

Centre Ecotox
EPFL ENAC IIE-GE
Station 2
CH-1015 Lausanne

T+41 (0) 21 693 62 58
F+41 (0) 21 693 80 35
info@oekotoxzentrum.ch
www.centreecotox.ch



Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée
Eawag-EPFL

Qualitätsüberwachung von Sedimenten in der Schweiz

Aktueller Stand der verfügbaren Methoden und Einsetzung von Empfehlungen

Endbericht
Februar 2012



Qualitätsüberwachung von Sedimenten in der Schweiz:

Aktueller Stand der verfügbaren Methoden und Einsetzung von Empfehlungen

Autorin:

Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie
(Oekotoxzentrum)
Eawag/EPFL
Station 2 ENAC-IIIE
CH-1015 Lausanne

Rébecca Flück

+41 (0)21 693 37 85
rebecca.flueck@oekotoxzentrum.ch

Die Autorin möchte sich bei den Projektinitiatorinnen bedanken:

Institut de politiques territoriales et d'environnement humain (IPTEH)
Université de Lausanne
CH-1015 Lausanne

Nathalie Chèvre

Oekotoxzentrum Eawag/EPFL

Sophie Campiche

Die Projektsinitiatorinnen und die Autorin möchten sich bei folgenden Personen für ihre Kommentare und Beiträge bedanken:

Arbeitsgruppe

Laboratoire central environnemental (CEL), EPFL
CH-1015 Lausanne

Felipe de Alencastro

Oekotoxzentrum Eawag/EPFL

Sophie Campiche

IPTEH Université de Lausanne

Nathalie Chèvre

Laboratoire d'Écotoxicologie, Cemagref
FR- 69336 Lyon Cedex 9

Benoit Ferrari

Soluval Santiago, Rue Edouard-Dubied 2
CH- 2108 Couvet

Sergio Santiago

Diskussionsgruppe

Laboratoire d'Écotoxicologie, Cemagref

Marc Babut

Interkantonales Labor, Kanton Schaffhausen
CH- 8201 Schaffhausen

Frank Lang

Institut F.-A. Forel, Université de Genève
CH- 1290 Versoix

Jean-Luc Loizeau

Laboratoire de technologie écologique (ECOL), EPFL
CH- 1015 Lausanne

Luca Rossi

Gewässer- und Bodenschutzlabor (GBL), Kanton Bern
CH- 3014 Bern

Rico Ryser

Hydrobiologe
CH- 1207 Genève

Régis Vivien

Oekotoxzentrum Eawag/EPFL

Inge Werner

Die Projektinitiatorinnen sowie die Autorin möchten sich auch bei allen kantonalen Ämtern für Umwelt für ihre Teilnahme am Fragebogen und den Informationsaustausch bedanken.

Lausanne, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag/EPFL, 24.02.2012.
Übersetzt aus dem Französisch von Daniel Eschmann, Oktober 2011.

Vorwort

Das Schweizerische Zentrum für angewandte Ökotoxikologie interessiert sich für die Untersuchung von Sedimenten, da sie ein wichtiges Kompartiment der aquatischen Ökosysteme bilden. Einerseits spielen Sedimente eine essentielle Rolle als Habitat oder Laichplatz für zahlreiche Arten und stellen eine wichtige Umgebung von biologischer Vielfalt dar, aber andererseits können Sedimente persistente Schadstoffe adsorbieren und so als Schadstoffspeicher und vor allem als langfristige Verschmutzungsquelle für Oberflächengewässern wirken. Mittels biologischen, chemischen und ökotoxikologischen Analysen ist es möglich, die Umweltqualität und ein mögliches toxisches Risiko der Sedimente zu bewerten und somit Altlasten zu erkennen. In der Schweiz sollten die Sedimente gemäss der Gewässerschutzverordnung (GSchV, 1998) keine künstlichen, langlebigen Stoffe enthalten, um den Schutz der aquatischen Organismen zu sichern. Jedoch fehlt es an einem nationalen Konsens für die Überwachungsmethoden der Sedimente, und in der Schweiz fehlen noch die Qualitätskriterien, um das toxische Risiko der Sedimente in unseren Flüssen und Seen zu charakterisieren. Das Ziel dieses Projektes ist es, langfristig harmonisierte Empfehlungen für die Schweiz festlegen zu können und einen umfassenden Leitfaden von Empfehlungen zur Verfügung zu stellen, die sich von den Probenahmemethoden bis zur Interpretation von ökotoxikologischen Tests erstrecken. Zunächst war es notwendig, den Stand der Technik der verfügbaren Methoden für die Qualitätsbewertung der Sedimente unter den drei Gesichtspunkten Chemie, Ökotoxikologie und Biologie festzustellen, aber auch die in den schweizerischen Kantonen in diesem Bereich schon verfügbaren Kenntnisse zu überprüfen. Der vorliegende Bericht beschreibt die ersten Ergebnisse zum Stand der Technik, unterstreicht die Lücken und schlägt zu ergreifende Massnahmen vor.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	i
Inhaltsverzeichnis	ii
Abbildungsverzeichnis	iii
Tabellenverzeichnis	iv
Teil 1: Einleitung und Problematik	1
1.1. Kontamination der Sedimente und die damit verbundenen Risiken.....	1
1.2. Bestehende gesetzliche Bestimmungen und Empfehlungen in der Schweiz und Europa	2
1.3. Problemstellung und Zielsetzung des Projekts	3
Teil 2: Aktueller Stand der Bewertung der Qualität und Toxizität von Sedimenten	4
2.1. Definition und Rollen des Sediments	4
2.2. Methoden zur Überwachung der Sedimentqualität	4
2.3. Referenzwerte und Sediment-Qualitätskriterien: Berechnungsmethoden und Anwendung	6
2.3.1. Berechnungsmethoden	6
2.3.1.1. (Géo-) chemischer Ansatz.....	6
2.3.1.2. Theoretischer Ansatz	7
2.3.1.3. Ökotoxikologische Ansatz	8
2.3.1.4. Ökologischer Ansatz	9
2.3.1.5. Ansatz der Sediment-Triade.....	9
2.3.1.6. Konsens-Ansatz	9
2.3.2. Klassifikation der Sedimente	10
2.4. Gegenwärtiger Wissenstand der Schweizer Kantone in der Untersuchung der Sedimente ..	12
2.4.1. Chemischer Ansatz	12
2.4.2. Ökologischer Ansatz	14
2.4.3. Ökotoxikologische Ansatz	14
Teil 3: Identifizierung der Lücken und der Bedürfnisse	15
3.1. Hervorhebung der Lücken in der Überwachung der Sedimentqualität.....	15
3.2. Bedürfnisse und Interessen der Schweizer Kantone	15
Teil 4: Empfehlungen und zu ergreifende Maßnahmen	17
4.1. Sediment-Qualitätskriterien in der Schweiz.....	17
4.2. Kartierung der Sedimentkontamination der Schweizer Fließgewässer und Analyse der Umweltdaten	18
4.3. Harmonisierung der Methoden und Strategien der Probenahme.....	22
4.4. Schlussfolgerungen und Ausblick	23
Literatur	25
Anhang	28

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1:* Etappen des Verfahrens zur Ausarbeitung von Empfehlungen für die Qualitätsbewertung der Sedimente in der Schweiz. 3
- Abbildung 2:* Prinzip des Verteilungsgleichgewichts. 7
- Abbildung 3:* Anwendung eines Verteilungskoeffizienten für die Berechnung der erwarteten No-Effect-Konzentrationen in Sedimenten (PNEC_{sed}) (European Commission, 2003). 7
- Abbildung 4:* Berechnung der Qualitätskriterien-Schwellenkonzentration, die zu einem Effekt führt (CSE) und der Konzentration, die zu einem wahrscheinlichen Effekt führt (CEP) (Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007). 8
- Abbildung 5:* Beispiel der Empfindlichkeitsverteilung der Arten und der Ermittlung der HC5 für PAKs in der Meeresumwelt (Leung et al, 2005). KI: Konfidenzintervall. 8
- Abbildung 6:* Substanzen, die die Schweizer Kantone in den Sedimenten analysieren. Die roten Kreise stellen die zwei Substanzgruppen dar, die am häufigsten als prioritär eingestuft wurden. 12
- Abbildung 7:* ‚Qualitätskriterien‘, die die dreizehn Kantone verwenden, die Sedimente untersuchen/ bereits untersucht haben (ein Einteilungsgrad bedeutet ein Vorkommen des Kriteriums pro Kanton). 13
- Abbildung 8:* Hervorhebung der Lücken in der Überwachung der Sedimentqualität in Anbetracht der Ergebnisse der Umfrage bei den Schweizer Kantonen. 14
- Abbildung 9:* Priorisierung der Wichtigkeit der Bedürfnisse und der Interessen der Kantone an der Überwachung von Sedimenten. Die Priorisierung ergab sich aus den Antworten auf den Fragebogen. 15
- Abbildung 10:* Sedimentkontamination von einigen Standorten in den Schweizer Flüssen für Kupfer (a) und Nickel (b). Quelle für den grafischen Grund: Swisstopo. Eigentum der Daten: Kantone. 19
- Abbildung 11:* Verteilung, in Form von Histogrammen, der in der Schweiz gemessenen Konzentrationsdaten für Kupfer (a) (N = 355) und Nickel (b) (N = 355). 20

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über Ansätze zur Qualitäts- und Toxizitätsbewertung der Sedimente in Europa (vor allem auf den Besten et al., 2003 gestützt). 5

Tabelle 2: Wert des Sicherheitsfaktors nach der Anzahl der verfügbaren Ergebnisse von chronischen Toxizitätstests auf benthische Organismen (European Commission, 2003). 8

Tabelle 3: Klassifikationsvorschlag der Sedimente nach den TEC- und PEC-Werten (Macdonald et al., 2000). 10

Tabelle 4: Die von Macdonald *et al.*, 2000, entwickelten TEC-(Threshold Effect Concentration)- und PEC(Probable Effect Concentration)-Werte für Süßwassersedimente. 17

Tabelle 5: Ergebnis der Klassifizierung der Schweizer Sedimente für Kupfer und Nickel. ... 18

Teil 1: Einleitung und Problematik

1.1. Kontamination der Sedimente und die damit verbundenen Risiken

Die Kontamination der Sedimente von Flüssen oder Seen ist eine Tatsache für einige Standorte, die starken anthropogenen Belastungen unterliegen. Die Schweiz entgeht nicht dieser Problematik, die zu negativen Auswirkungen auf aquatische Ökosysteme aber auch auf den Menschen führen kann: dies durch die Ausbreitung der Verschmutzung des Grundwassers oder auch den Konsum von kontaminierten Fischen. In der Schweiz wurde gezeigt, dass Fische mit polychlorierten Biphenylen (PCB) und Dioxinen (PCDD) kontaminiert sein können, die sich in ihrem Fett ansammeln (Schmid *et al.*, 2010). Da sich die Fische unter anderem von benthischen Wirbellosen ernähren, die durch Kontakt mit dem Sediment der Verschmutzung ausgesetzt sind, ist eine Verlagerung der Verschmutzung vom Sediment in Biota möglich mit dem Risiko einer signifikanten Anreicherung von Schadstoffen längs der Nahrungskette, so dass diese die Sekundärkonsumenten erreichen (Babut, 2011). In städtischen Gebieten oder in Regionen mit bedeutendem Straßenverkehr kann die Sedimentqualität auch durch die Rieselwässer beeinflusst werden, wobei metallische Schadstoffe (Cu, Zn, u.s.w.) und organische Schadstoffe (zum Beispiel: polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAKs) in grosser Menge am Gewässergrund abgelagert werden. Im Rahmen des Projektes Storm (Rossi *et al.*, 2004), wurde die Toxizität und die Kontamination der Sedimente oberhalb und unterhalb der Regenwasserbecken in drei verschiedenen Schweizer Gewässern analysiert (Allaine im Jura, Kanal Sion-Riddes im Wallis und Urtenen im Kanton Bern) (Margot, 2008; Curdy, 2010). Die Ergebnisse dieser Studien haben bewiesen, dass der Regenwasserabfluss der Autobahn einen erheblichen Einfluss auf die Sedimentqualität hat, sowohl im Hinblick auf die Toxizität für aquatische Organismen (ökotoxikologische Tests), als auch auf die Anreicherung von toxischen Stoffen (Überschreitung der Schwellenwerte) wie Kupfer oder Zink. Bedeutsame Kontaminationen wurden auch in den angesammelten Sedimenten am Fuße der Wasserstaudämme von Kraftwerken festgestellt. Die Analyse der Sedimente am Stauwerk von Verbois, dem Hauptwasserkraftwerk der Rhone in Genf, zeigt zum Beispiel eine deutliche Akkumulation von Schadstoffen (Schwermetalle, PAKs und PCBs) (Institut Forel, 2007; 2010). Ebenso zeigen die Sedimente der Staudämme flussabwärts von schweizerischen städtischen Siedlungen eine gewaltige Kontamination, vor allem mit Metallen (Wildi *et al.*, 2004). Im Einzugsgebiet des Genfersees sind noch einige Sedimente im See und seinen Zuflüssen erheblich verschmutzt, obwohl die Konzentrationen von Schwermetallen seit den ersten Studien zurückzugehen scheinen (Vernet, 1977; Arbouille *et al.*, 1989; CIPEL, 1993; 2008).

Die Analysen von Seesedimenten, wie zum Beispiel im Zürichsee (Zürich AWEL, 2006), sowie von Sedimenten der großen Flüsse wie dem Rhein (BMG, 2007) sind heute in Überwachungsprogramme zur Oberflächenwasserqualität integriert.

Wie hier oben gezeigt, gibt es in der Schweiz kontaminierte Sedimente.. Die Sedimente werden mehr oder weniger regelmäßig auf ihre chemische Qualität analysiert. Allerdings ist die Bewertung von Sedimenten nicht eindeutig in der Gesetzgebung für den Oberflächengewässerschutz festgelegt.

1.2. Bestehende gesetzliche Bestimmungen und Empfehlungen in der Schweiz und Europa

In der Schweiz hat die Gewässerschutzverordnung (GSchV) (BAFU 1998a) zum Ziel, die Oberflächengewässer zu schützen, und legt fest, dass die Wasserqualität so sein muss, dass "[...] in den Sedimenten keine künstlichen, langlebigen Stoffe enthalten sind" (GSchV, Anhang 1.3.b) und dass "Substanzen, die die biologischen Prozesse zur Deckung der physiologischen Grundbedürfnisse von Pflanzen und Tieren beeinträchtigen können, sich nicht in den Sedimenten ansammeln" (GSchV, Anhang 1.3.c). Diese qualitative Sicht wird jedoch nicht durch bestimmte quantitative Werte (Schwellenwerte) ergänzt, die in den Sedimenten für Schadstoffe nicht überschritten werden dürfen, wie es beim Wasser der Fall ist, wo numerische Anforderungen festgelegt sind. Außerdem gibt es keine harmonisierten Empfehlungen für die Methoden zur Untersuchung der Sedimente und die Risikobewertung kontaminierter Sedimente für die Umwelt und den Menschen. Die Sedimente sollten einem Monitoring-Programm ihrer Kontamination unterliegen, wie es für ausgebagerte Sedimente und Gewässer der Fall ist. In der Tat können die Kantone für ausgebagerte Sedimente ihre eigenen Richtlinien anwenden (SESA, 2005) oder Bundesempfehlungen, wie die Verordnung über Belastung des Bodens (VBBo) (BAFU, 1998b), die Technische Verordnung über Abfälle (TVA) (BAFU, 1990), die Aushubrichtlinie (BAFU, 1999) und die Informationen über die Baggerung von Sedimenten bei Hafenanlagen und Schiffahrtsrinnen (BAFU, 1995). Richtwerte erleichtern dann die Entscheidungsfindung über das Schicksal von Baggergut.

Die Qualität der Oberflächengewässer kann mit dem Modul-Stufen-Konzept (MSK) umfassend bewertet werden (BAFU, 1998c; Binderheim & Göggel, 2007).

Das MSK umfasst Untersuchungen, die sich nicht nur auf die Wasserchemie richten, sondern auch auf die Gewässerstruktur, die Abflussverhältnisse sowie die Lebensgemeinschaften von Tieren, Pflanzen und Mikroorganismen. Methoden zur Analyse und Bewertung der Schweizer Fließgewässer nach harmonisierten Kriterien auf chemisch-physikalischen, hydromorphologischen, biologischen und ökotoxikologischen Grundlagen werden vom BAFU in Zusammenarbeit mit den kantonalen Fachstellen und der Eawag erarbeitet. Allerdings ist in diesem umfassenden Bewertungssystem das Sediment nicht inbegriffen.

Seit den frühen 2000er Jahren haben sich jedoch in Europa Sedimente einen wichtigen Platz in der Bewertung des ökologischen Zustandes der Fließgewässer verschafft. Nach langer Ignoranz der Sedimente plädiert die Wasser-Rahmenrichtlinie (European Parliament and Council, 2000a), die einen guten ökologischen Zustand der Wasserläufe bis zum Jahr 2015 zum Ziel hat, in ihrem Ansatz über Einzugsgebiete für die Entwicklung von Sediment-Qualitätskriterien für einige bestimmte prioritäre Substanzen (European Parliament and Council, 2000b; Förstner, 2007). Allerdings zieht das Sediment

noch keinen Nutzen aus der europäischen Gesetzgebung, da die Europäische Kommission nur Methoden für die beteiligten Länder empfiehlt und sie ermutigt, ihre eigene Gesetzgebung festzulegen. Europäische Methoden wurden auch für die Überwachung von Sedimenten veröffentlicht. (European Commission, 2010).

Trotz des Fortschritts in Europa werden in der Gesetzgebung der Schweiz Sedimente noch nicht berücksichtigt, anders als im Fall von Wasser und ausgebagerten Sedimenten.

1.3. Problemstellung und Zielsetzung des Projekts

In der Schweiz sind manche Sedimente durch persistente metallische oder organische Substanzen kontaminiert und stellen ein Risiko für die aquatischen Ökosysteme dar. Der Mangel an harmonisierten Empfehlungen zur Überwachung der Sedimentqualität ist ein grosses Problem.

Daher hat unser Projekt das langfristige Ziel, Methodenempfehlungen für die Schweiz zu erarbeiten, um die Verschmutzung der Sedimente in einheitlicher Weise nachzuweisen und zu quantifizieren. Das Ziel ist es, einen nationalen Leitfaden zur Überwachung der Sedimentqualität zur Verfügung zu stellen, der sich auf einen Triaden-Ansatz aus, Chemie, Biologie und Ökotoxikologie stützt (Chapman, 1990). Der Leitfaden sollte Qualitätsschwellenwerte vorschlagen, die Relevanz von verschiedenen ökotoxikologischen Tests und Bioindikatoren erörtern und auch die Empfehlung der Probeentnahme- und Analysemethoden nicht vergessen.

Der vorliegende Bericht zielt darauf ab, die ersten Phasen des Projekts vorzustellen. Der Stand der Technik und des Wissens im Bereich der Qualitäts- und Toxizitätsbewertung der Sedimente wurde schon ermittelt (Teil 2). Diese Studie hat gezeigt, dass der chemische Ansatz überwiegt und dass Qualitätskriterien für eine Risikobewertung sehr häufig angewendet werden. Deshalb wurden die Methoden zur Ableitung von Qualitätskriterien ausführlich untersucht (Teil 2, C).

Nach einer Umfrage bei den kantonalen Umweltschutzämtern (Teil 2, D) hat uns der erhaltene Stand der Technik in einem zweiten Schritt erlaubt, die Lücken und Bedürfnisse der Kantone (Teil 3) zu erkennen, um die erforderlichen Maßnahmen zu bestimmen und vorzuschlagen (Teil 4) (Abbildung 1).

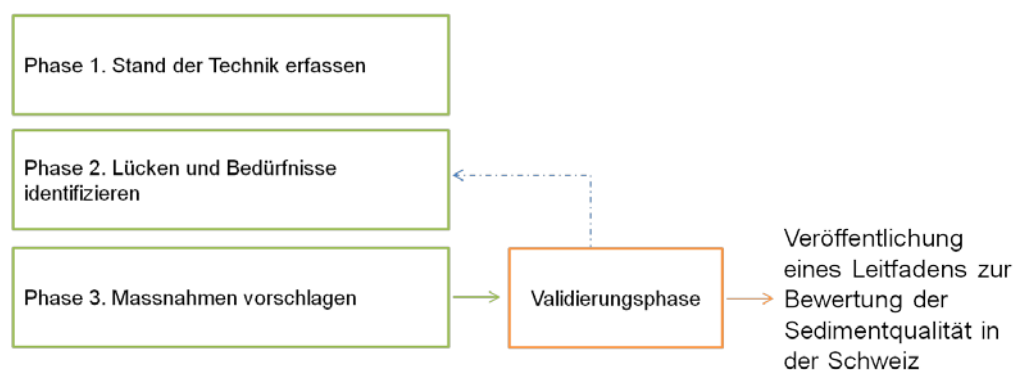


Abbildung 1: Etappen des Verfahrens zur Ausarbeitung von Empfehlungen für die Qualitätsbewertung der Sedimente in der Schweiz.

Teil 2: Aktueller Stand der Bewertung der Qualität und Toxizität von Sedimenten

2.1. Definition und Rollen des Sediments

Das Sediment spielt in aquatischen Ökosystemen eine wichtige Rolle und stellt ein dynamisches Kompartiment mit einer bedeutenden Komplexität dar, die mit den biogeochemischen Prozessen verbunden ist. Lange als Abfall betrachtet, wird das Sediment von den Gewässerverwaltern zunehmend als Lebensraum für eine zu schützende biologische Artenvielfalt wahrgenommen. Sediment besteht aus Partikeln unterschiedlicher Größe, Form und mineralogischer oder organischer Zusammensetzung. Ihre Herkunft ist vielfältig: Bodenpartikel, die durch Strömungen, Abschwemmungen oder Wind transportiert wurden (terrestrisches Sediment), oder Partikel, die aus der Zersetzung von Organismenablagerungen stammen (organogenes oder biogenes Sediment). Diese sedimentären Partikel haben die Fähigkeit, Schadstoffe zu binden und/oder einzufangen. Wasserorganismen können diesen Schadstoffen auf verschiedenen Wegen ausgesetzt werden: durch Kontakt mit Oberflächen- oder Interstitialwasser, durch direkten Kontakt mit dem Sediment oder durch das Nahrungsnetz (Aufnahme von Wasser und/oder Partikeln). Die Oberflächenschicht der Sedimente ist für uns von besonderer Interesse, weil sie die neuste Verschmutzung darstellt, und die neu abgelagerten Partikel die ersten sein werden, die mit epibenthischen und benthischen Organismen in Berührung kommen. Jedoch dürfen die tieferen Schichten nicht vernachlässigt werden: Sie sind oft anoxisch und schwer wieder mobilisierbar, können aber "alte" und potenziell gefährliche Stoffe für die Umwelt enthalten.

Die Sedimente zeigen eine Variabilität in Zeit und Raum und stellen einen wesentlichen und dynamischen Teil der Einzugsgebiete dar (SedNet, 2006), da sie einerseits als Zufluchtsort für zahlreiche Organismen und andererseits als langfristige Schadstoffquelle dienen. Sedimente sind Teil des Wasserkontinuums und sollten nicht vernachlässigt werden. Ihre Kontamination kann schädliche Wirkungen verursachen, die bei der Überwachung der aquatischen Ökosysteme betrachtet werden müssen.

2.2. Methoden zu Überwachung der Sedimentqualität

Die Qualität der Sedimente wird bereits in Nordamerika und zunehmend auch in Europa bewertet. Während in den Niederlanden und Flandern die Qualitätsbewertung der Sedimente aus einer Triade besteht, benutzen die anderen europäischen Länder nur einen chemischen Ansatz mit nationalen Qualitätskriterien oder mit Kriterien, die in Nordamerika in den 1990er Jahren entwickelt wurden, wie zum Beispiel die TEC(Threshold Effect Concentration)- und PEC(Probable Effect Concentration)-Werte (MacDonald *et al.*, 2000) (Tabelle 1).

Tabelle 1: Übersicht über Ansätze zur Qualitäts- und Toxizitätsbewertung der Sedimente in Europa (vor allem auf den Besten *et al.*, 2003 gestützt).

Ansatz	Detail		Land
Graduierte Triade durch Verwendung von Schwellenwerten	1. Niveau: Chemische Qualität	Wenn die gemessene Konzentration die nationale Norm überschreitet, muss man auf das 2. Niveau übergehen.	Niederlanden
	2. Niveau: Risikobewertung	Drei Punkte sind zu beachten: - Exposition des Menschen durch Freizeitaktivitäten, Fischerei, Essen, usw. - Risiko für das Ökosystem (bestimmt durch eine Triade) und Möglichkeit der Bioakkumulation; - Risiko für Transport und Resuspension von Sediment. Wenn mindestens einer dieser drei Punkte ein erhebliches Risiko darstellt, muss man auf das 3. Niveau übergehen.	
	3. Niveau: Priorisierung	Es müssen Sanierungsmassnahmen erwogen werden.	
Gleichzeitige Triade	Chemie	Vergleich der gemessenen Konzentrationen mit den nationalen Qualitätskriterien (De Deckere <i>et al.</i> , 2011).	Flandern, Belgien (De Cooman <i>et al.</i> , 1999)
	Ökotoxikologische Tests	<i>R. subcapitata</i> (Grünalge, Wachstumshemmung), <i>T. platyurus</i> (Blattfusskrebs, Mortalität) und <i>H. azteca</i> (epibenthisches Crustacea, Mortalität).	
	Biologische Indizes (De Paw & Heylen, 2001)	- « Biotic Sediment Index », dessen Ziel es ist, die Anwesenheit von Arten zu bestimmen, die empfindlich auf eine Verschmutzung reagieren - morphologische Studien (Anwesenheit von Anomalien) der Kopfkapsel von <i>C. riparius</i> .	
Chemischer Ansatz durch den Einsatz von nationalen Qualitätskriterien	Beispiel 1	Im Rahmen des gesamten Qualitätsbewertungssystems von Gewässern (SEQ-Eau), wurden Grenzwerte für Metalle, PCB und PAKs in Sedimenten ermittelt und verwendet, um 3 Qualitätsklassen von Sedimenten festzulegen. Diese Werte sind auf den von MacDonald <i>et al.</i> , 2000 gestützt.	Frankreich
	Beispiel 2	LAWA – Referenzwerte aus einem ökotoxikologischen Ansatz abgeleitet (ATV-DVWK, 2000).	Deutschland
Chemischer Ansatz ohne nationale Referenzwerte	Chemische Analyse von Sedimenten, mehr oder weniger routinemässig, ohne kantonale oder nationale Qualitätskriterien für die Sedimentqualität zu verwenden. Anwendung von Richtwerten der Hintergrundkonzentration oder von "gewöhnlich" gemessenen Richtwerten.		Zum Beispiel Schweiz

Nachschlagewerke: Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. Guidance Document No. 25. European Commission, 2010. Dieser praktische Leitfadens enthält die Methoden, die auf europäischer Ebene für die Probenahme und die Analyse von Sedimenten (und Biota) auf Metalle und organische Schadstoffe vorgeschlagen werden.

2.3. Referenzwerte und Sediment-Qualitätskriterien: Berechnungsmethoden und Anwendung

Die Anwendung von Qualitätskriterien findet bei der Risikobewertung der Sedimente häufig statt. Man findet diesen Ansatz in allen oben genannten Beispielen (Tabelle 1). Ein Sediment-Qualitätskriterium ist ein Richtwert für den Vergleich der gemessenen Konzentrationen der einzelnen Stoffe in den Sedimenten. Wenn diese Kriterien von ökotoxikologischen Untersuchungen abgeleitet werden, erlaubt es die Berechnung eines Quotienten zwischen dem gemessenen Wert und dem Wert des Qualitätskriteriums, ein Risiko für die untersuchte Substanz zu definieren. Die Qualitätskriterien sollen entweder die biologischen Ressourcen beschützen oder negative Auswirkungen auf diese Ressourcen vorhersagen oder beides (Wenning *et al.*, 2005). Anders gesagt schaffen sie Grenzwerte oder Bezugspunkte, um die Wahrscheinlichkeit zu beurteilen, dass schädliche biologische Wirkungen in aquatischen Ökosystemen auftreten (CCME, 1999).

Qualitätskriterien können zum Beispiel verwendet werden, um Sedimentproben nach ihrem toxischen Potential zu klassifizieren, problematische Schadstoffe zu identifizieren, und Gebiete je nach Häufigkeit und Ausmaß der Kriterienüberschreitung zu priorisieren. Die Verwendung von Qualitätskriterien ermöglicht eine rasche Bewertung der potentiellen Gefährdung der untersuchten Sedimente. Die Tauglichkeit der Risikovoraussage mit Hilfe von Qualitätskriterien in Verbindung mit chemischen Analysen und ökotoxikologischen Tests wurde schon häufig nachgewiesen (MacDonald *et al.*, 2000 ; Burton, 2002 ; Desrosiers *et al.*, 2010).

Allerdings wurden verschiedene Qualitätskriterien für eine gleiche Substanz festgelegt, da verschiedene Ansätze zu ihrer Bestimmung bestehen. Ein Verständnis der Methodik ist unerlässlich, um die richtigen Schlüsse über die Qualität des untersuchten Sediments zu ziehen.

2.3.1. Berechnungsmethoden

Im Laufe der Jahre wurden verschiedene Berechnungsmethoden von Richtwerten und Qualitätskriterien vorgeschlagen. Die Wahl des Ansatzes hängt im Wesentlichen von den verfügbaren Daten ab, insbesondere den Daten zur Toxizität auf benthischen Organismen. Es bestehen vier Hauptansätze.

2.3.1.1. (Geo-) chemischer Ansatz



Dies ist historisch der erste Ansatz. Zwei Methoden können unterschieden werden. In der ersten Methode können die Werte des geochemischen Untergrundes als Richtwerte verwendet werden, indem man regionale Hintergrundkonzentrationen für Metalle angibt. Durch den Atlas des Forum of the European Geological Surveys (FOREGS, <http://www.gsf.fi/publ/foregsatlas/>, 2010) sind solche Daten in Europa verfügbar. Dieser Atlas enthält die Konzentrationen an verschiedenen Probenahmestellen in ganz Europa. Die Probenahmestellen wurden nach dem Zufallsprinzip aus den Zellen eines Probenetzes ausgewählt, das in Europa angewendet wurde. Für die Schweiz erlaubt es die Berechnung der durchschnittlich gemessenen Konzentrationen an den 10 bestehenden Standorten, zum Beispiel eine Hintergrundkonzentration von $22,9 \pm 7,8$ für Nickel und $17,9 \pm 7,4$ für Kupfer zu

definieren ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Trockengewicht; Durchschnitt \pm Standardabweichung, Partikel <0.150 mm). Solche Kriterien erlauben es aber nicht, eine Gefahr für benthische Organismen zu definieren.

Eine zweite Methode besteht in der Berechnung von Qualitätskriterien ausgehend von gemessenen Konzentrationen an Referenzstandorten mit "gutem ökologischen Zustand", die in einem Programm zur Gewässerüberwachung enthalten sind. Ein solcher Ansatz wurde in Belgien in der Region Flandern gewählt, wo die Qualitätskriterien von chemischen Messungen in den jährlichen Kampagnen an 12 Referenzstandorten abgeleitet wurden.

2.3.1.2. Theoretischer Ansatz



Sediment-Qualitätskriterien können unter Anwendung von Verteilungsgleichgewichten von Wasserqualitätskriterien abgeleitet werden. Nach dieser Theorie sind die Schadstoffe zwischen interstitiellem Wasser, Sediment (oder Schwebstoffen) und Biota verteilt (DiToro *et al.*, 1991; Abbildung 2). Die für Wasser entwickelten Qualitätskriterien werden über einen Verteilungskoeffizienten auf Sedimente angewendet (European Commission, 2003; Abbildung 3). Die Methode des Sediment-Wasser-Verteilungsgleichgewichts wird häufig verwendet, um aus den Konzentrationen von Substanzen in der wässrigen Phase die Belastung und die Wirkung von Chemikalien auf die Organismen zu berechnen, wenn Daten über die Toxizität auf benthische Organismen fehlen oder nur beschränkt vorhanden sind (OCDE, 1992). Die so entwickelten Kriterien integrieren den Begriff der Bioverfügbarkeit der Schadstoffe.

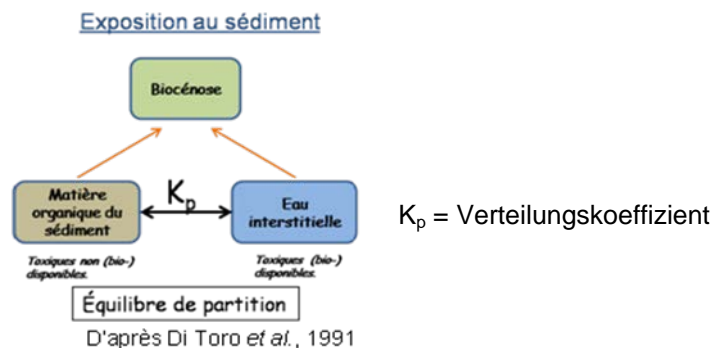


Abbildung 2: Prinzip des Verteilungsgleichgewichts.

$$PNEC_{sed} = \frac{K_{susp-water}}{RHO_{susp}} \cdot PNEC_{water} \cdot 1000$$

$PNEC_{water}$	Predicted No Effect Concentration in water	Concentration prévisible sans effet dans l'eau
RHO_{susp}	Bulk density of wet suspended matter	Masse volumique apparente des particules humides en suspension
$K_{susp-water}$	Partition coefficient suspended matter water	Coefficient de partition entre les matières en suspension et l'eau
$PNEC_{sed}$	Predicted No Effect Concentration in sediment	Concentration prévisible sans effet dans le sédiment

Abbildung 3: Anwendung eines Verteilungskoeffizienten für die Berechnung der erwarteten No-Effect-Konzentrationen in Sedimenten ($PNEC_{sed}$) (European Commission, 2003).

2.3.1.3. Ökotoxikologische Ansatz



Dieser empirische Ansatz erfordert Daten zur Beziehung zwischen Konzentrationen von Substanzen und den beobachteten Auswirkungen auf benthische Organismen. Mit Hilfe von Tests mit natürlichem Sediment oder mit Schadstoffen versetztem Sediment können solche Werte ermittelt werden. Heute

wird das toxische Risiko von Substanzen auf unabhängige Weise für jedes Molekül bewertet. Das toxische Risiko von Substanzmischungen für Sedimente wird noch nicht bewertet. Es bestehen verschiedene Methoden:

- Die statistische Methode: empirische Berechnung zwischen den Perzentilen-Werten der Datenverteilung der toxischen Wirkungen und den No-Effect-Daten (Abbildung 4).

$\text{CSE} = \sqrt{(E_{15} \times SE_{50})}$ $\text{CEP} = \sqrt{(E_{50} \times SE_{85})}$	<p>E_{15} : 15^e centile des données classées dans la catégorie « avec effet » E_{50} : 50^e centile des données classées dans la catégorie « avec effet » SE_{50} : 50^e centile des données classées dans la catégorie « sans effet » SE_{85} : 85^e centile des données classées dans la catégorie « sans effet »</p>
---	---

Abbildung 4: Berechnung der Qualitätskriterien-Schwellenkonzentration, die zu einem Effekt führt (CSE) und der Konzentration, die zu einem wahrscheinlichen Effekt führt (CEP) (Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007).

- Die deterministische Methode der Sicherheitsfaktoren: Um einen PNEC_{sed} - Wert abzuleiten, wird die niedrigste No-Observed-Effect-Concentration (NOEC) oder die niedrigste 10 % Effektkonzentration (EC10) durch einen Sicherheitsfaktor dividiert, der von der Anzahl der verfügbaren Daten und den Experimentbedingungen, abhängt.

Tabelle 2: Wert des Sicherheitsfaktors nach der Anzahl der verfügbaren Ergebnisse von chronischen Toxizitätstests auf benthische Organismen (European Commission, 2003).

Verfügbares (-n) Testergebnis (-se)	Sicherheitsfaktor
1 chronischer Toxizitätstest (NOEC oder EC10)	100
2 chronische Toxizitätstests (NOEC oder EC10) auf Arten mit unterschiedlicher Lebens- und Ernährungsweise.	50
3 chronische Toxizitätstests (NOEC oder EC10) auf Arten mit unterschiedlicher Lebens- und Ernährungsweise.	10

- Die probabilistische Methode mit Verteilung der Arten-Empfindlichkeit: die vermutlich umfassendste und bevorzugte Methode, wenn genügend viele Daten verfügbar sind. Die « SSD » (Species sensibility Distrubution)-Methode erlaubt es, eine « Hazardous Concentration » HC5 abzuleiten, deren Ziel es ist, 95 % der Arten zu schützen (Abbildung 5). Ein Sicherheitsfaktor kann dann auf diesen Wert angewendet werden.

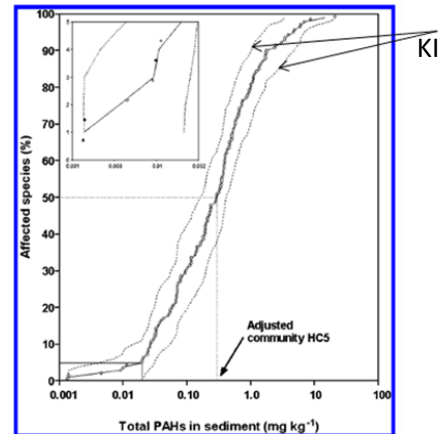


Abbildung 5: Beispiel der Empfindlichkeitsverteilung der Arten und Ermittlung der HC5 für PAHs in der Meeresumwelt (Leung *et al.*, 2005). KI: Konfidenzintervall.



2.3.1.4. Ökologischer Ansatz

Die Untersuchung der benthischen Makroinvertebraten-Gemeinschaft erlaubt es, Toxizitätsschwellenwerte *in situ* zu bestimmen, indem chemische Analysen mit dem Ergebnis der biologischen Indizes korreliert werden. Toxizitätsschwellenwerte wurden besonders für die Untersuchung der Oligochaetenwürmer-Gemeinschaften in einigen Schweizer Fließgewässer vorgeschlagen (Vivien *et al.*, 2011).

2.3.1.5. Ansatz des Sediment-Triade

Durch Vereinigung von mehreren Beweislinien wie zum Beispiel Chemie, Ökotoxikologie und ökologischen Untersuchungen an Ort und Stelle können relevante Qualitätskriterien erhalten werden. Erst kürzlich hat die flämische Agentur für Umweltschutz Qualitätskriterien für Süßwassersedimente vorgeschlagen, die mit Hilfe eines Triaden-Ansatzes abgeleitet wurden, der routinemäßig seit dem Jahr 2000 durchgeführt wird (De Deckere *et al.*, 2011). Zwei Qualitätskriterien wurden vorgeschlagen, ein Schwellenwert für No-Effect und einen Schwellenwert für Effekte. Für jeden Schwellenwert wurde der Durchschnitt zwischen einem Wert gebildet, der von ökotoxikologischen Tests abgeleitet wurde, und einem Wert, der durch die Korrelation zwischen chemischen Analysen und dem Ergebnis von biologischen Indizes (Makroinvertebraten *in situ*) erhalten wurde. Als weiteres Beweisbündel für die Berechnung von relevanten Qualitätskriterien für die Beurteilung des toxischen Risikos einer Substanz in Sediment, wurde vorgeschlagen, Bioakkumulation zu berücksichtigen. Bioakkumulation bezieht sich auf die Fähigkeit von Organismen, bestimmte Chemikalien zu absorbieren und in einem oder allen Teilen ihres Organismus anzureichern.

2.3.1.6. Konsens-Ansatz



Die von einem Konsens-Ansatz abgeleiteten Qualitätskriterien werden durch die Mittelung von unterschiedlichen Schwellenwerte (No-Effect oder Effect) erhalten, welche mittels verschiedener Methoden bestimmt wurden. Die am häufigsten verwendeten Konsens-Werte sind die Schwellenkonzentration, die zu einem Effekt führt (TEC für Threshold Effect Concentration), und die Konzentration, die zu einem wahrscheinlichen

Effekt führt (PEC für Probable Effect Concentration). Der TEC-Wert entspricht einem Effekt auslösenden Schwellenwert, während der PEC-Wert wahrscheinliche Wirkungen vorhersagt (MacDonald *et al.*, 2000). Die Organismen werden unterhalb der TEC-Schwelle als nicht betroffen von den verschiedenen Substanzen betrachtet, da die Konzentrationen sehr gering sind. Oberhalb der TEC-Schwelle sind die empfindlichsten Organismen möglicherweise durch toxische Substanzen betroffen, während oberhalb der PEC-Schwelle die Konzentrationen hoch genug sind, um nachteilige Auswirkungen auf Organismen hervorzurufen.

Nachschlagewerke:

- Centre Ecotox: First report within the project « Assessment of Swiss sediment quality ». Use of sediment quality criteria for the assessment of sediment toxicity: Applicability to Switzerland. Centre Ecotox August 2010. Verfügbar auf www.oekotoxzentrum.ch.
- Technical Guidance for deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. European Commission, 2011. Dieser Leitfaden beschreibt Methoden zur Herleitung von Umweltqualitätskriterien für Sediment, Boden und Biota. In der europäischen Methode wird der Nutzen eines Qualitätskriteriums für Sediment nur dann hervorgehoben, wenn das Ziel der Schutz der benthischen Organismen ist. Der zu verwendende Ansatz hängt von der Anzahl der verfügbaren Daten ab. In allen Fällen ist der Ansatz ein Ansatz für das Einzugsgebiet, und im Fall von Metallen kann die geochemische Hintergrundkonzentration zur berechneten Grenzkonzentration addiert werden.

2.3.2. Klassifikation der Sedimente

Die Berechnung eines Quotienten zwischen der gemessenen Umweltkonzentration (Concentration Environnementale Mesurée CEM) für eine Substanz und des damit verbundenen und auf ökotoxikologische Daten gestützten Qualitätskriteriums erlaubt es, ein Risiko zu charakterisieren. Ist der Quotient kleiner als 1, so wird für das Sediment kein Toxizitätsrisiko bezüglich dieser Substanz, angenommen. Ist das Ergebnis größer als 1, so kann die Substanz auf aquatische Lebenswesen toxisch wirken. In der Umwelt treten Schadstoffe jedoch meist als Mischungen auf. Wenn die anwesenden Substanzen denselben Wirkmechanismus (Additivität) haben, kann die Berechnung eines Quotienten für eine Substanz und anschliessend eines Durchschnittsquotienten für die Gesamtheit der Substanzen wertvolle Informationen liefern. Diese Methode wird zum Beispiel in Frankreich in der Sedimentverwaltung angewendet (Voies Navigables de France, 2005). Jedoch kann die toxische Gefahr unterschätzt werden, falls synergetische Wechselwirkungen auftreten.

Durch Berechnung des Quotienten und/oder eines Durchschnittsquotienten kann das Sediment in die Kategorien "toxisch" oder „nicht toxisch" eingestuft werden. Wenn man dagegen die TEC- und PEC-Werte von MacDonald *et al.*, 2000, benutzt, können drei Klassen gebildet werden. (Tabelle 3).

Tabelle 3: Klassifikationsvorschlag der Sedimente nach den TEC und PEC-Werten (Macdonald *et al.*, 2000).

CEM < TEC	TEC < CEM < PEC	CEM > PEC
« gute Qualität » <i>Toxizitätsrisiko kaum wahrscheinlich</i>	« Durchschnittliche Qualität » <i>Toxizitätsschwelle überschritten</i>	« schlechte Qualität » <i>Toxizitätsrisiko wahrscheinlich</i>

Unterhalb der TEC-Schwelle der verschiedenen Substanzen betrachtet man die Organismen als nicht betroffen, da die Konzentrationen so sind, dass sie zu keinem beobachtbaren Effekt führen. Oberhalb der TEC-Schwelle sind die empfindlichsten Organismen möglicherweise durch toxische Substanzen betroffen. Oberhalb der PEC-Schwelle sind die chemischen Konzentrationen hoch genug, um nachteilige Auswirkungen auf Organismen zu haben. Zwischen den TEC- und PEC-Werten wird die Qualität als durchschnittlich angenommen, aber es können keine klaren Rückschlüsse auf das tatsächliche Risiko gezogen werden.

In Frankreich werden diese Klassen, die durch die TEC und PEC-Schwellen gebildet wurden, im Rahmen des gesamten Qualitätsbewertungssystems der Gewässer (SEQ-eau) für Metalle, für die Summe der PCBs und für die Summe der PAKs benutzt (MEDD & Agences françaises de l'eau, 2003).

Neuere Entwicklungen erlauben es jedoch, bis zu fünf Qualitätsklassen vorzuschlagen. Manchmal basieren diese auf willkürlichen Werten (x Mal das Qualitätskriterium), manchmal werden als Grenze zwischen den Klassen Hintergrundkonzentrationen oder Konzentrationen an Referenzstandorten hinzugefügt. Die Qualität der Oberflächengewässer in der Schweiz kann im Rahmen des MSK in 5 Klassen eingeordnet werden (Schlecht, unbefriedigend, mässig, gut, sehr gut) (Baumann & Langhans, 2010). Für Sediment werden gegenwärtig in einigen Schweizer Kantonen willkürliche Klassifikationssysteme der Sedimente (3 bis 5 Klassen) verwendet. Für die Einteilung werden insbesondere Referenzwerte der Internationalen Kommission für den Schutz des Rheins (IKSR) und Vielfache dieser Werte verwendet, oder auch die Werte der 80% Perzentilen der in früheren Kampagnen gemessenen Konzentrationen (Zürich AWEL, 2006; AUE BL, 2007). Im Kanton Genf hat es die Untersuchung von benthischen Wirbelosengemeinschaften vor Ort erlaubt, Schwellen und Qualitätsklassen für Sedimente vorzuschlagen. Tatsächlich konnten die Ergebnisse aus dem Oligochaetenindex als Bioindikator für Sedimente (IOBS - NF T90-390, 2002) mit dem durchschnittlichen Quotient korreliert werden, indem die PEC(PEC-Q)- oder TEC(TEC-Q)-Werte benutzt wurden (Vivien, 2009). Insondere konnten ein PEC-Q von 0.17 und ein TEC-Q von 0.6 als Schwellenwerte für die Toxizität vorgeschlagen werden (Vivien *et al.*, 2011).

Es ist anzumerken, dass die Qualitätskriterien und die berechneten Quotienten möglicherweise nicht ausreichen, um eine umfassende Risikobewertung durchzuführen und die Toxizität der Sedimentprobe vorauszusagen. Für Programme zur Sedimentüberwachung sollte der chemische Ansatz mit Benutzung von Qualitätskriterien durch einen ökotoxikologischen Ansatz und / oder ökologischen Ansatz ergänzt werden.

2.4. Gegenwärtiger Wissensstand der Schweizer Kantone in der Untersuchung der Sedimente

Für unser Projekt scheint es uns wichtig, sich für die verfügbaren Expertisen in den Schweizer Kantonen zu interessieren. Wir haben die sechszwanzig Schweizer Kantone mittels eines Fragebogens kontaktiert. Ihre Antworten haben uns wichtige Informationen für die Priorisierung der Vorgänge und die Erstellung von Empfehlungen geliefert. Die Ziele dieser Umfrage waren es:

- die verschiedenen Methoden zur Untersuchung von natürlichen Sedimenten kennenzulernen, die gegenwärtig eingesetzt werden und/oder in den Kantonen verfügbar sind (chemische, biologische und ökotoxikologische Methoden)
- die Erarbeitung von Empfehlungen dadurch zu lenken, dass die Interessen und Erwartungen der Kantone berücksichtigt werden
- Umweltdaten von den bereits in Sedimenten gemessenen Werten zu sammeln und damit den Einsatz von Sedimentqualitätskriterien in der Schweiz zu prüfen (Centre Ecotox, 2010).

2.4.1. Chemischer Ansatz

Zunächst wurden Fragen zu den chemischen Analysemethoden für Sedimente gestellt, und zwar zur Herkunft der Sedimente (Flüsse oder Seen), zu den analysierten Fraktionen (gesamtes Sediment oder Teilfraktionen) und zu den analysierten Substanzen (Untersuchungsmethoden, Priorisierung der Substanzen, Verwendung von Qualitätskriterien).

Dreizehn Kantone (50%) haben bereits chemische Analysen von Sedimenten in Flüssen (13 von 13 Kantonen) und/oder Seen (4 von 13 Kantonen) durchgeführt oder führen sie mehr oder weniger regelmäßig durch. Schwermetalle (insbesondere Cd, Cu, Ni, Zn, Hg), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) und polychlorierte Biphenyle (PCBs) sind die am häufigsten untersuchten Substanzen (Abbildung 6). Von den 13 Kantonen haben 6 Kantone eindeutig prioritäre Substanzen definiert (Abbildung 6), die einer schon bekannten Problematik entsprechen, wie zum Beispiel der PCB-Kontamination der Saane im Kanton Freiburg oder der Kupfer-Kontamination in den Weinbaugebieten im Kanton Thurgau. Für die 7 anderen Kantone werden die Prioritäten "von Fall zu Fall" definiert.

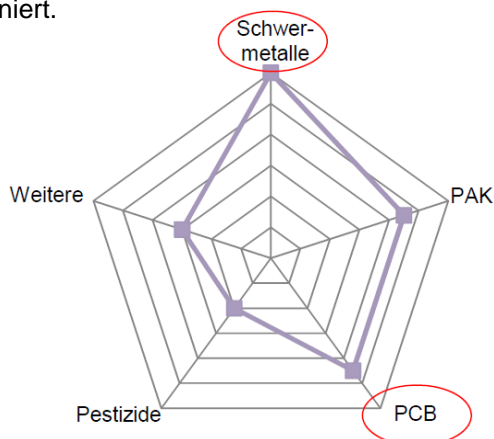


Abbildung 6: Substanzen, die die Schweizer Kantone in den Sedimenten analysieren. Die roten Kreise stellen die zwei Substanzgruppen dar, die am häufigsten als prioritär eingestuft wurden.

Die Mehrheit der Kantone (9 von 13) analysiert nur den Feinanteil der Sedimente (<63 µm), aber es gibt Unterschiede zwischen den Methoden der Probenahme und der Vorbereitung von Sedimenten, wie der Sammlung von Sedimenten (Tiefe, Werkzeug), dem Sieben (im Feld oder im Labor) oder der Trocknungsmethode.

Die Ergebnisse der Umfrage zeigen auch, welche „Qualitätskriterien“ von den Kantonen für die untersuchten natürlichen Sedimente aus Flüssen oder Seen verwendet werden (Abbildung 7). Zehn von 13 Kantonen, die Sedimente untersuchen, vergleichen ihre chemischen Analyseergebnisse mit den gegebenen Richtwerten der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) (BAFU, 1998b). Von diesen zehn Kantonen fügen sechs Kantone einen Vergleich mit den Zielen des IKSR hinzu (IKSR, 2007; 2009). Diese Ziele werden schliesslich von 9 von 13 Kantonen konsultiert. In geringerem Maße beziehen sich 3 von 13 Kantonen auf die Empfehlungen für die Ausbaggerung von Sedimenten in der Schweiz (Grenz- und Richtwerte für die Baggerung von Sedimenten in Hafenanlagen und Schifffahrtsrinnen sowie die U- und T-Richtwerte für Aushubmaterial). Sporadisch werden die Umweltwerte mit den IGKB-Werten (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, mit den IKSR-Werten vergleichbar), den Grenzwerten der SEQ-Eau (Système global d'évaluation des cours d'eau, Frankreich) oder den Mittelwerten verglichen, die in den Sedimenten der großen Schweizer Flüsse gemessen wurden (Pardos *et al.*, 2003). Die provisorischen Empfehlungen für die Qualität der Sedimente in Kanada (CCME, 1999) sowie die Hinweis-Konzentrationen der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Deutschland (ATV-DVWK, 2000)) werden schliesslich nur jeweils in einem einzigen Kanton benutzt (Abbildung 7). Die im Anhang angefügte Tabelle (Seite 26) verdeutlicht die Unterschiede, die zwischen den verschiedenen Qualitätskriterien bestehen können.

Zwei Kantone haben darauf hingewiesen, dass sie auf die Empfehlungen des Bundes für die Anwendung von "befriedigenden" Referenzwerten auf Flusssedimente warten.

In Erwartung solcher Empfehlungen bezieht sich die Mehrheit der Kantone auf die Richtwerte der VBBo, obwohl sie sich bewusst sind, dass Sedimente nicht Böden sind und obwohl Schweizer Werte für ausgebagerte Sedimente bestehen. Die Werte der VBBo werden auch oft in Verbindung mit den Werten der IKSR verwendet, da die Mehrheit der Schweizer Kantone im Einzugsgebiet des Rheins gelegen sind.

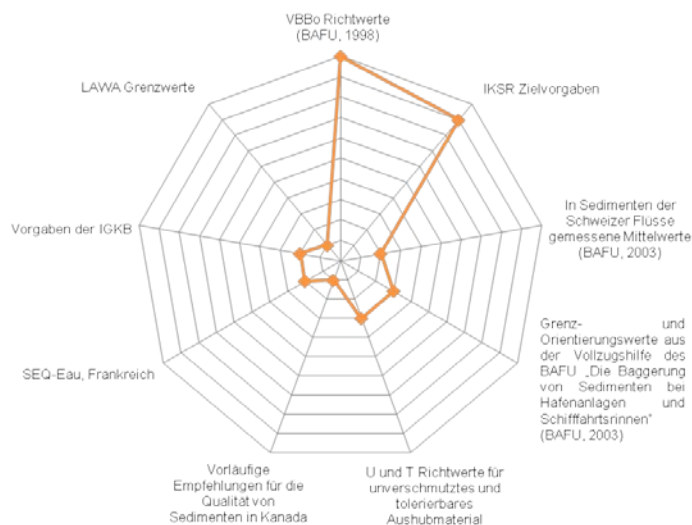


Abbildung 7: ‚Qualitätskriterien‘, die die dreizehn Kantone verwenden, die Sedimente untersuchen/ bereits untersucht haben (ein Einteilungsgrad bedeutet ein Vorkommen des Kriteriums pro Kanton).

2.4.2. Ökologischer Ansatz

In diesem Abschnitt der Umfrage wurden die Kantone über ihre Bewertung der ökologischen Sedimentqualität mit biologischen Indizes befragt.

Nur vier Kantone verwenden bereits Bioindikatoren oder haben sie verwendet, um den Einfluss von belastetem Sedimenten auf die Biozönose direkt zu untersuchen. Diese Bioindikatoren beziehen sich auf Oligochaeten- und Chironomidenlarven, zwei Taxa von benthischen Makroinvertebraten. Zwei Kantone führen Untersuchungen mit dem Oligochaetenindex in Sedimenten durch (IOBS: Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments, Norme Française, 2002) durch. Ein Kanton nutzt den Oligochaeten-index in Seen (IOBL, Norme Française, 2005). Ein weiterer Kanton untersucht die Wiederansiedlung von Oligochaetengemeinschaften und Chironomidenlarven in Sedimenten nach der „Belüftung“ von Seen.

2.4.3. Ökotoxikologischer Ansatz

Wir haben hier gefragt, ob die Kantone bereits Sedimente mit Biotests untersucht haben, und wenn ja, welche Fraktion und mit welchem(n) Organismus(en).

Nur zwei Kantone haben mindestens einmal ökotoxikologische Tests zur Beurteilung der Sedimenttoxizität angewendet. Die verwendeten Biotests waren Tests mit Daphnien (in Sedimentumgebung und Wassersäule), der Microtox[®]-Test (direkter Kontakt mit dem Sediment) oder Versuche mit Fischen. Die Fischttests wurden entweder im Labor (Frühstadien der Zebrafische) oder *in situ* (Forellenembryonen) durchgeführt und hatten das Ziel, die Toxizität oberhalb und unterhalb einer Kläranlage zu vergleichen. Diese beiden Kantone haben für die Tests private Beratungsunternehmen oder Universitäten beauftragt.

Nachschlagewerke:

- Centre Ecotox, 2011. Qualitätsüberwachung von Sedimenten in der Schweiz: Synthese eines Fragebogens. Zweiter Bericht im Rahmen des Projekts "Qualitätsbewertung der Sedimente in der Schweiz". Auf www.oekotoxzentrum.ch. verfügbar. Der Fragebogen sowie die detaillierten Antworten auf den Fragebogen sind in diesem Dokument verfügbar.

Teil 3: Identifizierung der Lücken und der Bedürfnisse

3.1. Hervorhebung der Lücken in der Überwachung der Sedimentqualität.

Die Auswertung der Fragebögen hat es erlaubt, die in den Kantonen verfügbaren Methoden aufzulisten, besonders die Methoden der chemischen Analyse und die eingesetzten Qualitätskriterien (Teil 2). Es fehlt eindeutig ein Konsens über den Einsatz von Qualitätskriterien für Sedimente, und die Methoden der Probenahme unterscheiden sich beträchtlich. Darüber hinaus gibt es nur wenige Kantone, die Bioindikatoren für die Untersuchung von Sedimenten einsetzen, und auch ökotoxikologische Tests sind noch sehr selten. (Abbildung 8).

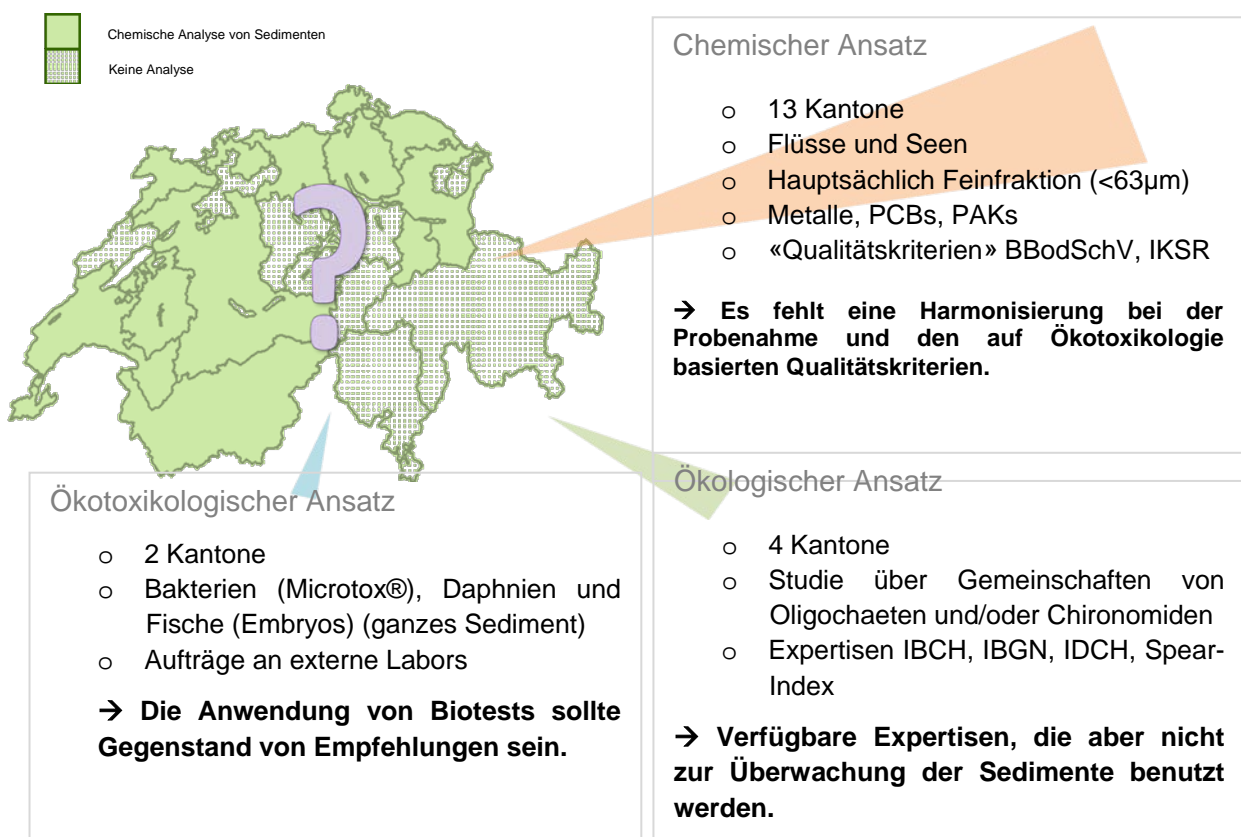


Abbildung 8: Hervorhebung der Lücken in der Überwachung der Sedimentqualität in Anbetracht der Ergebnisse der Umfrage bei den Schweizer Kantonen.

3.2. Bedürfnisse und Interessen der Schweizer Kantone

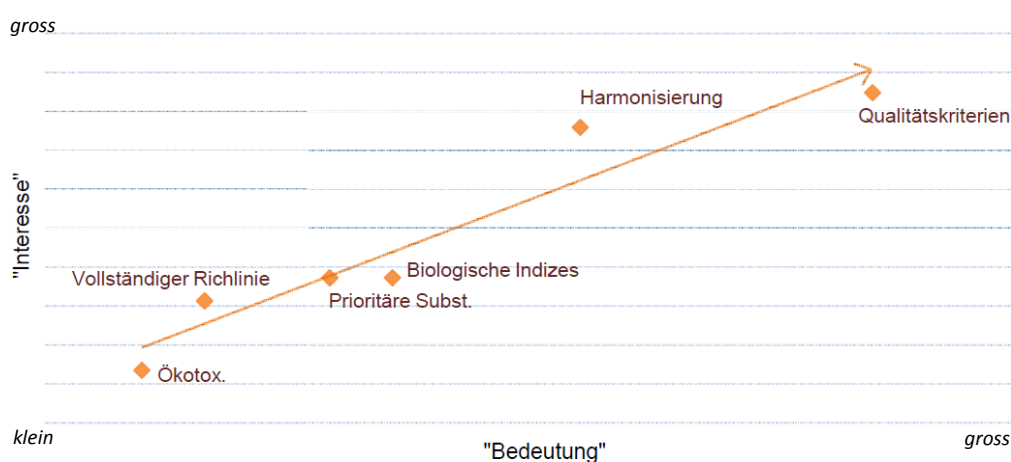
Durch ihre Antworten auf den Fragebogen haben die Kantone deutlich ihr Interesse an der Überwachung der Sedimente im Rahmen der Bewertung der Gesamtqualität der Oberflächengewässer gezeigt. Die Kantone wünschen sich in erster Linie verfügbare Qualitätskriterien, um die Sedimente nach ihrem potentiellen ökotoxikologischen Risiko klassifizieren zu können (Abbildung 9). Die Kantone wünschen sich "angemessene" Werte, um sie mit den Werten

aus der chemischen Analyse zu vergleichen. Selbst wenn die Kantone den Verschmutzungsgrad abschätzen können (Überschreitung von "gewöhnlich" gemessenen Werten), fehlt es ihnen an Hinweisen auf die Auswirkung auf Fauna und Flora der untersuchten Umwelt (besonders benthisch) und also an einem Grenzwert für die Verschmutzung¹.

Als zweite Priorität wird hier nochmals die Notwendigkeit der Harmonisierung der Probenahme betont (Methoden der Probenahme und Probenaufbereitung inclusive Nachweisgrenzen).

Bezüglich der biologischen Indizes, der Definition von prioritären Substanzen und der Veröffentlichung von vollständigen Empfehlungen sind die Antworten der Kantone gemischt. Hier werden die Prioritäten im Fortschritt des Projekts noch genauer festgelegt.

Auch wenn der Vorschlag, ökotoxikologische Tests anzuwenden, auf wenig Interesse stösst, so ist der ökotoxikologische Ansatz doch untrennbar mit dem Wunsch nach Qualitätskriterien für Sedimente und/oder einer umfassenden Beurteilung des ökologischen Risikos von Sedimenten zu verbunden.



Bezeichnung	Definition
Qualitäts-kriterien	Harmonisierung von Qualitätskriterien für die Beurteilung und Festlegung von Qualitätsklassen für Sedimente.
Harmonisierung	Harmonisierung von Probenahme- und Monitoringstrategien.
Biologische Indizes	Empfehlung für die Verwendung geeigneter biologischer Indizes.
Prioritäre Substanzen	Festlegung einer Liste von prioritären Substanzen in Bezug auf die Analyse von Sedimenten.
vollständige Richtlinie	Verfügbarkeit einer umfassenden Richtlinie für die ökotoxikologische Bewertung von Sedimenten in Form einer Triade (Chemie, biologischer Index und Biotests), inkl. der Beschreibung der Probenahme.
Ökotoxikologische Tests	Verfügbarkeit ökotoxikologischer Sedimenttests unter Einsatz benthischer Arten.

Abbildung 9: Priorisierung der Wichtigkeit der Bedürfnisse und der Interessen der Kantone an der Überwachung von Sedimenten. Die Priorisierung ergab sich aus den Antworten auf den Fragebogen.

¹ Nach Chapman, 2007, spricht man von einer Kontamination, wenn die in den Sedimenten gefundenen chemischen Substanzen unüblich sind oder wenn die Konzentrationen gewöhnlich nicht so hoch sind. Hingegen spricht man von einer Verschmutzung, wenn die Kontamination schädliche biologische Wirkungen verursacht.

Teil 4: Empfehlungen und zu ergreifende Maßnahmen

Die Qualität der Oberflächengewässer hat sich in den letzten Jahren stark verbessert, zum Beispiel durch neue Technologien in den Kläranlagen oder den Bau von Becken zur Rückgewinnung des Regenwassers. Dennoch zeigen Studien, dass die Sedimente in gewissen Gebieten der Schweiz früher oder jetzt kontaminiert sind und ein Problem darstellen können (Teil, A). Obwohl in der Schweiz ein Gesetz zur Wasserqualität sowie Informationen über ausgebagerte Sedimente vorhanden sind, fehlen für natürliche Sedimente noch Empfehlungen für Methoden zur Überwachung und zur Bewertung der Toxizität und der Umweltrisiken. Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie empfiehlt jedoch, die Kontamination der Sedimente nicht zu vernachlässigen oder gar zu ignorieren, selbst wenn sie komplex ist, da der ökologische Status der Oberflächengewässer davon abhängt.

Nach Hervorhebung des Interesses und der Bedürfnisse der Kantone (Teil 3) werden mehrere Massnahmen vorgeschlagen. Zunächst sollten für bestimmte Substanzen Qualitätskriterien für Schweizer Sedimente definiert werden, um die Kantone bei der Interpretation der gemessenen Konzentrationen zu unterstützen. Danach muss durch eine Kartierung der chemischen Analysedaten ein Inventar der kontaminierten Sedimente in der Schweiz gemacht werden, um problematische Standorte zu finden und die Ursprünge der Sedimentkontamination zu verstehen. Die Harmonisierung der Probenahmemethoden und -strategien der stellt schliesslich auch einen wichtigen Schritt bei der Festlegung von Empfehlungen dar.

4.1. Sediment-Qualitätskriterien für die Schweiz

Die Qualitätskriterien für die Beurteilung der Sedimentqualität in der Schweiz sollten auf eine einheitliche Weise angewendet werden. Nur Qualitätskriterien, die auf ökotoxikologische Daten gestützt sind, ermöglichen die Abschätzung einer Toxizitätgefahr für benthische Organismen. Die TEC- und PEC-Werte (MacDonald *et al.*, 2000) scheinen am bestem unserem Schutzziel zu entsprechen. TEC- und PEC-Werte stehen für 28 verschiedene Substanzen zur Verfügung, darunter 8 Metalle, 10 PAKs (und deren Summe), die Summe der PCBs und einige Organochlorpestizide (Tabelle 2). Diese Kriterien wurden für das Gesamtsediment und einen normalisierten Gehalt an organischen Stoffen von 1% entwickelt. Es wird vorgeschlagen, diese Werte anzupassen, indem die in der Schweiz gemessenen Konzentrationsdaten einbezogen werden (zum Beispiel x-tes Perzentil der Verteilung der bereits in der Schweiz gemessenen Werte). Ausserdem sollten sie mit allen neuen Toxizitätsdaten auf benthische Organismen (Literaturrecherche und möglicherweise neue Biotests im Labor mit gespikten Sedimenten) oder Daten von ökologischen *in situ* Bewertungen aktualisiert werden. Mit diesen zwei Grenzwerten, TEC und PEC, wird es dann möglich sein, mindestens drei Qualitätsklassen für Sedimente zu bilden.

Trotz der Bedeutung und dem ständigen Nachweis von organischen Schadstoffen, werden diese Kriterien zunächst für Metalle entwickelt werden. Für diese Substanzen sind nämlich viele Informationen und Daten vorhanden, vor allem für Cd, Cu, Ni, Hg, Pb und Zn. Die organischen Substanzen wie zum Beispiel die PAKs, PCBs oder bestimmter Pestizide (zum Beispiel Pyrethroide) werden später berücksichtigt werden.

Tabelle 4: Die von Macdonald *et al.*, 2000, entwickelten TEC(Threshold Effect Concentration)- und PEC(Probable Effect Concentration)-Werte für Süsswassersedimente.

Substance	TEC	PEC
Metals (in mg/kg DW)		
Arsenic	9.79	33.0
Cadmium	0.99	4.98
Chromium	43.4	111
Copper	31.6	149
Lead	35.8	128
Mercury	0.18	1.06
Nickel	22.7	48.6
Zinc	121	459
Polycyclic aromatic hydrocarbons (in µg/kg DW)		
Anthracene	57.2	845
Fluorene	77.4	536
Naphthalene	176	561
Phenanthrene	204	1,170
Benz[a]anthracene	108	1,050
Benzo(a)pyrene	150	1,450
Chrysene	166	1,290
Dibenz[a,h]anthracene	33.0	
Fluoranthene	423	2,230
Pyrene	195	1,520
Total PAHs	1,610	22,800
Polychlorinated biphenyls (in µg/kg DW)		
Total PCBs	59.8	676
Organochlorine pesticides (in µg/kg DW)		
Chlordane	3.24	17.6
Dieldrin	1.90	61.8
Sum DDD	4.88	28.0
Sum DDE	3.16	31.3
Sum DDT	4.16	62.9
Total DDTs	5.28	572
Endrin	2.22	207
Heptachlor epoxide	2.47	16.0
Lindane (gamma-BHC)	2.37	4.99

4.2. Kartierung der Sedimentkontamination der Schweizer Flüsse und Analyse der Umweltdaten

Zusätzlich zur Empfehlung, TEC- und PEC- Werte zu verwenden, um die Sedimente in mindestens 3 Güteklassen einzuteilen, wird vorgeschlagen, die Kontamination der Schweizer Sedimente besonders in den Flüssen zu kartieren. Die Kartierung bietet einen Überblick über die Konzentrationen, die in den Sedimenten in der Schweiz bereits gemessen wurden und erlaubt es, eine Situationsanalyse

vorzunehmen. Mit diesem Werkzeug werden die Probenahmestellen mit den geographischen Koordinaten verknüpft. Durch die Anwendung der mit Hilfe der TEC- und PEC-Werte gebildeten Qualitätsklassen können Orte mit beträchtlicher Kontamination identifiziert werden, die ein Risiko für benthische Organismen darstellen. Diese Darstellung der Daten erlaubt es auch, die Relevanz der TEC und PEC Qualitätskriterien für die Schweiz zu diskutieren.

Ein Beispiel für diese Kartierung wurde für zwei ausgewählte Metalle, Kupfer und Nickel, verwirklicht (Abbildung 10). Diese Darstellung der Sedimentkontamination in der Schweiz soll nicht komplett sein, da sie nur auf zwei einzelnen Substanzen beruht, zusätzliche Daten von anderen Kantonen vorhanden sein könnten, und die Qualitätsbewertung nur mit den TEC- und PEC-Kriterien durchgeführt wird. Darüber hinaus ist es wichtig klarzustellen, dass die Mehrheit der Daten aus der Analyse der Feinfraktion des Sediments (sieben auf 63 µm) stammen, aber dass sich aber einige Daten auf das Gesamtsediment (sieben auf 2 mm) beziehen.

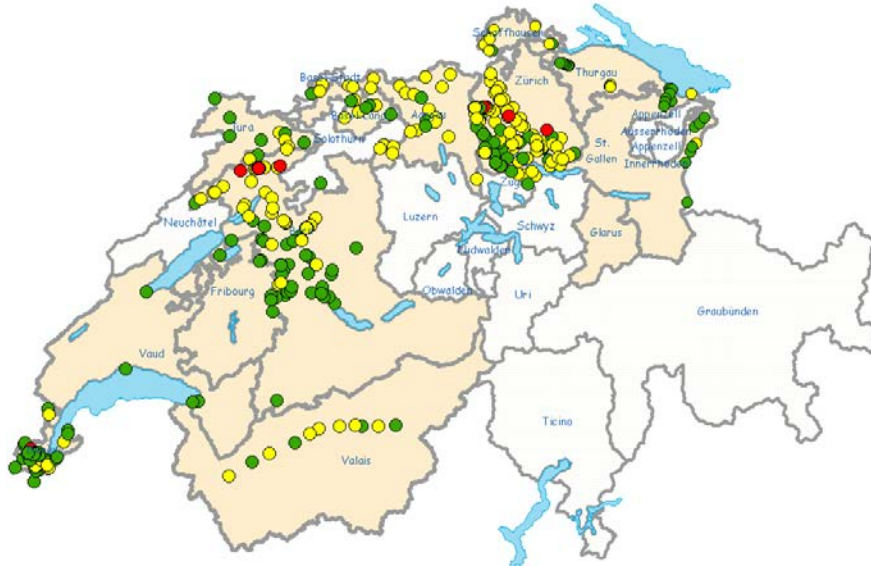
Nach der Klassifikationsregel, die in der Kartierung unten verwendet wurde, stellt die Kupferkonzentration an 43,5 % der Probenahmestandorte und die Nickelkonzentration an 24,8% der Standorte kein Risiko dar, während die Konzentrationen an 4,8% der Probenahmestellen für Kupfer und 8,5% für Nickel über der Grenze von wahrscheinlichen Auswirkungen auf aquatische Organismen lagen. Eine große Mehrheit der Daten, 51,7% der Messtellen für Kupfer und 69,6% für Nickel, liegen zwischen den TEC- und PEC-Grenzwerten. In diesem Fall kann keine Schlussfolgerung gezogen werden (Tabelle 5).

Tabelle 5: Ergebnis der Klassifizierung der Schweizer Sedimente für Kupfer und Nickel.

Substanz	% Daten unter dem TEC	% Daten zwischen TEC und PEC	% Daten über dem PEC	Anzahl Daten
Kupfer	43.5	51.7	4.8	355
Nickel	24.8	69.6	8.5	355

Die geochemischen Hintergrundkonzentrationen für die Schweiz liegen bei $22,9 \pm 7,8$ für Nickel und $17,9 \pm 7,4$ für Kupfer (mg.kg^{-1} , Trockengewicht ; Mittelwert \pm Typ-Abweichung, N=10) (Quelle: Forum of the European Geological Surveys, FOREGS), Die Schweiz hat also einen relativ hohen geochemischen Hintergrund für Nickel, da der Schwellenwert für einen Effekt sehr nahe liegt und die Konzentration bereits eine Gefahr für die empfindlichen Arten darstellen würde. Nichtsdestotrotz muss man diese "Hintergrund-Konzentrationswerte" mit Vorsicht betrachten, da die Probenahmestellen möglicherweise nicht repräsentativ für die Komplexität der Geologie in der Schweiz sind. Außerdem ist es nicht ausgeschlossen, dass zufällig gewählte Probenahme-Standorte verschmutzt sind. Trotzdem könnten die TEC- und PEC-Werte für Nickel zu restriktiv sein. Außerdem kann man die gleiche Beobachtung mit den Daten aus der Studie von Sedimenten der grossen Schweizer Flüsse machen (BAFU, 2003). Tatsächlich enthalten die Sedimente mediane Nickelkonzentrationen von $30,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ auf ($27,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ für Kupfer). Für Kupfer ist die Hintergrundkonzentration dagegen viel niedriger als der TEC-Wert. Die Qualitätskriterien für Kupfer könnten noch restriktiver sein.

a.



b.

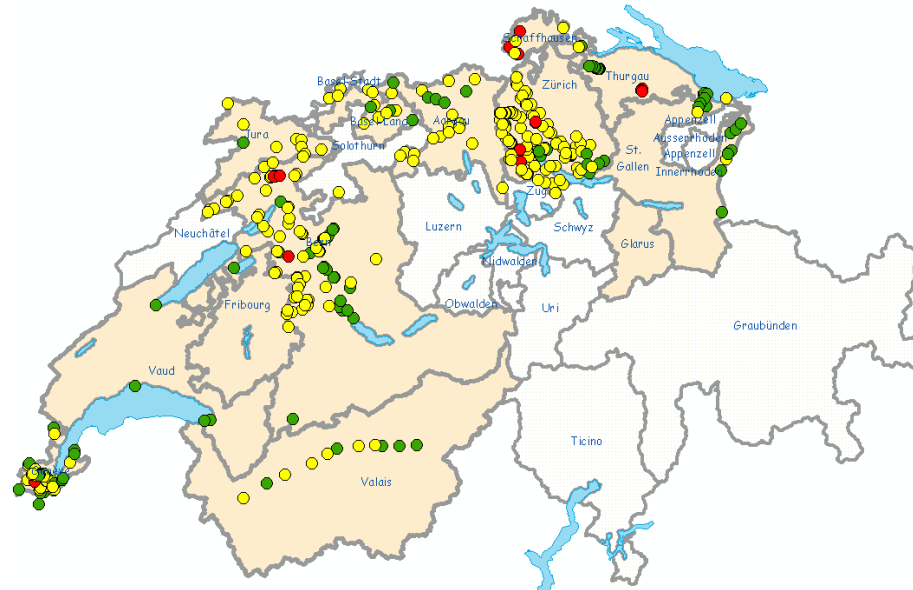


Abbildung 10: Sedimentkontamination für Kupfer (a) und Nickel (b) an einigen Standorten in Schweizer Flüssen. Quelle für den grafischen Grund: *Swisstopo*. Eigentum der Daten: Kantone.

Legende

- chemische Analyse der Sedimente im Kanton
 - Ja
 - Nein
- Klassifizierung des ökotoxikologischen Risikos (CEM: Concentration Environnementale Mesurée)

CEM < TEC <i>TEC_{Cu} = 31.6 mg/kg (Trockengew.)</i> <i>TEC_{Ni} = 22.7 mg/kg (Trockengew.)</i>	TEC < CEM < PEC	CEM > PEC <i>PEC_{Cu} = 149.0 mg/kg (Trockengew.)</i> <i>PEC_{Ni} = 48.6 mg/kg (Trockengew.)</i>
« Gute Qualität » <i>Unwahrscheinliche Toxizitätsgefahr</i>	« Durchschnittliche Qualität » <i>Toxizitätsschwelle überschritten</i>	« Schlechte Qualität » <i>Wahrscheinliche Toxizitätsgefahr</i>
Man nimmt an, dass die gemessene Substanz bei dieser Konzentration keine toxische Gefahr für benthische Organismen darstellt.	Die Schwellenkonzentration für die Substanz ist überschritten, die Auswirkungen bleiben aber unwahrscheinlich. Ökotoxikologische und/oder ökologische Untersuchungen sollten in Betracht gezogen werden, um auf das Risiko an diesem Standorte zu schließen.	Auswirkungen auf benthische Organismen sind wahrscheinlich, und der Standort sollte für die Substanz als verschmutzt klassifiziert werden.

Falls diesem System für die Klassifizierung der Sedimente zugestimmt wird, wird man es durch Zusatz von mindestens zwei Schwellenwerten verfeinern müssen, um mindestens 5 Qualitätsklassen zu erreichen. Dazu könnten Vielfache der TEC- und PEC-Werte oder Konzentrationen, die zum Beispiel in 80% der Fälle gemessen werden, verwendet werden. Eine präzisere Klassifizierung würde es erlauben, Regionen und verschmutzte Standorte genauer zu priorisieren und im weiteren Referenzstandorte zu finden. Darüber hinaus müsste eine Methode für die Integrierung der Klassifizierung für mehrere Substanzen vorgeschlagen werden. Im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts wurde zum Beispiel beschlossen, das « schlimmste Szenario » anzunehmen.

Die grafische Darstellung der Verteilung der Umweltdaten kann zu ergänzenden Informationen führen (Abbildung 11). Für Kupfer scheint die Verteilung der Daten unimodal zu sein, während sie für Nickel multimodal ist. Die Verteilungen folgen nicht einer Gauss-Kurve (Shapiro Normalitätstest, $p < 0.001$, $n = 355$). Es wäre interessant zu sehen, welche Informationen über die Ursache oder Quelle der Verschmutzung uns eine ausführlichere Analyse der Verteilungsparameter geben könnte (zum Beispiel zur Kupfer-Kontamination der Weinbauregionen).

Die Interpretation der für Metalle gemessenen Umweltdaten zeigt die Schwierigkeit, zwischen der geographischen Variabilität der Hintergrundkonzentrationen und anthropogenen Beeinträchtigungen zu unterscheiden (Hou *et al.*, 2009). Die statistischen Methoden zur Interpretation der Umweltdaten sollten verbessert und die Analysenmethoden zur Unterstützung der Entscheidungsfindung vereinheitlicht werden.

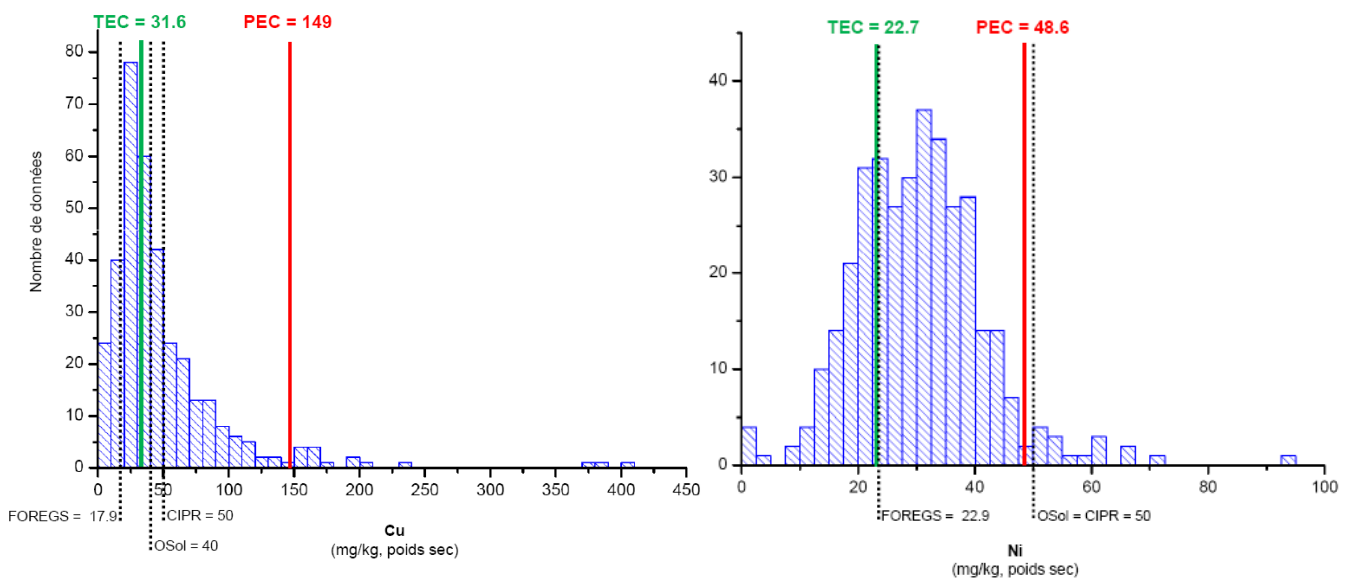


Abbildung 11: Verteilung der in der Schweiz gemessenen Konzentrationsdaten für Kupfer (a) (N = 355) und Nickel (b) (N = 355) in Form von Histogrammen.

4.3. Harmonisierung der Methoden und Strategien der Probenahme

Die Probenahmemethoden unterscheiden sich zwischen den Kantonen in Bezug auf die analysierte Fraktion, die Entnahmemethode und die Trocknungsverfahren. (Teil 2, D). Um vergleichbare Werte für Schweizer Sedimente zu erhalten, ist die Harmonisierung der Probenahmemethoden von wesentlicher Bedeutung. Diese Maßnahme ist auch die zweite Priorität der Kantone nach der Definition von Qualitätskriterien. Einige Kantone arbeiten bereits zusammen, und das BAFU stellt im Rahmen der PCB-Untersuchungen harmonisierte Methoden in Aussicht. In diesem Zusammenhang könnten wir uns anschliessen oder mit den Kantonen und interessierten Kreisen eine Arbeitsgruppe bilden, um den genauen aktuellen Stand der Technik festzustellen und, für Standorte mit kontaminierten Sedimenten oder im Rahmen der Überwachung der Oberflächengewässer, eine Vollzugshilfe für die Kantone zu erarbeiten.

Eine solches Dokument wurde in der Schweiz bereits für die Probenahme von Grundwasser oder die Verwaltung von kontaminierten Standorten erstellt. Das Dokument « Analysemethoden im Abfall- und Altlastenbereich » (BAFU, 2010a) ist eine Vollzugshilfe mit Anweisungen und Anordnungen für die Analyse von festen und wässrigen Proben im Rahmen der Studie über Abfälle und kontaminierte Standorte. Sie spiegelt den gegenwärtigen Stand der Technik in diesem analytischen Bereich wieder. Für Grundwasser ist auch eine Vollzugshilfe verfügbar (BAFU, 2003). Sie stellt die notwendigen Informationen und Vorsichtsmaßnahmen zusammen, um jede Phase der Probenahme zu beherrschen und ihre Qualität zu sichern. Im Bereich der Gewässerüberwachung im Rahmen des MSK ist ein Beispiel der Bericht « Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe » (BAFU, 2010b). Harmonisierte Methoden für die Untersuchung von Sedimenten wurden dagegen in Europa und Frankreich bereits veröffentlicht (European Commission, 2010; Schiavone & Coquery, 2011).

Ein solcher Leitfaden (oder ein solches Kapitel in unserem umfassenden Leitfaden), der sich spezifisch den Sedimenten widmet, sollte in Betracht gezogen werden. Er sollte insbesondere die Wichtigkeit von Mehrfachproben bei der Untersuchung der Sedimente berücksichtigen (Bervoets *et al.*, 1999) sowie die Bedeutung der Normalisierung von Messwerten in Bezug auf z.B. die Korngrösse und den gesamten organische Kohlenstoff. Die Normalisierung ist wichtig, weil sie die Berücksichtigung der Variabilität in Bezug auf Korngrösse, organische Substanz und Mineralogie des Sediments ermöglicht. Die Siebung in eine Feinfraktion könnte eine Lösung für die Normalisierung sein. Für organischen Stoffe ist die meistverwendete Normalisierungsmethode der Gehalt an organischem Kohlenstoff. Die Konzentration an organischer Substanz wird somit durch den Gehalt an organischem Kohlenstoff geteilt (TOC).

Die räumliche Repräsentativität (anoxische Schichten, Mäander, usw.) und auch die zeitliche Repräsentativität (Jahreszeit, Durchfluss, Frequenz, usw.) der Probenahme müssen untersucht werden.

4.4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Der Stand des Wissens im Bereich der Qualitätsbewertung und der Sedimenttoxizität wurde ausgewertet und hat gezeigt, dass heute noch der chemische Ansatz dominiert (Teil 2). Die Verwendung von Qualitätskriterien für eine toxische Risikobewertung ist sehr verbreitet. Die Methoden zur Ableitung von Qualitätskriterien wurden dann im Detail untersucht (Teil 2, C). Die Umfrage bei den kantonalen Umweltschutzämtern (Teil 2, D) hat uns erlaubt, die Lücken und Bedürfnisse der Kantone zu identifizieren (Teil 3).

Im Zusammenhang mit der europäischen Wasserrahmenrichtlinie sollte die Schweiz den Empfehlungen Europas für eine Bewertung der Sedimente innerhalb der Überwachungsprogramme der Oberflächengewässer folgen. So ist die Teilnahme an europäischen Diskussionen über das Thema, besonders im Netz SedNet, zu verstärken. Bis EU-Richtlinien zur Qualitätsbewertung der Sedimente verfügbar sind, schlagen wir in unserem Projekt mehrere Entwicklungswege vor.

Auf die Ergebnisse und vorhergehenden Einschätzungen gestützt, können wir die Empfehlungen und die wichtigsten Massnahmen zusammenfassen und unseren Ausblick auf die Fortsetzung des Projektes präzisieren.

Prioritäre Massnahmen:

- Anpassung der TEC- und PEC-Qualitätskriterien für Metalle im geochemischen Untergrund der Schweiz an bereits gemessene Werte und an die Auswirkungen auf benthische Organismen und Vorschlag für eine Methode für organische Schadstoffe
- Erstellung eines Klassifizierungssystems für die Sedimentqualität in fünf Klassen, um der Typologie des MSK für Fließgewässer zu entsprechen und Verbindung mit einer Entscheidungshilfe für die Integration
- Fortführen der Kartierung der Sedimentkontamination für prioritäre Substanzen, metallische Spurenelemente und ausgewählte organische Schadstoffe. Die Verfügbarkeit der vorhandenen Daten ist von grösster Bedeutung.
- Bestimmung von einem oder mehreren Referenzstandorten insbesondere unter Berücksichtigung der Korngröße und des organischen Gehalts des Sediments. Interessierten Kantonen könnte vorgeschlagen werden, einen Referenzstandort und einen belasteter Standort in ihrem Kanton zu bestimmen, die als Standort für die Beurteilung der Methode und auch zur Weiterbildung und Datenaufnahme dienen könnten.
- Arbeit an der Harmonisierung der Methoden und Strategien der Probenahme zwischen den Kantonen

Unser Ausblick:

- Eine Aufnahme des Stands der Technik der ökotoxikologischen Tests für Süßwassersedimente (Tests mit Sedimentkontakt oder mit Extrakten) ist vorgesehen (Tests mit Bakterien, frühen Fischstadien, Algen, Makroinvertebraten und Pflanzen) sowie die Untersuchung ihrer für verschiedene Arten der Verschmutzung.
- Eine bibliographische Recherche zu biologischen Indizes, die auf das Sediment anwendbar sind, ist auch geplant, um Methoden zur Sedimentbeurteilung im Feld vorzuschlagen.
- Planung eines Überwachungsprogramms für Sedimente, zum Beispiel als Ergänzung zum MSK.
- Bestimmung von zu bewahrenden oder wiederherzustellenden ökologischen Qualitätszielen und somit Überwachung der Verbesserung der kontaminierten Standort. Ergreifung von Massnahmen, um die Verschlimmerung der Sedimentkontamination zu verhindern.

Unsere langfristige Arbeit wird die Empfehlung einer Bewertungstriade für die Sedimentqualität erlauben (Chapman, 1990), die eine chemische Komponente (Vergleich der gemessenen Konzentrationen mit Qualitätskriterien), eine biologische Komponente (Anwendung von biologischen Indizes) und eine ökotoxikologische Komponente (Sedimenttests mit Organismen) kombiniert. Die vielfältigen Beweislinien der Triade machen daraus einen umfassenden Ansatz zur Bewertung der Sedimenttoxizität, die seit mehr als zehn Jahren ihre Wirksamkeit in einem europäischen Land gezeigt hat (de Deckere *et al.*, 2011).

Sedimente spielen eine Schlüsselrolle für den ökologischen Zustand der Fließgewässer. In der Schweiz interessieren sich die Kantone für Sedimente, benötigen aber Werkzeuge, um ihre Qualität zu beurteilen. Zu diesem Zweck sollen ihnen angepasste und harmonisierte Methoden zur Verfügung gestellt werden, um die Oberflächengewässer global zu beurteilen und die Aufrechterhaltung oder die Wiederherstellung der aquatischen Ökosysteme in einen gesunden Zustand zu gewährleisten.

Referenzen

- ∞ Amt für Umweltschutz und Energie Basel-Landschaft (AUE BL), 2008. Schwermetalle in Fließgewässersedimenten. Untersuchung 2007.
- ∞ Arbouille D., Howa H., Span D. & Vernet J.-P., 1989. Étude générale de la pollution par les métaux et répartition des nutriments dans les sédiments du Léman. Rapport Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman contre la pollution (CIPEL). Campagne 1988 ; pp. 239-245.
- ∞ ATV-DVWK (Ed.), 2000. Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. Hennef, GfA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., 168 pp.
- ∞ Babut, M., 2011. Transfert de contaminants hydrophobes du sédiment au biote : construction de modèles dans une perspective de gestion. Séminaire final dans le cadre du projet « Transferts de contaminants hydrophobes dans le Rhône du sédiment au biote : construction de modèles dans une perspective de gestion » (TSIP-PCB). Présentation, Lyon, 5 janvier 2011.
- ∞ Baumann Peter & Langhans Simone D., 2010. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Synthese der Beurteilung auf Stufe F. Entwurf 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern. 47 S.
- ∞ Bervoets, L., M. De Wit, W. De Cooman, P. Seuntjens and R. Verheyen, 1999. Spatial variability in characteristics and trace metal levels in sediments from watercourses. *Toxicological and Environmental Chemistry* 68: 233-246.
- ∞ Binderheim E. & Göggel W. 2007 : Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Äusserer Aspekt. Umwelt - Vollzug No. 0701. Bundesamt für Umwelt, Bern. 43 S.
- ∞ BMG Engineering AG im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), 2007. Sedimente am Hochrhein. Kurzbericht.
- ∞ Bundesamt für Umwelt, 1990. Technische Verordnung vom 10. Dezember 1990 über Abfälle (TVA). No. SR 814.600. Bern, Schweiz.
- ∞ Bundesamt für Umwelt, 1995. Die Baggerung von Sedimenten bei Hafenanlagen und Schifffahrtsrinnen. Mitteilungen zum Gewässerschutz MGS. No. MGS-19-D. Bern, Schweiz.
- ∞ Bundesamt für Umwelt, 1998a. Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. August 2011). No. SR 814.201. Bern, Schweiz.
- ∞ Bundesamt für Umwelt, 1998b. Verordnung vom 1. Juli 1998 über Belastungen des Bodens (VBBo). No. SR 814.12. Bern, Schweiz.
- ∞ Bundesamt für Umwelt, 1998c. Modul-Stufen-Konzept - Grundlagenpublikation. Vollzug Umwelt No. 26. Bern, Schweiz.
- ∞ Bundesamt für Umwelt, 1999. Richtlinie für die Verwertung, Behandlung und Ablagerung von Aushub-, Abraum- und Ausbruchmaterial (Aushubrichtlinie). Vollzug Umwelt. VU-3003-D.
- ∞ Bundesamt für Umwelt, 2003. Grundwasserprobenahme. Praxishilfe. Vollzug Umwelt. VU-2506-D. 82 S.
- ∞ Bundesamt für Umwelt, 2010a. Analysenmethoden im Abfall- und Altlastenbereich. Stand 2010. Umwelt - Vollzug. UV-1027-D. 72 S.
- ∞ Bundesamt für Umwelt, 2010b. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. Umwelt - Vollzug. UV-1005-D. 44 S.
- ∞ Burton J. G. A., 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3(2): 65-76.
- ∞ Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 1999. Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. CCME EPC-98.
- ∞ CCME, 2002. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. Updated. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- ∞ Centre Ecotox, 2010. Use of sediment quality criteria for the assessment of sediment toxicity: Applicability to Switzerland. Draft version. Centre Ecotox August 2010.
- ∞ Chapman, P. M., 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science of the Total Environment* 97-98: 815-825.
- ∞ Chapman, P. M., 2007. Determining when contamination is pollution - Weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environment International* 33(4): 492-501.

- ∞ Commission International de protection des eaux du Léman (CIPEL), 1993. Micropolluants dans les affluents. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 1993, 209-232.
- ∞ CIPEL, 2008. Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et sédiments du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 2008, 57-84.
- ∞ Curdy R., 2010. Proposition d'une méthode pour l'évaluation de la pollution et de la toxicité des sédiments : Application pour un site sur la rivière Urtenen dans le canton de Berne. Projet de Master. Sciences et Ingénierie. EPFL.
- ∞ De Cooman W., Florus M., Vangeheluwe M. L., Janssen C. R., Heylen S., DePauw N., Rillaerets E., Meire P. and Verheyen R., 1999. Sediment characterisation of rivers in Flanders. The Triad approach. Proceedings: CATS 4: Characterisation and treatment of sediments, 15-17 Sept, Antwerpen, pp 351-367.
- ∞ de Deckere, E., W. De Cooman, *et al.* (2011). "Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems." *Journal of Soils and Sediments* 11(3): 504-517.
- ∞ den Besten, P., E. de Deckere, *et al.*, 2003. Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for European waters. *Journal of Soils and Sediments* 3(3): 144-162.
- ∞ De Pauw, N. and S. Heylen (2001). "Biotic index for sediment quality assessment of watercourses in Flanders, Belgium." *Aquatic Ecology* 35(2): 121-133.
- ∞ Desrosiers M., Babut M. P., Pelletier, M., Bélanger, C., Thibodeau, S. and Martel, L., 2010. Efficiency of Sediment Quality Guidelines for Predicting Toxicity: The Case of the St. Lawrence River. *Integrated Environmental Assessment and Management* 6(2): 225-239.
- ∞ DiToro, M. D., C. S. Zarba, *et al.*, 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10(12): 1541-1583.
- ∞ Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. 39 pages.
- ∞ European Commission, 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment. In support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II.
- ∞ European Commission, 2010. EU guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the water framework directive. Version 7.
- ∞ European Parliament and Council, 2000a. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy"
- ∞ European Parliament and Council, 2000b. DECISION No 2455/2001/EC of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC.
- ∞ Favarger P.-Y., Span D. & Vernet J.-P., 1990. Métaux lourds dans les sédiments des rivières du bassin lémanique suisse. Institut F.-A. Forel, Université de Genève, CH 1290 Versoix.
- ∞ Förstner, U., 2007. Environmental quality standards (EQS) applicable to sediment and/or biota. *Journal of Soils and Sediments*. 7(4): 270.
- ∞ Hou, A., R. D. DeLaune, M. Tan, M. Reams and E. Laws, 2009. Toxic elements in aquatic sediments: Distinguishing natural variability from anthropogenic effects. *Water, Air & Soil Pollution*. 203(1): 179-191.
- ∞ Institut Forel, 2007. Aspects sédimentaires de la gestion du barrage de Verbois. Loizeau, J.-L. & Wildi, Services industriels de Genève (SIG).
- ∞ Institut Forel, 2010. Échantillonnage et analyse de sédiments du réservoir de Verbois : Complément d'investigations. Loizeau, J.-L. & Wildi, Services industriels de Genève (SIG), 2010.
- ∞ Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), 2007. Vergleich des Istzustandes des Rheins 1990 bis 2004. Bericht Nr. 159 Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, D 56068 Coblenz.
- ∞ IKSR, 2009. Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe - Juli 2009. Bericht Nr. 164 Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, D 56068 Coblenz.
- ∞ Leung, K., A. Bjørgesæter, J. Gray, W. Li, G. Lui, Y. Wang and P. Lam, 2005. Deriving Sediment Quality Guidelines from Field-Based Species Sensitivity Distributions. *Environmental Science & Technology* 39(14): 5148-5156.

- ∞ MacDonald D., Ingersoll C. and Berger, T., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **39**(1): 20-31.
- ∞ Margot J., 2008. Impacts des déversoirs d'orage sur les cours d'eau. Application de la méthodologie STORM et validation par le biais d'analyses écotoxicologiques et chimiques. Projet de Master. Sciences et Ingénierie. EPFL.
- ∞ Ministère de l'Environnement et du Développement Durable & Agences françaises de l'eau, 2003. Grilles d'évaluation version 2.
- ∞ OECD, 1992. Report of the OECD Workshop on effects assessment of chemicals in sediments. Copenhagen 13th – 15th May 1991.
- ∞ Pardos M., Dominik J. & Houriet J.-P., 2003. Micropolluants dans les sédiments. Métaux et micropolluants organiques dans les matières en suspension et sédiments superficiels des grands cours d'eau suisses. Cahier de l'Environnement. Office fédéral de l'Environnement. Des Forêts et du Paysage, Berne. No. 358.
- ∞ Rossi L., V. Krejci & S. Kreikenbaum, 2004. Projekt «Storm: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter». «Anforderungen an die Abwassereinleitungen». *Gas-Wasser-Abwasser*, Nr. 6/2004: 431–438.
- ∞ 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, 24 p.
- ∞ Schmid P. *et al.*, 2010: Polychlorobiphényles (PCB) dans les eaux en Suisse. Données concernant la contamination des poissons et des eaux par les PCB et les dioxines : évaluation de la situation. *Connaissance de l'environnement n° 1002*. Office fédéral de l'environnement, Berne. 104 p.
- ∞ SedNet, 2006. Sediment Management – an essential element of River Basin Management Plans. Report on the SedNet Round Table Discussion. Venice, 22-23 Nov.
- ∞ Service des Eaux, Sols et Assainissement (SESA), 2005. Directive relative à l'immersion de matériaux de dragage dans les lacs. Directive cantonale DCPE 1000.
- ∞ Simpson S. L. and G. E. Batley, 2007. Predicting metal toxicity in sediments: a critique of current approaches. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3(1) 18-31.
- ∞ Vernet J.-P., 1977. Étude de la pollution des sédiments du Léman et du bassin du Rhône. Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman contre la Pollution, Lausanne. No. 1976.
- ∞ Vivien R., 2009. Bioindication par les oligochètes de la qualité des sédiments de cours d'eau genevois. Direction : Dr J. Perfetta, Service cantonal de l'écologie de l'eau, État de Genève; Dr E. Castella, Laboratoire d'écologie et de biologie aquatique, Université de Genève. Mémoire 168.
- ∞ Vivien R., M. Lafont and J. Perfetta, 2011. Proposition d'un seuil de toxicité des métaux lourds des sédiments mis en évidence par les vers oligochètes dans quelques cours d'eau. *Bulletin de la société vaudoise des sciences naturelles* 92.4: 153-164.
- ∞ Voies navigable de France (VNF), 2005. Guide pour la pratique du dragage.
- ∞ Wenning R. J., Batley G. E., Ingersoll C. G. and Moore D. W., 2005. Use of Sediment Quality Guidelines & Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments (SQG). Summary booklet of a SETAC Pellston Workshop.
- ∞ Wildi W., Dominik J., Loizeau J.-L., Thomas R. L., Favarger P.-Y., Haller L., Perroud A. and Peytremann C., 2004. River, reservoir and lake sediment contamination by heavy metals downstream from urban areas of Switzerland. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 9: 75-87.
- ∞ Zürich-Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, 2006. Wasserqualität der Seen, Fließgewässer und des Grundwassers im Kanton Zürich. Statusbericht.

Anhang

Folgende Tabelle enthält Beispiele von Schwellenwerten für einige ausgewählte Metalle und organische Substanzen (Centre Ecotox, 2010).

mg/ kg dw	Cu	Hg	Ni	Zn	Anthracene (PAH)	Dieldrin	Σ_7 PBCs	Notes
PNEC _{sed}	0.80 (AF50, TGD)	0.47 (EqP, TGD)	2.94 (EqP, TGD) 3.20 (NOEC <i>Tubifex</i> /AF10)	37 (AF2, TGD)	0.03 (EqP, TGD)	-	-	Ref. 1
QS _{sed}	Not part of priority substances	0.67 (EqP, ARA, Rhine) 9.30 (NOEC- <i>C. riparius</i> /AF100)	- (no QS _{water})	Not part of priority substances	0.03 (EqP, TGD)	Not part of priority substances	-	Ref. 2 Drafts (priority substances only)
SEQ – eau	31	0.20	22	120	0.05	0.002	0.06	Ref. 3 « TEL » values
Canadian ISQGS-TEL	35.7	0.17	<i>In dev.</i>	123	0.05	0.003	0.03	Ref. 4 Anthracene value is provisional (from marine ISQG).
CIPR _{RO}	50	0.50	50	190 (AF+ARA, priority substance)	-	-	0.03	Trigger value for re-suspension risk assessment = 4*CIPR _{RO}
TEC	31.6	0.18	22.7	121	0.06	0.002	0.06	Ref. 5 Consensus-based.
Swiss median	27.4	0.14	30.8	86.3	-	-	0.007	Ref. 6 1999-2000 sampling in rivers (n=40)
OSol	40	0.50	50	150	-	-	-	Swiss soil indicative values

Ref. 1 EC, 2003. Ref. 2 Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Environmental Quality Standards (EQS) - Substance Data Sheet. Ref. 3 MEDD & Agences de l'eau, 2003. Ref. 4 CCME, 2002. Ref. 5 McDonald *et al.*, 2000. Ref. 6 Pardos *et al.*, 2003.