

## Hydrotoxikologie

### Entwicklung einer experimentellen Methodik zur Charakterisierung und Bewertung kohäsiver, schadstoffbelasteter und fluvialer Sedimente

Catrina Cofalla

#### Abstract

In course of erosional events contaminated sediments can re-enter the water column and harm the aquatic environment. Especially cohesive sediments can bind toxic substances and bioaccessibility of bioavailable contaminants can vary with changing environmental conditions. Interactions of parameters (e.g. current, sediment, contamination etc.) need to be identified since ecotoxicological impacts are directly depending. Hence it is required to identify the relevant parameters and to describe the following processes in order to assess environmental risk due to erosion. At the current state of research no holistic answer can be given to the named interdisciplinary issue. Therefore, the involved disciplines hydraulic engineering and ecotoxicology set up the first experimental methodology to enable a holistic system analysis of interesting waters. The new established methodology *Hydrotoxicology* is introduced in the paper which contains cited parts from COFALLA (2015)

#### Zusammenfassung

Die Erosion und Resuspension abgelagerter feiner Sedimente kann als Quelle für Schadstoffeinträge in unsere Gewässersysteme verstanden werden. Insbesondere kohäsive Sedimente weisen aufgrund ihrer Oberflächeneigenschaften ein erhöhtes Potential an Schadstoffbindung auf. Bioverfügbarkeit und Biozugänglichkeit der vorhandenen Schadstoffe können sich mit variierenden Umweltbedingungen im Gewässer ändern und aquatische Organismen unter Umständen schädigen. Zur Einschätzung und Bewertung der möglichen ökotoxikologischen Risiken ist es unbedingt notwendig, die relevanten Parameter und die resultierenden Prozesse im betrachteten Gewässer zu identifizieren. Diese interdisziplinäre Fragestellung erlaubt derzeit keine ganzheitliche Beantwortung. Die Zusammenarbeit der Fachgebiete Bauingenieurwesen (Wasserbau und Wasserwirtschaft) und Biologie (Ökotoxikologie) ermöglichte den ersten experimentellen Aufbau einer Methode zur ganzheitlichen Betrachtung und Aufzeichnung von Parametern und Prozessen bei der Erosion schadstoffbelasteter Natursediment im Zusammenspiel mit ökotoxikologischen Auswirkungen. Die neu aufgebaute

Methodik der *Hydrotoxikologie* wird nachfolgend im Detail vorgestellt und enthält wörtliche Auszüge aus COFALLA (2015).

## 1 Einleitung

### 1.1 Motivation

Änderungen des hydrologischen Kreislaufs in Europa durch globale Auswirkungen des Klimawandels können an der Entwicklung der Niederschlagsmengen und den damit zusammenhängenden Hochwasserereignissen aufgezeigt werden (ARNELL, 1999; FREI ET AL., 2000; PARRY ET AL., 2007). Es kann zu einer Verschiebung der saisonalen Auftretenswahrscheinlichkeit sowie einer Änderung in Intensität und Frequenz von Hochwässern kommen (MILLY ET AL., 2002; MIDDELKOOP & KWADIJK, 2001). Solche klimatischen und hydrologischen Änderungen haben Einfluss auf die Erosion abgelagerter Sedimente in unseren Gewässern.



Abb. 1-1: Hochwasser an der Elbe 2013 bei Höhbeck (Quelle: IWW)

Die Erosion und Resuspension abgelagerter feiner Sedimente kann als Quelle für Schadstoffeinträge in unsere Gewässersysteme verstanden werden (FLEMMING & TREVORS, 1989; SMIT ET AL., 2008). Die häufige Anhaftung von Schadstoffen an feine Sedimente liegt in der Oberflächeneigenschaft der Partikel und den Interaktionen zwischen den Partikeln begründet. Besonders industriell geprägte Räume weisen eine erhöhte Konzentration an Schadstoffen in abgelagerten Sedimenten auf und stellen damit eine zunehmende Gefahr für die Qualität der aquatischen Umwelt und die Gesundheit des Menschen dar (Owens, 2005).

Mit der Erosion gelangen abgelagerte Sedimente und Schadstoffe wieder in die Wassersäule. Wechselwirkungen aufgrund des Chemismus des Wassers und weiterer Umweltbedingungen können zu einer Freisetzung von Schadstoffen führen und so die Bioverfügbarkeit sowie Biozugänglichkeit der anwesenden Schadstoffgruppen für die aquatischen Organismen negativ beeinflussen.

Es ist bekannt, dass unterschiedliche Parameter im betrachteten Gewässer die ökotoxikologischen Risiken beeinflussen können. Diese ökotoxikologischen Risiken können durch die auftretenden Prozesse von belasteten und kohäsiven Sedimenten mit deren Umwelt verändert werden. Solche resultierenden Prozesse können beispielsweise die

Änderung des pH-Werts sein, die eine Änderung der Bindungsstärke zwischen Schwermetallanhaftung und Sediment maßgeblich beeinflusst.

Die Relevanz der Parameter kann derzeit jedoch nicht abgebildet werden. Weiterhin kann auch die Vielzahl der resultierenden Prozesse nicht sauber identifiziert und isoliert betrachtet werden. Eine Identifikation der hauptsächlich beteiligten Fachgebiete Bauingenieurwesen (Wasserbau und Wasserwirtschaft) und Biologie (Ökotoxikologie) ermöglichte den Aufbau einer neuen Methode. Bisherige Methoden erlauben nur eine beschränkte Betrachtung auf ein Fachgebiet der vorgestellten Problematik und führen damit zu unzureichenden Ergebnissen. Die hydrotoxikologische Methodik bietet den Vorteil, dass bei interdisziplinär definierten Randbedingungen relevante Parameter experimentell abgebildet werden können und die resultierenden Prozesse zeitgleich erfasst werden. Durch die isolierte Betrachtung einzelner Parameter kann der Einfluss bestimmt werden und anhand der beobachteten Auswirkungen der Prozesse erfolgt eine Risikobetrachtung in den beiden genannten Fachgebieten.

Die Hydrotoxikologie bietet derzeit eine einzigartige neue methodische Vorgehensweise an, die von der Konzeptentwicklung bis zur experimentellen Umsetzung stets die Interdisziplinarität als Herausforderung angenommen und akzeptiert hat, um die Auswirkungen von Erosions- und Resuspensionereignissen schadstoffbehafteter Sedimente identifizieren und bewerten zu können.

## 1.2 Fragestellung und Forschungsbedarf

Auf Basis der vorgestellten Motivation kann die hauptsächliche Fragestellung abgeleitet werden. Dabei sollte für belastete Bereiche wie zum Beispiel Industrieleiter und Häfen ein methodisches Vorgehen zur nachhaltigen und umfangreichen Bewertung entwickelt werden. Insbesondere ein interdisziplinäres Vorgehen und die systematische Abbildung der beteiligten Parameter spielt eine entscheidende Rolle.

So wird das Ziel verfolgt, unter interdisziplinären Randbedingungen einen Betrachtungsraum rheologisch, hydraulisch und ökotoxikologisch zu beschreiben. Dabei können den genannten Fachgebieten unterschiedliche Parameter fest zugeordnet werden: die Beschreibung der hydraulischen Situation zum Fachgebiet Wasserbau und die Beschreibung der Bioverfügbarkeit anwesender Schadstoffe zum Fachgebiet der Ökotoxikologie. Andere Parameter lassen sich nicht klar differenzieren. Dazu gehört der Einfluss der Umweltbedingungen, die sowohl das Erosionsverhalten kohäsiver Sedimente, als auch die Freisetzung von Schadstoffen und damit die Aufnahmekinetik in aquatischen Organismen deutlich beeinflussen.

Ein wichtiger Schritt zur Beschreibung und Bewertung des definierten Betrachtungsraums ist die Identifikation relevanter Parameter. Erst eine theoretische Aufstellung beteiligter Parameter und deren experimentelle Erfassung kann die Entwicklung einer Rangordnung hinsichtlich der Relevanz der Parameter im Betrachtungsraum erlauben.

Zur Verknüpfung der beiden Fachgebiete sind die etablierten Methoden in ihrer ursprünglichen Form nicht anwendbar und bedürfen einer Anpassung und Optimierung hinsichtlich der Abbildung der Parameter und deren messtechnischer Erfassung. Es wird die Annahme getroffen, dass nicht alle Prozesse bei der Beurteilung der ökotoxikologischen Auswirkungen die gleiche Signifikanz aufweisen. Erst durch die Isolation einzelner Parameter kann der Einfluss eines jeden Parameters individuell identifiziert werden.

Zur detaillierten Betrachtung des Transports und Verbleibs kohäsiver schadstoffbehafteter Sedimente bei gleichzeitiger ökotoxikologischer Beurteilung ist es notwendig, beeinflussende Parameter und resultierende Prozesse zu definieren und voneinander abzugrenzen. Dabei ist es wichtig, Parameter unterschiedlicher Bereiche und Disziplinen in die Betrachtung mit einzubeziehen, um ein ganzheitliches Bild der Wechselwirkungen zwischen Sediment, Wasser, Schadstoff und Organismus während der Erosion aufbauen zu können.

Die betrachteten Parameter kommen aus den Bereichen Rheologie, Hydrodynamik, Ökotoxikologie, Schadstoffbewertung und Hydrochemie. Die Beschreibung der Parameter und Prozesse kann in fünf Parametergruppen (*Sedimente, Hydrodynamik, Schadstoffe, Organismen und Umweltbedingungen*) untergliedert werden, die den Sediment- und Schadstofftransport nach der Erosion beeinflussen bzw. davon beeinflusst werden. Die Beschreibung der nachfolgenden Parameter und deren Wechselwirkungen bezieht sich ausschließlich auf limnische Gewässersysteme (Abb. 1-2).

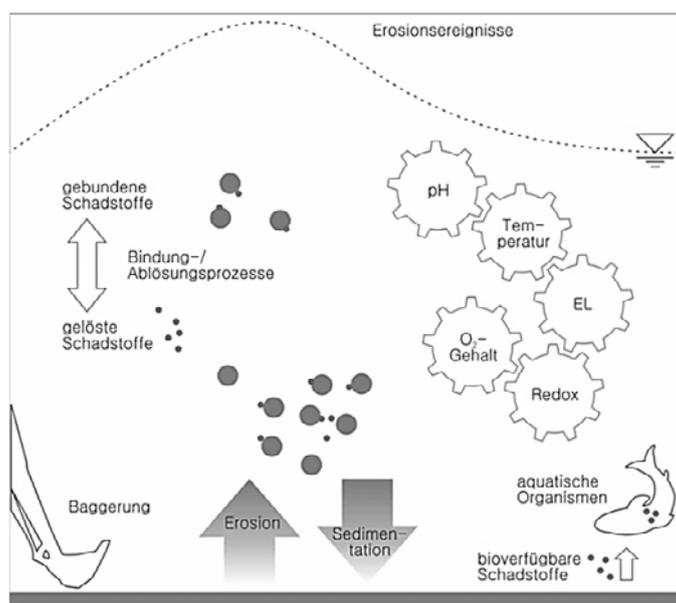


Abb. 1-2: Prozesskreislauf identifizierter Parameter im Betrachtungsraum bei hydrotoxikologischer Betrachtung

Die Wechselwirkungen zwischen suspendierten und abgelagerten Sedimenten, Schadstoffen und dem Umgebungswasser werden durch eine Vielzahl unterschiedli-

cher physikalisch-chemischer Parameter beeinflusst. Zur Bestimmung der Wechselwirkungen ist eine umfangreiche Charakterisierung des Sediments hinsichtlich der Zusammensetzung, des mineralogischen Aufbaus und der Korngrößenverteilung notwendig (BRYAN, 1992; MITCHENER & TORFS, 1996; BLACK ET AL., 2002). Korngröße und -form gehören bei der Beurteilung eines kohäsiven Sediments zu den Hauptfaktoren, denn erst im Bereich von 0,1 µm bis 50 µm (Ton und Schluff, (HOFMANN ET AL., 2003)) treten kohäsive Eigenschaften auf (MEHTA, 1989), die für die Anhaftung verschiedener Schadstoffgruppen verantwortlich sind. Es gilt dabei, dass je kleiner die vorkommenden Korngrößen sind, desto höher ist die Konzentration anhaftender Schadstoffe (FOSTER & CHARLESWORTH, 1996). Kohäsive Sedimente besitzen einen derartigen Aufbau, dass es zu unterschiedlichen Ladungszuständen auf der Partikeloberfläche kommt, so dass daraus resultierend andere Partikel abgestoßen oder angezogen werden (MITCHELL & SOGA, 2005). Die Ladungszustände sind zum Teil abhängig von den variierenden Eigenschaften des Umgebungswassers und stellen damit einen wesentlichen Faktor für die wirkende Bindungskraft zwischen Sedimentpartikeln untereinander und anwesenden Schadstoffen dar (CALMANO ET AL., 1992; CANTWELL ET AL., 2002). Eine weitere Fraktion stellt der Anteil der organischen Materialien im Sediment dar. Diese Fraktion kann durch eine hohe Anhaftungsrate für organische Schadstoffe (z. B. PAK) charakterisiert werden (HO ET AL., 2002).

Neben den Stoffeigenschaften nehmen aber auch mechanische Einflüsse wie beispielsweise die Erosion schadstoffbelasteter Sedimente eine elementare Rolle bei der Verteilung und Änderung der Biozugänglichkeit und Bioverfügbarkeit anwesender Schadstoffe im betrachteten System ein. So gilt es, die erosiven Eigenschaften und den anschließenden Transport in der Wassersäule zu charakterisieren und die entscheidenden Prozesse zu identifizieren, um Aussagen bezüglich der ökotoxikologischen Auswirkungen treffen zu können.

Diese Studie konzentriert sich auf ausgewählte Schadstoffe, die der Liste der prioritären Stoffe zugeordnet werden können. Die potentielle Gefährdung, die von diesen Stoffen ausgeht, kann erst durch gezielte Isolation und Kombination der Stoffe ermittelt werden, bevor komplexe natürliche Schadstoffbelastungen eingeordnet werden können. Da jedoch diese Komplexität der Naturproben eine Identifizierung der Grundprozesse ausschließt, sollte zu Beginn von Experimenten die zu untersuchende Schadstoffkonzentration auf Kerngruppen begrenzt werden, wie beispielsweise prioritäre organische Schadstoffe und Schwermetalle. Diese Gruppen weisen unterschiedlichste Verbindungen und chemische Komplexe auf, daher müssen Beispiele und Stellvertreter der Gruppen im Vorfeld der Studie ausgesucht und charakterisiert werden.

Die Betrachtung der physikalisch-chemischen Parameter ist wichtig in Bezug auf die ausgewählten Sedimente und Schadstoffe, denn mit der Änderung dieser Parameter kann es zu einer Freisetzung oder Bindung der Schadstoffe an Sedimentpartikel kommen, die über die Bioverfügbarkeit und die ökotoxikologischen Auswirkungen entschei-

det. Daher ist es notwendig, bei einer getrennten Betrachtung der wirkenden Parameter die Wechselwirkungen nicht zu vernachlässigen. Weiterhin können die physikalisch-chemischen Parameter Einfluss auf das Bindungsverhalten der Sedimentpartikel untereinander haben, was zu einer Zu- oder Abnahme des Erosionswiderstandes führen kann und das Transportverhalten von Sedimenten entscheidend beeinflusst (GERBERSDORF ET AL., 2005).

Da jegliche Änderungen des aquatischen Betrachtungsraums Auswirkungen auf die dort lebenden Organismen haben, muss geklärt werden, ob diese Auswirkungen negativ sind oder nicht. Durch den Einsatz von in-vivo-Methoden kann mit Hilfe der Analyse von Biomarkern die Exposition gegenüber schadstoffbelasteten Sedimenten nachgewiesen sowie deren Effekte in den Organismen beschrieben werden.

## 2 Methodische Vorgehensweise

### 2.1 Umsetzung der hydrotoxikologischen Methodik

Bisherige Ansätze zur Charakterisierung schadstoffbehafteter Sedimente konzentrieren sich auf einzelne Fachgebiete und lassen eine interdisziplinäre Verknüpfung der verfügbaren Daten nicht zu. Die notwendigen Randbedingungen der betroffenen Fachgebiete sind gegenseitig unbekannt und werden resultierend nicht berücksichtigt.

Beide Fachgebiete leisten unter monodisziplinären Gesichtspunkten einen unzureichenden Beitrag zur Beantwortung der Fragestellung, so dass eine Verknüpfung als zielführend angesehen wird. Die Verknüpfung verschiedener Methoden erlaubt die gegenseitige Nutzung der fachspezifischen Stärken und Expertisen, so dass durch Wissensmehrung die jeweiligen Schwächen für die beiden betroffenen Fachgebiete Ingenieurwissenschaften (Wasserbau und Wasserwirtschaft) sowie Biologie (Ökotoxikologie) reduziert werden können (Abb. 2-1).

| Ingenieurwissenschaften<br>(Wasserbau und Wasserwirtschaft)  | Biologie<br>(Ökotoxikologie)  |
|--|---|
| <b>Stärken</b>   |   |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Hydrodynamisches Verständnis</li> <li>✓ Rheologie und Morphodynamik</li> <li>✓ Großskalige Experimente</li> <li>✓ Experimente mit kohäsivem Sediment</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Identifizierung von Umweltparametern</li> <li>✓ Chemische Sedimentanalytik</li> <li>✓ Biomarker und Analyse</li> <li>✓ Umgang mit Organismen</li> </ul>            |
| <b>Schwächen</b>   |   |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>– Verbleib und Transport von Schadstoffen</li> <li>– Effekte auf Organismen</li> <li>– Bioverfügbarkeit von Schadstoffen</li> </ul>                               | <ul style="list-style-type: none"> <li>– Einfluss der Strömung auf Organismus und Toxizität</li> <li>– Erfahrung mit großskaligen Experimenten</li> <li>– Umgang mit Variabilität von Parametern</li> </ul> |

Abb. 2-1: Darstellung der fachspezifischen Stärken und Schwächen für die Fachgebiete Ingenieurwissenschaften und Biologie

Die Aufstellung des theoretischen Konzepts erfolgt ohne Berücksichtigung der möglichen Umsetzungsmethode (Abb. 2-2). Demnach findet in *Schritt 1 – Realisierung* die Datenerhebung statt. Hier kann es aufgrund unterschiedlicher und nicht vereinbarter Randbedingungen zu fachgebietspezifisch getrennter Datenerhebung kommen. Anschließend kann in *Schritt 2 – Verknüpfung* die Identifizierung und Definition geeigneter Schnittmengen erfolgen. Erst durch die Definition der relevanten Daten und der gewonnenen Schnittmengen kann in *Schritt 3 – Bewertung* eine Risikobeschreibung des untersuchten Sediments erfolgen.

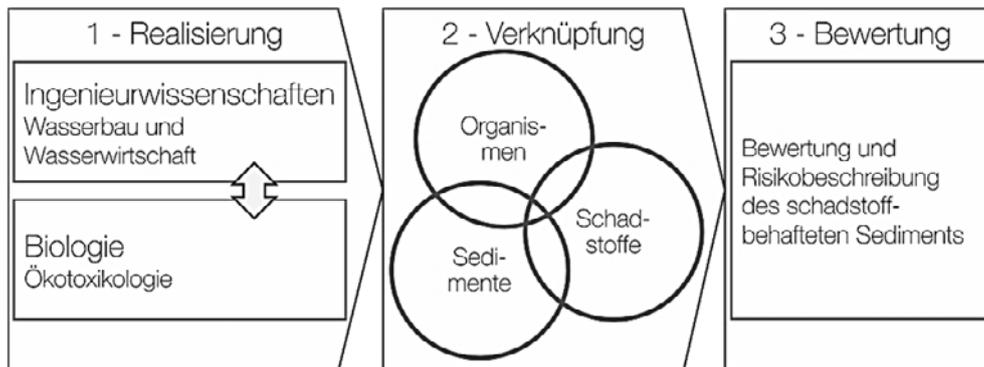


Abb. 2-2: Theoretisches Konzept zum Aufbau der Hydrotoxikologie

Im Anschluss an die theoretische Konzeptentwicklung und die damit zusammenhängende Darstellung der Ausnutzung der Stärken im Hinblick auf die Reduzierung der Schwächen der betroffenen Fachgebiete, kann mit der Umsetzung zur Erzeugung von Daten für die Bewertung begonnen werden.

## 2.2 Definition der Hydrotoxikologie

Die Kopplung der beiden unterschiedlichen Fachgebiete ermöglicht den Aufbau einer neuen Expertise im Bereich des integrativen Sedimentmanagements und dem neu eingeführten Forschungsgebiet der Hydrotoxikologie unter Anwendung der hydrotoxikologischen Methodik (Abb. 2-3), welche einen experimentellen Weg beschreitet.

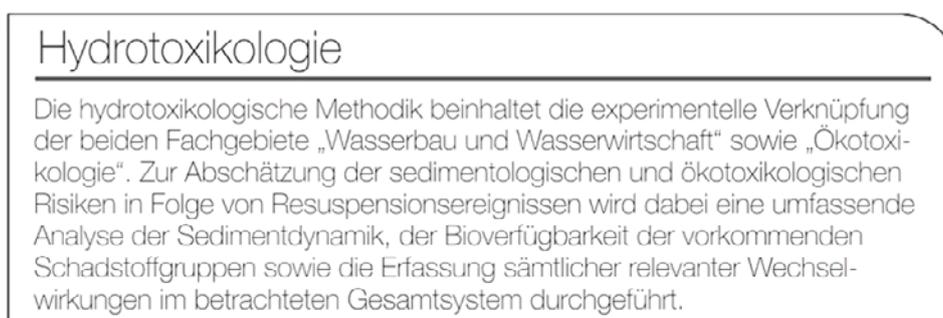


Abb. 2-3: Definition der hydrotoxikologischen Methodik

## 2.3 Experimentelle Umsetzung

### 2.3.1 Vorstellung des verwendeten Kreisgerinnes

Nach der Entwicklung des theoretischen Konzepts wird eine experimentelle Umsetzung zur Erhebung von Daten entwickelt. Unter standardisierten Laborbedingungen können Experimente durchgeführt und reproduziert werden. Die Auswahl relevanter Parameter kann erfolgen und durch die Isolation einzelner Parameter können resultierende Prozesse selektiv erfasst und beschrieben werden.

Bei der Realisierung eines geeigneten Versuchstandes stand besonders die ganzheitliche Darstellung sämtlicher relevanter Parameter im Betrachtungsraum im Vordergrund. Besonders wichtig war dabei das Vorhandensein eines ausreichenden Wasser- und Sedimentvolumens, eine kontinuierliche Strömungsgenerierung zur nativen Entwicklung von Erosionsprozessen und weiteren Prozessen (z. B. Entwicklung des pH-Werts). Die Anpassung des bestehenden Kreisgerinnes am Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft an die Randbedingungen hydrotoxikologischer Experimente wurde durch die Weiterentwicklung der Messtechnik erreicht (Abb. 2-4).

Das Kreisgerinne ist besonders geeignet, da es aufgrund seiner unendlichen, gleichförmigen und stationären Strömungsgenerierung für die Charakterisierung kohäsiver Sedimente konzipiert wurde. Die Generierung der Strömung erfolgt durch die Drehung der beiden Bauteile Kanal und Deckel und nutzt die Eigenschaften der Adhäsion aus. Die Erweiterung der Messtechnik beinhaltet den Aufbau eines halbautomatischen Probennehmers, den Aufbau einer kontinuierlich durchströmten Messzelle und ein Kühlungssystem zur Eliminierung saisonaler Temperaturschwankungen.

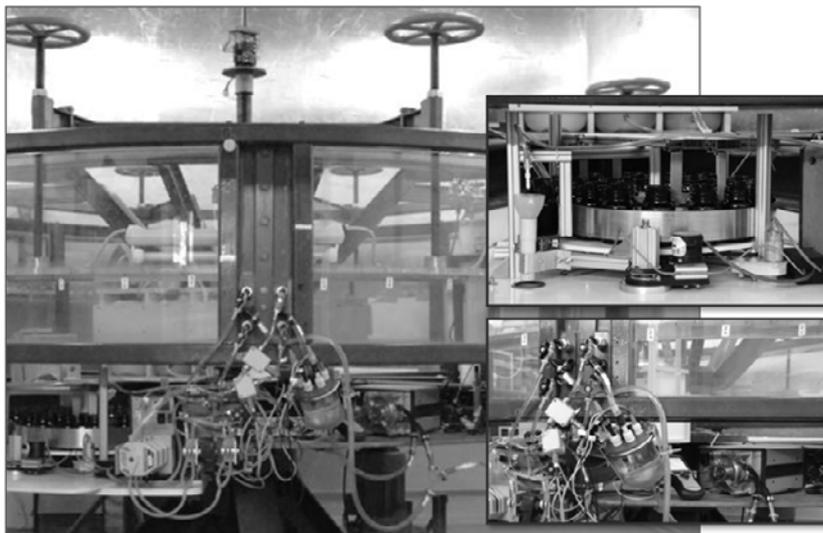


Abb. 2-4: Das Kreisgerinne als Versuchstand für hydrotoxikologische Experimente mit angepasster Messtechnik (kleine Bilder: oben – Probennehmer, unten – Messzelle)

Da jedes Experiment immer nur einen Ausschnitt der Natursituation darstellen kann, müssen Übertragungsgrenzen und Modelleffekte bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden. So können beim Einsatz des natürlichen Sediments Modelleffekte für die Konsolidierungsphase identifiziert werden, da keine natürlichen Ablagerungszeiten erreicht werden und die sekundäre Konsolidierung sowie Alterungsprozesse mit gestörten Sedimentproben aus Baggerung im Labor nicht realisiert werden können. Daher kommt es in den durchgeführten Experimenten zu einem reduzierten Erosionswiderstand im Vergleich zu Beobachtungen in der Natur. Diese früher einsetzende Erosion beeinflusst somit auch die Freisetzung und Bioverfügbarkeit der eingesetzten Schadstoffe im Kreisgerinne. Weitere Bereiche, die hinsichtlich Modelleffekte und Übertragungsgrenzen kritisch betrachtet werden müssen, sind die Exposition von größeren Organismen im Kreisgerinne mit begrenztem Wasservolumen oder auch die nachträgliche Zugabe von Schadstoffen. Eine Übertragung auf natürliche Systeme sollte daher möglich sein, bedarf jedoch einer Validierungsphase mit anschließenden Vergleichsmessungen im Labor und *in situ*.

## 2.4 Vorstellung der Parametergruppen

### 2.4.1 Auswahl relevanter Parameter

Um die vorgestellte Fragestellung zielführend zu beantworten, ist neben der Verknüpfung der Fachgebiete die Auswahl der zu betrachtenden Parameter besonders wichtig. Die Aufzählung der an der Erosion schadstoffbelasteter Sedimente beteiligten Parameter kann ins Unendliche betrieben werden. So lassen sich Schadstoffgruppen, sämtliche aquatische Organismen, der herrschende pH-Wert, die Sauerstoffbedingungen, die angreifende Sohlschubspannung und die resultierende Schwebstoffkonzentration beispielhaft nennen. Die Vielzahl der Parameter macht deutlich, dass eine Clusterung vorgenommen werden muss. Daher sind im Rahmen des Aufbaus der Methodik fünf Parametergruppen (*Hydrodynamik, Sedimente, Schadstoffgruppen, Ökotoxikologie und Umweltbedingungen*) gebildet worden (Abb. 2-5).

Jede dieser fünf Gruppen beinhaltet unterschiedliche Parameter, die im Rahmen der methodischen Entwicklung der neuen integrativen Experimente berücksichtigt und abgebildet werden müssen. Die experimentelle Umsetzung erlaubt es, die Anzahl der ausgewählten Parameter je Gruppe beliebig zu erweitern oder zu reduzieren, und somit auf jeden Betrachtungsraum individuell anzupassen. Die Auswahl und unter Umständen gezielte Isolation der Parameter beeinflusst maßgeblich die resultierenden Wechselwirkungen und Prozesse im Betrachtungsraum. Für die Umsetzung ist zu beachten, dass immer alle fünf Parametergruppen berücksichtigt werden müssen. Nur durch die Abbildung aller fünf Parametergruppen ist gewährleistet, dass ein ganzheitliches Bild der Natursituation im Modell aufgebaut werden kann.

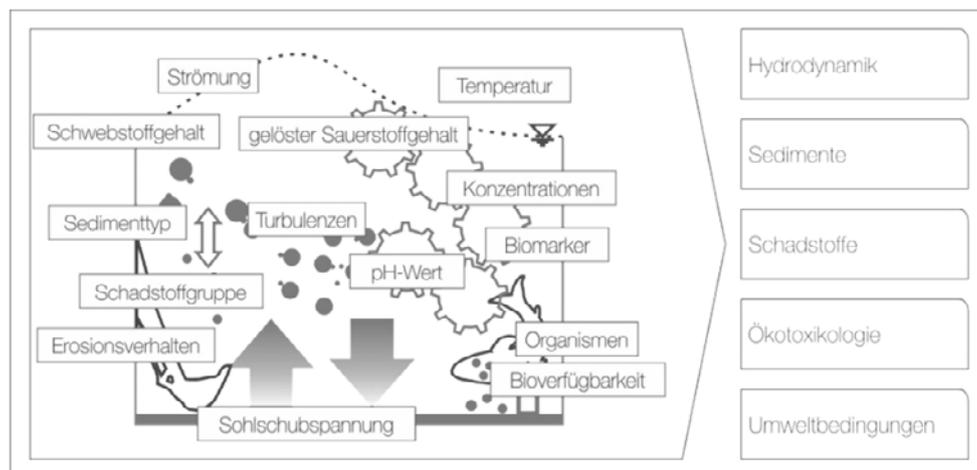


Abb. 2-5: Clustering der zahlreichen Parameter in fünf Parametergruppen

Eine detaillierte Vorstellung und Beschreibung der Parametergruppen kann COFALLA (2015) entnommen werden.

## 2.5 Ergebnisse und Interpretation

### 2.5.1 Vorstellung der durchgeführten Experimente

Zur Validierung der hydrotoxikologischen Methodik werden zwei Betrachtungsräume untersucht. Dafür muss aber nicht das gesamte Gewässersystem betrachtet werden, sondern ein kleiner repräsentativer Teil reicht als Ausschnitt aus, der alle relevanten Parameter abdecken kann. Dabei kommt es zu einer Abstrahierung des Systems.

Da mit der Anwendung der Parametergruppen eine Begrenzung der abbildbaren Parameter und damit der resultierenden Prozesse stattfindet, sollen die entscheidenden Transportprozesse ins Experiment gebracht werden, so dass sich die notwendigen Sediment-Schadstoffprozesse entwickeln können, die weiterhin auch von Umweltbedingungen maßgeblich beeinflusst werden. Zur Abschätzung der ökotoxikologischen Auswirkungen erfolgt eine Exposition von Organismen im Experiment, um die unterschiedlichen Einflussfaktoren wie Strömung, Sediment und Schadstoff anhand von Biomarkern quantifizieren zu können. Diese experimentelle Anpassung auf das explizite Beispiel erlaubt die anschließende Bewertung des Systems. Weithin validiert jedes Experiment dieser Art die neue Methodik.

### 2.5.2 Sedimentherkunft

Die verwendeten natürlichen Sedimente wurden im Rhein (Entnahmeposition: Koblenz-Ehrenbreitstein Fluss-km 591 bei 50°21' 12" N, 7°36' 27" E, Entnahmedatum: April 2011) und in der Mosel (Entnahmeposition: Staustufe Palzem, Stadtbredimus, Luxemburg bei 49°33' 54" N, 6°22' 8" E, Entnahmedatum: Juni 2012) entnommen. Die Ent-

nahme der Sedimente an beiden Gewässern erfolgte mit Hilfe eines Schiffs und Baggern. Wenn möglich wurde die Baggerung mit einem Bodengreifer nach Van Veen durchgeführt. Der Transport erfolgte in Kunststofffässern mit einem Fassungsvermögen von 80 l.

### 2.5.3 Durchgeführte Experimente

Insgesamt sind zwölf Experimente zur Validierung der neu aufgebauten Methodik Hydrotoxikologie konzipiert und durchgeführt worden. Die Experimente lassen sich in zwei Hauptgruppen gliedern (Abb. 2-6). Die Gruppe B konzentriert sich auf die Untersuchung des Sedimentverhaltens unter Strömungsangriff. Die Experimente, die der Gruppe C zugeordnet sind, fokussieren sich auf die ökotoxikologischen Auswirkungen der erodierten und zum Teil belasteten Sedimente durch Exposition von Organismen (hier: Regenbogenforellen). Um den Einfluss einzelner Parameter (z. B. pH-Wert) zu identifizieren, werden diese gezielt variiert. In Experimenten mit den Nummern 2 und 3 wird der Einfluss des Schwermetalls Kupfer und in den Experimenten mit den Nummern 4 und 5 wird der Einfluss einer natürlichen organischen Belastung untersucht.

Der Einfluss der Strömung (D) und der Hälterungsanlage als Nullversuch (K) werden in separaten Gruppen untersucht.

|                                 |                                | Gruppe | Nr. | Sedimenttyp / Herkunft    | Belastung | pH-Wert |
|---------------------------------|--------------------------------|--------|-----|---------------------------|-----------|---------|
| Hydrotoxikologische Experimente | Sedimentologischer Schwerpunkt | B      | 1   | natürlich / Rhein         | nativ     | -       |
|                                 |                                |        | 2   | natürlich / Rhein         | Cu        | -       |
|                                 |                                |        | 3   | natürlich / Rhein         | Cu        | 6.5     |
|                                 |                                |        | 4   | natürlich / Rhein / Mosel | nativ     | -       |
|                                 |                                |        | 5   | natürlich / Mosel         | nativ     | -       |
|                                 | Ökotoxikologischer Schwerpunkt | C      | 1   | natürlich / Rhein         | nativ     | -       |
|                                 |                                |        | 2   | natürlich / Rhein         | Cu        | -       |
|                                 |                                |        | 3   | natürlich / Rhein         | Cu        | 6.5     |
|                                 |                                |        | 4   | natürlich / Rhein / Mosel | nativ     | -       |
|                                 |                                |        | 5   | natürlich / Mosel         | nativ     | -       |
|                                 |                                | D      | -   | -                         | nativ     | -       |
|                                 |                                | K      | -   | -                         | nativ     | -       |

Abb. 2-6: Darstellung des Versuchsprogramm (gekürzte Fassung; die gesamte Übersicht findet sich in COFALLA (2015))

### 2.5.4 Zeitlicher Ablauf der Experimente

Um die vorgestellten spezifischen Parameter beobachten und quantifizieren zu können, wurde das gewonnene Sediment und eine entsprechende Wassermenge in das Kreisgerinne gegeben. Nach einer kurzen Mischphase zur Homogenisierung des Was-

ser-Sediment-Gemischs folgt eine siebentägige Konsolidierungsphase. Nach Besatz der Fische beginnt die eigentliche experimentelle Phase. Im Verlauf von 7 Tagen werden 8 unterschiedliche Sohlschubspannungen abgefahren mit einer Stufenlänge von 21 Stunden und einem Stufenanstieg von je  $0,05 \tau/m^2$ , so dass eine maximale Sohlschubspannung von  $0,4 \tau/m^2$  erreicht wird (Abb. 2-7). Die Werte für die Stufenlänge und den Stufenanstieg erfolgte durch den Abgleich mit Daten von SCHWEIM (2005) und SPORK (1997) sowie mit aus der Literatur bekannten Studien beispielsweise von MEHTA & PARTHENIADES (1982).

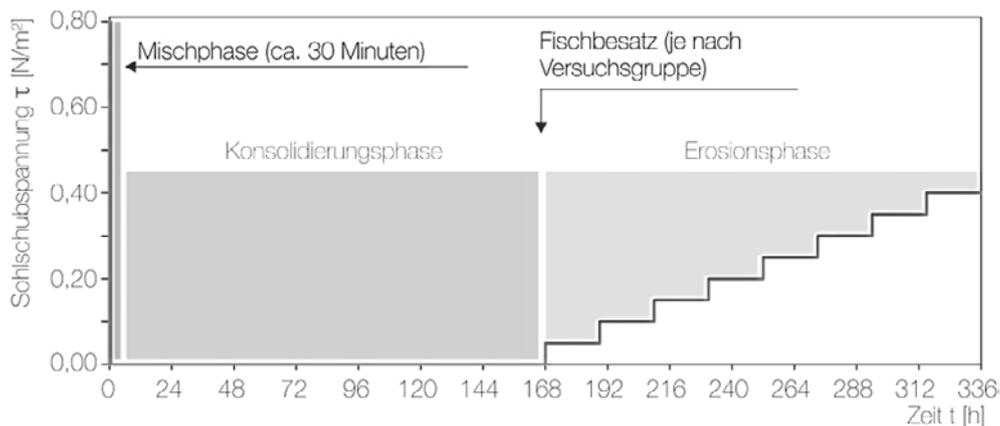


Abb. 2-7: Zeitlicher Verlauf der Sohlschubspannung für die durchgeführten hydrotoxikologischen Experimente

### 2.5.5 Ergebnisse

Die Durchführung der ersten hydrotoxikologischen Experimente mit der Verwendung natürlicher Parameter kann als erfolgreich eingestuft werden (BRINKMANN ET AL., 2010; COFALLA ET AL., 2012). Die Isolation einzelner Parameter konnte realisiert werden und erlaubte die anschließende Identifikation von Prozessen und Wechselwirkungen zwischen den Parametern. Neben den hydrotoxikologischen Analysen, wurden die gewonnenen Daten in den betroffenen Fachgebieten monodisziplinär ausgewertet und interpretiert.

#### Ergebnisse zum untersuchten Sedimenttransport

Die Beschreibung der Erosion wird genutzt zur Definition der kritischen und charakteristischen Sohlschubspannung des untersuchten Sediments. Die wichtigsten Prozesse zur Beschreibung der Erosion ist die Überschreitung des Erosionswiderstandes, der Übergang zwischen Flocken- und Massenerosion sowie die Überschreitung der charakteristischen Sohlschubspannung, die das Versagen der gesamten Sedimentschicht zur Folge hat. Zur Charakterisierung wird der zeitliche Verlauf der Schwebstoffkonzentration herangezogen und die genannten Prozesse abgeleitet. So kann nach Berechnung der Schwebstoffkonzentration die Abnahme der Sedimentmächtigkeit dargestellt

werden. Neben der quantitativen Beschreibung der Erosion helfen Beobachtungen während der Experimente beispielsweise Prozesse der Flockenerosion zu erkennen.

Allgemein gilt, dass das Sediment in allen Experimenten erodiert werden konnte. Die stufenweise Erhöhung der Sohlschubspannung resultiert am Ende jeder Stufe in einem stationären Zustand der gemessenen Konzentration gelöster Stoffe (SPM). Die Entwicklung während der Experimente zeigt unterschiedliches Erosionsverhalten, was auf unterschiedliche Sedimentmischungen, sich ändernde pH-Werte, anwesende Schadstoffe und die ausgesetzten Fische zurückzuführen ist. Die beobachtete Erosion konnte in allen Versuchen als Oberflächenerosion identifiziert werden. Die Masse erodierten Sediments unterschied sich jedoch, was für die untersuchten Sedimente verschiedene Erosionstiefen zur Folge hatte (Abb. 2-8). Das Moselsediment weist den geringsten Erosionswiderstand auf; von dieser Sedimentschicht werden 11,59 mm erodiert. Sowohl das Sediment des Rheins, als auch die Sedimentmischung (Rhein:Mosel 1:1) zeigten einen höheren Erosionswiderstand. Die Versuche endeten mit einer Erosionstiefe von 5,10 mm bzw. 4,85 mm nach Ende des jeweiligen Experiments.

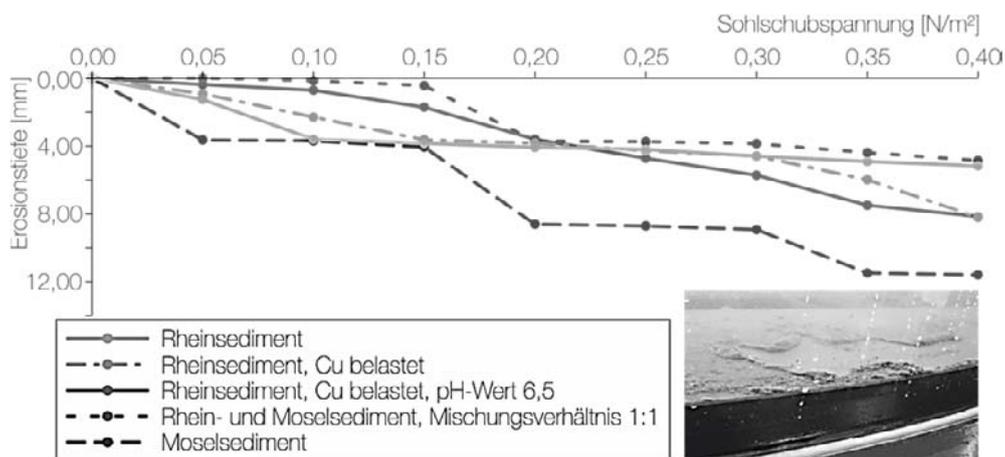


Abb. 2-8: Entwicklung der Erosion dargestellt als abnehmende Sedimentmächtigkeit in [mm] in Abhängigkeit der wirkenden Sohlschubspannung [N/m²]; unten rechts: Eingesetztes Sediment aus dem Rhein bei beginnender Erosion.

### Ergebnisse im Fachbereich Biologie (Ökotoxikologie)

Die ökotoxikologische Charakterisierung bestand sowohl aus einer chemischen Analyse der gewonnenen Proben als auch einer Analyse ausgewählter Biomarker, die nach der Exposition der Fische durchgeführt wurden. Die chemische Analyse konnte erfolgreich durchgeführt werden und zeigt belastbare Ergebnisse. Es konnten Variationen der Konzentration des Kupfers und der organischen Schadstoffe im Moselsediment nachgewiesen werden. Es konnte zudem in allen Experimenten eine steigende Schadstoffkonzentration nach der Erosion der Sedimente festgestellt werden.

Die Exposition der Fische wurde durchgeführt, um die ökotoxikologische Wirkung natürlicher erodierter Sedimente nachzuweisen. Dazu wurden geeignete Biomarker aus-

gewählt (EROD-Aktivität, GST-Aktivität, Mikronuclei). Die Konzentration der PAK-Metaboliten in der Galle ist beispielsweise ein Biomarker, um das Vorhandensein von PAKs im Sediment nachzuweisen. Die Ergebnisse zeigten einen signifikanten Anstieg der PAK-Metabolite mit ansteigender Belastung des Wasserkörpers (Abb. 2-9). Eine statistische Signifikanz kann für die Experimente ohne Sediment (Leitungswasser,  $0.97 \pm 0.38 \mu\text{g/ml}$ ), für das Moselsediment ( $502.57 \pm 110.83 \mu\text{g/ml}$ ) und die Sedimentmischung ( $168.31 \pm 31.91 \mu\text{g/ml}$ ) nachgewiesen werden. Darüber hinaus gibt es eine statistische Signifikanz für die Experimente mit 100 % Rhein- ( $46.47 \pm 7.34 \mu\text{g/ml}$ ) und 100 % Moselsediment.

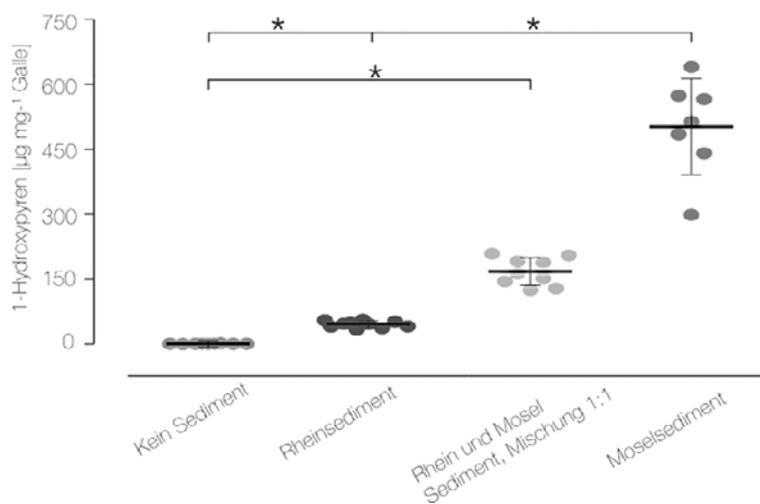


Abb. 2-9: PAK-Metabolite verschiedener Experimente als Funktion der Sedimente; statistische Abhängigkeiten angegeben

### Hydrotoxikologische Darstellung der Ergebnisse

Die erste hydrotoxikologische Interpretation der gesammelten Daten erfolgt in drei Schritten basierend auf statistischen Analysen (Abb. 2-10). Im ersten Schritt wird nachgewiesen, dass die durchgeführten Experimente monodisziplinär betrachtet als erfolgreich eingestuft werden können. Der Nachweis erfolgt dabei auf Basis von statistischen Signifikanzen, die zwischen zwei betrachteten Parametern erbracht werden kann. Dafür wird der Korrelationskoeffizient nach Pearson bestimmt. In diesem Schritt der Auswertung folgt keine weitere Interpretation der verglichenen Parameter. Innerhalb dieses Arbeitsschrittes ist es möglich, unterschiedliche Parametergruppen zu kombinieren, jedoch sollten sie einem Fachgebiet zuzuordnen sein.

Im zweiten Schritt werden die Fachgebiete und folglich auch alle fünf Parametergruppen interdisziplinär betrachtet. Die Nachweise der Wechselwirkungen und Abhängigkeiten der betrachteten Parameter erfolgt wieder über die Bestimmung der statistischen Signifikanz. Lassen sich Abhängigkeiten bestimmen, kann das betrachtete Experiment bzw. die gesamte Reihe der durchgeführten Experimente als erfolgreich unter hydrotoxikologischen Gesichtspunkten angesehen werden.

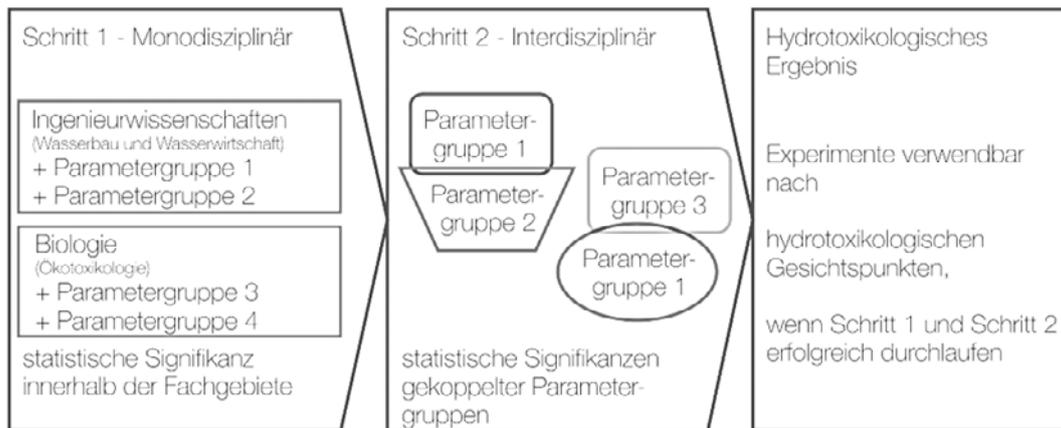


Abb. 2-10: Drei Schritte zur Auswertung hydrotoxikologischer Experimente

Die nun folgende Kombination der Schwebstoffkonzentration (SPM) in [g/l] und des pH-Wertes wird hier als Beispiel für das Ingenieurwesen (Wasserwirtschaft und Wasserbau) vorgestellt. (Abb. 2-11). Es wurde die Annahme getroffen, dass bei zunehmender Schwebstoffkonzentration eine gleichzeitige Absenkung des pH-Werts einhergeht. Diese Annahme konnte sowohl für die Experimente mit (rechts) als auch ohne (links) Fischbesatz bestätigt werden.

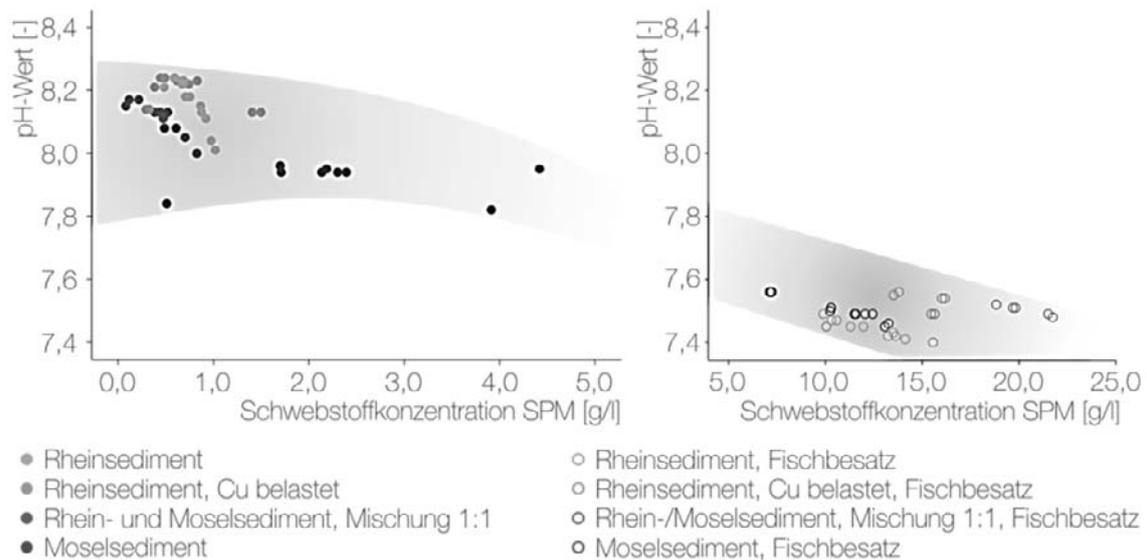


Abb. 2-11: Grafische Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Schwebstoffkonzentration und dem pH-Wert im Rahmen der hydrotoxikologischen Hauptexperimente

Eine Parameterkombination für den Auswertungsschritt 2 ist beispielsweise die Korrelation Schwebstoffkonzentration und der Kupferkonzentration in der Wasserphase der (SPM). Die Ergebnisse zeigen den Trend, dass die Kupferkonzentration mit der Schwebstoffkonzentration ansteigt (Abb. 2-12).

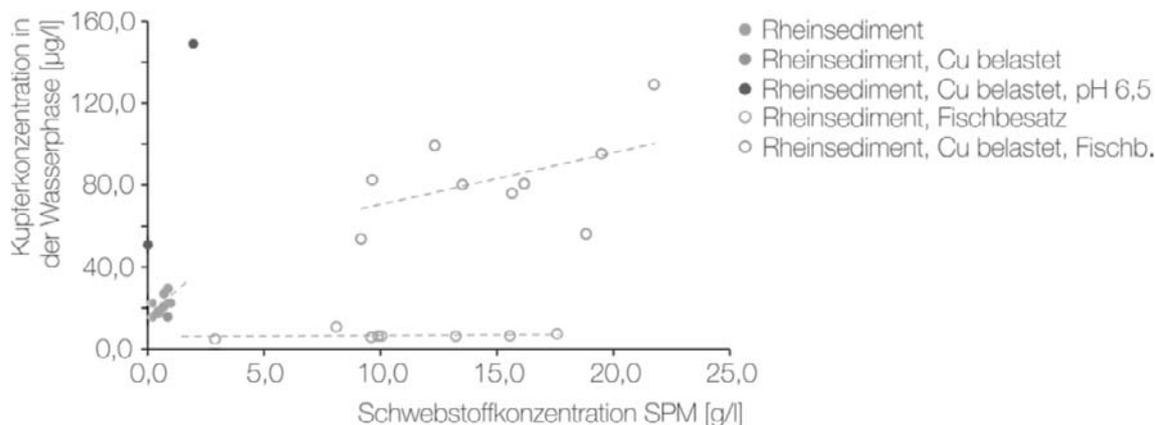


Abb. 2-12: Grafische Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Schwebstoffkonzentration und der Kupferkonzentration in der Wasserphase im Rahmen der hydrotoxikologischen Hauptexperimente

Im dritten und letzten Schritt werden die Ergebnisse der ersten beiden Schritte zusammengestellt und eine abschließende Bewertung des untersuchten Betrachtungsraums mit all seinen aufgetretenen Prozessen und Wechselwirkungen gegeben. Die Synthese der Ergebnisse soll eine Möglichkeit darstellen, das weitere Vorgehen und mögliche Handlungsanweisungen zu identifizieren.

Die Ergebnisse bestätigten, dass es möglich ist, die neu entwickelte Methodik im verwendeten Versuchsaufbau durchzuführen. Des Weiteren zeigen die Ergebnisse, dass die ablaufenden Prozesse und Wechselwirkungen Parameter mit der neuen Methode identifiziert und bestimmt werden können. Die Auswahl der gewählten Parameter kann als relevant für die Beurteilung schadstoffbehafteter Sedimente und deren Prozesse im Betrachtungsraum eingestuft werden. Dabei sind die folgenden Parameter von besonderer Wichtigkeit und zeigen die höchste Signifikanz und beeinflussen viele Prozesse: Schwebstoffkonzentration, Sohlschubspannung, pH-Wert, Wasserhärte, Schadstoffkonzentration in der Schwebstofffracht, Aktivität der Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD), Messung der PAK-Metabolite in der Galle sowie Induktion der Mikrokernrate.

### 3 Zusammenfassung und Ausblick

Die Erosion schadstoffbehafteter und kohäsiver Sedimente sowie die mögliche Freisetzung von Schadstoffen stellen ein akutes interdisziplinäres Problem im Bereich des nachhaltigen Sedimentmanagements dar. Mit einer vermehrten Freisetzung von Schadstoffen infolge Erosion kann es auch zu einer gesteigerten Bioverfügbarkeit und Biozugänglichkeit für aquatische Organismen im Betrachtungsraum kommen. Bisher ist kein integrierter Ansatz verfügbar, der zur Identifizierung relevanter Parameter und damit resultierender Prozesse sowie Folgenabschätzungen des schadstoffbehafteten Sedimenttransports unter Berücksichtigung ökotoxikologischer Auswirkungen geeignet ist. Die hydrotoxikologische Methode wurde erstmals am Institut für Wasserwirtschaft und Wasserbau der RWTH Aachen University durchgeführt.

Zur Validierung der hydrotoxikologischen Methodik sind zwölf Experimente (Abb. 2-6) im Kreisgerinne des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen University durchgeführt worden. Die Auswertung der gewonnenen Daten kann in drei große Abschnitte geteilt werden. Dabei wurde mit einer klassischen Betrachtung zur Charakterisierung des Erosionsverhaltens der eingesetzten Sedimente begonnen. Anschließend wurden die ausgewählten ökotoxikologischen Ergebnisse vorgestellt. Im letzten Abschnitt erfolgte die hydrotoxikologische Auswertung.

Bei der sedimentologischen Auswertung erfolgt eine Charakterisierung kohäsiver Sedimente. In darauf aufbauenden weiteren Analysen der Sedimente konnte die maximale Erosionstiefe bestimmt werden. Die Modellsedimente zeigten sich dabei als am wenigsten widerstandsfähige Sedimente, was zur größten Erosionstiefe führte. Im Gegensatz dazu zeigten sowohl das Rheinsediment, als auch die Sedimentmischung (Mosel:Rhein 1:1) hohe Erosionswiderstände und daraus resultierende geringe Erosionstiefen.

Ebenfalls wurde eine reine ökotoxikologische Auswertung der vorliegenden Daten durchgeführt. Dabei lag der Fokus auf der chemischen Analytik der gewonnenen Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben. Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchungen bestätigten die chemischen Analysen der Sedimente, die besagten, dass die Moselsedimente die höchste PAK-Kontamination aufwiesen. Die PAK-Metabolite in den Gallen der Testorganismen zeigten im Rheinsediment die geringsten Konzentrationen. Es ist anzumerken, dass der gewählte Biomarker nur die Exposition gegenüber eines Stoffes anzeigen kann, jedoch keine möglichen Folgen.

Die gewonnenen Daten sind abschließend unter monodisziplinären und interdisziplinären Gesichtspunkten ausgewertet worden. Die monodisziplinäre Auswertung stellt dabei den ersten Schritt der hydrotoxikologischen Auswertungsmethodik dar. Dabei konzentriert sich die Auswertung auf die nach Fachgebieten getrennte Betrachtung der jeweilig zugeordneten Parametergruppen. Im zweiten Schritt werden alle Parametergruppen gleichwertig betrachtet und Parameter in Beziehung gesetzt, von denen eine Wechselwirkung und gegenseitige Abhängigkeit zu erwarten ist. Vorrangig wurden die Parameter der Gruppen *Sedimente* und *Schadstoffe* sowie *Umweltbedingungen* und *Schadstoffe* kombiniert. Abschließend werden in Schritt 3 die Kernaussagen der ersten beiden Schritte zusammengestellt und eine Bewertung der Experimente vorgenommen.

Die Ergebnisse belegen die erfolgreiche Umsetzung der hydrotoxikologischen Methodik am Beispiel einiger exemplarisch ausgewählter Parameter (z. B. pH-Wert, Schwebstoffkonzentration, Schadstoffkonzentration in der Schwebstofffracht). Die Auswahl der Parameter kann daher als relevant und zielführend zur Bewertung schadstoffbehafteter Sedimente eingestuft werden. Die ersten Experimente weisen neben der Eignung des Versuchsstands für die Hydrotoxikologie auch einige Potentiale und Optimierungsmög-

lichkeiten für eine Weiterführung der bisherigen Methodik auf. Diese Potentiale liegen in beiden Fachgebieten und unterschiedlichen Parametergruppen vor.

Die ersten hydrotoxikologischen Experimente konzentrieren sich auf Sedimente aus limnischen Gewässersystemen. Um Sedimente auf ihrem Weg von der Quelle bis zur Mündung verfolgen zu können, sollte in zukünftigen Untersuchungszielen auch der Bereich der marinen Sedimente berücksichtigt werden. Diese besonderen Standorte benötigen andere Risikoabschätzungen für Umweltparameter und ein begleitendes Monitoring, um nachhaltige Strategien für Ausbaggerungen und den damit verbundenen Umgang mit Sedimenten zu finden.

Die neue Methode bietet des Weiteren die Möglichkeit, kontaminierte Sedimente genauer zu erfassen und zu vergleichen, um in Zukunft eine solide Datenbasis, inklusive ökotoxikologischer Daten, zu haben. Diese könnte genutzt werden, um eine integrierte Struktur für das Sedimentmanagement zu erstellen, die in der Lage ist, die verschiedenen Wechselwirkungen zwischen den relevanten Parametern darzustellen. Wird die Methode in Zukunft auf industriell vorbelastete Standorte angewandt, so ist es wichtig ein integriertes und nachhaltiges Sedimentmanagement zu installieren, um mit den verschiedenen variierenden Voraussetzungen zurechtzukommen.

## 4 Literatur

Arnell, N.W. (1999): Climate change and global water resources. *Global Environmental Change*, 9 (Supplement 1), p.31–49.

Black, K.S.; Tolhurst, T.J.; Paterson, D.M. & Hagerthey, S.E. (2002): Working with Natural Cohesive Sediments. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(1), p.2–8.

Brinkmann, M.; Hudjetz, S.; Cofalla, C.; Roger, S.; Kammann, U. & Giesy, J. (2010): A combined hydraulic and toxicological approach to assess re-suspended sediments during simulated flood events. Part I-multiple biomarkers in rainbow trout. *Journal of soils and sediments*, 10(7), p.1347–1361.

Bryan, G. (1992): Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution*, 76(2), p.89–131.

Calmano, W.; Ahlf, W. & Bening, J.C. (1992): Chemical Mobility and Bioavailability of Sediment-Bound Heavy-Metals Influenced by Salinity. *Hydrobiologia*, 235, p.605–610.

Cantwell; Burgess, R.M. & Kester, D.R. (2002): Release and phase partitioning of metals from anoxic estuarine sediments during periods of simulated resuspension. *Environmental Science & Technology*, 36(24), p.5328–5334.

Cofalla, C. (2015): Hydrotoxikologie - Entwicklung einer experimentellen Methodik zur Charakterisierung und Bewertung kohäsiver schadstoffbehafteter fluvialer Sedimente. Dissertation. Aachen: RWTH Aachen University.

Cofalla, C.; Hudjetz, S.; Roger, S.; Brinkmann, M.; Frings, R.; Wölz, J.; Schmidt, B.; Schäffer, A.; Kammann, U.; Hecker, M.; Hollert, H. & Schüttrumpf, H. (2012): A combined hydraulic and toxicological approach to assess re-suspended sediments during simulated flood events—part II: an interdisciplinary experimental methodology. *Journal of Soils and Sediments*, 12(3), p.429–442.

Flemming, C.A. & Trevors, J.T. (1989): Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 44(1), p.143–158.

Foster, I.D.L. & Charlesworth, S.M. (1996): Heavy metals in the hydrological cycle: Trends and explanation. *Hydrological Processes*, 10(2), p.227–261.

Frei, C.; Davies, H.; Gurtz, J. & Schär, C. (2000): Climate dynamics and extreme precipitation and flood events in Central Europe. *Integrated Assessment*, 1(4), p.281–300.

Gerbersdorf, S.U.; Jancke, T. & Westrich, B. (2005): Physico-chemical and biological sediment properties determining erosion resistance of contaminated riverine sediments – Temporal and vertical pattern at the Lauffen reservoir/River Neckar, Germany. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 35(3), p.132–144.

Hofmann, T.; Baumann, T.; Bundschuh, T.; Kammer, v. d. F.; Leis, A.; Schmitt, D.; Schaffer, T.; Thieme, J.; Totsche, K.-U. & Zanker, H. (2003): Aquatische Kolloide I: Eine Übersichtsarbeit zur Definition, zu Systemen und zur Relevanz. *Grundwasser*, 8(4), p.203–212.

Ho, K.T.; Burgess, R.M.; Pelletier, M.C.; Serbst, J.R.; Ryba, S.A.; Cantwell, M.G.; Kuhn, A. & Raczelowski, P. (2002): An overview of toxicant identification in sediments and dredged materials. *Marine Pollution Bulletin*, 44(4), p.286–293.

Mehta, A.J. (1989): Cohesive Sediment Transport. I: Process Description. *Journal of Hydraulic Engineering*, 115, No. 8, p.1076–1093.

Mehta, A.J. & Partheniades, E. (1982): Resuspension of Deposited Cohesive Sediment Beds. In *18th Coastal Engineering Conference*. 18th International Conference on Coastal Engineering. Cape Town, pp. 1569–1587.

Middelkoop, H. & Kwadijk, J.C.J. (2001): Towards integrated assessment of the implications of global change for water management - the Rhine experience. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 26(7-8), p.553–560.

Milly, P.C.D.; Wetherald, R.T.; Dunne, K.A. & Delworth, T.L. (2002): Increasing risk of great floods in a changing climate. *Nature*, 415(6871), p.514–517.

Mitchell, J.K. & Soga, K. (2005): Fundamentals of Soil Behavior 3. Auflage. John Wiley & Sons. ISBN 0471463027

Mitchener, H. & Torfs, H. (1996): Erosion of mud/sand mixtures. *Coastal Engineering*, 29(1-2), p.1–25.

Owens, P. (2005): Conceptual Models and Budgets for Sediment Management at the River Basin Scale. *Journal of Soils and Sediments*, 5(4), p.201–212.

Parry, M. L.; Canziani, O. F.; Palutikof, J. P.; van der Linden, P. J. & Hanson, C. E. (eds.) (2007): Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

Schweim, C. (2005): Modellierung und Prognose der Erosion feiner Sedimente. Dissertation. Aachen: RWTH Aachen.

Smit, M.P.J.; Grotenhuis, T.; Bruning, H. & Rulkens, W.H. (2008): Desorption of Dieldrin from field aged sediments: Simulating flood events. *Journal of Soils and Sediments*, 8(2), p.80–85.

Spork, V. (1997): Erosionsverhalten feiner Sedimente und ihre biogene Stabilisierung. Dissertation. Aachen: RWTH Aachen University.

### **Anschrift der Verfasser**

Dr.-Ing. Catrina Cofalla

Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft; RWTH Aachen University

Mies-van-der-Rohe-Straße 17

52074 Aachen

cofalla@iww.rwth-aachen.de