der Lagerung von Sedimentproben auftreten, die für Toxizitätstests im Labor vorgesehen sind. Zudem scheint der Ansatz geeignet zu sein für eingehende standortspezifische Studien (z. B. zur Überwachung der Auswirkungen bekannter Einleitungen oder des Sanierungserfolgs) (Ferrari et al. 2014, 2019). Obwohl die Integration komplexer standortspezifischer Bedingungen eine Stärke der *in situ* Methoden ist, können diese auch die Interpretation der mittels Biotests erhaltenen Reaktionen von Organismen erschweren. Eine fortwährende Herausforderung besteht darin, robuste *in situ* Methoden zu entwickeln, die



genaue Messungen der biologischen Reaktionen auf unterschiedliche Umweltbedingungen ermöglichen.

Untersuchungen der benthischen Gemeinschaft

Eine Untersuchung der Zusammensetzung von benthischen Lebensgemeinschaften *in situ* ergänzt die durch Toxizitätstests und chemische Analysen gewonnene Informationen. Diese Tests und Analysen geben einen Hinweis darauf, wie wahrscheinlich schädliche Auswirkungen durch belastete Sedimente sind. Die Untersuchung der benthischen Lebensgemeinschaften ermöglicht es zusätzlich, die Wirkung von Sedimentschadstoffen auf eine Vielzahl von Arten direkt im Feld zu betrachten.

In der Schweiz werden zur Beurteilung der Wasserqualität mehrere Indizes benutzt, die auf der Untersuchung der Struktur von benthischen Makroinvertebraten-Gemeinschaften basieren (Burdon et al. 2019). Gut etabliert ist der Qualitätsindex IBCH, der auch im Modul-Stufen-Konzept enthalten ist (BAFU 2019). Er bewertet die biologische Fliessgewässerqualität anhand der Besiedlung durch Wirbellose wie Insektenlarven, Kleinkrebse, Schnecken, Muscheln und Würmer. Der Index zeigt vor allem Defizite bei Wasserqualität und Strukturvielfalt der Lebensräume an. Fehlen empfindliche Organismen wie Amphipoden und EPT (Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen), ist dies ein starkes Indiz für eine schlechte Wasserqualität – besonders auf Hartbodensubstrat. Dominieren verschmutzungstolerante Arten wie Würmer (Oligochaeten, insbesondere Tubificiden) und Mücken (Chironomiden), kann das auf eine schlechte Sedimentqualität hindeuten (Lang 2010). Soll die Qualität von feinen/sandigen Sedimenten bewertet werden, müssen speziell für diesen Substrattyp entwickelte Indizes angewendet werden. Beispielsweise der Oligochaeten-Bioindikationsindex für Sedimente (IOBS) und der Oligochaeten-Bioindikationsindex für Seen (IOBL), die beide von der französischen Agentur für Normung (AFNOR 2016) standardisiert wurden, oder auch der SPEAR-Nematodenindex (NemaSPEAR; Höss et al. 2017). In der Schweiz werden Oligochaeten vor allem eingesetzt, um die Qualität von feinen/sandigen Sedimenten in Seen (z.B. Lods-Crozet und Reymond 2005, Vivien und Ferrari 2019) und Bächen (z.B. Vivien et al. 2020a) zu beurteilen. Beide Oligochaetenindizes beruhen darauf, dass der Prozentsatz der empfindlichen bis mässig empfindlichen Arten in belasteten Sedimenten abnimmt. Die Artbestimmung der Oligochaeten erfordert ein grosses Fachwissen. Dieser Umstand verhindert, dass diese Indizes für breite Routineanwendung eingesetzt werden. Die Anwendung soll jedoch durch genetische Bestimmungsmethoden, die momentan entwickelt werden, bald einfacher werden (Vivien et al., 2020b).

Bioakkumulationsstudien

Überschreiten Chemikalien, von denen bekannt ist, dass sie sich entlang der Nahrungskette bioakkumulieren und biomagnifizieren (z. B. PCB und PFOS) die SQK, sind standortspezifische Untersuchungen der Chemikalienkonzentrationen in aquatischen Biota angezeigt. Diese



Informationen erlauben es, die Bedeutung des Belastungsgrads in Sedimenten für die Gesundheit von wildlebenden Tieren, die Wasserorganismen konsumieren, zu bestimmen. Die Bioakkumulation kann direkt mit im Freiland gesammelten Organismen bewertet werden oder mit in Käfigen gehaltenen Organismen. Entsprechende Untersuchungen sind auch im Labor unter kontrollierten Expositionsbedingungen oder unter Verwendung von vorhersagenden Bioakkumulations- und Nahrungsnetzmodellen möglich. Benthische Makroinvertebraten sind relativ sesshaft. Sie können daher während ihres gesamten Lebenszyklus oder während eines Grossteils davon den Sedimenten ausgesetzt sein. Makroinvertebraten sind reichlich vorhanden, leicht zu sammeln und überall in einem breiten Spektrum von Sedimenttypen vorhanden. Ist es nicht möglich, die Bioakkumulation in Organismen direkt im Feld zu bewerten, können Bioakkumulationsstudien im Labor durchgeführt werden, bei denen Organismen unter kontrollierten Expositionsbedingungen im Feld gesammelten Sedimenten ausgesetzt werden (z. B. unter Verwendung des Standard-Bioakkumulationstests mit benthischen Oligochaeten, OECD 315:2008). Die Organismen können auch für einen ausreichenden Zeitraum am Studienort eingesetzt werden, um die Umweltbedingungen zu berücksichtigen (Alric et al. 2019).

- Biota-Normen

Für Stoffe, die durch ihre indirekte Toxizität ein signifikantes Risiko darstellen (sekundäre Vergiftung durch Übertragung in der Nahrungskette), oder falls die Analyse in anderen Umweltmatrizes besser durchführbar ist, kann ein Biota-Standard abgeleitet werden (EC 2011). Biota-Standards können abgeleitet werden, um den Menschen vor schädlichen Auswirkungen zu schützen, die sich aus dem Verzehr von mit Chemikalien belasteten Fischereierzeugnissen ergeben. Sie sind auch dazu geeignet, wildlebende Tiere (Raubtiere, Vögel und Säugetiere) vor den Risiken einer sekundären Vergiftung zu schützen, die durch den Verzehr von giftigen Chemikalien in ihrer Beute verursacht werden. Biota-Standards sollten sowohl benthische als auch pelagische Raubtiere (z. B. Raubfische) schützen, die durch Sekundärvergiftungen gefährdet sein können. Es gibt allerdings nur wenige Toxizitätsstudien, die über schädliche Wirkungen einer oralen und diätetischen Exposition bei aquatischen Räubern berichten. Biota-Normen, die auf Vögeln und Säugetieren basieren, gehen davon aus, dass diese Werte einen angemessenen Schutz für andere Taxa bieten, die durch Sekundärvergiftungen gefährdet sein könnten. Sie werden als chemische Konzentration im kritischen Nahrungsorganismus der Raubtiere ausgedrückt (Beutefische, Weichtiere, Krebstiere oder andere Biota, die nach den Bioakkumulationseigenschaften der Substanz ausgewählt werden). Dabei basiert die Bewertung auf der direkten Beurteilung und Überwachung von im Feld gesammelten Organismen. WRRL-Qualitätsnormen gibt es für Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien und Quecksilber und seine Verbindungen (Tochterrichtlinie zur WRRL über EQS (2008/105/EG)) sowie für bromierte Diphenylether, Fluoranthene, Benz[a]pyren und verwandte PAK, Dicofol, PFOS, Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen, Hexachlorcyclododecan und Heptachlor(epoxid) (Richtlinie 2013/39/EG).



7. Schlussfolgerung und Perspektive

In der ganzen Schweiz werden für Sedimente unterschiedliche Probenahme- und Bewertungsstrategien verwendet. Das erschwert eine globale Sicht auf die Sedimentqualität und verunmöglicht es, auf nationaler Ebene bei Entscheidungsfindungen dieselben Kriterien anzuwenden (z.B. die Frage, ob Sanierungs- oder Kontrollmassnahmen nötig sind). Das hier vorgeschlagene Vorgehen zielt darauf ab, die Probenahmestrategie und die Qualitätsbewertung zu harmonisieren und unterstützt damit eine einheitliche Praxis für die Sedimentüberwachung durch die kantonalen Behörden. Das empfohlene Vorgehen basiert auf einem abgestuften System. Die erste Stufe umfasst eine Risikobewertung durch einen Vergleich von chemisch gemessenen Belastungen mit SQK, die zweite sieht eine verfeinerte Bewertung vor für den Fall, dass diese Werte überschritten werden. Die Bewertungsstrategie baut auf den bereits auf nationaler Ebene angewandten Methoden auf. Dadurch lassen sich die bestehenden Daten so weit wie möglich weiterverwenden. Der Strategie liegen auch die auf internationaler Ebene vorgeschlagenen Standardprotokollen zu Grunde, und sie berücksichtigt die Empfehlungen zur Harmonisierung mit den aktuellen europäischen Methoden.

Es ist angesichts der vielfältigen Studienziele und der Fülle von Gewässertypen in der Schweiz nicht möglich, eine einzige Methode zu empfehlen. Daher werden Empfehlungen abgegeben, um die je nach dem verfolgten Ziel und den Eigenschaften der Sedimentmatrix am Untersuchungsort am besten geeignete Methode zu wählen. Es ist wichtig, dass die Ergebnisse der Studien auch Informationen über die analysierte Matrix ($< 2 \text{ mm}$ oder $< 63 \mu\text{m}$) und ihre Eigenschaften (Korngrösse und organische Substanz) enthalten, die einen Hinweis auf die Bioverfügbarkeit der sedimentgebundenen Schadstoffe geben können. Ein derartiges Vorgehen wird in den kommenden Jahren insgesamt die Kenntnis der Sedimentqualität in der Schweiz verbessern.

Die Liste der in diesem Bericht für die Sedimentüberwachung vorgeschlagen Stoffe stützt sich stark auf frühere Priorisierungen und die Stoffeigenschaften. Grund dafür sind die begrenzten Daten über gemessene Umweltkonzentrationen in Schweizer Sedimenten. Die Substanzliste sollte auf Grundlage der in Monitoringkampagnen gewonnenen Daten und der Regulierung chemischer Substanzen überprüft und ggf. aktualisiert werden. Für die Umwelt bedenkliche Schadstoffe in Sedimenten stammen nicht nur von momentan verwendeten Substanzen. Sie können abhängig von deren Persistenz auch auf regulierte oder verbotene Substanzen zurückzuführen sein. Daher sind möglicherweise Untersuchungskampagnen für kürzlich regulierte chemische Stoffe noch so lange erforderlich, bis ihre Konzentrationen auf weniger besorgniserregende Werte abnehmen.

Die vorgeschlagenen Sedimentqualitätskriterien (SQK) spiegeln den aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand über die Auswirkungen auf Wasserorganismen wider. Für einige der Chemikalien gibt es jedoch noch wenig Informationen zur Ökotoxikologie und die Kriterien sind, um die verbleibende Unsicherheit zu berücksichtigen, konservativ. Diese Werte sollten in Zukunft aktualisiert werden, wenn neue wissenschaftliche Daten vorliegen. Prioritär



sollten dabei diejenigen Stoffe behandelt werden, deren SQK häufig überschritten werden. Überwachungskampagnen eine hohe Häufigkeit von Überschreitungen zeigen, sollten vorrangig Kriterien mit hoher verbleibender Unsicherheit verfeinert werden.

Für Sedimente ist die Toxizität von Gemischen sogar noch relevanter als für Oberflächengewässer, da (persistente) Stoffe in diesem Umweltkompartiment langfristig gespeichert werden. Wir schlagen daher vor, die Mischungstoxizität durch eine Aufsummierung der Risikoquotienten (RQ) für Stoffe mit einer ähnlichen toxischen Wirkweise zu bewerten. Das ist derselbe Ansatz, wie der bei der Bewertung der Mischungstoxizität in Oberflächengewässern befolgte. Dennoch sollte dieses Vorgehen validiert werden, bevor es breiter angewendet wird.

Werden die SQK überschritten, kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Belastung eine Bedrohung für Wasserlebewesen darstellt. Für diesen Fall wird eine Verfeinerung der Risikobewertung vorgeschlagen (Stufe 2). Die verschiedenen dazu möglichen Methoden müssen jedoch noch weiterentwickelt werden (z. B. Prüfung der Sensitivität und Robustheit für bestimmte Schadstofftypen, Entwicklung von Interpretationshilfen) und für die relevanten Wasserkörper und Belastungsquellen in der Schweiz validiert werden.



Referenzen

- 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. Available online: <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.
- BAFU 2019. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung von Fliessgewässern (IBCH_2019). Makrozoobenthos – Stufe F. 1. aktualisierte Ausgabe, November 2019; Erstausgabe 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026.
- BAFU 2020. Belastete Standorte und Oberflächengewässer. Übersicht und Hilfestellung für den Altlastenvollzug. Bundesamt für Umwelt, Bern. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 2015.
- 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. (In prep.). Validation ModSed. *Aqua & Gas*.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. 1995. Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment 1995, CCME EPC-98E. Available online: <http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/en/226/>.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. 2021. Canadian sediment quality guidelines. Available on line: <https://ccme.ca/en/resources/sediment>.
- 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 Commission. 2000. Directive 2000/60/EC. Establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Union* 327: 1-71.
- 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. 2008. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy. *Official Journal of the European Union* 348, 84–97.
- 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.
- ECHA, European Chemicals Agency. 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Available on line: <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. Available from 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(4): 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. Etude 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. *Integr Environ Assess Manag* 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.
- ICPR, International Commission for the Protection of the Rhine. 2009. Sediment management plan Rhine. Summary. Report N° 175. Koblenz (DE). ISBN 978-3-941994-01-0.
- ICPR, International Commission for the Protection of the Rhine. 2015. Programme d'analyse chimique "Rhin" 2015-2020. Rapport N° 222. Coblenz (DE). ISBN 978-3-941994-81-2.
- ICPR, International Commission for the Protection of the Rhine. 2020. Programme « Rhine 2040 » The Rhine and its catchment : sustainably managed and climate-resilient. 16th Rhine Ministerial Conference, February 13, 2020, Amsterdam. Available on line: https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/DKDM/Dokumente/Sonstiges/EN/ot_En_Rhine_2040.pdf.
- Ingersoll CG, MacDonald DD, Wang N, Crane JL, Field LJ, Haverland PS, Kemble NE, Lindscoog 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, International Standardisation Organisation. 1994. Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results— Part 1: General principles and definitions. ISO 5725-1. Geneva (CH).
- ISO, International Standardisation Organisation. 2006. Water quality — Sampling — Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques. ISO/DIS 5667-1. Geneva (CH).



- ISO, International Standardisation Organisation. 2007. Water quality –Sampling- Part 15: Guidance on preservation and handling of sludge and sediment samples. ISO/DIS 5667-15. Geneva (CH).
- ISO, International Standardisation Organisation. 2010. Water quality — Determination of the toxic effect of sediment and soil samples on growth, fertility and reproduction of *Caenorhabditis elegans* (Nematoda). ISO 10872. Geneva (CH).
- ISO, International Standardisation Organisation. 2012. Water quality — Determination of fresh water sediment toxicity to *Heterocypris incongruens* (Crustacea, Ostracoda). ISO/DIS 14371. Geneva (CH).
- ISO, International Standardisation Organisation. 2013a. Water quality — Determination of toxicity of fresh water sediments using *Hyalella azteca*. ISO 16303. ISO/DIS 14371. Geneva (CH).
- ISO, International Standardisation Organisation. 2013b. Water quality — Determination of the toxic effect of sediment on the growth behaviour of *Myriophyllum aquaticum*—Myriophyllum Test. ISO/CD 16191. Geneva (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. Available on line: http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report_Mixture%20toxicity.pdf.
- LANG C. 2010. Etat écologique des sédiments de deux lacs de montagne indiqué par les oligochètes 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. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz - Modul-Stufen-Konzept. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr 26 Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL.
- 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. Available online: https://www.arche-consulting.be/wp-content/uploads/2017/08/XINRQ2GB-FS5-Bioavailability_Final_May2016.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. Available online : https://unece.org/fileadmin/DAM/trans/danger/publi/ghs/ghs_rev08/ST-SG-AC10-30-Rev8f.pdf.
- OCDE, Organisation for Economic Co-operation and Development. 2004. Guideline for testing of chemicals 218: Sediment-water chironomid toxicity test using spiked sediment.
- OCDE, Organisation for Economic Co-operation and Development. 2007. Guideline for testing of chemicals 225. Sediment-water *Lumbriculus* toxicity test using spiked sediment.
- OCDE, Organisation for Economic Co-operation and Development. 2008. Guideline for testing of chemicals 315. Bioaccumulation in sediment-dwelling benthic oligochaetes.
- OCDE, Organisation for Economic Co-operation and Development. 2010. Guideline for testing of chemicals 233: Sediment-water chironomid life-cycle toxicity test using spiked water or spiked sediment.
- 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.



- Salomon W, Förstner U. 1984. Metals in hydrocycle Berlin: Springer.
- 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, Brühschweiler B, Kuchen A, Staub E, Tremp J. 2010. Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Gewässern der Schweiz. Daten zur Belastung von Fischen und Gewässern mit PCB und Dioxinen, Situationsbeurteilung. Umwelt-Wissen Nr. 1002, Bundesamt für Umwelt, Bern.
- 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, Nutile 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, Miholová 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. Wahsington, 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 Pudget 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, Schlekert 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. Available on line: <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. *Therionology* 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: Unverschmutzes 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. Messung von PCB und Dioxinen in Fließgewässern. Evaluation der Praxistauglichkeit von Sedimentanalysen und Messungen mittels Passivsammlern in der Wasserphase zur Lokalisierung von Emissionsquellen. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1639: Kapitel 7, Anhang
- Zennegg M, Vermeirssen E, Schmid P. 2016b. Messung von PCB und Dioxinen in Fließgewässern. Evaluation der Praxistauglichkeit von Sedimentanalysen und Messungen mittels Passivsammlern in der Wasserphase zur Lokalisierung von Emissionsquellen. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1639



Glossar

AF:	<i>Sicherheitsfaktor (Assessment Factor):</i> ein numerischer Faktor, der in der SQK-Ableitung verwendet wird, um aus experimentell ermittelten (Dosis-Wirkungs)-Beziehungen zu extrapolieren und so den SQK abzuschätzen, unterhalb dessen wahrscheinlich keine schädliche Wirkung auftritt.
AltIV:	<i>Schweizer Altlasten-Verordnung.</i>
BAFU:	Bundesamt für Umwelt.
Benthisch:	Bezieht sich auf Organismen, die in Gewässern in oder auf Sedimenten leben.
Bioakkumulation:	Ein allgemeiner Begriff, der einen Prozess beschreibt, bei dem sich Chemikalien in Wasserorganismen anreichern entweder direkt aus dem Wasser oder durch den Verzehr von Nahrung, die diese Chemikalien enthält.
Biotest:	Ein Test zur Bewertung der relativen Wirksamkeit einer Chemikalie oder Probe durch Messung ihrer Wirkung auf einen lebenden Organismus im Vergleich zu einer Kontrolle.
Bioverfügbar:	Von Organismen aufnehmbar.
Biomagnifikation:	Das Ergebnis des Prozesses der Bioakkumulation, bei dem die Gewebeskonzentration bioakkumulierter Chemikalien zunimmt, wenn die Chemikalie zwei oder mehr trophische Ebenen durchläuft. Der Begriff impliziert einen effizienten Transfer von Chemikalien von der Nahrung zum Verbraucher, so dass die Rückstandskonzentration von einer trophischen Ebene zur nächsten systematisch ansteigt.
BSAF:	<i>Biota Sediment Accumulation Factor:</i> das Verhältnis der Lipid-normalisierten Konzentration einer hydrophoben organischen Chemikalie in einem Organismus zur organischen Kohlenstoff-normalisierten Konzentration derselben Chemikalie im Sediment, dem der Organismus ausgesetzt war. <i>Quelle:</i> https://bsaf.el.erdc.dren.mil/about.cfm
DEHP :	<i>Bis(2-ethylhexyl) phthalate.</i>
Diffuse Belastung:	Verschmutzung durch weit verbreitete Aktivitäten.
Direkte Punktquelle:	Ein Ort oder eine Einrichtung, von dem/der aus Schadstoffe abgeleitet werden; eine einzelne identifizierbare Verschmutzungsquelle; z. B. ein Rohr.
E1 :	<i>Estron.</i>
E2 :	<i>17β-Estradiol.</i>
EE2 :	<i>17α-Ethinylestradiol.</i>



<i>EqP:</i>	<i>Equilibrium partitioning.</i> Mechanistischer Ansatz, der zur Ableitung von Richtlinien für die Sedimentqualität verwendet wird. Er geht davon aus, dass die Toxizität von nichtionischen organischen Chemikalien im Sediment proportional zu ihrer Konzentration im Wasser ist. Die Konzentration dieser Chemikalie im Sediment, kann abgeschätzt werden, wenn die Beziehung zwischen der chemischen Konzentration im Porenwasser und derjenigen im Sediment bekannt ist.
<i>EU WRRL:</i>	Europäische Wasserrahmenrichtlinie.
<i>Feine Sedi- mentfraktion:</i>	Hier wird dieser Term für Sediment mit einer Korngrösse < 63 µm verwendet.
<i>f_{TOC}:</i>	Gewichtsfraction von organischem Kohlenstoff im Sediment. Ausgedrückt in kg/kg.
<i>Gesamtsediment:</i>	Hier wird dieser Term für Sediment mit einer Korngrösse < 2 mm verwendet.
<i>Hintergrund- konzentration:</i>	Anteil der gemessenen Umweltkonzentrationen, der nicht auf Emissionen innerhalb des Untersuchungsgebiets zurückzuführen ist.
<i>IKSR:</i>	<i>Internationale Kommission zum Schutz des Rheins.</i>
<i>L/EC50:</i>	Wirkkonzentration, die 50% der Mortalität oder Wirkung verursacht.
<i>LOD:</i>	<i>Nachweisgrenze:</i> das Ausgangssignal oder der Konzentrationswert, oberhalb dessen bestätigt werden kann, dass sich eine Probe von einer Leerprobe, die keine zu analysierenden Stoffe enthält, unterscheidet (unter Berücksichtigung des angegebenen Konfidenzniveaus). <i>Quelle:</i> EC 2010.
<i>LOQ:</i>	<i>Bestimmungsgrenze:</i> ein angegebenes Vielfaches der Nachweisgrenze bei einer Konzentration des zu analysierenden Stoffes, die vernünftigerweise mit einem akzeptablen Mass an Richtigkeit und Präzision bestimmt werden kann. Die LOQ kann unter Verwendung eines geeigneten Standards oder einer Probe berechnet und aus dem niedrigsten Kalibrierungspunkt der Kalibrierungskurve unter Ausschluss des Blindwertes ermittelt werden. <i>Quelle:</i> EC 2010.
<i>Matrix:</i>	Eine Masse von feinkörnigen Partikeln.
<i>MEC:</i>	<i>Gemessene Konzentration.</i>
<i>Mischwasser- überläufe:</i>	Mischwasserkanäle, die zum Sammeln von Regenwasser und kommunalem Abwasser konzipiert sind und alle Abwässer in derselben Leitung zu einer Kläranlage transportieren, können in Zeiten starker Regenfälle oder der Schneeschmelze ihre Kapazität oder diejenige der Kläranlage überschreiten. Dann laufen sie gelegentlich über und leiten überschüssiges Abwasser direkt in nahe gelegene Bäche, Flüsse oder andere Gewässer ein.
<i>Mischprobe:</i>	Zwei oder mehr Unterproben, die in geeigneten Anteilen miteinander gemischt werden.
<i>MSK:</i>	<i>Modul-Stufen-Konzept.</i>



<i>NOEC:</i>	<i>No Observed Effect Concentration.</i> Keine beobachtete Wirkkonzentration.
<i>PAK:</i>	<i>Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.</i>
<i>PBDEs:</i>	<i>Polybromierte Diphenylether.</i>
<i>PCB:</i>	<i>Polychlorierte Biphenyle.</i>
<i>PCDD/Fs:</i>	<i>Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane.</i>
<i>PEC:</i>	<i>Probable effect concentration:</i> die wahrscheinliche Effektkonzentration für benthische Wirbellose (MacDonald et al. 2000). Konzentrationen über dem entsprechenden PEC-Wert stellen ein wahrscheinliches Risiko für benthische Lebensgemeinschaften dar. Siehe Kasten 1.
<i>PFOS:</i>	<i>Perfluorooctansulfonsäure.</i>
<i>RQ:</i>	<i>Risikoquotient</i> - wird mit folgender Formel abgeleitet: $RQ = \frac{MEC}{SQK}$
<i>QS_{hum.cons.}:</i>	<i>Siehe Kasten 1.</i>
<i>SQG:</i>	<i>Sediment quality guideline:</i> Eine Schadstoffkonzentration, die die Gesundheit von Sedimentökosystemen schützen und/oder schädliche Auswirkungen auf diese Ökosysteme vorhersagen soll.
<i>Sediment:</i>	Nicht verfestigtes mineralisches und organisches Partikelmaterial, das sich auf dem Grund von Gewässern abgesetzt hat.
<i>Schwebstoffe:</i>	Schwebstoffe setzen sich aus feinen Partikeln zusammen. Einige sind von Natur aus im Flusswasser vorhanden, wie z. B. Plankton, feine Pflanzenreste und Mineralien, während andere von menschlichen Aktivitäten stammen (organische und anorganische Stoffe).
<i>SQK:</i>	<i>Sediment-Qualitätskriterien.</i>
<i>SwissPRTR:</i>	<i>Schweizer Schadstofffreisetzungs- und -transferregister.</i>
<i>TEC:</i>	<i>Threshold effect concentration:</i> Schwelleneffektkonzentration für benthische Wirbellose (MacDonald et al. 2000). Konzentration, unterhalb derer keine schädlichen Wirkungen auf benthisch lebende Organismen erwartet werden. Siehe Kasten 1.
<i>Technical Guidance Document:</i>	Alle von der Behörde oder einer anderen Regierungsstelle veröffentlichten Anleitungen, die die allgemein anerkannte technische Praktiken widerspiegeln, die zur Erfüllung der geltenden gesetzlichen und behördlichen Anforderungen erforderlich sind.
<i>TMF:</i>	<i>Trophic Magnification Factor (Trophischer Magnifikationsfaktor):</i> Faktor, der die Fähigkeit eines Stoffes zur Biomagnifikation in der Nahrungskette angibt. Je höher der TMF, desto stärker reichert sich der Stoff in der Nahrungskette an.
<i>Unsicherheit:</i>	Eine dem Testergebnis beigefügte Abschätzung, die den Wertebereich charakterisiert, innerhalb dessen der wahre Wert liegen sollte.



Verzeichnisse

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Konzeptionelles Modell der Kontaminationsdynamik im Sediment und in der Nahrungskette.	9
Abbildung 2: Diese Schweizer Kantone überwachen die Sedimentqualität.	16
Abbildung 3: Bestandteile der Planung der Messkampagne, der Probenahmestrategie und der Analyse wie in Kapitel 5 beschrieben.	26
Abbildung 4: Beispiele für die Entnahme von Sedimentproben an mindestens drei verschiedenen Punkten pro Probenahmestelle für eine Mischprobe.	34
Abbildung 5: Verschiedene Probenahmegeräte, die im Feld verwendet werden können.	37
Abbildung 6: Wichtigste Schritte und Massnahmen im Feld, einschliesslich Probenahme, bis zum Eintreffen im Labor.	41
Abbildung 7: Beispiel einer 2 mm - Nasssiebung.	43
Abbildung 8: Siebsystem zur Isolierung der Fraktion <63 µm (Foto: Kanton Bern).	44
Abbildung 9: Mehrstufiges Verfahren, Ansatz für die Beurteilung der Sedimentqualität.	52
Abbildung 10: Funktion zur Umrechnung des Risikoquotienten in die standardisierte numerische Bewertung zwischen 0 und 1 entsprechend dem MSK.	58
Abbildung 11: Verfahren zur Ableitung eines SQK (EC 2011).	95



Tabellenverzeichnis

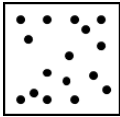
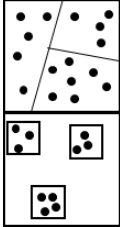
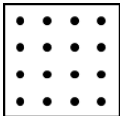
Tabelle 1: Deskriptive Statistik der Metallkonzentrationen in Sedimenten der Schweiz (1990-2011).	18
Tabelle 2: Deskriptive Statistik der PCB-Konzentrationen in Sedimenten der Schweiz.	20
Tabelle 3: Liste der für die Sedimentüberwachung vorgeschlagenen Stoffe.....	25
Tabelle 4: Empfehlungen für die Auswahl des Studiendesigns je nach Studienzielen und Sedimenteigenschaften.	29
Tabelle 5: Arten von Proben zur Qualitätskontrolle im Feld und Ziele der Qualitätskontrolle (angepasst von US EPA 1997).	31
Tabelle 6: Empfehlungen für die Auswahl der Materialien von Geräten zur Probenahme und Lagerung.	40
Tabelle 7: Wiederholbarkeitskoeffizient (RC) des vorgeschlagenen Probenahmeprotokolls für eine einzelne Person an 13 Standorten.	46
Tabelle 8: Unsicherheit im Zusammenhang mit dem Probenahmeschritt und der globalen Unsicherheit einschließlich Extraktion und Analyse.....	46
Tabelle 9: Extraktionsmethoden für die Metallbestimmung in Sedimenten, die von Schweizer Labors am häufigsten verwendet werden.	49
Tabelle 10: Vorgeschlagene Sedimentqualitätskriterien für die Stoffe, die zur Sedimentüberwachung in der Schweiz vorgeschlagen werden.....	55
Tabelle 11: System zur Bewertung der Sedimentqualität auf Basis von SQK.....	57
Tabelle 12: Bewertung der Sedimentbelastung nach den LAWA-Zielwerten für Schwebstoffe/Sedimente (LAWA 1998).....	59
Tabelle 13: Arten von Sedimentprobenahmestrategien.....	82
Tabelle 14: Sicherheitsfaktoren für die Ableitung von Qualitätsstandards für Sedimente auf der Grundlage des niedrigsten verfügbaren NOEC/EC10 aus Langzeittests (aus EC 2011).....	94
Tabelle 15: Ökotoxikologische Informationen für Stoffe mit vorläufigen SQK.	97
Tabelle 16: Bereich der natürlichen und der Umgebungs-Metallkonzentrationen in Schweizer Sedimenten im Vergleich zu den Metallkonzentrationen in der oberen Kontinentalkruste und in Schiefer.	99
Tabelle 17: Gemessene Metallkonzentrationen in Sedimentkernen aus verschiedenen Schweizer Seen.....	100



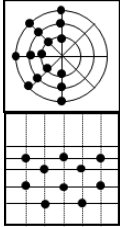
Anhang 1: Arten von Probenahmedesigns



Tabelle 13: Arten von Sedimentprobenahmestrategien.

Typ	Ausführung	Vorteile	Nachteile	Für folgenden Ziele / Bedingungen geeignet	Für die
Einfach zufällig 	Proben sind zufällig angeordnet	- Alle Stichprobeneinheiten haben die gleiche und bekannte Wahrscheinlichkeit, ausgewählt zu werden - Geringe systematische Fehler	- Hohe Anzahl an Proben erforderlich - Kostspielig - Proportionale Verteilung der Probenahmestellen	- Abschätzung der Prävalenz der Sedimentkontamination - Die Analysekosten sind im Vergleich zu den Probenahmekosten hoch	- Erzeugung von ebenso genauen oder genaueren Daten mit weniger Analysen und geringeren Kosten
Geschichtet / mehrstufig 	Es werden grosse Teilbereiche ausgewählt, dann werden Stationen zufällig in jedem Teilbereich platziert, um durchschnittliche oder gepoolte Schätzungen der interessierenden Variablen zu erhalten	- Flexibel - Heterogenität über Zeit und Raum berücksichtigt - Reduzierte Anzahl von Analysen für ein gegebenes Präzisionsniveau - Die Abdeckung wird maximiert und das Budget und die Bemühungen werden auf die benötigten Bereiche konzentriert	- Vorkenntnisse der örtlichen Gegebenheiten erforderlich - Nur bei gut definierten Zonen mit unterschiedlichen Sedimenttypen oder Landnutzungen - Möglichkeit des Auftreffens von nicht probenahmefähigen, zufällig ausgewählten Standorten	- Abschätzung der relativen Menge (Mittelwert) eines Schadstoffs an einem Standort - Abgrenzung eines kontaminierten Bereichs - Unter Budgetbeschränkungen - Vorhandene räumliche oder zeitliche Daten	- Erhöhung der Präzision der Abschätzung bei mit derselben Probenanzahl oder Erreichen derselben Präzision mit weniger Stichproben und geringeren Kosten - Für Programme zur Verwaltung von Baggergut, um bestimmte Bereiche darzustellen
Systematisch / im Raster 	Die Proben werden in regelmäßigen Abständen entnommen, nachdem der erste Probenahmeort zufällig ausgewählt wurde	- Einheitliche Lage der Probenahmestellen - Homogene Abdeckung des Untersuchungsgebiets - Geringe Kosten, wenn das Untersuchungsgebiet klein ist	- Teuer, es sei denn, das Untersuchungsgebiet ist klein und/oder die Dichte der Stationen ist relativ gering - Falsche Maschenweite kann systematische Fehler verursachen	- Entwicklung eines Verständnisses dafür, wann eine Kontamination vorliegt und ein entsprechendes Budget zur Verfügung steht. - Um Informationen über räumliche oder zeitliche Trends zu erzeugen.	- Gleichmässige Wahrscheinlichkeit der Identifizierung von Hot Spots einer bestimmten Grösse



Gezielt 	Die Verteilung der Probenahmestellen basiert auf Vorkenntnissen: z.B. Punktquelle	- Möglichst niedrige Abtastpunkte - Die Probenahme erfolgt entsprechend den Verschmutzungsquellen und Hypothesen	- Hohe Wahrscheinlichkeit von systematischen Fehlern, wenn Hypothesen falsch sind - Erfordert vorherige Informationen, z. B. Voruntersuchung	- Um eine erste Screening-Untersuchung bei einem relativ kleinen Problem durchzuführen, mit einem begrenztes Budget und/oder einem begrenzter Zeitplan	- Identifizierung und Überwachung der Auswirkungen an identifizierten Hot Spots - Sanierungsplanung und Erfolgskontrolle - Identifiziert den Bedarf an einem statistischen probabilistischen Stichprobenplan
---	--	---	---	--	--



Anhang 2A: Checkliste

Ziel / Aktion	Material	Ergänzende Informationen	Geprüft
Sicherheit	Schwimmweste	Wenn Tiefe > 1 m oder > 50 cm mit > 1 m/s	
	Handy		
	Handschuhe aus Latex, Vinyl oder Nitril	Je nach Zielanalyt	
	Erste-Hilfe-Kasten		
	Wheelies		
	Zusätzliches Personal		
Standortcharakterisierung	Felddatenblatt		
	GPS		
	Multiparametrisches Gerät	pH, Temperatur, O ₂ , Leitfähigkeit	
	Durchflussmesser	Durchflussmessung	
	Massband		
	Beschriftungsmaterial	Permanentmarker, Klebeband, Papiertücher	
Ausrüstung zur Probenahme	Schaufel	Seichte Bäche Edelstahl oder Kunststoff je nach Zielanalyt	
	Manueller Greifer	Tiefere Bäche	
	Eckmann-Greifer	Vom Boot oder der Brücke Für Metallanalysen, Unterprobe weit von den Wänden entfernt	
	Van Veen-Greifer	Vom Boot oder der Brücke Für Metallanalysen, Unterprobe weit von Wänden entfernt	
	Sedimentkern	Bei Zugang durch Boot oder Brücke	
Sammeln Homogenisierung	Eimer 15 L Spatel	Für Metalle	
	Schüssel 15 L aus Edelstahl Spatel aus Edelstahl	Für andere Zielsubstanzen	
Analysen: Metalle	Weithalsgefäße (500 mL)	Zur Reinigung: s. Tabelle 6 Lagerung in Plastikbeuteln	
	2 mm-Sieb POM	d _{min} = 20 cm	
	Flachspachtel aus Kunststoff		
	Kleine Kunststoffschaufel		



Ziel / Aktion	Material	Ergänzende Informationen	Geprüft
Analysen: Andere Substanzen Karbonate TOC - LOI	Weithals-Glasflaschen (500 mL)	Zur Reinigung: s. Tabelle 6 Lagerung in vorbehandelter Aluminiumfolie	
	2 mm-Sieb aus rostfreiem Stahl	d _{min} = 20 cm	
	Spatel aus Edelstahl		
	Eimer 15 L aus Edelstahl		
	Kleine Schaufeln		
Korngrösse	Kleine Plastiktüte	Unterprobe aus 500 mL möglich	
Wassergehalt		Unterprobe im Labor aus 500 mL Probe	
Transport	Cold Box + Cold Blocks	2-8 °C, fern vom Licht	



Anhang 2B: Feldprotokoll ²⁸

- 1) Treffen Sie die notwendigen Massnahmen, um die Sicherheit des Personals zu gewährleisten (entsprechende Signalisierung in der Nähe einer Strasse, Schwimmweste, Naturgefahren usw.).
- 2) Füllen Sie das Felddatenblatt aus, indem Sie die erforderlichen *in situ* Werte erfassen und ein Standortdiagramm zeichnen.
- 3) Definieren Sie die drei Querschnitte, die beprobt werden sollen, und notieren Sie die GPS-Koordinaten. Folgende Grundsätze sind bei der Wahl der Querschnitte zu beachten:
 - Das gesammelte Sediment muss ganzjährig (auch bei Niedrigwasser) von Wasser bedeckt sein.
 - Das entnommene Sediment sollte einen möglichst grossen Anteil an feinen Partikeln enthalten.
 - Die Stelle, an der das Sediment gesammelt wird, befindet sich in einer Ablagerungszone, d. h. in einem Bereich, in dem die Strömung schwach ist, wie z. B. in einer konkaven Zone, und/oder es gibt dort Vegetation.
- 4) Treffen Sie alle notwendigen Massnahmen, um eine chemische Kontamination von Geräten und Proben zu vermeiden.
- 5) Die Probenahme erfolgt von stromabwärts nach stromaufwärts, um eine Remobilisierung des Sediments zu vermeiden.
- 6) Bereiten Sie alle notwendigen Geräte für die Probenahme, das Sieben, die Homogenisierung und die Lagerung in der Nähe des ersten zu beprobenden Querschnitts vor (dem am weitesten stromabwärts liegenden Abschnitt).
- 7) Testen Sie die Tiefe, die Strömung und die Substratbeschaffenheit des Querschnitts, bevor Sie den Fluss betreten.
- 8) Entnehmen Sie die ersten 2 bis 10 Zentimeter des Sediments in einer nicht kontaminierenden (Metall- oder Kunststoff-) Schale mit Hilfe eines (Metall- oder Kunststoff-) Schöpfers an mindestens drei Stellen pro Querschnitt, um eine repräsentative Mischprobe zu bilden. Entleeren Sie bei jeder Probenahme das in der Schöpfkelle enthaltene Oberflächenwasser, bevor Sie das Sediment in der Schale sammeln.
- 9) Wenn die Probe geeignet ist (z. B. ausreichend feines Sediment in der Schale), entfernen Sie manuell Steine, Blätter und andere Äste. Notieren Sie Besonderheiten der Probe in Bezug auf Farbe (Farbänderung bei Kontakt mit Luft), Geruch und Konsistenz auf dem Felddatenblatt.

²⁸ Dieses Protokoll sollte nach der Lektüre des Begleitdokuments Strategie zur Beurteilung der Sedimentqualität verwendet werden.



- 10) Homogenisieren Sie den Schüsselinhalt, bis er eine einheitliche Konsistenz, Textur und Farbe hat.
- 11) Sieben Sie ohne Wasserzugabe auf 2 mm und sammeln Sie das Sieb in einer zweiten Schüssel.
- 12) Füllen Sie die voretikettierte 500-mL-Weithalsflasche (Glas oder Kunststoff) bis zum Rand mit der gesiebten Probe. Vor dem Verschliessen der Flaschen wird eine kleine Menge Wasser vom Standort in die Flasche gegeben, um den Kontakt des Sediments mit der Luft zu vermeiden.
- 13) Lagern Sie die Flaschen in einer Kühlbox vor Licht geschützt.



Anhang 2C: Felddatenblatt



Feldprotokoll - Probenahme von Sediment

Name des Bearbeiters : _____ Organisation : _____

Tel./ Email : _____ Datum/ Uhrzeit : _____

Gewässer : _____ Koordinaten : _____

Ortsname : _____ Stationscode : _____

Ziel der Probennahme

Schema der Probenahmestelle

Länge des Gewässerabschnitts:

Gewässerbreite :



Präzisieren Sie die Richtung des Flusslaufs, die Anzahl und die Lokalisation der Entnahmepunkte :



Tätigkeiten in der Umgebung :

- | | |
|---|---|
| ☐ Naturgebiet

☐ Erholungsgebiet

☐ Wohngebiet
☐ Regenüberlauf
☐ Garten

☐ Landwirtschaftliches Gebiet

☐ Weide
☐ Viehweide
☐ Zuströmbereich | ☐ Felder
☐ Pflanzenart :

☐ Industriegebiet
☐ Industriebranche :
☐ Regenüberlauf
☐ Mülldeponie

☐ Belasteter Standort

☐ Ufer
☐ Natürliches Ufer
☐ Künstliches Ufer |
|---|---|

Wetterbedingungen

- | | |
|---|--|
| Tag der Probenahme
☐ Sonnig
☐ Wind (1 leicht-> 3 stark)
☐ Bewölkt (1 leicht -> 3 stark)
☐ Nebel
☐ Temperatur : | Tage vor der Probenahme
☐ Sonnig
☐ Wind (1 leicht-> 3 stark)
☐ Bewölkt (1 leicht -> 3 stark)
☐ Nebel
☐ Temperatur : |
|---|--|

In situ Messungen

- | | |
|---|--|
| Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Gelösten Sauerstoffs (mg/L ; %) | Wassertemperatur ($^{\circ}\text{C}$)

Wasserführung (m^3/s) |
| pH | Anderes |

Beschreibung des Sediment

- | | |
|---|--|
| Farbe und Intensität
(Braun, Grau, Schwarz, Gelb, etc.) | Die Art der Substrat
(sandig, quarzig, feine, schlammig) |
| Geruch und Intensität
(schwefel, chlor, benzene, amoniak, eisern) | Lebende Organismen
(Krebstiere, Insekten, etc.) |



Charakterisierung der Probenahme

Probenahmegerät _____

Nummer	Lokalisation (x:y)	Tiefe/ Volumen	Beschreibung der Probe	Bemerkungen

Vorbehandlung der Proben

Nummer	Anzahl der	Homogenisierung	Sieben	Bemerkungen



Transport und Lagerung der Proben			
Nummer	Transportbedingungen	Lagerungsbedingungen	Bemerkungen



Anhang 3: Methode zur Ableitung von SQK (EQS_{sed})

Die Ableitung der SQK basiert weitgehend auf dem Technischen Leitfaden der EU zur Ableitung von Umweltqualitätsnormen (TGD), der 2018 von der Europäischen Kommission veröffentlicht wurde (EC 2018)²⁹. Der Ableitungsprozess umfasst die folgenden Schritte (Abbildung 11):

1. Suche nach akuten Toxizitätsdaten (LC/EC50), chronischen Toxizitätsdaten (NOEC) und Feld-/Mesokosmen-Daten. Wenn keine Daten zur Sedimenttoxizität verfügbar sind, können Daten zur Toxizität der Wassersäule verwendet werden (siehe Schritt 3).
2. Bewertung der Datenqualität: Die gesammelten Daten werden auf Relevanz und Zuverlässigkeit geprüft.
3. SQK-Ableitung: Je nach Datenverfügbarkeit sind drei verschiedene Ansätze möglich:
 - Ableitung des SQK mit der "Spezies-Sensitivitätsverteilungsmethode" (SSD). Alle relevanten und zuverlässigen Toxizitätsdaten, die für die verschiedenen Arten verfügbar sind, werden geordnet und aufgetragen (die niedrigste Effektkonzentration pro Art und Endpunkt), und die Stoffkonzentration berechnet, die 95 % aller Arten schützt (HC5). Diese Methode kann dann angewendet werden, wenn vorzugsweise mehr als 15, aber mindestens 10 Effektdaten von verschiedenen Arten verfügbar sind, die mindestens 8 taxonomische Gruppen abdecken. Um SQK für den Schutz pelagischer Arten abzuleiten, müssen normalerweise die folgenden Taxa vertreten sein: eine Fischart und eine zweite Familie aus dem Tierstamm Chordata, eine Krebstierart, ein Insekt, ein anderer Tierstamm als Anthropoda oder Chordata, eine Insektenordnung oder ein beliebiger Tierstamm, der nicht bereits vertreten ist, Algen oder Cyanobakterien und eine höhere Pflanze. Eine Anleitung zur Verwendung der SSD für die Ableitung von Sedimentschwellenwerten ist derzeit nicht verfügbar, vorläufige Empfehlungen sind in ECHA (2014) enthalten. Um die Restunsicherheit zu berücksichtigen, wird der HC5 durch einen Sicherheitsfaktor geteilt. Standardmässig wird ein Sicherheitsfaktor von 5 verwendet, der jedoch auf der Grundlage der mit der HC5-Ableitung verbundenen Unsicherheiten (Qualität der Daten, Diversität und Repräsentativität der Daten, Qualität des Fits) reduziert werden kann.
 - Ableitung des SQK mit der Sicherheitsfaktor-Methode. Dazu wird der niedrigste verlässliche und relevante Wirkdatensatz ausgewählt (vorzugsweise ein NOEC oder ein EC10 aus einem chronischen Test) und durch einen Sicherheitsfaktor geteilt. Der Sicherheitsfaktor (Tabelle 14: Sicherheitsfaktoren für die Ableitung von Qualitätsstandards für Sedimente auf der Grundlage des niedrigsten

²⁹ Die Version von 2018 ist eine aktualisierte Version des EU TGD (EC 2011). Die Vorgehensweise bei der Ableitung von SQK ist weitgehend gleich.



verfügbaren NOEC/EC10 aus Langzeittests (aus EC 2011).) wird entsprechend der Anzahl der verfügbaren Daten zu anderen Arten gewählt, die unterschiedliche Gattungen und Ernährungsweisen repräsentieren (z. B. epibenthische Weidegänger, sedimentfressende Würmer, benthische Filtrierer). Liegen nur Ergebnisse aus Kurzzeitversuchen mit sedimentlebenden Organismen vor, wird auf den niedrigsten zuverlässigen Wert ein Sicherheitsfaktor von 1000 angewendet. In dieser Situation sollte auch ein SQK mit dem Equilibrium-Partitioning-Ansatz abgeleitet werden, und der niedrigere Wert der beiden würde als SQK vorgeschlagen.

Tabelle 14: Sicherheitsfaktoren für die Ableitung von Qualitätsstandards für Sedimente auf der Grundlage des niedrigsten verfügbaren NOEC/EC10 aus Langzeittests (aus EC 2011).

Verfügbare Daten	Sicherheitsfaktor
Kurzzeitversuchen mit sedimentlebenden Organismen (LC50 oder EC50)	1000
Ein Langzeittest (NOEC oder EC10)	100
Zwei Langzeittests (NOEC oder EC10) mit Arten, die unterschiedliche Lebens- und Ernährungsweisen repräsentieren	50
Drei Langzeittests (NOEC oder EC10) mit Arten, die unterschiedliche Lebens- und Ernährungsweisen repräsentieren	10

- Entwicklung des SQK mit der "Equilibrium Partitioning"-Methode (EqP) aus Toxizitätsdaten aus der Wassersäule. Der EqP-Ansatz, der auf der von Di Toro et al. (1991) entwickelten Methode zur Ableitung von Richtlinien für die Sedimentqualität basiert, geht davon aus, dass die Toxizität einer nichtionischen organischen Chemikalie im Sediment proportional zu ihrer Konzentration im Porenwasser ist. Der SQK kann wie folgt berechnet werden:

$$SQK = QS_{fw,\delta ko} \times K_{OC}$$

wobei $QS_{fw,\delta ko}$ das Qualitätskriterium für Oberflächengewässer auf der Grundlage von Langzeittests ist und K_{OC} der Verteilungskoeffizient der chemischen Verbindung zwischen dem organischen Kohlenstoff im Sediment und dem Wasser. Für diese Methode ist es notwendig, den genauesten Verteilungskoeffizienten für die chemische Verbindung zu finden.

4. Vergleich der erhaltenen Werte von SQK, die durch die verschiedenen Methoden abgeleitet wurden, mit Feld- oder Mesokosmen-Daten (falls vorhanden).

Weil für einige Stoffe nur wenige Daten zur Sedimenttoxizität vorhanden sind, ist die Anwendung eines relativ hohen Sicherheitsfaktors erforderlich, um die verbleibenden Unsicherheiten bei der Ableitung der SQK zu berücksichtigen. Es ist möglich, dass die vorgeschlagenen SQK zu niedrig



liegen, was die Beurteilung ihrer Einhaltung erschwert. Aus diesem Grund werden die SQK als endgültig (D) oder vorläufig (P) eingestuft, je nachdem, wie viele Effektdaten für ihre Ableitung verwendet wurden: SQK gelten als definitiv, wenn der angewendete Sicherheitsfaktor ≤ 50 ist. Wenn der angewendete Sicherheitsfaktor > 50 ist oder der SQK ausschliesslich aus Wassertoxizitätsdaten mit Hilfe des EqP-Ansatzes abgeleitet wurde, werden SQK als vorläufig betrachtet.

Effektdaten aus Tests, bei denen die Bioverfügbarkeit maximiert ist, werden bevorzugt, da sie ein Worst-Case-Szenario darstellen und daher zur Ableitung von protektiveren Werten führen. Für Substanzen, bei denen die Bioverfügbarkeit vom OC-Gehalt des Sediments abhängt, kann die Variabilität berücksichtigt werden, die durch Toxizitätswerte entsteht, die bei unterschiedlichen OC-Konzentrationen gemessen wurden, indem jeder Effektdatenwert auf ein Standardsediment mit einem Standard-OC-Gehalt normalisiert wird. Das "Standard"-Sediment der EU hat einen Standard-OC-Gehalt von 5 %. Das "Standard"-Sediment der Schweiz, das ein Worst-Case-Szenario repräsentiert, wurde auf einen OC-Gehalt von 1% festgelegt (ca. 10. Perzentil des in Schweizer Sedimenten gemessenen OC-Gehalts).

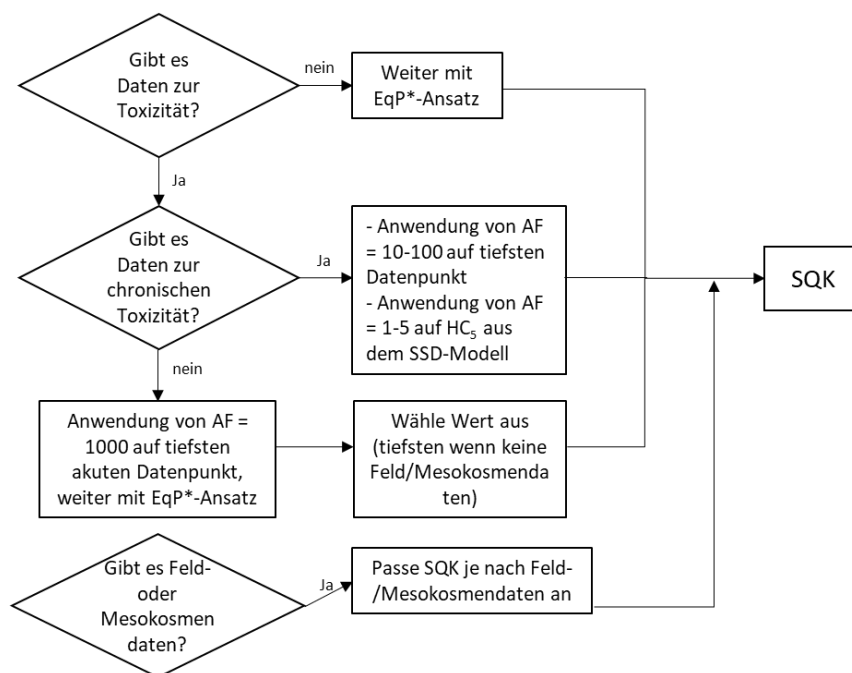


Abbildung 11: Verfahren zur Ableitung eines SQK (EC 2011). * zeigt an, dass die Anwendung eines zusätzlichen Sicherheitsfaktors von 10 für Stoffe mit einem $\log K_{ow} > 5$ erforderlich ist.

Referenzen zu Anhang 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.



Anhang 4: Effektkonzentrationen zur Verfeinerung der vorläufigen SQK

Bei einer Überschreitung der SQK können Wirkungen in der Umwelt nicht ausgeschlossen werden. Tabelle 15 enthält verlässliche Effektkonzentrationen für relevante benthische Organismen, die zur Bewertung potenzieller toxischer Effekte im Zusammenhang mit gemessenen Konzentrationen in Feldsedimenten verwendet werden können. Wenn die Konzentrationen unter den No Observed Effect Concentrations (NOEC) liegen, wird davon ausgegangen, dass chronische Effekte nicht wahrscheinlich sind. Wenn die Werte für akute Effekte/letale Konzentrationen überschritten werden, die eine 50%ige Mortalität/Effekt (L/EC50) verursachen, sind akute Effekte wahrscheinlich. Es wird darauf hingewiesen, dass sich diese Effektkonzentrationen auf die getestete Art beziehen.

Tabelle 15: Ökotoxikologische Informationen für Stoffe mit vorläufigen SQK. NOEC: keine beobachtete Wirkkonzentration; L/EC50: Wirkkonzentration, die 50% der Mortalität oder Wirkung verursacht. Alle Konzentrationen sind normalisiert auf ein Standardsediment mit 1 % organischem Kohlenstoff.

Substanz	Vorläufiger SQK (µg/kg Körpergewicht)	Niedrigster zuverlässiger NOEC _{chronic} (µg/kg Körpergewicht)	Niedrigster zuverlässiger LC (oder EC)50 _{akut} (µg/kg dw)
Chlorpyrifos	0.03	Nicht verfügbar	27.8 (10 Tage EC50 für Wachstum von <i>Hyaella azteca</i>) 66 (10 Tage LC50 für Überleben von <i>Chironomus dilutus</i>)
Cypermethrin	0.018	1.79 (60 Tage; NOEC für Entwicklungsrate von <i>Chironomus dilutus</i>)	0.33 (10 Tage EC50 für Wachstum von <i>Hyaella azteca</i>) 3.16 (10 Tage LC50 für Überleben von <i>Chironomus dilutus</i>)
PFOS	2.7	270 (22 Tage/5 Wochen NOEC für Überleben und männliche Geschlechtsreife des marinen Amphipoden <i>Monoporeia affinis</i>)	Nicht verfügbar
EE2	0.001	4580 (28 Tage NOEC für Reproduktion und Biomasse Oligochaeten <i>Lumbriculus variegatus</i>)	Nicht verfügbar
Triclosan	67.4	6740 (28 Tage NOEC für Überleben von Oligochaeten <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>)	Nicht verfügbar
HCBD	2.4	Nicht verfügbar	2400 (10 Tage NOEC für Überleben von <i>Hyaella azteca</i>)



Anhang 5: Informationen über natürliche Hintergrundkonzentrationen von Metallen in der Schweiz



Tabelle 16: Bereich der natürlichen und der Umgebungs-Metallkonzentrationen in Schweizer Sedimenten im Vergleich zu den Metallkonzentrationen in der oberen Kontinentalkruste (Taylor und McLennan 2009) und in Schiefer (Salomons und Förstner 1984). Alle Konzentrationen sind in mg/kg Trockensubstanz angegeben.

Metall	Konzentrationen FOREGS ^(a) Überschwemmungsge- biet (< 2 mm) (Max-Min; Mittelwert)	Konzentrationen FOREGS ^(a) Bach (< 150 µm) (Max-Min; Mittelwert)	Natürliche Konzentrationen in Seen	Umgebungskonz entrationen	Obere Kontinentalkruste	Schiefer	5% Perzentile Schweizer Sedimentdatenbank
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>) Konzentrationen für 10 Standorte für Bachsedimente (Fraktion <150 µm) und für Auensedimente (Fraktion <2 mm). Extraktion mit Königswasser. Für Quecksilber wurden die Konzentrationen mit einem automatischen Quecksilberanalysator AMA (Automatic Mercury Analyser) gemessen.



Tabelle 17: Gemessene Metallkonzentrationen in Sedimentkernen aus verschiedenen Schweizer Seen. Alle Konzentrationen sind in mg/kg Trockensubstanz angegeben und beziehen sich auf das Gesamtsediment.

Standort	Zeit	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Referenz	Kommentare
Zürichsee	ca. 1800	<0.2	--	22	0.2	--	10	50	Von Gunten et al. (1997)	Ein Kern, ein Standort HNO ₃ /HClO ₄ /HF Extraktion
Vierwaldstättersee	ca. 1700 ^(a)	0.5	--	30	--	--	40	100	Spadini et al. (2003)	Ein Kern, ein Standort HNO ₃ /H ₂ O ₂ Extraktion
Vierwaldstättersee	ca. 1850	--	--	--	0.03	--	22	--	Thevenon et al. (2011)	HNO ₃ /HClO ₄ /HF Extraktion
Bodensee	pre-1900 ^(b)	0.1	50	28	0.1	84	10	58	Müller et al. (1997)	Ein Kern, ein Standort
Bodensee	^(c)	0.1	39	34	0.05	48	20	53	Wessels (2006)	Durchschnitt der Daten von 3 bis 7 m Tiefe
Greifensee	ca. 1928	--	--	15	--	--	15	40	Imboden et al. (1980)	Daten aus Grafik bestimmt
Zugersee	ca. 1800	--	--	--	--	--	16	--	Moor et al. (1996)	Zwölf Kerne in einem Transekt, Hintergrund aus einem Kern bestimmt
Baleggersee	ca. 1800	--	--	--	--	--	13	--	Moor et al. (1996)	Median von 9 Kernen
Meidsee	ca. 1850	--	25	30	0.02	--	19	90	Thevenon et al. (2011)	HNO ₃ /HClO ₄ /HF Extraktion
Lago Cadagno	pre-1850	0.4	40	50	--	40	20	100	Birch et al. (1996)	HNO ₃ Extraktion
Lac Léman	ca. 1750 ^(d)	0.2	68.2	30.7	0.028	71	18.2	71.0	Tosono (2017)	Ein Kern, ein Standort HNO ₃ (VBBö) Extraktion

^(a) Exponentielle Zunahme von 1800 bis 1850.

^(b) Durchschnitt der Proben vor 1900 (24-40 cm).

^(c) Durchschnitt der Proben von 3 bis 7 m Tiefe.

^(d) ~ 1000 for Hg.



Referenzen zu Anhang 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.
- Salomon W, Förstner U. 1984. *Metals in hydrocycle* Berlin: Springer.
- 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. Master Thesis, University of Geneva. 73 pp.
- VonGunten 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.