ELSA
Schadstoffsanierung Elbsedimente

Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg
Hamburg University of Applied Sciences

Durchführung einer Sondierungsuntersuchung zum Risiko durch eine Schadstoffremobilisierung aus Seitenstrukturen der Elbe

Susanne Heise
HAW-Hamburg
09.10.2013
Susanne.heise@haw-hamburg.de

Inhalt

Begrifflichkeiten im Abschlussbericht 3

Einleitung und Relevanz des Projektes..... 4

Zielsetzung dieses Projekts..... 4

Methodik 4

Bestandsaufnahme..... 4

Auswahl der Probenahmestandorte 5

Durchführung der Probennahme 5

Messung der Erosionsstabilität 6

Durchführung chemischer Analysen 8

Ökotoxikologische Untersuchungen: 8

Ergebnisse und Diskussion 10

Erodierbarkeit der Sedimente 10

Erhebung ortskonkreter Sedimentvolumina..... 15

Die Schadstoffbelastung der Sedimente 16

Ökotoxikologische Untersuchungen 19

Messung methanolischer Extrakte der Sediment mit dem Leuchtbakterientest 19

Messung einzelner Sediment mit einer ökotoxikologischen Testbatterie 20

Zusammenfassende Charakterisierung der Seitenstrukturen 21

Aussagen zu potenziellen Frachten..... 32

Statistische Analyse der Schadstoffmuster zur Beschreibung der Belastungssituation 34

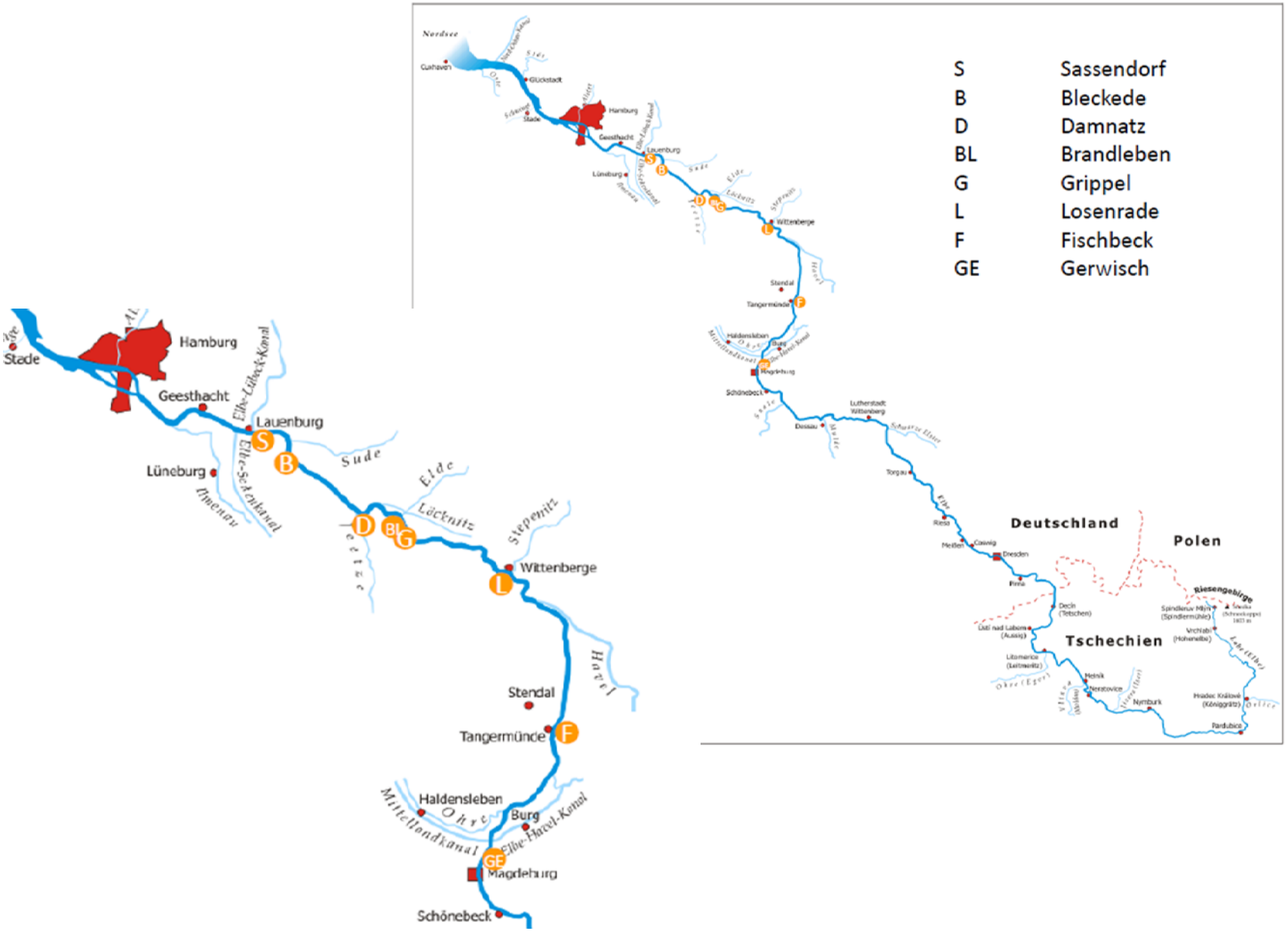
Schlussfolgerung:..... 38

Unsicherheiten 38

Danksagung 39

Literatur..... 40

Lage der Probenahmeareale im Elbeeinzugsgebiet



Begrifflichkeiten im Abschlussbericht

Seitenstrukturen: Als Seitenstrukturen werden in diesem Projekt alle Gewässer bezeichnet, die in der Talaue liegen und entweder gar keine oder eine nur enge Verbindung zur Elbe haben, jedoch bei bestimmten Abfluss- bzw. Hochwassersituationen (2MQ, 3MQ, MHQ, HQ2, HQ5) überflutet werden können.

Häfen: Seitenstrukturen, die bei MQ angeschlossen sind und der Gewässerunterhaltung zum Zwecke der Schiffbarkeit unterliegen;

Altarme und **Buchten**: Sie sind ebenfalls bei MQ angeschlossen, unterliegen jedoch nicht der Gewässerunterhaltung durch die WSV. Die Unterscheidung zwischen „Bucht“ und „Altarm“ weist auf die Entstehungsgeschichte hin: Während Altarme Teil eines früheren Gewässerverlaufs waren und sich über eine längere Strecke in die Talaue hineinziehen, wird der Begriff „Bucht“ für kleinere Seitenstrukturen mit eingeschränktem Austausch mit der Elbe verwendet, die z.B. durch Verlandung von Buhnenfeldern oder Anschluss von Bracks entstanden;

Altwässer: Dieser Begriff beschreibt Stillgewässer in der Talaue, die bei MQ nicht mehr angeschlossen sind, wie ehemalige Altarme (Lüderitz & Remy 2009) oder auch Seen, die sich z.B. nach Deichbrüchen oder durch menschliche Eingriffe gebildet haben und nur bei Hochwasser in Kontakt mit der Elbe kommen.

Einleitung und Relevanz des Projektes

Im Bereich der deutschen Binnenelbe liegen mehr als 1000 Seitenstrukturen in der Talaue, die insgesamt eine Fläche von ca. 50 km^2 einnehmen. In diesen Wasserflächen können schadstoffbelastete Schwebstoffe nach einem Hochwasser absedimentieren bzw. während einer Überflutung resuspendiert und verlagert werden. 61 % dieser Fläche (31 km^2) entfallen auf Seitenstrukturen einer beträchtlichen Länge von mehr als 500 Metern, in denen das Wasser im Falle einer erhöhten Abflusssituation mit hoher Strömungsgeschwindigkeit entlangströmen kann. Die Relevanz für das Sedimentmanagementkonzept der IKSE ergibt sich aus der Fläche und dem potenziellen Schadstoffinventar der Seitenstrukturen. Würde man beispielsweise eine resuspendierbare Sedimentschicht von 30 cm Tiefe annehmen, ergäbe dieses im Falle eines Hochwassers einen potenziellen Austrag aus den Seitenstrukturen von 15 Mio. m^3 an Material. Die Relevanz des Projektes ergibt sich aus der Möglichkeit, dass mit dem resuspendierten Sediment auch Schadstoffe in den Hauptfluss eingetragen werden könnten und in einem in diesem Projekt abzuschätzenden Umfang somit ein Risiko für die Wasser- und Sedimentqualität der Elbe darstellen könnten.

Zielsetzung dieses Projekts

Mit dieser Untersuchung sollen Informationen gewonnen und diskutiert werden, aus denen das Ausmaß des Risikos abgeleitet werden kann, das durch die Resuspendierung kontaminierten Sedimentes aus Seitenstrukturen für die Elbe besteht. Aufgrund dieser Informationen soll untersucht werden, inwiefern bestimmte Eigenschaften der Seitenstrukturen das Risiko für die Elbe erhöhen oder verringern (z.B. Lage der Seitenstruktur in der Talaue, statistische Überflutungshäufigkeit). Wenn möglich, sollten sich daraus begründete Annahmen ableiten lassen, bei wie vielen Seitenstrukturen entlang der Elbe ein Risiko für die Wasserqualität des Hauptstroms bestehen kann. Da zu Beginn dieses Projektes nur sehr wenige Informationen zu Menge und Qualität der Sedimente in Seitenstrukturen vorlagen, hat dieses Projekt Sondierungscharakter und soll klären, ob ein Schadstoffrisiko aufgrund der Seitenstrukturen für die Elbe mit hoher Wahrscheinlichkeit auszuschließen ist oder aber weitere Untersuchungen notwendig sind.

Methodik

Bestandsaufnahme

Mit Hilfe der hydrologischen Software FLYS der Bundesanstalt für Gewässerkunde wurde eine Bestandsaufnahme der Seitenstrukturen im nicht-tidebeeinflussten Bereich der deutschen Elbe (Fluss-km 13,2 bis 574,5) durchgeführt. Hierbei wurde jeweils verzeichnet, wo sich eine Seitenstruktur befindet (Elb-km), welcher Kategorie sie zuzuordnen ist (Hafen, Teich/See, Altarm incl. Altwässern), und auf welcher Elbe-Seite sie sich befindet. Bei allen Seitenstrukturen mit einer Länge von mehr als 500 m wurde die Fläche vermessen, sowie der Wasserstand

festgehalten, bei dem sie angeschlossen bzw. überströmt werden. Diese Daten wurden in eine Access-Datenbank eingepflegt (Anlage 1).

Auswahl der Probenahmestandorte

Auf der Grundlage der erstellten Access-Datenbank wurden 15 Seitenstrukturen zwischen Fluss-km 340 und 569 ausgewählt, die sich in ihrer Lage und Entfernung zum Fluss und in ihrer Anschlusssituation unterscheiden (eine Bucht, vier Altarme mit Anschluss bei MQ, acht Altwässer mit Anschluss bei 2 MQ, 2 Altwässer mit Anschluss bei 3 MQ) (Tabelle 1). Weiteres Kriterium war die Erreichbarkeit der Wasserfläche von Land, um das Schlauchboot einsetzen zu können.

Tabelle 1: Beschreibung der für die Untersuchung selektierten Seitenstrukturen

Nr.	Fluss-km	Naheliegender Ort	Art der Seitenstruktur	angeschlossen bei	überströmt bei
1	568	Sassendorf	Bucht	MQ	2MQ
2	568	Sassendorf	Altwasser	2MQ	2MQ
3	551,6	Bleckede	Altwasser	3MQ	3MQ
4	509	Damnatz	Bucht/Altarm	MQ	2MQ
5	509	Damnatz	Altwasser	2MQ	2MQ
6	509	Damnatz	Altwasser	3MQ	3MQ
7	505,5	Brandleben	Altarm	MQ	2MQ
8	505,5	Brandleben	Altwasser	2MQ	2MQ
9	497,8	Grippel	Altarm	MQ	3MQ
10	497,8	Grippel	Altwasser	2MQ	3MQ
11	451,8	Losenrade	Altarm	MQ	2MQ
12	451,8	Losenrade	Altwasser	2MQ	2MQ
13	389,5	Fischbeck	Altwasser	2MQ	3MQ
14	389,5	Fischbeck	Altwasser	2MQ	3MQ
15	333,2	Gerwisch	Altwasser	2MQ	HQ5

Durchführung der Probenahme

Da sich die Seitenstrukturen fast ausschließlich im Elbe-Biosphärenreservat befinden, wurden die Beprobungen mit Genehmigung der verantwortlichen Naturschutzbehörden von einem Schlauchboot mit E-Motor aus durchgeführt, das mit der Hand zu Wasser gelassen wurde. Von diesem Schlauchboot aus wurden unter Vermeidung der unmittelbaren Ufer- und Randzonen in den Monaten April und Mai 2013 je nach Größe und Beschaffenheit der Seitenstruktur an einer bis drei Stellen Sedimentproben zur Ermittlung der Sedimenteigenschaften (Korngröße, Wassergehalt), der Erosionsstabilität, der Ökotoxizität und des Schadstoffgehalts genommen. Folgende Proben wurden gezogen (Abbildung 1):

- Zwei Sedimentkerne, Durchmesser 7,5 cm, wurden mit einem Sedimentkernstecher (Fa. HYDROBIOS) zur Gewinnung von Material für die chemische Analyse und für die

tiefenauflösende Messung der Ökotoxizität in den obersten Zentimetern genommen. An Land wurden von einem Kern pro Probenahmestation die Schichten 0 bis 10 und 10 bis 20 cm getrennt in Glasbehälter überführt. Vom zweiten Kern wurden die oberen 10 cm in fünf 1,5 cm dicke Sedimentscheiben geschnitten und für die räumlich höher aufgelöste Analyse für den Leuchtbakterientest in abgedichteten Petrischalen verwahrt (Proben: Fluffy Layer; 0-1,5 cm; 2,5-4 cm; 5-6,5 cm; 7,5-9 cm). Alle Proben wurden soweit möglich gekühlt und nach dem Transport ins Labor bis zur Messung im Kühlschrank aufbewahrt.

- Eine Tiefen-Beprobung mit einem Torfbohrer ermöglichte zum einen eine Abschätzung der Dicke der Sedimentauflage, zum anderen konnte so eine semi-quantitative Probe aus tiefen Sedimentschichten genommen werden, die ebenfalls in ein abdichtbares Glasgefäß überführt wurde, um später chemisch analysiert zu werden. Die bei dieser Beprobung maximal erreichte Tiefe wurde durch die Dichte des abgelagerten Materials und die 4 m lange Probenahmestange begrenzt, so dass vom Schlauchboot aus bei 2 m Wassertiefe nur eine Sedimenttiefe von 2 m erfasst werden konnte.
- 2 Sedimentkerne, Durchmesser 10 cm, wurden zur Messung der Erosionsstabilität vor Ort und der erodierbaren Masse bei hohen Sohlschubspannungen im Labor an der HAW genommen. Die zur Probenahme verwendeten Sedimentstechrohre (Technik Service A. Meyer) wurden mit einem Verlängerungsstab vom Schlauchboot aus ins Sediment gedrückt, da die Eindringtiefe aufgrund des Eigengewichts in allen Fällen zu gering war.

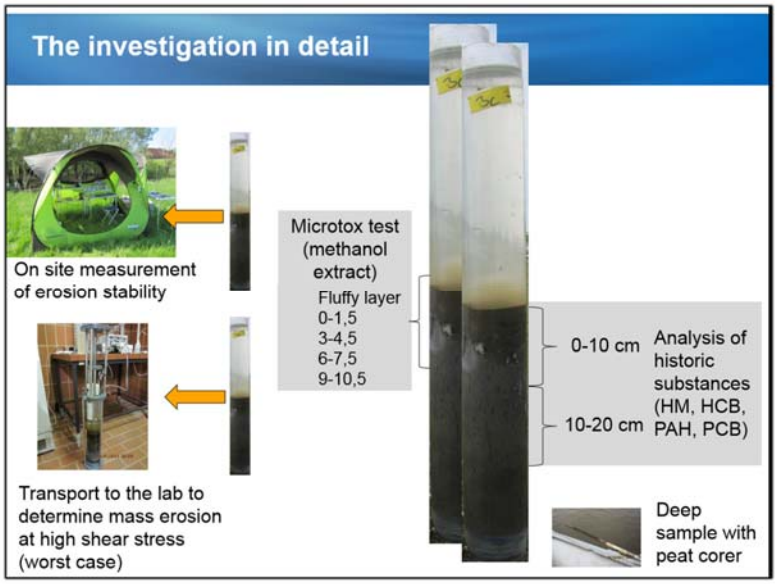


Abbildung 1: Überblick über Anzahl und Verwendungszweck der an einer Probenahmestelle gewonnen Sedimentproben

Messung der Erosionsstabilität

Für die Messung der Erosionsstabilität vor Ort wurde die Erosionsapparatur „Gust'scher Mikrokosmos" (Anfertigung: *Technik Service A. Meyer*) genutzt, bei der aus zwei sich überlagernden Strömungsregimen eine homogene Schubspannungsgeschwindigkeit über der Sedimentoberfläche erzielt wird (Gust & Müller 1994) (siehe Abb. 2). Hierzu wird eine

„Erodierungsapparatur“ in definiertem Abstand über der Oberfläche eines Sedimentkerns (Durchmesser 10 cm) positioniert. Sie besteht u.a. aus einer rotierenden Scheibe, die eine von außen nach innen abnehmende Strömungsgeschwindigkeit über der Sedimentoberfläche hervorruft.

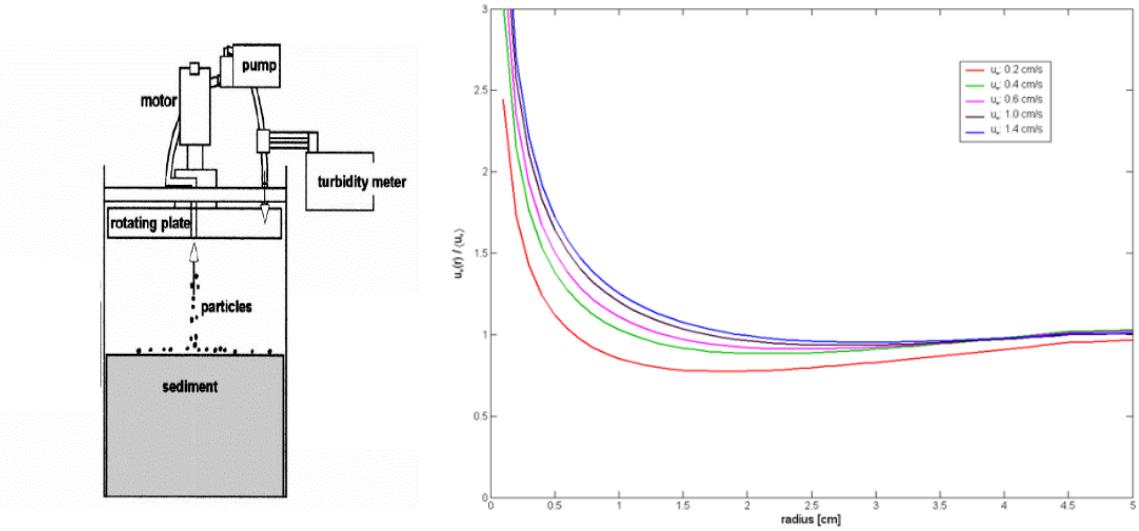


Abbildung 2: (a) Schema der Erosionsapparatur nach Thomsen & Gust (2000), modifiziert; (b), Verteilung der Schubspannungsgeschwindigkeit über die Oberfläche beim 10πcm Mikrokosmos (Kalibrierung: TUHH).

In der Mitte der Apparatur wird während der Messung in definierter Weise Flüssigkeitsvolumen abgepumpt und am Rand der Sedimentkerns wieder zugegeben. Durch die somit zentripetale Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit wird der durch die rotierende Strömung induzierte Geschwindigkeitsgradient ausgeglichen. Eine schrittweise Erhöhung der Erosionsschubspannung erfolgt durch eine gleichzeitige Änderung von Durchfluss und Scheibenrotation in definierten Schritten, für die der Mikrokosmos an der TU Hamburg-Harburg, Meerestechnik, kalibriert wurde. Die Dauer der einzelnen Schritte wurde auf 5 Minuten festgelegt. Die Resuspendierung der Sedimentoberfläche wird über einen optischen Backscatter verfolgt (*Optek Trübungssensor Inline*), dessen Trübungsangaben über Einzelproben kalibriert werden. Die Durchflussmessung erfolgt kontinuierlich über einen Ultraschalldurchflussmesser (*Sonoflow CO.55, Fa. Sonotec*), da der Durchfluss während der Messung kontrolliert und gegebenenfalls nachjustiert werden muss.

Die zur Erodierungsmessung bestimmten Kerne wurden direkt nach der Beprobung an Land gebracht und vor Ort bei Umgebungstemperatur gemessen (Abbildung 3).

Abbildung 3: Mobiles Labor zur Messung der Sedimentstabilität vor Ort.

Durchführung chemischer Analysen

Die chemische Analyse auf Schwermetalle (in der <20 µm-Fraktion) und organische Schadstoffe, sowie die Korngrößenverteilung wurde an den Proben der Tiefen 0-10, 10-20 und > 20 cm von der Firma GBA durchgeführt. Angaben zu den Nachweis-Methoden finden sich im Anhang 2.

Zusätzlich wurden Schwermetallgehalte an getrockneten Gesamtproben mit Hilfe eines mobilen Röntgenfluoreszenzgerätes gemessen (DELTA RF Handanalysator, *Olympus*). Dies betrifft insbesondere das abfiltrierte, erodierte Material unter maximaler Sohlschubspannungs-geschwindigkeit (2,4 cm/s), das von Kernen gewonnen wurde, die ins Labor an der HAW transportiert und dort resuspendiert wurden. Der Vorteil des XRF Analysatoren ist die Bestimmung der Schwermetallgehalte in sehr kleinen Probenvolumina, ohne dass ein Aufschluss durchgeführt werden muss, allerdings zu Lasten der Genauigkeit und nicht mit jedem Element in umwelt-relevanten Konzentrationen. Eine Vergleichbarkeit mit stationären Geräten (stationäre Labor-RFA) sowie mit dem Königswasseraufschluss nach BBodSchV ist in einer umfangreichen Untersuchung für As, Cr, Cu, Pb, V und Zn nachgewiesen worden (Schlüter 2012). Konzentrationen für Cd und Hg in Sedimenten liegen in der Regel unter der Nachweisgrenze des Gerätes.

Ökotoxikologische Untersuchungen:

Es war für dieses Projekt beantragt worden, ein Screening der Schadstoffwirkung mittels Messung der Leuchtbakterienaktivität in methanolischen Extrakten der Sedimente durchzuführen. Während nach gängiger Auffassung für die Erhebung ökotoxikologischer Daten eine Kombination verschiedener Testsysteme verwendet werden sollte (Heise & Ahlf 2002), sollte für diese Sondierung den Leuchtbakterientest als alleiniger Screeningtest verwendet werden. Die Eignung des Leuchtbakterientests als Screening-test, teilweise unter Verwendung von Methanolextrakten, für Umweltproben ist mehrfach publiziert worden (z. B.: (Gälli *et al.* 1994; Cassells *et al.* 2000; Farré *et al.* 2001; Boluda *et al.* 2002)). In einer Vorstudie zeigte sich bereits eine Korrelation der

Hemmungen im Leuchtbakterientest mit der Belastung durch organische Schadstoffe der Elbe (Moshenberg & Heise, unveröffentlicht). Aus diesen Gründen schien der Leuchtbakterientest, der nach DIN EN ISO 11348-2 mit der Modifikation der Durchführung in miniaturisierter Form erfolgen sollte, eine schnelle und kostengünstige Lösung für ein umfangreiches Screening der Sedimente zu sein. Die Ökotoxizität sollte in methanolischen Extrakten gemessen werden, da damit theoretisch auch potenziell bioverfügbare Schadstoffe erfasst werden können.

Problematisch bei der Messung methanolischer Extrakte von Sedimenten ist die Herauslösung von Schwefel aus dem Sediment, das auf Leuchtbakterien toxisch wirkt (Jacobs *et al.* 1992; Svenson *et al.* 1998). Die Messung der Sedimentextrakte erfordert damit eine weitere Vorbehandlung zur Extraktion des Schwefels. Pardos et al. zeigten, dass die Toxizität in einem organischen Extrakt durch Adsorption des Schwefels an Kupfergranulat deutlich herabgesetzt werden konnte. In einem Vorversuch wurden verschiedene Extraktionsmethoden mit 2 g Kupfergranulat (Sigma Aldrich) auf 20 ml Methanolextrakt[1] getestet (a) 6 h Schütteln, b) 24 Stunden Schütteln mit einmaliger weiterer Zugabe von 2 g Cu nach 6 Stunden, c) 24 Stunden schütteln ohne weitere Cu-Zugabe). Die Methanolextrakte wurden im Leuchtbakterientest nach Verdünnung auf 3% MeOH gemessen, Aliquote des Methanolextraks wurden durch Eurofin, Jena, auf ihren Schwefelgehalt untersucht (Tabelle2).

24 h-Schütteln ohne weitere Zugabe von Kupfergranulat ergab dabei die besten Ergebnisse bei fast allen gemessenen Proben bzgl. Reduktion des Schwefelgehalts und Hemmung im Leuchtbakterientest. Eine weitere Zugabe von Cu resultierte in einer deutlichen Steigerung der Toxizität und in den meisten Fällen unwesentlicher oder keiner Reduktion des Schwefelgehalts. Im weiteren Verlauf wurden daher 24 Stunden Schütteln bei einmalig 2 g Cu auf 20 ml Extrakt verwendet, da die Bakterien hierbei nicht oder nur in geringem Maße durch während der Extraktion freigesetzten Kupfers aus dem Kupfergranulat gehemmt wurden.

Tabelle 2: Ergebnisse der Voruntersuchungen zur Schwefelextration mit Kupergranulat (S:Schwefelkonzentration in mg/L; LBT: Hemmung im Leuchtbakterientest in % der Kontrolle, BW: Blindwert mit reinem Methanol; rot: Hemmung im LBT > 50).

Probennummern	106		120		121		168		177	
	S	LBT	S	LBT	S	LBT	S	LBT	S	LBT
A - unbehandelt	7,2	32,61	12	52,41	6	35,35	2,1	23,88	2,1	19,02
B- Cu, 6 h	2,1	31,91	6,3	70,4	1,6	45,49	1,1	38,07	1	3,35
C- Cu, 24 h	2	10,96	1,9	34,29	1,2	30,08	1,8	34,42	2,4	
D- Cu, 6 h, dann Cu 18 h	2,3	52,59	2,6	52,02	1,4	34,41	1,7	52	1,5	22,67

[1] Herstellung des Methanolextraktes: Massenverhältnis Nasssediment: Methanol: 1:5; 1 h Schütteln, bei 10 000 g abzentrifugieren; SOP TU Hamburg Harburg

Tab. 2, fortgesetzt

Probennummern	186		189		197		BW	
	S	LBT	S	LBT	S	LBT	S	LBT
A - unbehandelt	4,9	46,46	4,6	49,36	2,4	40,97	0,31	7,88
B- Cu, 6 h	0,98	9,34	1,7		1,8	40,35	0,43	3,31
C- Cu, 24 h	0,59	14,6	0,78	17,66	1,3	26,63	0,9	3,16
D- Cu, 6 h, dann Cu 18 h	0,63	16,29	0,66	20,02	1,2	55,95	0,35	5,9

An ausgesuchten Proben wurde weiterhin der direkte Sedimentkontakttest mit *Arthrobakter globiformes* (nach DIN 38412-48), und an wässrigen Eluaten der Algenwachstumshemmtest mit *Pseudokircheriella subcapitata* (nach DIN EN ISO 8692) und der Leuchtbakterientest mit *Vibrio fischeri* (nach 11348-2) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Erodierbarkeit der Sedimente

Je nach Größe der jeweiligen Seitenstruktur wurden an unterschiedlichen Positionen bis zu drei Sedimentkerne entnommen und zur Bestimmung der kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten direkt nach der Entnahme der Sedimentkerne vor Ort mit dem Gust'schen Mikrokosmos vermessen. Mit dieser Methode kann untersucht werden, wann die Stabilität der Sedimentoberfläche den auftretenden Scherkräften nicht mehr standhält und es zu einer verstärkten Suspendierung von Partikeln kommt. Das Gerät ist insbesondere für feinkörnige Sedimente verwendbar, da es den Bedload-Transport von Sand nicht erfasst. Die kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten der Kerne der verschiedenen Seitenstrukturen sind in Tabelle 3 aufgeführt. Die kritische Schubspannungsgeschwindigkeit (u^*_{crit}) wurde in erster Näherung visuell aus den Graphiken (Trübungszunahme bei den angelegten Schubspannungsgeschwindigkeiten) bestimmt (Abbildung 4). Häufig zeigten sich zwei „Schwellen", bei denen eine Erhöhung von u* zu einem Anstieg der Trübung führte. Der erste, geringe Anstieg, der meist bereits bei geringen Schubspannunggeschwindigkeiten erfolgte und in der Abbildung als u_{crit1}bezeichnet ist, wurde dabei durch die Resuspendierung des aufliegenden feinen Materials hervorgerufen („Fluffy Layer") und entspricht nicht der Erodierung der Sedimentoberfläche, die auch dadurch gekennzeichnet ist, dass sie mit einem deutlichen Anstieg der Trübung einhergeht (u_{crit2}). In der Bewertung der Sedimentkerne wurde nur dieser zweite Wert herangezogen.

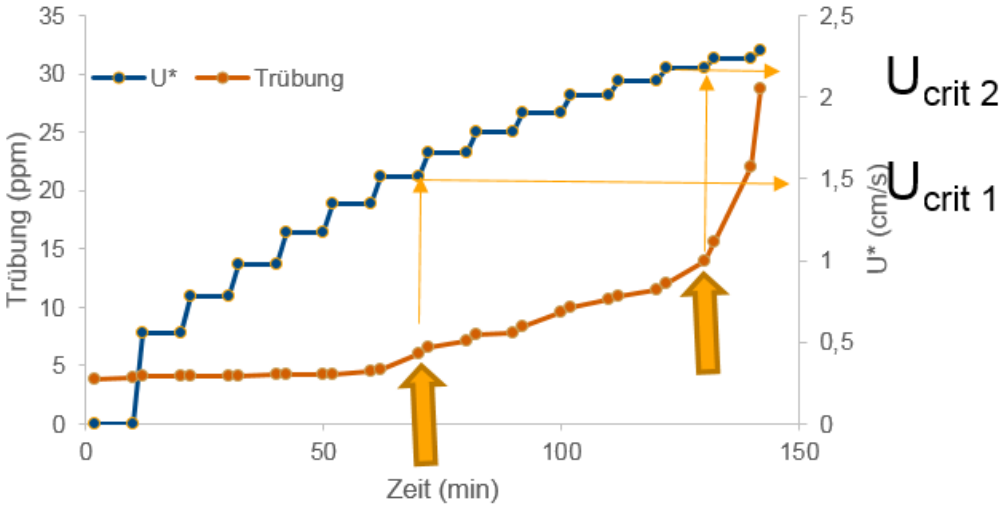


Abbildung 4: Schematische Darstellung des Erodierungsverlaufs einer Sedimentoberfläche mit ansteigender Schubspannungsgeschwindigkeit (u in cm/s). Als Maß der Schwebstoffkonzentration wird die Trübung angegeben. $U_{crit\ 1}$ und $U_{crit\ 2}$ bezeichnen zwei Erodierungsschwellen (Erläuterung siehe Text).*

In Abbildung 5 und 6 sind die ermittelten Erodierungsprofile für die verschiedenen Seitenstrukturen in den Gebieten abgebildet. Bei einigen Sedimenten mussten die Messungen vorzeitig abgebrochen werden, da erodiertes organisches Material (Pflanzenmaterial oder Muschelschalen) die Schläuche verstopften.

Die kritischen Erosionsschubspannungen sind in Tabelle 3 wiedergegeben. Bei einer Betrachtung der Profile fallen neben dem Punkt des Einsetzens der Erosion auch das Ausmaß der Resuspendierung, wiedergegeben als resultierende Trübung, auf. Losenrade und auch Brandleben zeigten dabei sowohl im Altwasser als auch im Altarm eine vergleichsweise geringe Erodierbarkeit, während das Sediment in Gerwisch in hohem Maße erodiert. In Grippel erwiesen sich die Proben des Altarms als leicht erodierbar, während das Material aus dem Altwasser kaum resuspendierbar war. Ähnliches deutet sich in Sassendorf an: Auch hier war das Sediment in der angeschlossenen Bucht leichter zu erodieren als im Altwasser. Bei Damnatz verhält es sich dagegen umgekehrt: Die Probe aus der Seitenstruktur mit der geringsten Überflutungshäufigkeit wurde am leichtesten erodiert.

Eine einfache Abhängigkeit von der Überflutungssituation ist damit nicht erkennbar. Die Erosionsstabilität muss im Einzelfall untersucht werden.

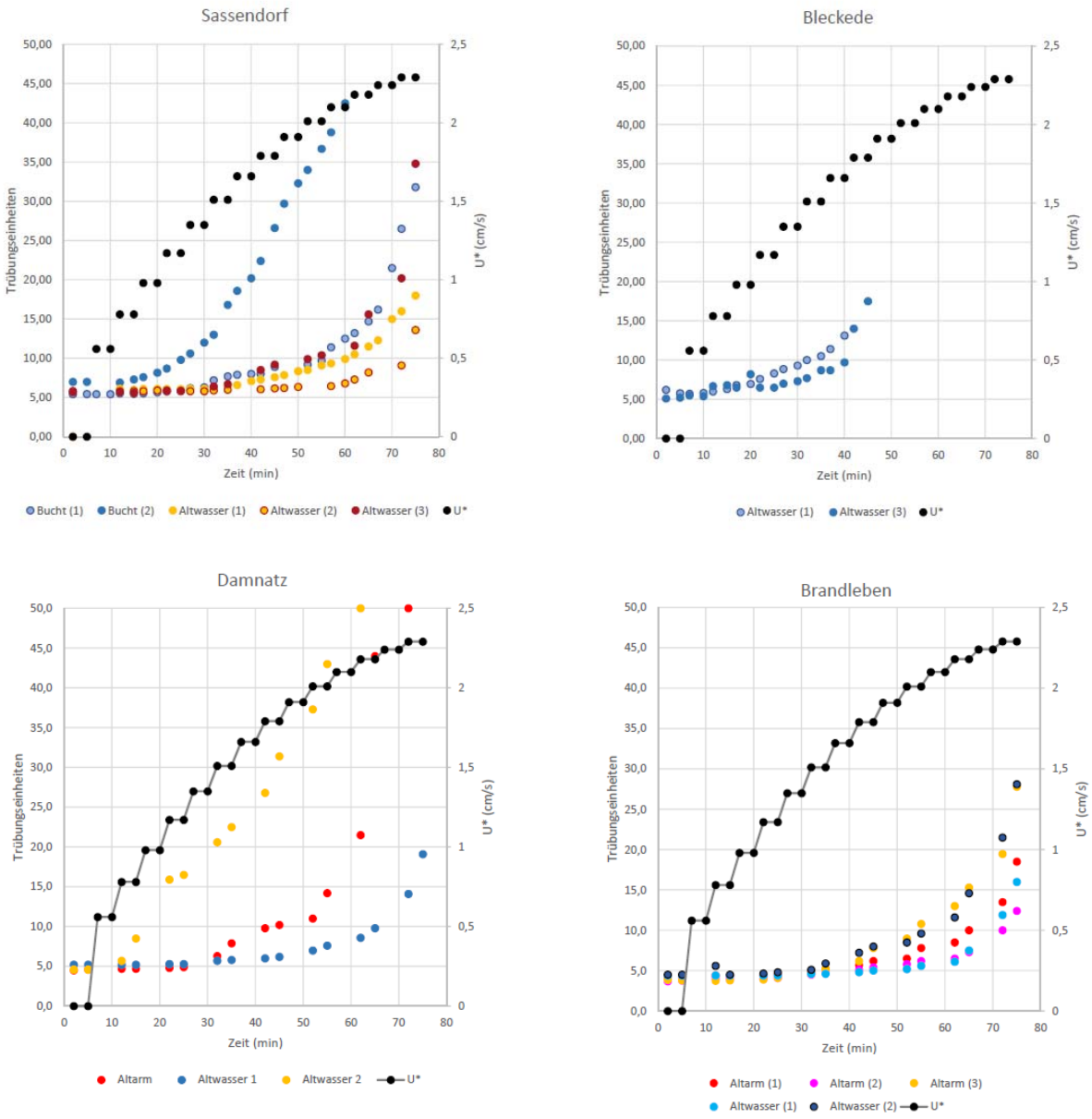


Abbildung 5: Erodierungsprofile der Seitenstrukturesedimente in Sassendorf, Bleckede, Damnatz und Brandleben, gemessen vor Ort mit dem Gust'schen Mikrokosmos

Um die Seitenstrukturen bezüglich ihrer Erodierbarkeit zu kategorisieren (Tabelle 3), wurden die jeweils visuell ermittelten Werte für die kritische Schubspannungsgeschwindigkeit (u^*_{crit}) zusammen mit der Trübung bei u*=2,3 cm/s als maximal angelegte Schubspannungsgeschwindigkeit herangezogen. Die Trübungswerte wurden nach folgendem Schema kategorisiert und in Tabelle 3 farblich mit einem Code hinterlegt:

- grün: optische Dichte unter 20
- gelb: Optische Dichte 20 bis 30
- rot: optische Dichte über 30.

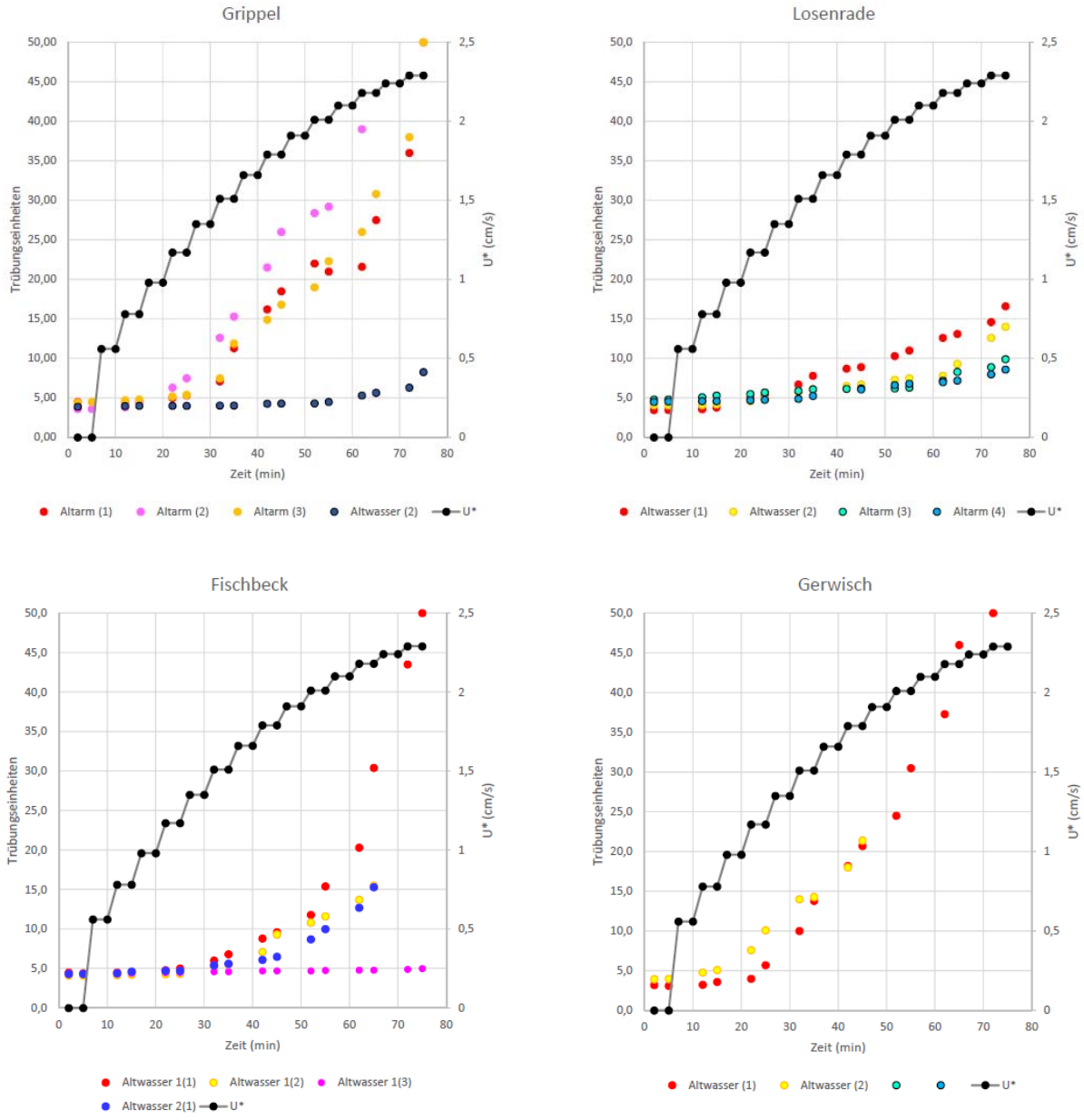


Abbildung 6:: Erodierungsprofile der Seitenstruktursedimente von Grippel, Losenrade, Fischbeck und Gerwisch, gemessen vor Ort mit dem Gust'schen Mikrokosmos

Zur Bewertung der kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten wurden Literaturdaten herangezogen, um eine Übersicht über mögliche u* zu erhalten, die mit dem gleichen Gerät gemessen worden waren. Bohling (2009) hat zahlreiche Ostseesedimente vermessen, bei denen die Spannweite der u^*_{crit} von 0.5 bis 1.6 cm/s reichte, und zwei Proben von insgesamt 17 ein u^*_{crit} von weniger als 1 aufwiesen. Humann (1996) setzte das Gerät *in situ* in Watt-Gebieten an und erhielt u^*_{crit} zwischen 0.5 und 2.2 cm/s, wobei wenige Werte oberhalb von 2 cm/s lagen.

Auf der Basis dieser Daten wurde folgende (subjektive) Einteilung vorgenommen: Leichte Erodierbarkeit: u^*_{crit} von weniger als 1 cm/s (rot); mittlere Erodierbarkeit: u^*_{crit} zwischen 1 und 2 cm/s (gelb); schwer erodierbar: u^*_{crit} von mehr als 2 cm/s (grün). Wenn die Erodierung wegen Verstopfung der Schläuche abgebrochen werden musste, erfolgt keine Farbhinterlegung der Trübung.

Tabelle 3: Gemessene kritische Schubspannungsgeschwindigkeiten (u^*_{crit}), erzielte Trübung bei der Erodierungsmessung (Farbkodierungen siehe Text) und integrierende Einschätzung der Erodierbarkeit der Seitenstrukturen.

Nr.	Fluss-km	Naheliegender Ort	Art der Seitenstruktur	angeschlossen bei	überströmt bei	u^*_{crit}	Trübung	Einschätzung Erodierbarkeit Seitenstruktur
1	568	Sassendorf	Bucht	MQ	2MQ	2,1 cm/s		
						1,35 cm/s		
2	568	Sassendorf	Altwasser	2MQ	2MQ	2,24 cm/s		
						2,18 cm/s		
						2,18 cm/s		
3	551,6	Bleckede	Altwasser	3MQ	3MQ	>2,3 cm/s		Station 1
						1,79 cm/s		Station 3
4	509	Damnatz	Bucht/Altarm	MQ	2MQ	2,01 cm/s		
5	509	Damnatz	Altwasser 1	2MQ	2MQ	2,18 cm/s		
6	509	Damnatz	Altwasser 2	3MQ	3MQ	0,78 cm/s		
7	505,5	Brandleben	Altarm	MQ	2MQ	2,01 cm/s		
						2,18 cm/s		
						1,79 cm/s		
8	505,5	Brandleben	Altwasser	2MQ	2MQ	2,18 cm/s		
						1,51 cm/s		
9	497,8	Grippel	Altarm	MQ	3MQ	1,51 cm/s		
						1,17 cm/s		
						1,51 cm/s		
10	497,8	Grippel	Altwasser	2MQ	3MQ	2,18 cm/s		Station 5
11	451,8	Losenrade	Altarm	MQ	2MQ	2,18 cm/s		
						2,29 cm/s		
12	451,8	Losenrade	Altwasser	2MQ	2MQ	1,51 cm/s		
						2,18cm/s		
13	389,5	Fischbeck	Altwasser 1	2MQ	3MQ	1,51 cm/s		
						1,79 cm/s		
						>2,3 cm/s		
14	389,5	Fischbeck	Altwasser 2	2MQ	3MQ	2,01 cm/s		Station 4
15	333,2	Gerwisch	Altwasser	2MQ	HQ5	1,17 cm/s		
						1,17 cm/s		

Die Ergebnisse zeigen, dass es Strukturen gibt, deren Sedimente scheinbar weiträumig relativ leicht zu erodieren sind (z.B. der Grippel Altarm und das Altwasser bei Gerwisch), während andere gegenüber Scherkräften relativ stabil sind, wie z.B. der Altarm bei Losenrade oder das Altwasser bei Bleckede. Eine Abhängigkeit von der Art der Anbindungssituation ist jedoch nicht offensichtlich.

Erhebung ortskonkreter Sedimentvolumina

Die Erhebung der Sedimentvolumina erfolgte mit einer ca. 4 m langen Sediment-Peilstange bzw. einem ebenso langen Torfbohrer. Zahlreiche Seitenstrukturen weisen Sedimentmächtigkeiten von einem Meter und mehr auf, wobei teilweise die untere Grenze nicht erfasst werden konnte (Tabelle 4). Muster bezüglich einer Anschlusssituation lassen sich nicht erkennen. Häfen, Altwässer und Altarme zeigen sowohl hohe als auch mittlere Sedimentmächtigkeiten. Einzig: durchgehend geringe Sedimentmächtigkeiten wurden in keinem Fall verzeichnet. Damit erweist sich die anfängliche Hypothese einer Sedimentmächtigkeit von 30 cm als durchaus realistisch und eher im niedrigen Rahmen. Geht man von einer minimalen Sedimentdicke von 30 cm und einem aufgrund der Daten durchaus realistisch erscheinenden hohen Wert von 1,5 m aus, so würde sich die Masse des aus Seitenstrukturen potenziell resuspendierbaren Sediments auf 15 bis 75 Millionen Kubikmeter belaufen. Hierbei muss noch einmal betont werden, dass eine große Unsicherheit in der Bestimmung der maximalen Sedimenttiefe liegt, die zukünftig mit längeren Sediment-Peilstangen erfolgen sollte. Zurzeit bedeutet dies, dass unsere Annahmen die tatsächlichen Sedimentmächtigkeiten möglicherweise unterschätzen.

Tabelle 4: Einschätzung der Sedimentmächtigkeit an den untersuchten Seitenstrukturen

Fluss-km	Naheliegender Ort	Art der Seitenstruktur	Jahr der Messung	Gemessene Sedimenttiefe (in m) und Charakterisierung des Sediments	Einschätzung der Sedimentmächtigkeit vorwiegend gering vorwiegend mittel vorwiegend hoch
568	Sassendorf	Bucht	10/2012 4/2013	0,2; 0,2; 0,5; >3 / 1,5; >1,5	Sehr inhomogene Verteilung
568	Sassendorf	Altwasser	10/2012 4/2013	0,3; 0,4; 0,2 / 1,5	Möglicherweise eine Zunahme gegenüber 2012
551,6	Bleckede	Altwasser	2013	0.5 bis 2 m Viele sandige/kiesige Stellen	Trend zunehmender Sedimentmächtigkeit in Richtung Verlandungszone
509	Damnatz	Bucht/Altarm	2013	0.1 bis 1.4	Sedimentmächtigkeit mittig in der Seitenstruktur am höchsten
509	Damnatz	Altwasser 1	2013	0.1 bis 1.5	
509	Damnatz	Altwasser 2	2013	0.1 bis >1.5	
505,5	Brandleben	Altarm	2013	0.1 bis 0.8 (tw. sandig)	
505,5	Brandleben	Altwasser	2013	0.1 bis 0.8 (tw. sandig)	
497,8	Grippel	Altarm	2013	0.4 bis 1.2 Tw. sandig-kiesig	
497,8	Grippel	Altwasser	2013	0 bis 2.1	
451,8	Losenrade	Altarm	2013	>0,5; >0,7	Weiches Sediment, vermutlich >1m
451,8	Losenrade	Altwasser	2013	>0,5; >0,7	Weiches Sediment, vermutlich >1m
389,5	Fischbeck	Altwasser 1	2013	>0.7 Weich, schluffig	Weiches Sediment, vermutlich >1m
389,5	Fischbeck	Altwasser 2	2013	0.1 bis 0.5	
333,2	Gerwisch	Altwasser	2013	>1.5	Meist von Seerosen bewachsen, an den zugänglichen Stellen sehr fein und schluffig.

Die Schadstoffbelastung der Sedimente

An den 15 Seitenstrukturen wurden insgesamt 90 Sedimentproben für die chemische Analyse genommen. Die Ergebnisse bilden Anlage 3.

Die Bewertung der Sedimente erfolgt auf der Basis des Schwellenwertkonzeptes der FGG Elbe/IKSE, indem die gemessenen Konzentrationen mit dem oberen Schwellenwert verglichen werden, der den nationalen Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe in Sedimenten nach Wasserrahmenrichtline entspricht bzw. hierfür aus wissenschaftlichen Ergebnissen abgeleitet wurde (Ad hoc AG Schadstoffe 2013).

Ein Vergleich der Schadstoffkonzentrationen der Sedimente mit dem oberen Schwellenwert zeigt eine tendenziell hohe Belastung der Sedimente (Abbildung 6, 7). Bei den Schwermetallen (und Arsen) liegen einzig die Chromkonzentrationen sämtlich unter dem Schwellenwert, während bei Kupfer und Zink ca. 50 % der Sedimente stärker belastet waren. Die übrigen betrachteten Metalle, Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber, sowie Arsen liegen mit 75 bis 100 % der Proben oberhalb des Schwellenwertes.

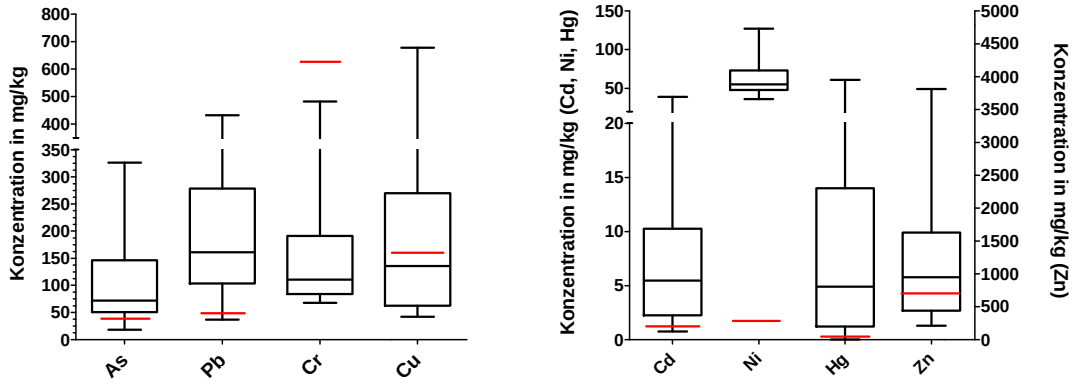


Abbildung 7: Konzentrationsverteilung der anorganischen Schadstoffe in den 90 Sedimentproben der Seitenstrukturen im Vergleich zum oberen Schwellenwert der FGG Elbe/IKSE (roter Balken).

Bei den gemessenen organischen Schadstoffen sind die Überschreitungen ebenfalls zahlreich wenn auch weniger extrem (Abbildung 7): Die Schwellenwerte werden bei den PCBs, einigen PAKs und bei Pentachlorbenzol in weniger als 25 % der Proben überschritten. Bei den HCH-Isomeren, bei DDE und DDT und Hexachlorbenzol sind zwischen 50 und 25 % der Proben stärker belastet. Für pp-DDD liegen 75 % aller Proben über dem oberen Schwellenwert, wobei dieser teilweise um zwei Größenordnungen überschritten wird.

Diese Ergebnisse zeigen, dass die Seitenstruktursedimente zu einem erheblichen Anteil mit verschiedenen Schadstoffen belastet sind (kein Sediment zeigt keine Überschreitung) und diese Konzentrationen in vielen Fällen die oberen Schwellenwerte um ein erhebliches Maß überschreiten.

Um dennoch eine differenzierte Bewertung der einzelnen Proben zu ermöglichen, wurden die Sedimente in Abbildung 8 danach bewertet, wie viele der 44 gemessenen Schadstoffe oberhalb des oberen Schwellenwertes lagen: Sedimente, bei denen bis zu 4 Schadstoffen den oberen Schwellenwertes überschritten, wurden gelb markiert. Sedimente mit bis zu 7 Schwellenwertüberschreitungen wurden orange und die darüber liegenden rot gekennzeichnet.

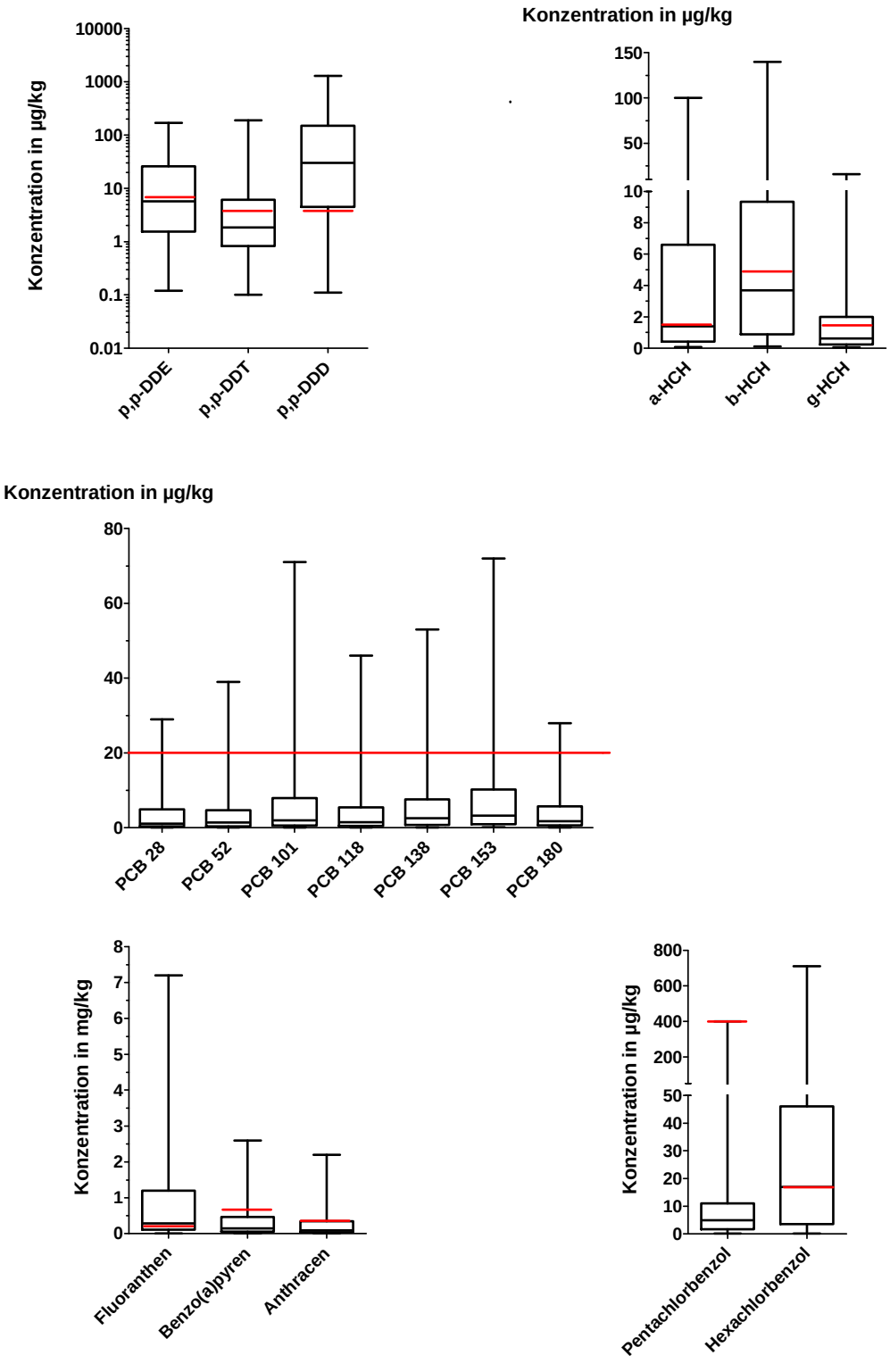


Abbildung 8: Konzentrationsverteilung der organischen Schadstoffe in den Sedimentproben der Seitenstrukturen im Vergleich zum oberen Schwellenwert der FGGπElbe/IKSE (roter Balken) (n=90 abzüglich der nonπdetects).

IKSE-Klassifizierung

	Sassendorf					Grippel					Brandleben					Damnatz		
	Bucht		Altwasser			Altarm			Altwasser		Altarm			Altwasser		Altarm		Altw.
Tiefe (cm)	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3
0-10																		
10-20																		
>20																		

	Bleckede				Losenrade				Fischbeck					Gerwisch	
	Altwasser				Altwasser		Altarm		Altwasser			Altwasser		Altwasser	
Tiefe (cm)	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	5	1	2
0-10															
10-20															
>20															

Abbildung 9: Zusammenfassende Bewertung der Schadstoffbelastung der Sedimente. oben: Die ARGEπElbe Klassifizierung von 2000; unten: Die Klassifizierung auf der Basis der Sedimentmanagementkonzepts der IKSE. Die Einstufung erfolgt nach der Anzahl der Stoffe, die den oberen Schwellenwert überschreitet (siehe Text).

Die meisten Sedimente zeigen eine hohe Schadstoffbelastung, wobei diese durchaus innerhalb einer Seitenstruktur stark variieren kann, so zum Beispiel im Altwasser von Grippel und Gerwisch, sowie in den Altarmen von Brandleben und Damnatz, wo jeweils große Unterschiede in den Belastungen – durch alle bebrobten Tiefen reichend – feststellbar sind. Fast durchgehend stark belastet sind Losenrade (Altarm und Altwasser), Fischbeck (Altwasser 1), das Altwasser bei Brandleben und die Bucht bei Sassendorf. Das Altwasser bei Bleckede zeigt an der Oberfläche nur geringe Kontamination, tiefere Proben konnten hier aufgrund der Sedimentbeschaffenheit nicht gewonnen werden.

Die Annahme, dass die tiefer liegenden Sedimente aufgrund ihres anzunehmenden höheren Alters stärker belastet seien, lässt sich nicht bestätigen. Im Altwasser von Sassendorf, von Grippel und von Fischbeck ist z.B. die obere Schicht teilweise stärker belastet als die darunter liegenden. Dies lässt darauf schließen, dass diese tieferen, weniger belasteten Sedimentschichten (>20 cm Sedimenttiefe) nicht an Resuspensionsprozessen teilnehmen, da es sonst zu einer Einmischung der Schadstoffe kommen würde.

Ökotoxikologische Untersuchungen

Messung methanolischer Extrakte der Sediment mit dem Leuchtbakterientest

Die Untersuchungen der methanolischen Sedimentextrakte mit dem Leuchtbakterientest zeigten zunächst eine sehr geringe Differenzierbarkeit der ökotoxikologischen Ergebnisse (Abbildung 9). Immer wieder waren Ergebnisse unglaubwürdig in der Form, dass alle Hemmwerte auch über die verschiedenen Verdünnungsstufen gleich hoch waren, obwohl alle Gültigkeitskriterien des Tests eingehalten wurden. Nachdem die naheliegensten Erklärungen – eine Lösung von Kupferionen aus dem Granulat, das zu einer erhöhten Grundtoxizität hätte führen können, sowie ein Wechsel der Bakteriencharge, ausgeschlossen werden konnte, kommen als weitere Erklärungsmöglichkeiten ein Einfluss des verwendeten Mops-Puffers in

Betracht. Erste Ergebnisse scheinen darauf hinzudeuten, dass dadurch die Leuchtkraft der Bakterien geschwächt wird. Weitere Untersuchungen stehen zu diesem Zeitpunkt noch aus. Aufgrund dieser nicht geklärten Schwankungen der Tests wurde der Umfang der chemischen Analyse gegenüber dem ursprünglichen Angebot geändert.

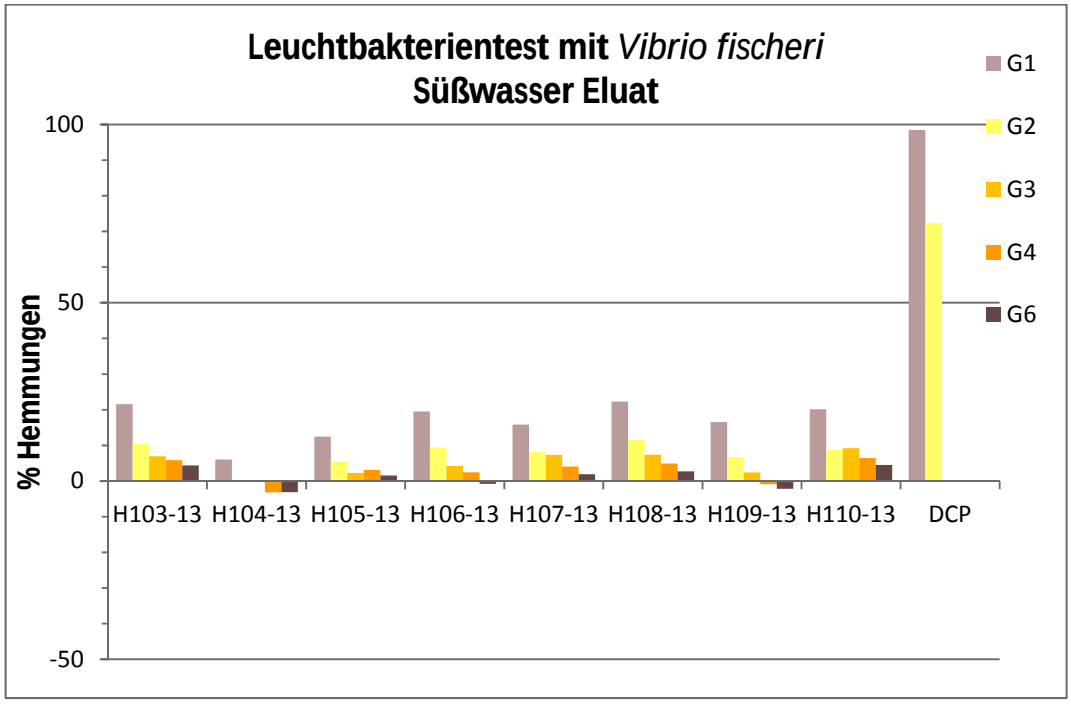


Abbildung 10: Exemplarische Darstellung der Ergebnisse der LBTπMessungen von Extrakten (G1 bis G6: Verdünnungsstufen).

Messung einzelner Sedimente mit einer ökotoxikologischen Testbatterie

Um exemplarisch die Bioverfügbarkeit der hohen Schadstoffkontaminationen zu untersuchen, wurden sechs Proben wurden mit dem Sedimentkontakttest mit *Arthrobacter globiformes* (SKT), und als Eluat mit dem Algenwachstumshemmtest (*Pseudokircheriella subcapitata*) (AGI) und dem Leuchtbakterientest (LBT) (*Vibrio fischeri*) gemessen. Die Proben stammen aus dem Altarm bei Grippel, nahe der Elbmündung, und aus dem Altarm bei Losenrade. Die Stationen zeigen ein sehr unterschiedliches Bild, das hauptsächlich durch den Algenwachstumshemmtest (AGI) geprägt wird (Tab. 6). Das Sedimenteluat führt bei den Proben in Losenrade zu einer sehr hohen Algentoxizität und durchgehend zu einer hohen Toxizität im Sedimentkontakttest (SKT), während die Algen auf die Eluate aus Grippel nur in geringem Maße reagierten. Auch der Sedimentkontakttest zeigt hier nur in der Schicht von 10-20 cm eine deutliche Hemmung. Eine Betrachtung der chemischen Daten (siehe Anlage 3) zeigt, dass dieser Effekt die höhere Belastung dieser Schicht mit PCB und Schwermetallen wiederspiegelt. Losenrade ist demgegenüber in deutlich geringerem Maße mit PCB verunreinigt, deutlich höher jedoch mit

HCH. Die hohe Toxizität weist jedoch primär auf eine höhere Verfügbarkeit der Schadstoffe in Losenrade hin. Dies zeigt, dass die Wirkung der Schadstoffe an den verschiedenen Seitenstrukturen sehr unterschiedlich sein wird. Inwieweit eine Resuspension diese Toxizität verändert, lässt sich ohne entsprechende Versuche nicht vorhersagen.

Tabelle 5: Ergebnisse der Biotests für 2 Probenahmeorte (farbige Einordnung der Ergebnisse nach „keine oder geringe Toxizität“ grün, „moderate Toxizität“ orange und „hohe Toxizität“ rot nach (Ahlf & Heise 2005))

Probennahmeort	Sedimenttiefe	SKT	LBT	AGI
Grippel Altarm (Probe 1)	0-10 cm	-16,9	21,86	-28,77
	10-20 cm	74,97	32,13	-62,68
	>20 cm	56,94	30,81	15,81
Losenrade Altarm (Station 2)	0-10 cm	73,33	42,09	84,02
	10-20 cm	74,81	21,64	89,97
	>20 cm	66,27	52,68	85,94

Zusammenfassende Charakterisierung der Seitenstrukturen

Für die einzelnen Seitenstrukturen ist eine Gesamtbewertung bezüglich des Risikos, dass Schadstoffe aus der Seitenstruktur ausgetragen werden, möglich. Hierzu werden den Kategorien der einzelnen Parameter Faktoren nach Bedeutung und Variabilität zugeordnet. Erodierbarkeit: Faktor 1 bis 3; Sedimentmächtigkeit: 3 Kategorien mit den Faktoren 0, 5, 1,5; Schadstoffgehalte (0-10 cm): 4 Kategorien, Faktoren 0.5, 1, 2,3. Mit dieser Vergabe der Punkte wird die Schadstoffbelastung gegenüber der Sedimentmächtigkeit stärker gewichtet. Wenn sich keine (0,5 Punkte) oder nur eine sehr geringe Schadstoffkonzentrationen (Faktor von 1) nachweisen lassen, wird das Risiko sehr klein, selbst wenn die Sedimentmächtigkeit sehr hoch ist. Ist nur sehr wenig Sediment vorhanden („vorwiegend gering“, Faktor 0,5), ist von einem nur geringen Risiko für die Elbe auszugehen. Auf einen Faktor von „0“ wurde verzichtet, da ein Risiko zwar gering sein kann, aber nicht auszuschließen ist. Die Einstufung in die Risikoklassen erfolgt nach folgendem Schema:

>7: Es ist von einem erhöhten Risiko auszugehen
5 bis 7: Seitenstruktur stellt ein potenziell erhöhtes Risiko dar
2 bis 4: Seitenstruktur stellt möglicherweise ein Risiko dar
< 2: Ein Risiko ist vermutlich gering, aber nicht auszuschließen
Tabelle 7 gibt die Gesamtbewertung für die Seitenstrukturen wieder.

Bei sieben von den 15 Seitenstrukturen ist von einem erhöhten Risiko auszugehen, dass Schadstoffe in erheblicher Menge in die Elbe eingetragen werden. Das sind 46 % der beprobten Gewässer. Von den fünf Gewässern mit Anschluss an die Elbe (Buchten und Altarme) fallen drei in die Kategorie erhöhtes Risiko und für eine (Losenrade) wird ein Risiko angenommen. Nur für den Altarm bei Brandleben ist es fragwürdig, ob ein Risiko besteht. Von den zehn Altwassern zeigen vier ein erhöhtes Risiko.

Die aufgenommenen Charakteristika Erodierbarkeit, Sedimentmächtigkeit und Schadstoffbelastung zeigen keine Korrelationen zueinander und alle Kombinationen sind möglich.

Ein hohes Risiko wird hauptsächlich durch die Schadstoffbelastung bestimmt, die bei **allen angeschlossenen** Gewässern sehr hoch ist (Schadstoffklasse 3 – mehr als 7 Schadstoffe überschreiten den oberen Schwellenwert). Innerhalb der Altarme bei Grippel und Damnatz ist die Schadstoffkonzentration insbesondere an den Elbe-nahen Positionen hoch (Abbildungen 10-17). Geringe oder mittlere Schadstoffkonzentrationen finden sich ausschließlich in Altwassern.

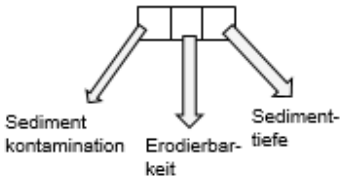
Wie bereits bei der Diskussion der Schadstoffdaten erwähnt, lässt sich auf der Basis dieser nur kleinen Stichprobe die Hypothese formulieren, dass es insbesondere die Seitenstrukturen mit einer Anbindung an die Elbe sind, die ein erhöhtes Risiko – primär aufgrund hoher Schadstoffkonzentration - darstellen. Diese Hypothese gilt es, zu überprüfen.

Tabelle 6: Matrix zur integrierenden Bewertung der Seitenstrukturen

Nr.	Fluss-km	Naheliegender Ort	Art der Seitenstruktur	Erodierbarkeit	Sediment-mächtigkeit	Schadstoff-belastung	Gesamtbewertung
1	568	Sassendorf	Bucht	3	1	3	**9**
2	568	Sassendorf	Altwasser	1	1	2	**2**
3	551,6	Bleckede	Altwasser	1	1	1	**1**
4	509	Damnatz	Bucht/Altarm	2	1,5	3	**9**
5	509	Damnatz	Altwasser	2	1	1	*2*
6	509	Damnatz	Altwasser	3	1,5	3	**13,5**
7	505,5	Brandleben	Altarm	1	1	3	**3**
8	505,5	Brandleben	Altwasser	2	1	2	**4**
9	497,8	Grippel	Altarm	3	1	3	**9**
10	497,8	Grippel	Altwasser	1	1	2	**2**
11	451,8	Losenrade	Altarm	1	1,5	3	**4.5**
12	451,8	Losenrade	Altwasser	2	1,5	3	**9**
13	389,5	Fischbeck	Altwas. west	2	1,5	3	**9**
14	389,5	Fischbeck	Altwasser ost	1	1	3	**3**
15	333,2	Gerwisch	Altwasser	3	1,5	2	**9**

Die folgenden Abbildungen 10 bis 17 zeigen Satellitenaufnahmen der Seitenstrukturen sowie deren Einordung bezüglich der Überflutungssituation, die Zuordnung der Ergebnisse für Sedimentbelastung, Erodierbarkeit und Sedimentmächtigkeit zu den einzelnen Probenahmestellen sowie die Gesamtbewertung nach Tabelle 7. Die Darstellung erfolgt nach folgendem Schema:

Ergebnisdarstellung:

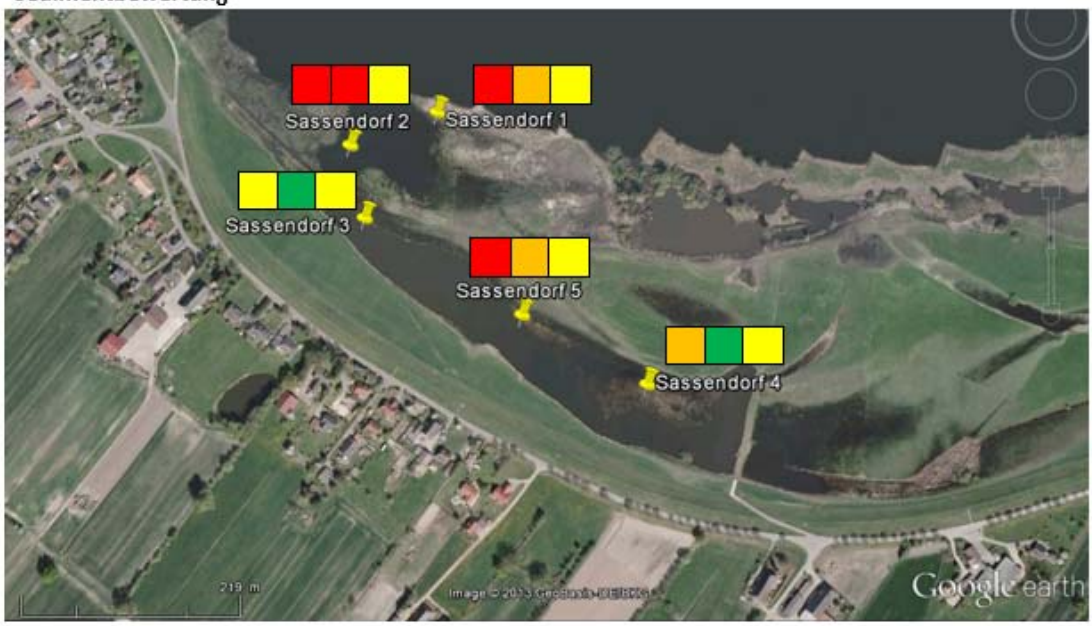


Bewertung	Sedimentbelastung 0-10 cm	Erodierbarkeit U_{crit} und erodierte Masse	Einschätzung Sedimentmächtigkeit
	gering	niedrig	vorwiegend gering
	moderat		vorwiegend mittel
	erhöht	mittel	
	hoch	hoch	vorwiegend hoch
Textverweis	Seite 14	Seite 10/11	Seite 12

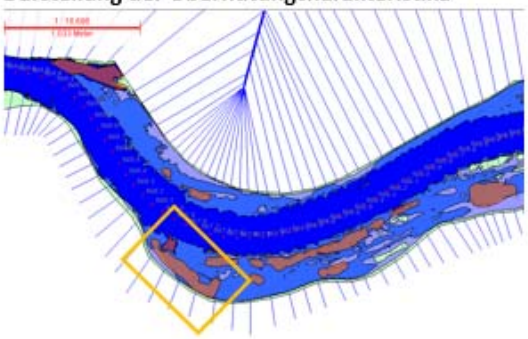
Bei der Darstellung der Überflutungscharakteristika sind die stehenden Gewässer transparent eingefärbt, um die überlappenden Überflutungsbereiche darstellen zu können.

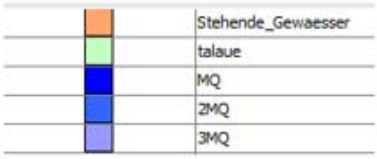
BEI SASSENDORF (Fluss-km 568)

Sedimentbewertung



Darstellung der Überflutungcharakteristika





Gesamtbewertung

Art der Seitenstruktur	zugeordnete Stationen	Angeschlossen bei	Überströmt bei	Integrierte Bewertung des Risikos (siehe Tabelle 7)
Bucht	1, 2	MQ	2MQ	
Altwasser	3, 4, 5	2MQ	2MQ	

Abbildung 11: Ergebnisdarstellung der Seitenstruktur bei Sassendorf

Abbildung 12: Ergebnisdarstellung der Seitenstruktur bei Bleckede