

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department
Fließgewässerökologie

Umsetzung Sedimentmanagementkonzept Schwermetalleinträge Schlüsselstollen in die Saale

Abschlussbericht: Laufzeit Juli 2012 -14.12.2012

DC Martina Baborowski (Projektleiter)
PD Dr. habil. Wolf von Tümpling
14.12.2012

Gliederung

Abkürzungsverzeichnis.....	2
1. Problem- und Zielstellung	4
2. Untersuchungsstrategie	5
2.1 Untersuchungen zur Beeinflussung der Gewässergüte der Schlenze durch den Schlüsselstollen	5
2.1.1 Probenahme Wasser	5
2.1.2 Probenahme Sediment	6
2.2 Längsbeprobungen der Saale /Elbe mit dem Forschungsschiff ALBIS.....	7
2.2.1 Probenahme Wasser	7
2.2.2 Probenahme Sediment	9
2.3 Laborversuche zum Verteilungsverhalten gelöst/partikulär	11
2.3.1 Schüttelversuch	11
2.3.2 Sinkversuch	13
2.3.3 Rücklösungsversuch	14
3. Ergebnisse und Diskussion	15
3.1 Beeinflussung der Gewässergüte der Schlenze durch den Schlüsselstollen	16
3.1.1 Wasseruntersuchungen	16
3.1.1 Sedimentuntersuchungen.....	21
3.2 Längsbeprobungen der Saale /Elbe mit dem Forschungsschiff ALBIS.....	22
3.2.1 Wasseruntersuchungen.....	23
3.2.2 Sedimentuntersuchungen.....	26
3.3 Laborversuche.....	27
3.3.1 Schüttelversuch	27
3.3.2 Sinkversuch	30
3.3.3 Rücklöseversuch	32
4. Bewertung und Empfehlungen.....	35
4.1 Im Hinblick auf das Monitoring.....	35
4.2 Im Hinblick auf das Sedimentmanagement.....	36
4.3 Im Hinblick auf weiterführende Untersuchungen	37
Referenzen	39
Anlagenverzeichnis	41

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
Chl-a	Chlorophyll- a Konzentration des Planktons
DIC	Dissolved Inorganic Carbon (gelöster anorganischer Kohlenstoff)
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
GR	Glührückstand der abfiltrierbaren Stoffe
HQ	Hochwasserabfluss
LF	Leitfähigkeit
MA	mit Aufschluss
MHQ	Mittlerer Hochwasserabfluss
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MQ	Mittlerer Abfluss
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
NQ	Niedrigwasserabfluss
O ₂	gelöster Sauerstoff
OA	ohne Aufschluss
oh	oberhalb
PN	Particulate Nitrogen (partikulärer Stickstoff)
POC	Particulate Organic Carbon (partikulärer organischer Kohlenstoff)
PON	Particulate Organic Nitrogen (partikulärer organischer Stickstoff)
PS	Particulate Sulfur (partikulärer Schwefel)
Q	Abfluss
Si	Silizium
SPM	suspendiertes partikuläres Material

SRP	Soluble Reactive Phosphorus (gelöster reaktiver Phosphor)
T _L	Lufttemperatur
TR	Trockenrückstand der abfiltrierbaren Stoffe
TSi	Total Silicon (Gesamtkonzentration an Silizium)
TP	Total Phosphate (gesamter organischer Kohlenstoff)
T _w	Wassertemperatur
uh	unterhalb
UV ₂₅₄	UV- Absorption bei Wellenlänge 254 nm

1. Problem- und Zielstellung

Die Saale ist für den Eintrag von gelösten und partikulären Schadstoffen in die Elbe bekannt. Neben den in ihren Stillwasserbereichen (wie Stauhaltungen, Schleusen und Mühlgräben) deponierten und bei Hochwasser mobilisierten Feinsedimenten (Heise et al. 2008, Lindenschmidt et al. 2005) spielen Einträge aus Hinterlassenschaften des Altbergbaus eine Rolle innerhalb der Gesamteinträge aus der Saale in die Elbe (Baborowski et al. 2005).

Bezogen auf die Schwermetallbelastung der Nebenflüsse der Saale kommt der Schlenze, wegen ihrer Beeinflussung durch den Schlüsselstollen, einem Entwässerungsstollen des ehemaligen Mansfelder Kupfer-Schiefer Bergbaus, eine besondere Bedeutung zu. Die Entwässerung des über 800 Jahre betriebenen und 1969 stillgelegten Mansfelder Bergbaureviers erfolgt über ein System von drei Wasserlösungsstollen, von denen der am tiefsten gelegene, 32,3 km lange Schlüsselstollen die größte Fracht führt. Er entwässert die Einzugsgebiete der Gewässer Böse Sieben und Süßer See und mündet in die Schlenze. Ohne den Schlüsselstollen würde die von ihm transportierte Salz- und Schwermetallfracht über die höher gelegenen Stollen oder an anderen Stellen, unkontrolliert zu Tage treten. Wegen der kurzen Entfernung der Lage des Schlüsselstollenauslaufs bis zur Mündung der Schlenze in die Saale, ist die Konzentration der aus dem Stollen über die Schlenze in die Saale eingetragenen Schwermetalle auch von Relevanz für die Elbe.

Die Auswertung früherer Untersuchungen ergab, dass die Stoffeinträge aus dem Schlüsselstollen geringen qualitativen und quantitativen Schwankungen unterliegen und zum größten Teil in gelöster Form erfolgen. Auf der kurzen Fließstrecke bis zur Mündung in die Saale sind unter normalen Abflussbedingungen geringe Wechselwirkungen zwischen den aus dem Stollen ausgetragenen Stoffen und den aus dem Oberlauf der Schlenze antransportierten Stoffen zu verzeichnen. Weiterhin wurde festgestellt, dass sich das Wasser der Schlenze im Mündungsbereich zunächst über dem Gewässergrund der Saale einschichtet und deutliche Unterschiede der Salz- und Schwermetallkonzentrationen im Tiefenprofil verursacht (Baborowski und Bozau, 2006). Die Wasserbeschaffenheit des aus dem Stollen austretenden Wassers beeinflusst das Ökosystem der Schlenze nachhaltig (Mages et al. 2006).

Ausgehend von diesem Wissensstand besteht das Ziel in der Beantwortung folgender offener Fragen:

- (i) Wie lange bleibt die Einschichtung des Schlenzewassers über dem Gewässergrund aufrechterhalten, welche Wechselwirkungen erfolgen in diesem Zeitraum mit dem Sediment und welche Konsequenzen ergeben sich daraus für den Stofftransport gelöst/partikulär im Unterlauf der Saale?
- (ii) Welche Konsequenzen ergeben sich daraus für den Schwermetalltransport in der Saale?
- (iii) Welche Unterschiede bestehen innerhalb der Schwermetalle bezüglich der Wechselwirkung mit partikulären Stoffen, z. B. Plankton?

2. Untersuchungsstrategie

Entsprechend der Fragestellung wurde die Untersuchungsstrategie in drei Teile gegliedert, die nachfolgend näher erläutert werden.

2.1 Untersuchungen zur Beeinflussung der Gewässergüte der Schlenze durch den Schlüsselstollen

Hypothese

Die Wasserbeschaffenheit des aus dem Schlüsselstollen austretenden Wassers beeinflusst die Wasserbeschaffenheit der Schlenze nachhaltig. Bis zur Mündung in die Saale ist die Vermischung zwischen Schlenze und Stollenwasser abgeschlossen. Unter normalen Abflussbedingungen finden relativ geringe Wechselwirkungen zwischen den aus dem Stollen ausgetragenen Stoffen und den aus dem Oberlauf der Schlenze antransportierten Partikeln statt.

Herangehensweise an die Überprüfung der Hypothese

Zur Überprüfung der Hypothese wurden im Juli und November 2012 Wasserproben in der Schlenze und im Schlüsselstollen entnommen. Der Untersuchungszeitraum wurde so gewählt, dass saisonal unterschiedliche Einflüsse erfasst werden können.

Probenahmestellen

An den in Tabelle 1 angeführten Probenahmestellen wurden Wasser- und Sedimentproben genommen (sofern vorhanden).

2.1.1 Probenahme Wasser

Zur chemisch/physikalischen Charakterisierung der Wasserproben wurden folgende Messungen vorgenommen:

- *Chemisch-physikalische Grundparameter:* pH-Wert, Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt;
- *Schwebstoffcharakterisierung:* Trocken- und Glührückstand der abfiltrierbaren Stoffe (AFS), Partikelanzahlkonzentration, Kohlenstoff/Stickstoff/Schwefel (CNS), Chlorophyll-a
Konzentration des Planktons (Chl-a);
- *Gelöste organische Summenparameter:* gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), UV-Absorption bei 254 nm;

- *Hauptionen*: Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} ;
- *Nährstoffe*: NO_2-N , NO_3-N , NH_4-N , TP, Silicat (Si gesamt/ Si gelöst)

Schwermetalle: Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Ti, U, Zn (gelöste Fraktion < 0,45 µm/ säurelösliche Fraktion/ homogenisierte Gesamtprobe).

Eine Übersicht über die verwendeten Methoden und Geräte sowie Aussagen zur Messunsicherheit wird in Tabelle 2 gegeben. Weitere Informationen zu Probenvorbereitung und Methodik werden in Weigold und Baborowski (2009) gegeben.

Tabelle 1: Übersicht der Probenahmestellen

Probenahmestelle	Zielstellung
Schlenze, oberhalb Kläranlage Freist	Erfassung der Einträge aus dem Oberlauf der Schlenze
Schlenze, oberhalb Mündung Schlüsselstollen	Erfassung möglicher Beeinflussungen durch die Kläranlage Freist
Auslauf Schlüsselstollen	Erfassung des Eintrags aus dem Stollen in die Schlenze
Schlenze unterhalb Stollen	Erfassung der Schnelligkeit der Vermischung zwischen Stollen und Schlenze
Schlenze Ortsmitte	Erfassung der Schnelligkeit der Vermischung zwischen Stollen und Schlenze
Mündung Schlenze in die Saale	Erfassung der Stoffkonzentrationen vor Eintritt in die Saale

2.1.2 Probenahme Sediment

In der Nähe der Messstellen der Wasserprobenahme wurden, soweit Ablagerungen vorhanden waren, Oberflächensedimente entnommen. Zum Vergleich mit Ergebnissen früherer Probenahmen und den Ergebnissen der geplanten Laborexperimente wurde auf die Fraktionierung < 63 µm verzichtet und die Schadstoffgehalte in der Gesamtprobe bestimmt. Für die Untersuchung wurden ausschließlich Sedimente ausgewählt, die sich visuell als feinkörnig darstellten. Die Charakterisierung der Sedimente erfolgte auf der Grundlage folgender Messungen:

- Schwermetalle: Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Ti, U, Zn;
- Kohlenstoff/Stickstoff/Schwefel (C/N/S).

Die Bestimmung der Schwermetallgehalte erfolgte mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA), die Bestimmung von C/N/S analog der für die Wasserproben eingesetzten Methode.

Zur Bestimmung der Schwermetallgehalte wurden die Proben getrocknet, zu Tabletten verpresst und mittels energiedispersiver (EDXRF: XLAB2000, Spectro Instruments) und wellenlängendispersiver (WDXRF: S4 Pioneer, Bruker-axs) Röntgenfluoreszenzanalyse analysiert. Die Anwendung der EDXRF erfolgte mit dem Ziel, Einflüsse der Probenmatrix zu minimieren (Morgenstern et al. 2005).

Die relative Messunsicherheit, bezogen auf die Summe der Unsicherheiten der Probenahme und Analytik, abgeleitet aus vergleichbaren Untersuchungen (Baborowski et al. 2007) beträgt näherungsweise 0,5 % für Al, 2,5 % für As, 15 % für Cd, 2 % für Cu, 6 % für Cr, 0,5 % für Fe, 12 % für Hg, 1,0 % für Mn, 4,5 % für Ni, 2 % für Pb, 1,5 % für Zn, 10 % für S und 0,7 % für Ti. Die relative Messunsicherheit der C/N-Bestimmung liegt bei 1 %.

2.2 Längsbeprobungen der Saale /Elbe mit dem Forschungsschiff ALBIS

Zeitgleich an die Untersuchungen zur Beeinflussung der Wassergüte der Schlenze durch den Schlüsselstollen wurden Untersuchungen im Längsprofil der Saale angebunden.

Hypothese

Die Stoffeinträge aus dem Schlüsselstollen unterliegen geringen qualitativen und quantitativen Schwankungen und erfolgen zu einem großen Teil in gelöster Form. Das Wasser der Schlenze schichtet sich im Mündungsbereich zunächst über dem Gewässergrund der Saale ein, was deutliche Unterschiede der Salz- und Schwermetallkonzentrationen im Tiefenprofil zur Folge hat. Diese Schichtung bleibt bis oberhalb der Stauhaltung Rothenburg erhalten. Während des Transports stromab treten Wechselwirkungen zwischen gelösten und partikulären Bestandteilen auf, die elementspezifisch unterschiedlich sind.

Herangehensweise an die Überprüfung der Hypothese

Analog zur Untersuchung der Schlenze wurden Proben im Längsprofil der Saale entnommen, zur Berücksichtigung saisonaler Effekte, wie des Einflusses der Algenentwicklung, im Juli und November 2012. Dabei erfolgte die Entnahme von Wasserproben an der Oberfläche und über Grund. An ausgewählten Stellen, insbesondere im Bereich von Schleusen, wurden Sedimente entnommen.

2.2.1 Probenahme Wasser

Probenahme Juli 2012:

Die Probenahme wurde bei Saale-km 63 begonnen, in dichtem Raster bis zum Wehr Rothenburg und in größeren Abständen bis zur Messstelle Magdeburg weitergeführt.

Zur Begrenzung des Aufwandes erfolgte die Entnahme der Proben aus der Strommitte der Saale. Hierfür war der Einsatz des Forschungsschiffes ALBIS erforderlich (Abbildung 1).



Abb. 1: Forschungsschiff ALBIS

Probenahme November 2012:

Zur Erfassung etwaiger morphologisch bedingter Besonderheiten bei der Einmischung der Schlenze in die Saale standen im Focus der Probenahme im November verdichtete Untersuchungen auf der Strecke oberhalb Mündung Schlenze (km 63) - Wehr Rothenburg- unterhalb Wehr Rothenburg (km 57,5). Dazu wurden im Abstand von 0,5 km Proben am linken und rechten Ufer sowie in der Strommitte des jeweiligen Profils über Grund und an der Oberfläche genommen. Die untersuchten Parameter sowie die angewendeten Methoden und Geräte waren kompatibel zu den in 2.1 (Untersuchungen zur Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit der Schlenze durch den Schlüsselstollen) beschriebenen Probenahmen. Dabei wurden in der Strommitte alle auch während der Bereisung im Juli analysierten Parameter gemessen. Die Analyse der am linken und rechten Ufer entnommenen Proben erfolgte nach einem reduzierten Parameterspektrum.

Die Messung der chemisch/physikalischen Grundparameter in der Tiefe erfolgte mittels einer Multiparametersonde der Firma YSI (Abbildung 2).



Abb. 2: YSI-Sonde zur Bestimmung von Wassertemperatur, pH, Sauerstoffkonzentration und elektrischer Leitfähigkeit (Bildquelle: YSI)

Für die Entnahme der Tiefenproben kam ein Horizontalwasserschöpfer der Firma Hydrobios zum Einsatz (Abbildung 3).



Abb. 3: Horizontalprobenehmer, im Hintergrund die Mündung der Schlenze in die Saale

2.2.2 Probenahme Sediment

Die Gewinnung der Sedimente erfolgte wie in 2.1.2 beschrieben. Zur Entnahme aus der Tiefe wurde ein Kastengreifer genutzt (Abbildung 4).

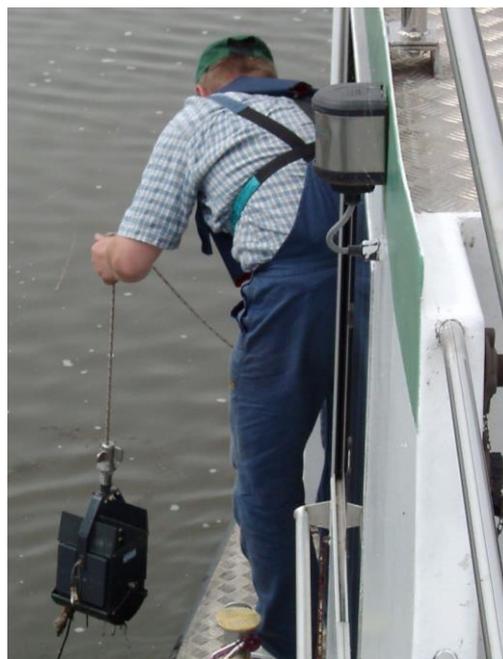


Abb. 4: Kastengreifer zur Entnahme von Sedimente

Tabelle 2: Übersicht über untersuchte Parameter und verwendete Bestimmungsmethoden der Wasserprobenahme

Parameter	Bestimmungsmethode	Gerät/Firma	Relativer Fehler in % des Messwertes
T _L	Digitalthermometer	Ama-digit, Amarell Electronic, D	± 0,4
T _w	Multiparametersonde	YSI Incorporated, USA	± 0,15
O ₂	Multiparametersonde	YSI Incorporated, USA	± 0,15
pH	Multiparametersonde	YSI Incorporated, USA	± 0,2
LF	Multiparametersonde	YSI Incorporated, USA	± 0,5
Partikel	Einzelpartikelbewertung, Laserlicht, Messbereich 2-200µm	Partmaster L, Aucoteam GmbH, D	± 3
SPM	Trockenrückstand und Glührückstand der abfiltrierbaren Stoffe nach DIN 38409 Teil II	-	± 0,5
Chl-a	Extraktion mit Ethanol	HPLC-Dionex FL-Detektor, USA	± 1,1
DOC	IR Spektroskopie	Dimatoc 2000, D	± 4,3
UV	Extinktion bei 254 nm	Dimatec GmbH, D	± 2,4
Cl ⁻	Ionenchromatographie	Dionex ISC 3000 DS, USA	± 0,9
SO ₄ ²⁻	Ionenchromatographie	Dionex ISC 3000 DS, USA	± 2,9
Na ⁺	Ionenchromatographie	Dionex ISC 3000 DS, USA	± 1,6
K ⁺	Ionenchromatographie	Dionex ISC 3000 DS, USA	± 2,6
Ca ²⁺	Ionenchromatographie	Dionex ISC 3000 DS, USA	± 1,5
Mg ²⁺	Ionenchromatographie	Dionex ISC 3000 DS, USA	± 1,3
NH ₄ ⁺	Photometrisch nach DIN 38406-E5	Spektralphotometer DR5000, Hach-Lange, D	± 1,3
NO ₂ ⁻	Photometrisch nach DIN EN 26777	Spektralphotometer DR5000, Hach-Lange, D	± 0,8
NO ₃ ⁻	Küvettest LCK 339 Hach-Lange	Photometer DR5000, Hach-Lange, D	± 1,0
SRP	Photometrisch, DIN 38405-D11	Spektralphotometer DR5000, Hach-Lange, D	± 0,6
TP	Photometrisch, DIN 38405-D11	Spektralphotometer DR5000, Hach-Lange, D	± 0,7
Si	Photometrisch, CFA	Spektralphotometer DR5000, Hach-Lange, D	± 1,0
POC	Hochtemperaturverbrennung	Vario EL-cube/Elementar, D	± 1,4
PON	Hochtemperaturverbrennung	Vario EL-cube/Elementar, D	± 1,7
PS	Hochtemperaturverbrennung	Vario EL-cube/Elementar, D	± 2,0
Al	ICP-OES	Perkin Elmer 7300 DV, D	± 3,0
As	ICP-MS	Agilent 7500 c, USA	± 2,4
Cd	ICP-MS	Agilent 7500 c, USA	± 1,3
Cr	ICP-MS	Agilent 7500 c, USA	± 5,2
Cu	ICP-MS	Agilent 7500 c, USA	± 3,9
Fe	ICP-OES	Perkin Elmer 7300 DV, D	± 1,9
Hg	ICP-MS	Agilent 7500 c, USA	± 1,1
Mn	ICP-OES	Perkin Elmer 7300 DV, D	± 4,0
Ni	ICP-MS	Agilent 7500 c, USA	± 6,2
Pb	ICP-MS	Agilent 7500 c, USA	± 2,06
Ti	ICP-MS	Agilent 7500 c, USA	± 1,2
U	ICP-MS	Agilent 7500 c	± 1,8
Zn	ICP-OES	Perkin Elmer 7300 DV, D	± 3,0

2.3 Laborversuche zum Verteilungsverhalten gelöst/partikulär

Ergänzend zu den Freilandarbeiten wurden im Labor, unter Einbeziehung realer Randbedingungen, ein Schüttelversuch, ein Sinkversuch und ein Rücklösungsversuch durchgeführt. Ziel der Versuche war es, den zeitabhängigen Grad der Zunahme des partikulären Elementanteils bei Durchmischung von Saale und Schlenze-Wasser zu charakterisieren.

2.3.1 Schüttelversuch

Hypothese:

Nach Aussagen von Plejades (2012) ergeben sich folgende, aktuelle prozentuale Frachtanteile des Schlüsselstollens mit Bezugspunkt Saale km 9,6 (Groß Rosenberg):

Cd – 21,0 %
Pb – 16,2 %
Zn – 24,2 %
Cu – 6,9 %
Ni – 1,6 %

und aktuelle prozentuale Frachtanteile des Schlüsselstollens mit Bezug zur Elbe Breitenhagen:

Cd – 5,2 %
Pb – 10,1 %
Zn – 15,7 %
Cu – 2,4 %
Ni – 0,4 %.

Daraus ergibt sich die Frage nach Möglichkeiten der Frachtreduzierung nach dem Zufluss der Schlenze in die Saale. Bekannt ist u. a. aus Baborowski und Bozau (2006), dass die Schwermetalle im Wesentlichen gelöst aus dem Schlüsselstollen ausgetragen werden. Durch die Vermischung von Schlenze und Saalewasser kommt es zu Veränderungen der gelöst / partikulär gebundenen Anteile der zu untersuchenden Elemente. Eine zu erwartende Zunahme der partikulären Elementbindungsanteile bildet die Grundlage zur Abschätzung möglicher Maßnahmen mit Bezug zur Sedimentation.

Herangehensweise:

Es erfolgte eine einmalige Probenahme von Schlenzewasser an der Probenahmestelle Friedeburg/Ortsmitte und Saalewasser bei km 63 vor der Mündung der Schlenze in die Saale.

Entsprechend der Aussagen von Steinhoff (2012) ergeben sich die folgenden Abflusswerte für die Saale im Mündungsbereich der Schlenze (Abflussreihe 1955 – 2008):

NQ:	20,6 m ³ /s
MQ:	97,5 m ³ /s
HQ:	735 m ³ /s

Aus der „Hochwasserschutzkonzeption für das Flussgebiet der Saale“ kann nach Aussagen von Steinhoff (2012) für den Mittelwasserbereich (MQ: 100 m³/s) eine Geschwindigkeit im Flussbett von 0,52 m/s angenommen werden.

Aus dem Vortrag von Plejades (2012) konnte entnommen werden, dass der Abfluss des Schlüsselstollens seit 1990 zwischen 20 und 30 m³/min schwankt.

Nach Aussagen von Baborowski (2012) lagen exemplarische Abflusswerte der Schlenze oberhalb des Zuflusses des Schlüsselstollens aus 2004 durchgeführten Untersuchungen vor (Tab. 3).

Tabelle 3: Exemplarische Abflusswerte der Schlenze 2004 oberhalb des Zuflusses des Schlüsselstollens

Schlenze oberhalb Schlüsselstollen	Q in m ³ /s
04.04.04	0,125
02.06.04	0,144
06.06.04	0,112
30.06.04	0,135
14.07.04	0,100
28.07.04	0,100
18.08.04	0,090

Unter Annahme eines mittleren Abflusses von 0,3 m³/s für den Schlüsselstollen, wurde für das Experiment deshalb ein Abfluss der Schlenze im Mündungsbereich von 0,4 m³/s zu Grunde gelegt.

Mit den Schüttelversuchen wurden somit die in Tabelle 4 aufgeführten Abflüsse durch entsprechende Mischungsverhältnisse simuliert.

Tabelle 4: Simulierter Ablauf der Saale unterhalb der Schlenzemündung durch Mischung von Wasser aus der Saale und der Schlenze ($0,4 \text{ m}^3/\text{s}$)

Eingesetztes Volumen Saalewasser [ml]	Eingesetztes Volumen Schlenzewasser [ml]	Simulierter Abfluss Saale [m^3/s]
2000	40	20 (NQ)
2000	8	100 (MQ)
2000	1	700 (HQ)

Die Zeitdauer des Schüttelns orientierte sich dabei an der Fließgeschwindigkeit im Flussbett des betrachteten Saaleabschnitts von ca. $0,5 \text{ m/s}$ bei einem Abfluss von $100 \text{ m}^3/\text{s}$. Unter diesen Umständen sind im Verlauf von 100 min ca. 3 km Fließstrecke nach dem Zusammenfluss zurückgelegt. Dies entspräche einem Transport bis in den Bereich Rothenburg an der Saale. Nach 480 min kann davon ausgegangen werden, dass ca. 14,5 km Fließstrecke bewältigt wurden und nach 1440 min (1 Tag) ca. 43 km freie Fließstrecke bis zum Wehr und der Staustufe Calbe bewältigt wurden.

Das Schüttelexperiment wurde mit jeweils 2 l Saalewasser unter entsprechender Zugabe von Schlenzewasser wie in Tabelle 4 aufgelistet durchgeführt.

Durch die Experimente wurde der Niedrigwasser-, Mittelwasser- und Hochwasserabfluss der Saale berücksichtigt. Die Abflussschwankungen der Schlenze sind demgegenüber deutlich geringer und wurden deshalb nicht explizit mit betrachtet.

2.3.2 Sinkversuch

Hypothese:

Mit der Kenntnis, dass durch die Vermischung von Schlenze- und Saalewasser der partikelgebundenen Anteil der im Wasserkörper untersuchten Elemente (siehe Kap. 3.3.1) signifikant zunimmt, kommt es zum Absinken der Partikel in strömungsberuhigten Zonen. Dabei ist die Frage zu klären, in welchem Ausmaß ein Absinken der Partikel in strömungsberuhigten Zonen wie beispielsweise Stauhaltungen zu erwarten ist. Im Schlenzewasser gelöstes Blei, das nachgewiesenermaßen bereits nach 100 min Vermischung mit Saalewasser zu ca. 90 % partikulär gebunden ist und in den Schleusenkanal Rothenburg eingetragen wird, könnte dort beispielsweise sedimentieren. Gleiches würde für die anderen untersuchten Elemente gelten, wenn auch unter vermindertem relativen

partikulärem Bindungsanteil. Für den Muldestausee ist die Senkenfunktion für partikulär gebundene Schwermetalle und Arsen aus der vereinigten Mulde als wesentliches Ergebnis eines Forschungsprojektes nachgewiesen (Zerling et al. 2001). Sedimentationen von partikulär gebundenen Schadstoffen in Staubereichen wurden durch Hanisch et al. (2005) im Einzugsgebiet der Saale untersucht. Diese Erkenntnisse bildeten die Grundlage für die im Rahmen des Forschungsauftrages durchgeführten Sinkversuche im Labor.

Herangehensweise:

Für den Labortest wurden Saalewasser 4 X 2 l am 20.08. oberhalb der Schlenzeinmündung genommen. Diese wurden mit jeweils 80 ml Schlenzewasser versetzt und durch Vermengung auf dem Schüttler für 100 min vermischt. Damit wurde ein Schlenzeabfluss von $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ bei einem Teilsaaleabfluss von $10 \text{ m}^3/\text{s}$ simuliert. Die im Vergleich zum Schüttelversuch geringe Saalewassermenge wurde gewählt, da die für ein mögliches Absinken in strömungsberuhigten Bereiche zur Verfügung stehende Wassermenge nur eine Teilmenge des Gesamtabflusses der Saale sein kann. Die homogenisierten Proben wurden in 12 Zylinder mit je 550 mL Volumen überführt, damit eine Vierfachuntersuchung von 3 verschiedenen Absetzzeiten (100 min, 8 h und 24 h) durchgeführt werden konnte. Nach den jeweiligen Zeiten entsprechenden Zeiten wurden von jedem Zylinder je zwei Proben genommen, zum einen die obersten 50 mL und zum anderen die unteren 50 mL. Durch Zugabe von konzentrierter Salpetersäure (HNO_3) zu den entnommenen Wasserproben wurden diese für den Königswasseraufschluss mit anschließender Elementbestimmung durch die ICP-MS Messungen stabilisiert.

2.3.3 Rücklösungsversuch

Hypothese:

Unterschiedliche Bindungsformen der zu untersuchenden Elemente an den sedimentierten Partikeln besitzen ein unterschiedliches Remobilisierungspotenzial. Leicht austauschbar, adsorptiv gebundene Elementanteile können bei Überströmung bzw. Verwirbelung in die gelöste Phase übergehen und flussabwärts transportiert werden. Eine Abschätzung des Maximalanteils der in Lösung gehen kann ist notwendig, um die langzeitwirkende Senkenfunktion der partikulär gebundenen Schadstoffe in den strömungsberuhigten Zonen zu verifizieren.

Herangehensweise:

Die Durchführung des Schüttelversuches erfolgte in Anlehnung an die DIN 38414 (S4) unter Nutzung von Saalewasser. Es wurde der unter diesen Umständen maximal lösliche Anteil der Schwermetalle bestimmt.

Im Rahmen des Forschungsauftrages wurde deshalb ein Rücklösungsversuch in Anlehnung an die DIN 38414 Teil 4 (DEV S4) durchgeführt. Anwendbar ist der Test *"auf feste, pastöse und schlammige Materialien"*. *„Mit diesem Verfahren sollen aus den zu untersuchenden Materialien die Stoffe bestimmt werden, die unter den Bedingungen dieses Verfahrens in Wasser gelöst werden. Ihre Erfassung nach Art und Masse soll Hinweise darauf geben, welche Beeinträchtigungen oder Gefährdungen von Gewässern eintreten können, wenn die Materialien so gelagert oder deponiert werden, dass sie mit Wasser in Berührung kommen."*, Betont wird in dieser Norm dass *„die Schädlichkeit des deponierten bzw. zu deponierenden Materials aus den Analysenwerten des Eluat allein nicht zu ermitteln ist"*.

Im speziellen Fall wurde dabei aus dem Bereich der Stauhaltung Rothenburg bei km 59 im Kanal der Schleuse Rotheburg Sediment sowie überstehendes Wasser entnommen.

Dazu wurde je dreimal 100 g (TM) mit 1 L Saalewasser in mit Saalewasser vorkonditionierten 2 L - Gefäßen versetzt. Die Horizontalschüttlung (Bühler SM 25 DIGI) erfolgte so stark (120 Hin- und Herbewegungen pro Minute), dass die Sedimente in Schwebelage gehalten wurden. Nach 100 min, 480 min (8 h), 1440 min (24 h) und 4740 min (3 Tage 7 h) Schütteln wurden mittels 20 ml Spritzen Proben entnommen, nachdem die Festphase sichtbar sedimentiert war. Durch Filtration (0,45 µm) wurde das Filtrat zur weiteren Elementbestimmung gewonnen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse aller durchgeführten Untersuchungen sind als Anlagen dem Bericht beigelegt. Bezüglich der Schwermetalle und Arsen wurden der gelöste, der säurelösliche (nach der innerhalb der FGG Elbe abgestimmten Methode) und der HNO₃/H₂O₂ lösliche Anteil nach Mikrowellenaufschluss bestimmt. Der besseren Übersicht halber wird in den Abbildungen der folgenden Kapitel 3.1 und 3.2 Bezug auf die gelösten und die auf der FGG-Methode basierenden Ergebnisse genommen. In den Rücklösungsversuchen wurde der königswasserlösliche Auszug zur Bestimmung der Elementgehalte genutzt.

3.1 Beeinflussung der Gewässergüte der Schlenze durch den Schlüsselstollen

Die Untersuchungen wurden bewusst im Sommer und Spätherbst durchgeführt, um die Auswirkungen signifikanter Unterschiede in den Umgebungsbedingungen auf den Stofftransport im Gewässer erfassen zu können. Dazu gehören insbesondere Auswirkungen höherer Wassertemperaturen auf die Rücklösung von Schwermetallen aus dem Sediment sowie die Möglichkeit der Anlagerung/Aufnahme von gelösten Schwermetallen an das / in das Phytoplankton.

3.1.1 Wasseruntersuchungen

Die Ergebnisse der Wasseruntersuchungen für die verschiedenen Parametergruppen sind in Anlage 1 und 2 aufgeführt. Wie in Abbildung 5 zu erkennen ist, unterschieden sich die Lufttemperaturen signifikant, um mehr als 15°C.

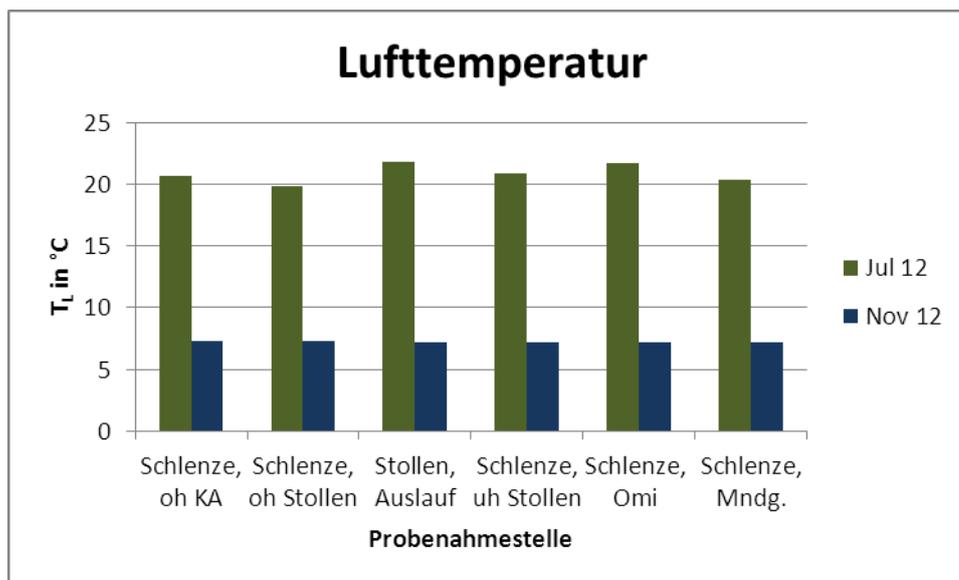


Abb. 5: Unterschiede in den Lufttemperaturen während der jeweiligen Messkampagnen

Abbildung 6 verdeutlicht den starken Einfluss, den der Schlüsselstollen, schon aufgrund seiner saisonal gleichbleibenden Wassertemperaturen auf die Schlenze ausübt. Besonders deutlich ist die Erwärmung der Schlenze durch den Schlüsselstollen im November, wobei das Temperaturniveau bis zur Mündung in die Saale bestehen bleibt.

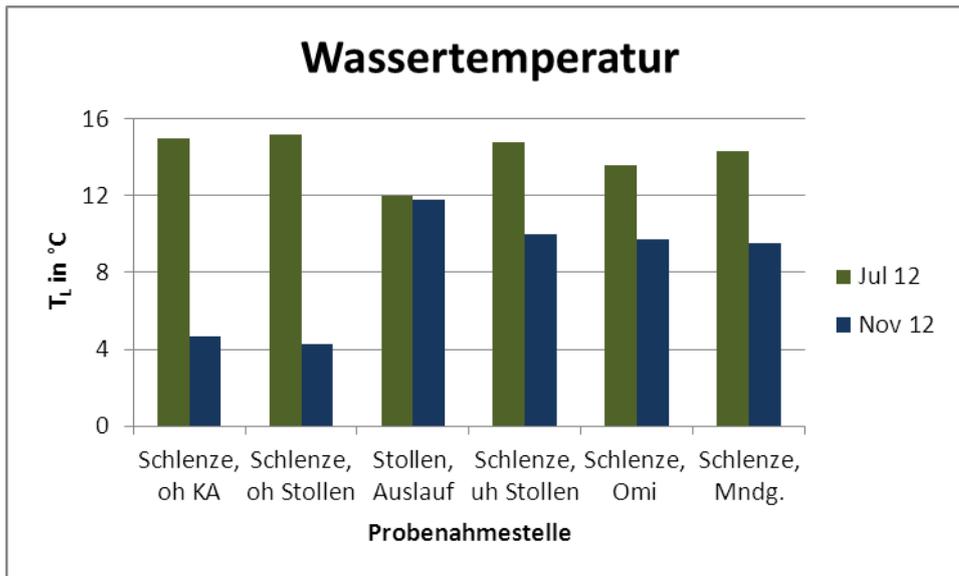


Abb. 6: Unterschiede in den Wassertemperaturen während der jeweiligen Messkampagnen

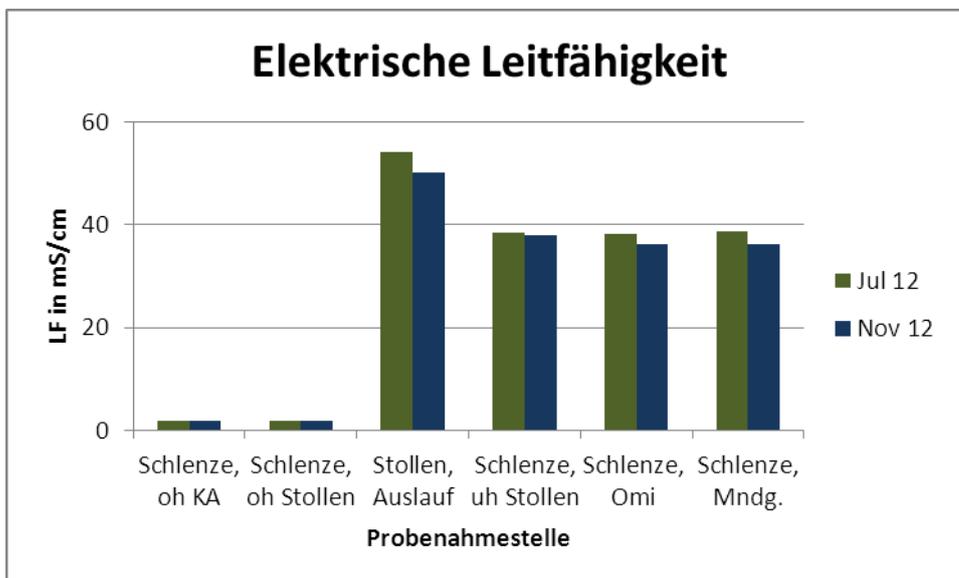


Abb. 7: Unterschiede in der elektrischen Leitfähigkeit während der jeweiligen Messkampagnen

Eine vergleichbar starke Beeinflussung wird am Beispiel der elektrischen Leitfähigkeit sichtbar (Abbildung 7). Anhand des Parameters Leitfähigkeit kann gezeigt werden, dass die Vermischung des Stollenwassers mit der Schlenze bereits wenige 100 m nach der Mündung des Stollens abgeschlossen ist. Die Leitfähigkeit bleibt danach bis zur Mündung in die Saale auf gleichem Niveau, saisonale Unterschiede werden nicht sichtbar.

Die die Höhe der Leitfähigkeit bestimmen Anionen / Kationen zeigen einen vergleichbaren Trend, wobei zu unterscheiden ist, zwischen Ionen, die schon in erhöhter Konzentration aus dem Oberlauf der Schlenze antransportiert werden, wie Calcium (Abbildung 8), Kalium und Magnesium sowie Ionen, bei denen die Höhe des Eintrags aus dem Schlüsselstollen die Höhe

der im Oberlauf gemessenen Konzentration überdeckt. Zu diesen Ionen gehören Natrium (Abbildung 9) und Chlorid.

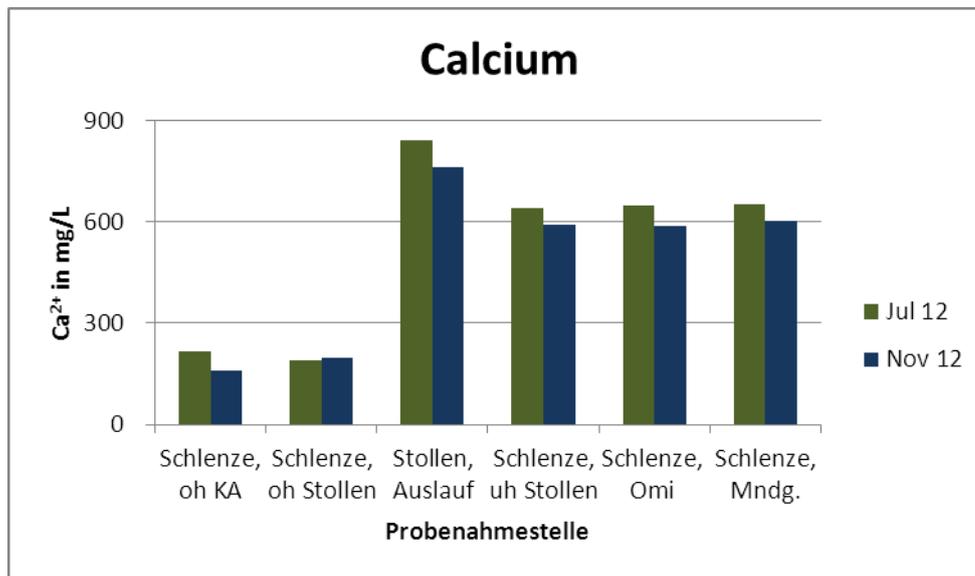


Abb. 8: Unterschiede in den Calcium-Konzentrationen während der jeweiligen Messkampagnen

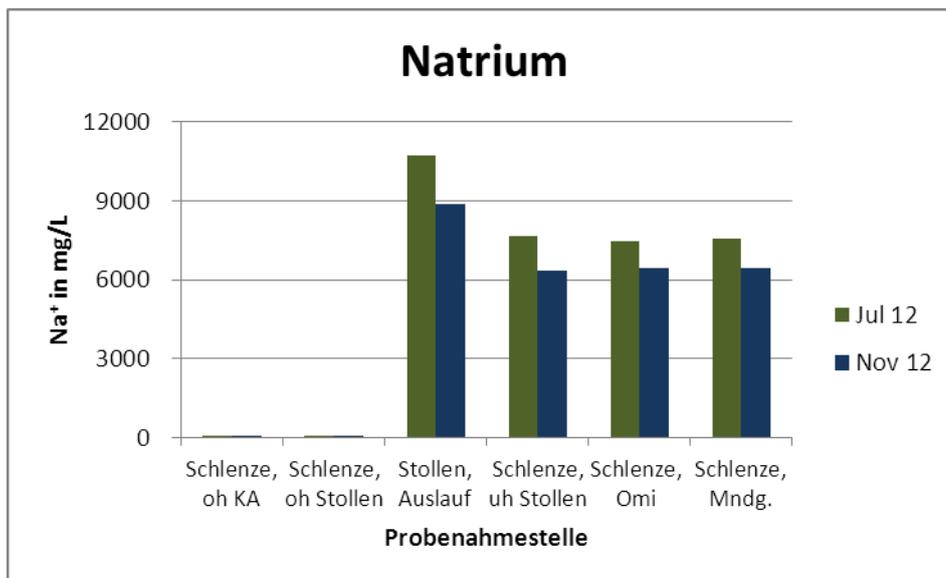


Abb. 9: Unterschiede in den Natrium-Konzentrationen während der jeweiligen Messkampagnen

Eine ähnliche Gruppierung tritt innerhalb der Schwermetalle auf. Uran (Abbildung 10) und Mangan verhalten sich ähnlich der in Abbildung 8 angeführten Kationen. Blei (Abbildung 11), Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink ähnlich der in Abbildung 9 angeführten. Einen dem Uran vergleichbaren Verlauf zeigen ebenfalls die Konzentrationen von Ammonium, was u. a. auf zusätzliche Einflüsse aus der Landwirtschaft im Oberlauf der Schlenze hindeuten kann.

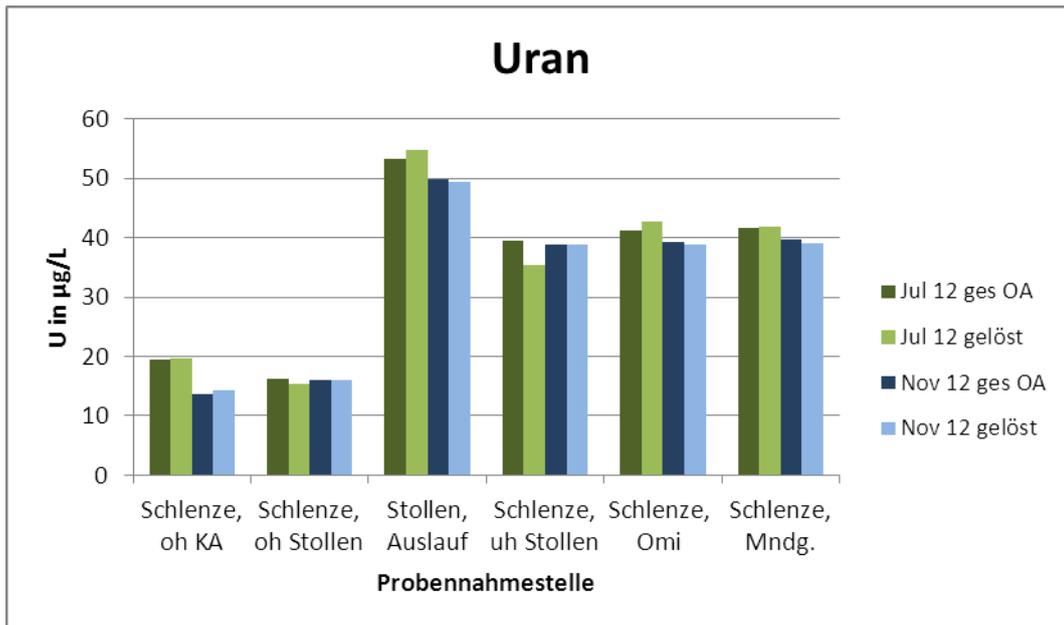


Abb. 10: Unterschiede in den Uran-Konzentrationen während der jeweiligen Messkampagnen

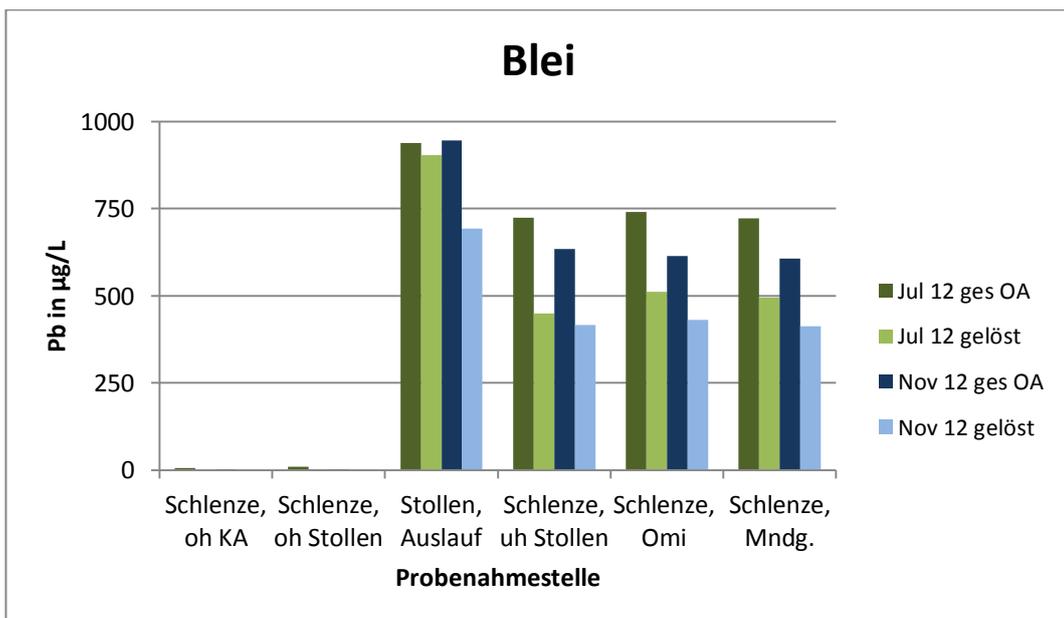


Abb. 11: Unterschiede in den Blei-Konzentrationen während der jeweiligen Messkampagnen

Bei einer Gruppe von Parametern sind die Konzentrationen oberhalb der Mündung des Schlüsselstollens höher, als die Konzentrationen der aus dem Stollen ausgetragenen Stoffe. Dazu zählen die Partikelkonzentrationen, Aluminium, TP, SRP, Nitrat (Abbildung 12); Nitrit, Silicat, DOC und POC. Innerhalb dieser Parametergruppe wurden erhöhte Konzentrationen an TP-, SRP-, DOC-, POC- (Abbildung 13) und Partikelkonzentrationen gemessen, die wahrscheinlich dem Einfluss der Kläreinlage Freist zuzuschreiben sind.

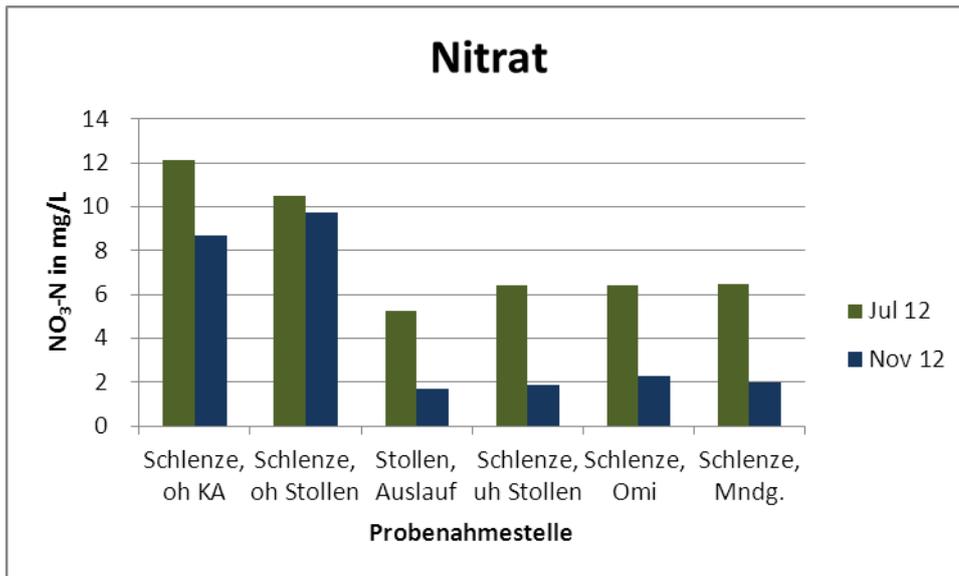


Abb. 12: Unterschiede in den Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen während der jeweiligen Messkampagnen

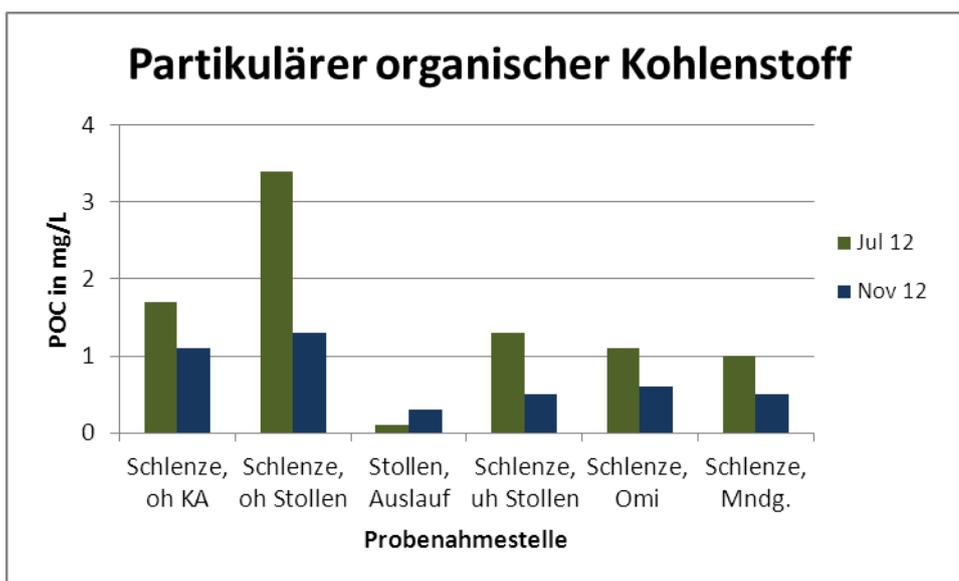


Abb. 13: Unterschiede in den POC-Konzentrationen während der jeweiligen Messkampagnen

Die Chlorophyll-a Konzentrationen waren mit Variationen zwischen $< 0,14$ und $1,7 \mu\text{g/L}$ sehr niedrig, so dass Anlagerungen von aus dem Schlüsselstollen ausgetragenen gelösten Schwermetallen an das Phytoplankton, die zu einer Veränderung des Verteilungsverhältnisses gelöst/partikulär führen können, vernachlässigbar sind.

Weitere Messgrößen zeigten diffuse Variationen, die am ehesten Einflüssen aus den Uferbereichen der Schlenze zuzuordnen sind. Dazu gehören die typischen Bodenbestandteile wie Titan und Eisen, Arsen, der partikuläre Stickstoff und Quecksilber. Die Quecksilber-Konzentrationen variierten zwischen $0,006$ und $0,065 \mu\text{g/L}$ auf einem niedrigen Niveau.

Die Schwermetalle werden aus dem Schlüsselstollen in gelöster Form in die Schlenze eingetragen. Während Cadmium, Kupfer, Nickel, Mangan und Uran in gelöster Form bis in die Saale weiter transportiert werden, nimmt nach Mischung zwischen Stollen- und Schlenzewasser der partikuläre Anteil von Blei und Zink geringfügig zu. Wie für gelöste Parameter (z.B. Salze, Nährstoffe) beschrieben, die bei Mischung zwischen Schlenze- und Stollenwasser verdünnt bzw. aufkonzentriert werden, setzen Änderungen im Verteilungsverhältnis gelöst/partikulär bereits nach wenigen hundert Metern unterhalb des Schlüsselstollens ein.

Fazit:

Durch den Einfluss des Schlüsselstollens verursachte Konzentrationsänderungen der Wassergüte der Schlenze erfolgen bereits wenige hundert Meter nach Vermischung von Schlenze und Stollenwasser. Das danach erreichte Konzentrationsniveau bleibt in der Regel bis zur Mündung in die Saale aufrechterhalten. Der Eintrag von Metallen aus dem Schlüsselstollen erfolgt überwiegend in gelöster Form. Innerhalb der betrachteten Parameter sind 3 Gruppen zu unterscheiden:

- *Parameter, deren Austrag aus dem Stollen zu einer signifikanten Konzentrationserhöhung in der Schlenze führt: Salze, Pb, Cd, Cu, Mn, Ni, U, Zn*
- *Parameter, deren Konzentration in der Schlenze durch den Einfluss des Stollenwassers verdünnt werden: Al, DOC, POC, NO₂⁻, NO₃⁻, Partikel, Si, SRP, TP*
- *Parameter mit diffus schwankenden Konzentrationen, die nicht auf den Einfluss des Schlüsselstollens zurückzuführen sind: As, Fe, Hg, PN, Ti*

Die Ergebnisse der Untersuchungen bestätigen die eingangs aufgestellte Hypothese.

3.1.1 Sedimentuntersuchungen

Ein Überblick über die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen wird in Anlage 2 gegeben. Dabei handelt es sich bei den im Auslaufbereich des Stollens entnommenen Proben um Ablagerungen in den Randbereichen und bei den Proben in der Schlenze unterhalb des Stollenzuflusses um Ablagerungen/Bewuchs auf Steinen. Bei den übrigen Sedimentproben handelt es sich dem Anschein nach vorwiegend abgeschwemmte Böden/Randbereiche.

Auffällig ist die Zunahme der Gehalte von Cu, Pb und Zn in den Proben im Auslaufbereich und unterhalb der Mündung des Stollens. Eine hohe Anreicherung dieser Metalle im Biofilm wurde auch von Mages (2006) nachgewiesen. In diesen Proben ist ebenfalls eine deutliche Zunahme der Gehalte an As zu verzeichnen. Das steht im Widerspruch zu den Ergebnissen der Wasseruntersuchungen. Da die As-Gehalte im weiteren Verlauf der Schlenze wieder abnehmen, könnten die erhöhten Werte auf Einflüsse aus dem Umland zurückzuführen sein. Hervorzuheben ist, dass in allen Proben keine Kontaminationen mit Hg nachweisbar waren.

3. 2 Längsbeprobungen der Saale /Elbe mit dem Forschungsschiff ALBIS

Von Bedeutung für die Bewertung der Daten ist die Vergleichbarkeit bezüglich der Abflussbedingungen. In Abbildung 14 wird ein Überblick über die hydrologischen Bedingungen vor und nach dem Zeitpunkt der Bereisungen gegeben. Nach den in Tabelle 5 angeführten hydrologischen Kennzahlen fallen die Probenahmen in eine Periode mit Abflüssen zwischen MNQ und MHQ. Hervorzuheben ist, dass beide Probenahmen unter hydrologisch vergleichbaren Abflussbedingungen erfolgten.

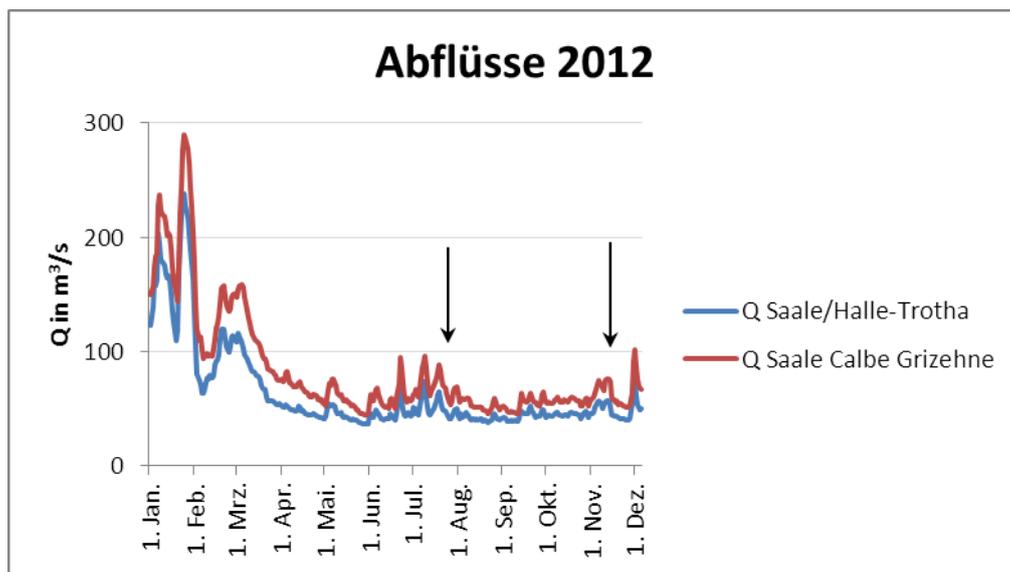


Abb. 14: Hydrologische Bedingungen im Umfeld der Probenahme (Messkampagnen durch Pfeile markiert), Datenquelle: Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), bereitgestellt durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

Tab. 5: Hydrologische Hauptwerte der Pegel Halle Trotha UP und Calbe-Grizehne sowie Mittelwerte der Abflüsse (alle Angaben in m^3/s) während der Wasserprobennahmen (Quelle: UNDINE Informationssystem, BfG):

	MNQ	MQ	MHQ	Mittelwert 09.-14.07.12	Mittelwert 11.-16.11.12
Halle Trotha UP	39	97	354	53,4	51,7
Calbe- Grizehne	44	114	382	74,8	69,8

3.2.1 Wasseruntersuchungen

Die Ergebnisse aller Probenahmen im Längsverlauf der Saale/Elbe sind in den Anlagen 3-7 dargestellt.

Die Einschichtung des Schlenzewassers in die Saale wird am Beispiel der elektrischen Leitfähigkeit in den Abbildungen 15 und 16 verdeutlicht. Die Einmischung der Schlenze führt zu erhöhten Werten der elektrischen Leitfähigkeit über dem Grund (km 62,9). Unmittelbar nach der Einmischung variieren die Messwerte zwischen linken und rechtem Ufer sowie der Gewässermitte. Ein Ausgleich der Konzentrationen war im Juli ab km 62,0 im November ab km 62,2 zu verzeichnen.

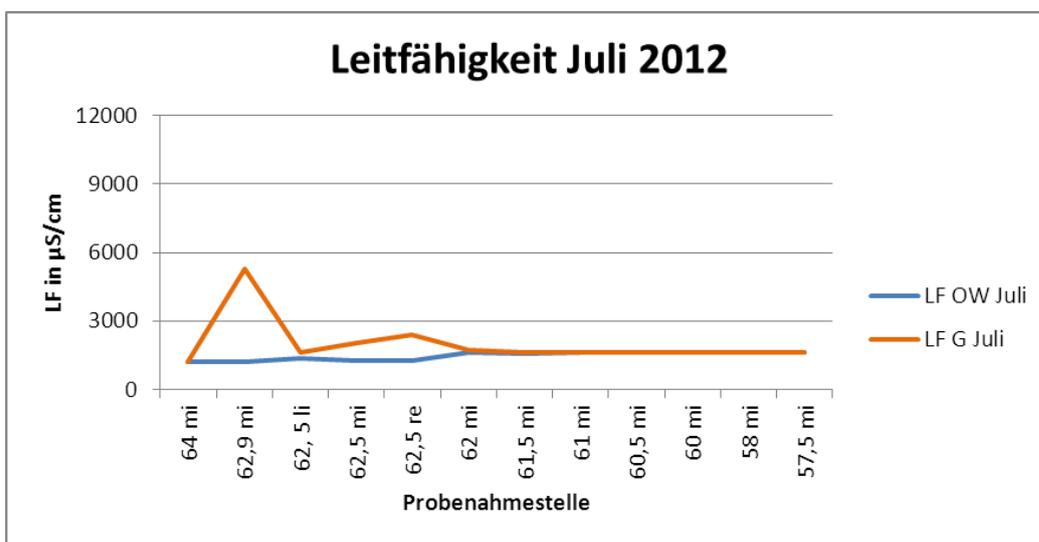


Abb. 15: Änderung der Leitfähigkeit nach Einmündung der Schlenze in die Saale, Juli 2012

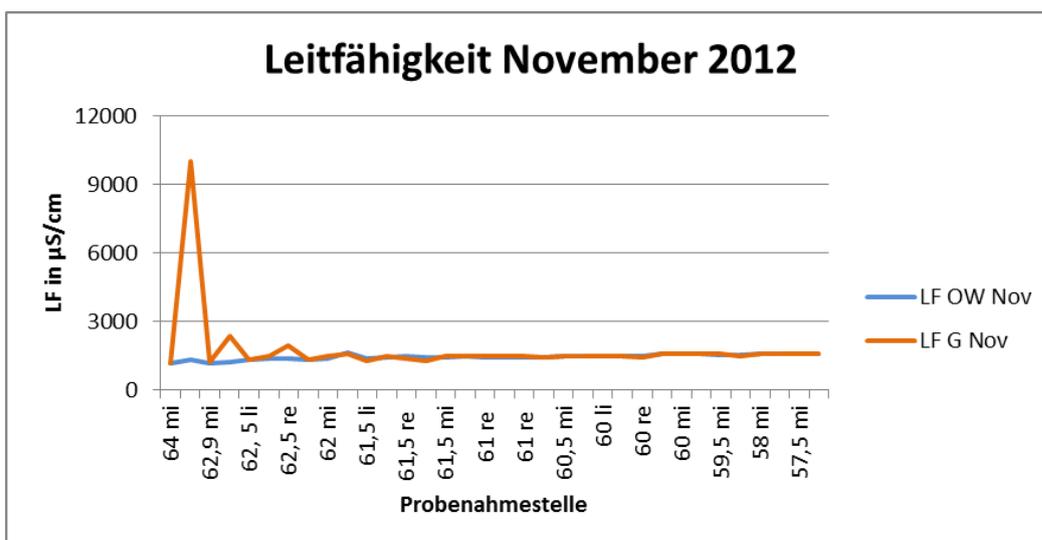


Abb. 16: Änderung der Leitfähigkeit nach Einmündung der Schlenze in die Saale, November 2012

Dieses Ergebnis spiegelt sich ebenfalls im Verlauf der Schwermetallkonzentrationen wider. Eine Abschätzung der Entfernung von der Mündung der Schlenze in die Saale bis zum annähernden Ausgleich der Konzentrationen zwischen Grund und Oberfläche der Saale wird für die untersuchten Schwermetalle in Anlage 5 gegeben. Analog der elektrischen Leitfähigkeit war die Einmischung im November früher (zwischen km 59 und 62,5) abgeschlossen als im Sommer (zwischen km 58 und 61,5). Die längste Strecke bis zum Ausgleich der Konzentrationen war für Zink zu verzeichnen.

Ähnlich der Ergebnisse zur Einmischung des Schlüsselstollens in die Schlenze, kann das Verhalten der Schwermetalle hinsichtlich der Einmischung der Schlenze in die Saale in Gruppen zusammengefasst werden. Zur Verbesserung der Übersichtlichkeit der Darstellung sind in den folgenden Abbildungen die Konzentrationen der untersuchten Parameter auf den Maximalwert normiert. Abbildung 17 ist charakteristisch für die Gruppe der Metalle, die im Vergleich zur Messstelle oberhalb der Schlenze in signifikant erhöhter Konzentration über den Gewässergrund in die Schlenze eingetragen werden. Dazu gehören neben U auch Cd, Cu, Ni, Pb und Zn. Innerhalb dieser Gruppe wird U gelöst weiter transportiert. Bei den übrigen setzt eine Änderung im Verteilungsverhältnis gelöst/partikulär in Richtung der partikulären Phase ein, mit Pb (Abbildung 18) > Cr > Cd > Cu, Ni, Zn ein.

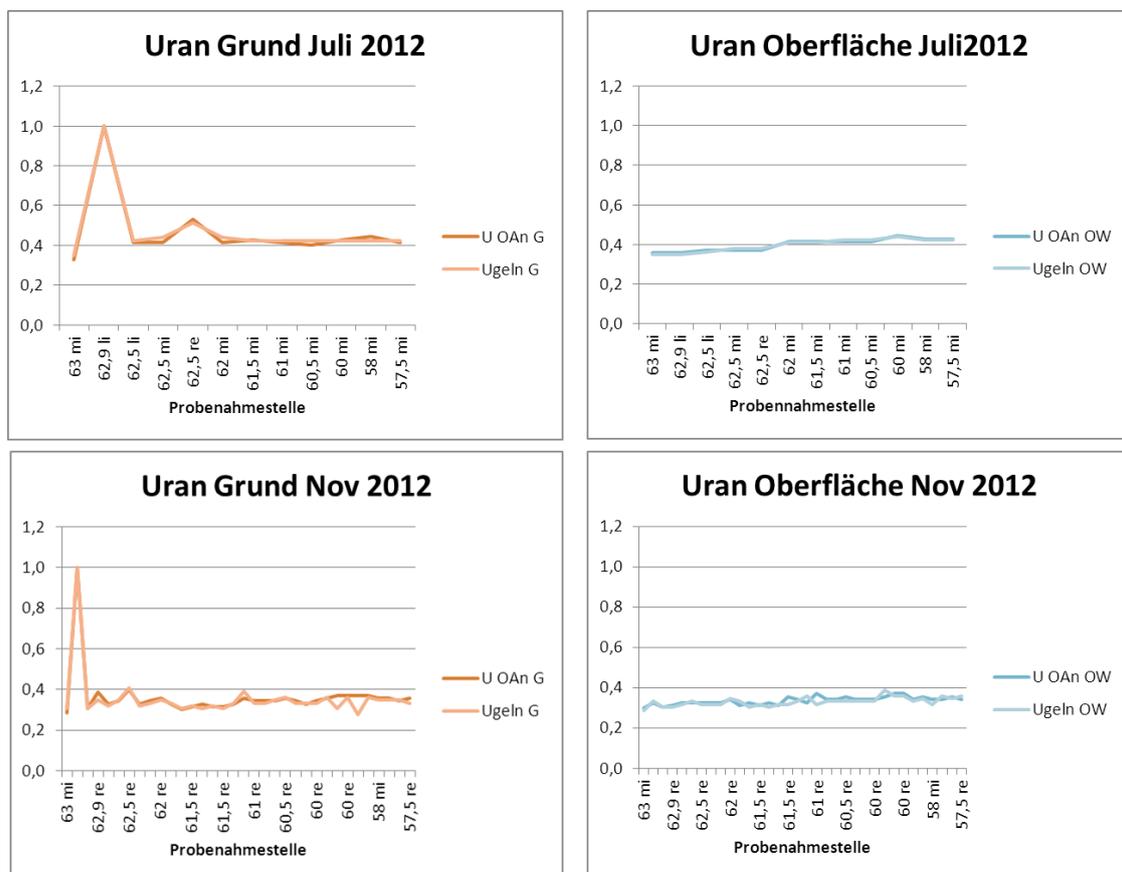


Abb. 17: Auf Maximalwert normierte U-Konzentrationen in der Saale, November 2012

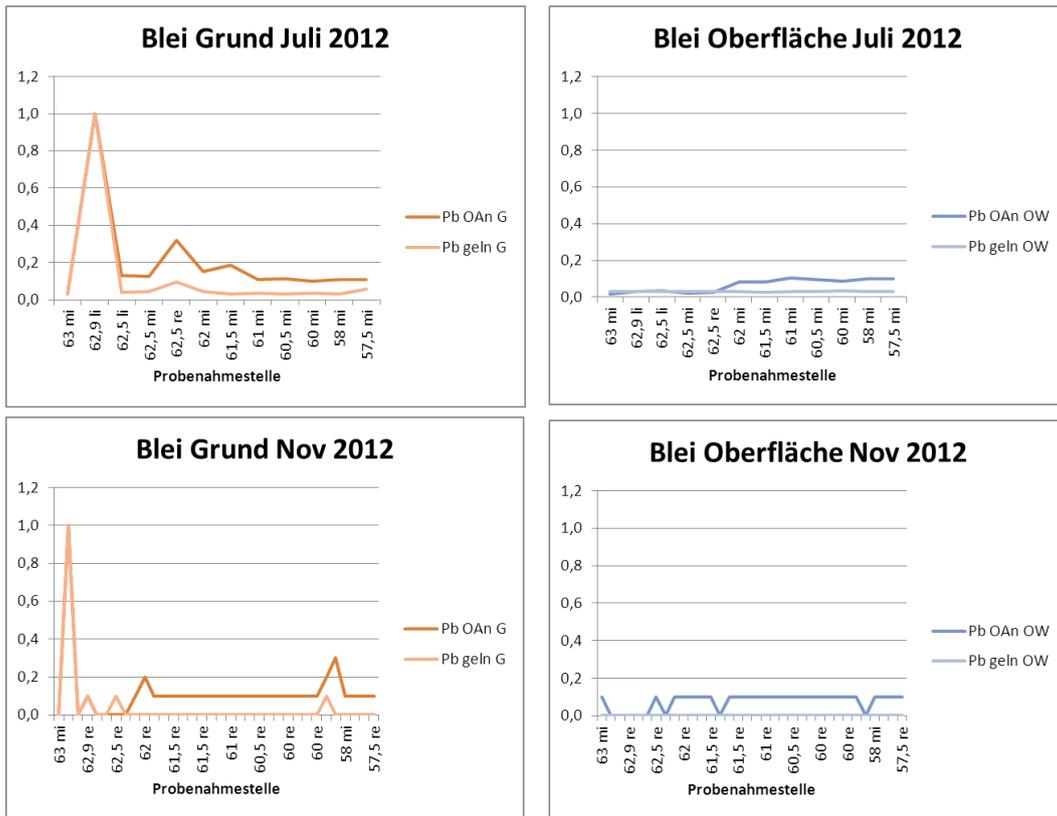


Abb. 18: Auf Maximalwert normierte Pb-Konzentrationen in der Saale, November 2012

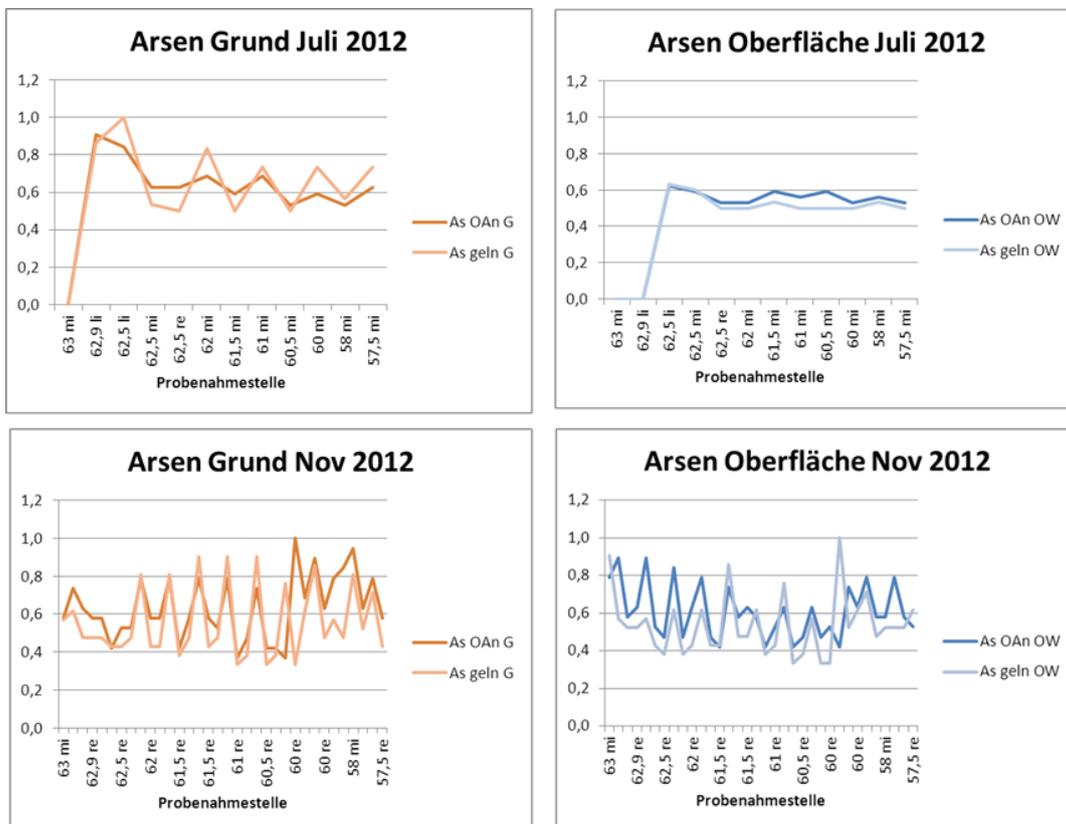


Abb. 19: Auf Maximalwert normierte As-Konzentrationen in der Saale, November 2012

Die Elemente As (Abbildung 19), Cr, Hg sowie die typischen Bodenbestandteile Al, Fe, Mn und Ti weisen dieses Muster nicht auf.

Anlage 5 enthält ebenfalls einen Vergleich der Konzentrationen gemessen

- oberhalb der Schlenze-Mündung,
- unterhalb der Mündung nach Ausgleich der Konzentrationen zwischen Grund und Oberfläche, der Saale,
- im Mündungsbereich der Saale,
- in der Elbe oberhalb der Saale Mündung sowie
- in der Elbe unterhalb der Saale Mündung.

Daraus geht hervor, dass die Einmischung der Schlenze im Untersuchungszeitraum nur signifikanten Erhöhungen der Konzentrationen von Pb und Zn sowie eine geringfügige Erhöhung der Konzentration von U gegenüber der Messstelle oberhalb ihrer Mündung bewirkte.

Für die Einträge von Schwermetallen aus der Saale in die Elbe waren im Untersuchungszeitraum die Konzentrationen von Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, U und Zn von Bedeutung. Für As wurden erhöhte Konzentrationen oberhalb der Saale-Mündung gemessen, was durch Einträge aus der Mulde erklärt werden kann.

Fazit:

Die Einmischung der Schlenze in die Saale führt wegen ihrer Einmischung über den Grund zu Konzentrationsgradienten zwischen der Oberfläche und über Grund, die je nach Saison und Element nach 1,5 bis 2,5 km ausgeglichen sind. Während des Transports in Richtung Stauhaltung Rothenburg tritt eine Verschiebung innerhalb des Verteilungsverhältnisses gelöst/partikulär in Richtung der partikulären Fraktion auf, wobei Uran, abweichend von den übrigen Metallen gelöst weiter transportiert wird. Unmittelbar nach Einmischung der Schlenze treten Konzentrationsschwankungen zwischen linkem und rechten Ufer sowie der Strommitte auf. Hinsichtlich der Erhöhung des Konzentrationsniveaus in der Saale nach Einmündung der Schlenze sind Pb und Zink und in geringem Maße U von Bedeutung. Die Ergebnisse der Untersuchungen bestätigen die eingangs aufgestellte Hypothese.

3.2.2 Sedimentuntersuchungen

Die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen sind in Anlage 6 für die Bereisung im Juli 2012 und Anlage 7 für die Bereisung im November 2012 dargestellt. Zur Ermittlung der Variabilität wurden Mehrfachbestimmungen der Elementgehalte durchgeführt.

Insgesamt waren die Belastungen der Sedimente sowohl innerhalb der Stauhaltungen als auch im saisonalen Vergleich der Probenahmen untereinander annähernd vergleichbar.

Auf der einen Seite ist auffällig, dass zufällige Hotspots der Belastungen (z.B. Bereisung im Juli 2012, Saale km 42,8 links) immer wieder im Gewässer vorzufinden sind. Hier ist besonders der Hg-Gehalt von 241 mg/kg zu erwähnen. Auf der anderen Seite ist hervorzuheben, dass im Vergleich zu früheren Untersuchungen in den Stauhaltungen deutlich geringere Hg-Gehalte gemessen wurden. Möglicherweise führte in diesem Fall das Hochwasser 2011 zu einer Verlagerung von kontaminierten Sedimenten im Längsverlauf der Saale und zur Erosion belasteter Oberflächensedimente in den Stauhaltungen. Nach einer von Schwandt und Hübner (2009) erfolgten Kategorisierung der Extremereignisse der Elbe ist das Hochwasser 2011 in eine Gruppe mit den Extremhochwässern der Elbe von 2002 und 2006 einzuordnen.

3.3 Laborversuche

3.3.1 Schüttelversuch

Zur Berechnung der Frachten wurden für die Abflüsse näherungsweise die Angaben von Steinhoff (2012) für NQ, MQ und HQ der Saale im Mündungsbereich der Schlenze zu Grunde gelegt (Siehe 2.3.1, Seite 12). Als Konzentrationen gingen die zum Untersuchungszeitpunkt in der Saale oberhalb der Schlenzemündung und in der Schlenze bestimmten gelösten Elementkonzentrationen ein. Dabei wurde vereinfachend die Annahme getroffen, dass unterschiedliche Abflüsse keinen Einfluss auf die gelösten Elementkonzentrationen im Wasser haben. Die Ergebnisse der Frachtenberechnung der gelöst transportierten Elemente Cd, Pb und Zn sind in den Abbildungen 20, 21 und 22 dargestellt. Der rote Balken beschreibt den Frachteintrag des gelösten transportierten Elementes durch die Schlenze in die Saale. Die blauen Balken beschreiben die für das Experiment aus der Saaleprobe ermittelten, gelösten transportierte Elementfracht bei verschiedenen Abflusszenarien. Die grünen Balken beschreiben die gelöste Elementfracht ermittelt aus den Schüttelversuchen bei unterschiedlicher Zeitdauer der Vermischung sowie bei simulierten unterschiedlichen Abflüssen der Saale.

Wie in der Abbildung 20 für Cadmium dargestellt, kann der Cadmиеintrag durch die Saale im Hochwasserfall einen signifikanten Beitrag zur Fracht nach dem Zufluss der Schlenze leisten. Das gelöst durch die Schlenze in die Saale eingetragene Cadmium wird unter diesen Umständen nicht sofort gebunden und gelöst flussabwärts transportiert werden. Eine signifikante Abnahme ist erst nach 24 h der Durchmischung zu erwarten. Anders ist die Situation bei Niedrig- bzw. Mittelwasser einzuschätzen. Der Cadmиеintrag über die Schlenze stellt in diesem Fall den dominanten Effekt dar. Der extreme Konzentrationsgradient von gelöstem Cadmium im Saalewasser im Vergleich zur

Konzentration in der Schlenze führen bereits zur Bindung von Cadmium an Partikeln innerhalb einer Durchmischungszeit von 100 min.

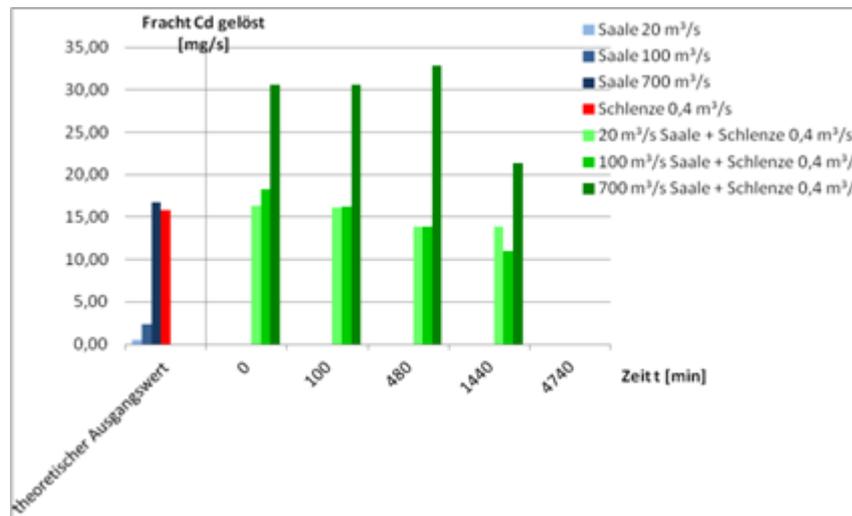


Abb. 20: Fracht gelösten Cadmiums in Abhängigkeit von der Zeit. Die verschiedenen Blautöne stellen die verschiedenen Abläufe der Saale dar, Rot ist die Schlenze und die verschiedenen Grüntöne sind die Mischungen aus Saale und Schlenze.

Ganz anders verhält es sich mit Blei, wie in der Abbildung 21 zu ersehen ist.

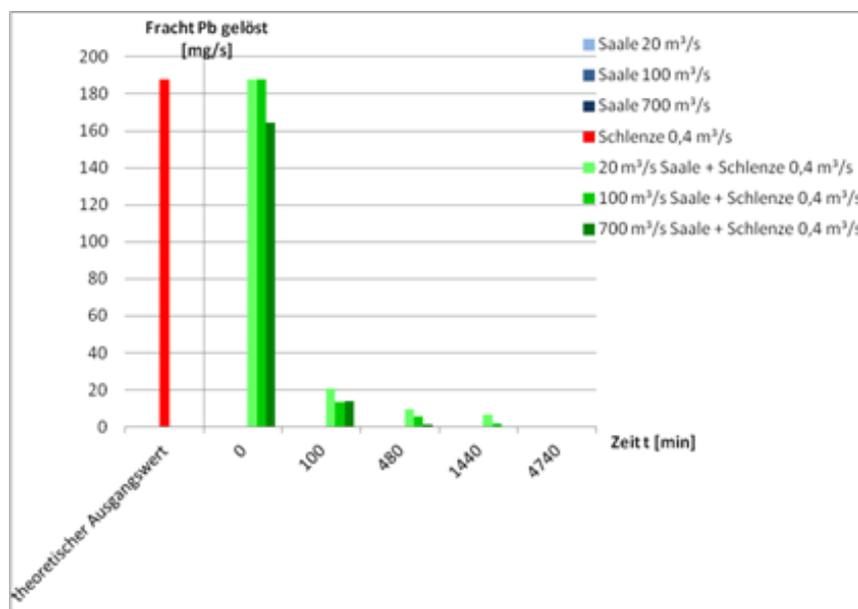


Abb. 21: Fracht gelösten Bleis in Abhängigkeit von der Zeit. Die verschiedenen Blautöne stellen die verschiedenen Abläufe der Saale dar, Rot ist die Schlenze und die verschiedenen Grüntöne sind die Mischungen aus Saale und Schlenze.

Die Fracht kommt nahezu ausschließlich durch den Eintrag der Schlenze in die Saale zustande. Bereits nach einer Durchmischungszeit von 100 min sind ca. 90 % des gelöst in die

Saale eingetragenen Bleis an Partikeln gebunden. Bei einem Mittelwasserabfluss entspräche dies der Fließstrecke bis in den Bereich Rothenburg. Der simulierte, variierte Abfluss spielt dabei nur eine untergeordnete Rolle.

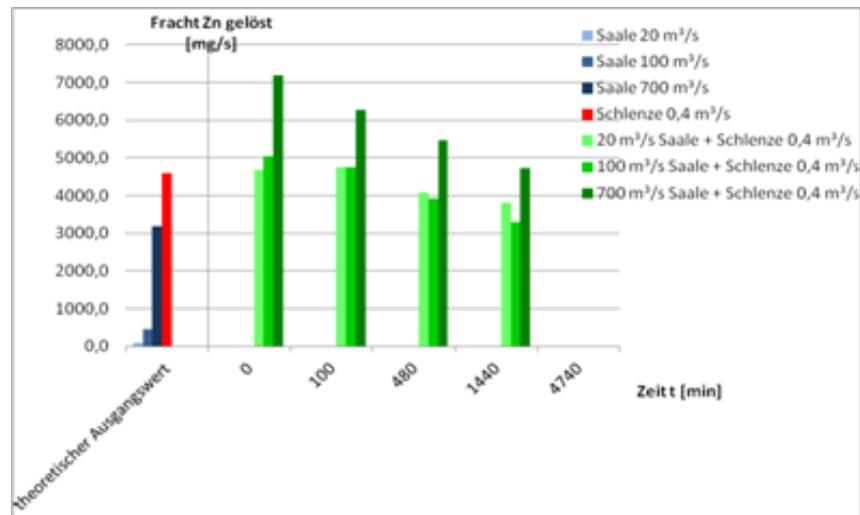


Abb. 22: Fracht gelösten Zinks in Abhängigkeit von der Zeit. Die verschiedenen Blautöne stellen die verschiedenen Abläufe der Saale dar, Rot ist die Schlenze und die verschiedenen Grüntöne sind die Mischungen aus Saale und Schlenze.

Ähnlich wie für das Cadmium beschrieben, kann im Hochwasserfall der Zinkeintrag über die Saale selbst signifikant sein und bis zu 75 % der Zinkkonzentration aus der Schlenze annehmen (Abbildung 22). Im Vergleich zum Verhalten des Cadmium sind aber offensichtlich auch im Hochwasserfall noch Bindungsplätze für das Zink an Partikeln vorhanden, so dass die Fracht des gelösten Zinks bereits nach 100 min signifikant um ca. 9 % abnimmt. Vergleichbares gilt auch für die simulierten niedrigeren Saaleabflüsse.

Auch hier kommt es bereits nach 100 min zu einer signifikanten Abnahme der gelöst transportierten Zinkfracht. Mit zunehmender Zeit der Vermischung nimmt die Fracht des gelöst transportierten Zink weiter ab so dass nach 1 Tag nur noch ca. 70 % der gelösten Zinkfracht im Vergleich zum Zeitpunkt der Vermischung vorhanden sind.

Fazit:

Bei der Vermischung von gelöstem Cd, Pb und Zn aus der Schlenze mit Saalewasser kommt es verstärkt zur partikulären Bindung von Cd, Pb und Zn. Am größten ist der Effekt für Blei wo bereits nach 100 min Durchmischung ca. 90 % des gelösten Bleis partikulär gebunden werden, während in dieser Zeit nur ca. 10 % des gelöst eingetragenen Zink gebunden werden und beim gelöst transportierten Cadmium nur dann ein Effekt zu verzeichnen ist, wenn die Saale vor dem Zusammenfluss eine signifikant niedrigere Cd-Fracht besitzt als das gelöst eingetragene Cadmium durch die Schlenze. In jedem Fall führt eine Verlängerung der

Vermischungszeit zur weiteren Abnahme der gelöst transportierten Frachten der untersuchten Elemente.

3.3.2 Sinkversuch

Die Ergebnisse der Untersuchung für Cd, Pb und Zn sind in den Abbildungen 23, 24 und 25 dargestellt. In Anlage 9 sind tabellarisch alle Untersuchungsergebnisse dazu aufgeführt.

Sowohl für Cd als auch für Pb und Zn sind bereits nach 100 min signifikante Abnahmen der Elementkonzentrationen in der oberen Wasserschicht (ca. 9 % des totalen Wasservolumens); (50 ml von 550 ml) nachweisbar (grüne Balken). Während für Cadmium nur eine Abnahme von ca. 25 % nachgewiesen wurde und für Zink annähernd eine Verringerung um ca. 40 % ermittelt wurde, sind es für Blei ca. 65 %. Die nachgewiesene, extrem schnelle Bindung des Bleis an Partikel im Saalewasser ist als Ursache für die verstärkte Abnahme der Bleikonzentration in der oberen, beprobten Schicht zu sehen. Eine Verlängerung der Standzeit führt zur weiteren Abnahme der Elementkonzentrationen in der oberen Wasserlamelle, wenngleich dies für Cadmium am wenigsten ausgeprägt ist. Verbunden ist damit auch die Konzentrationszunahme in der unteren Lamelle (rote Balken).

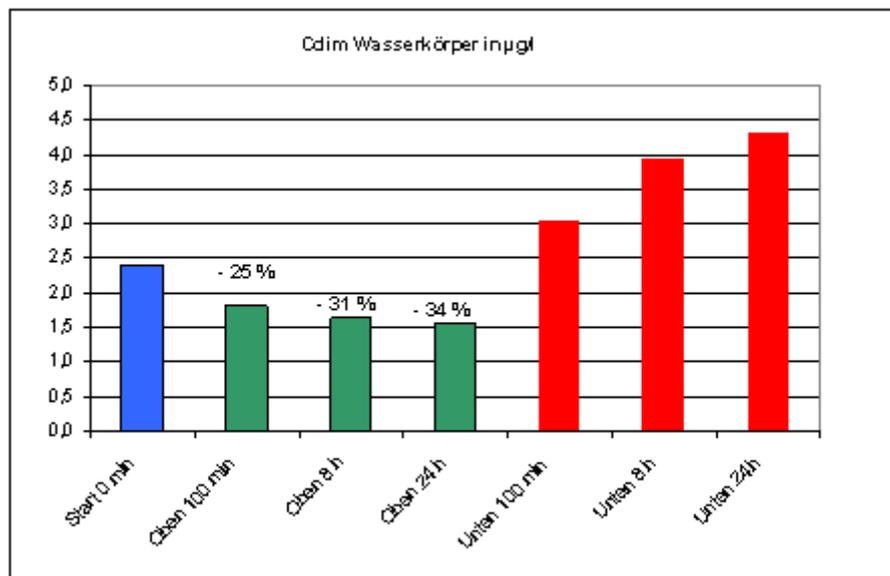


Abb. 23: Abnahme des Cadmium im Wasserkörper bei unterschiedlichen Sinkzeiten (grün: obere, rot: untere Lamelle)

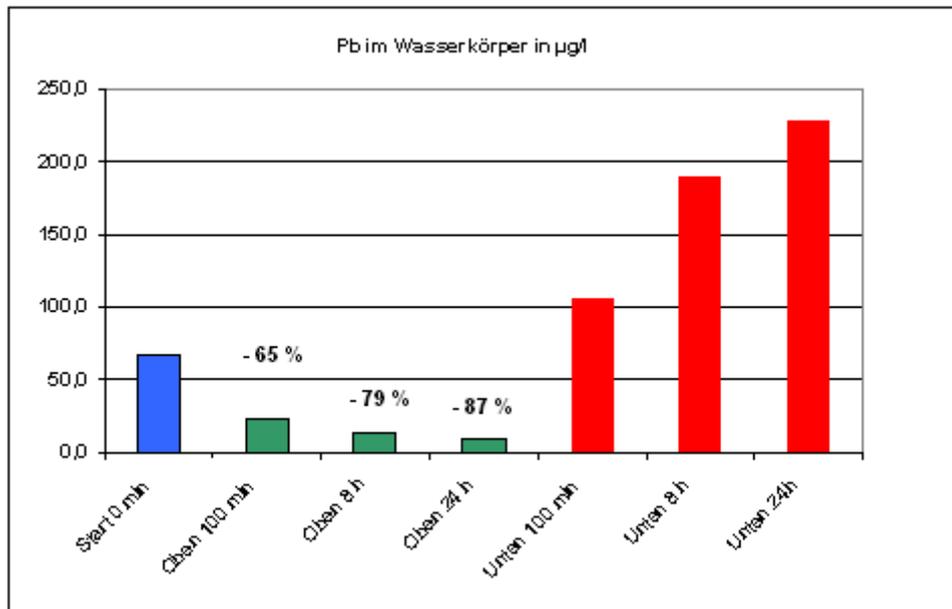


Abb. 24: Abnahme des Bleis im Wasserkörper bei unterschiedlichen Sinkzeiten (grün: obere -, rot: untere Lamelle)

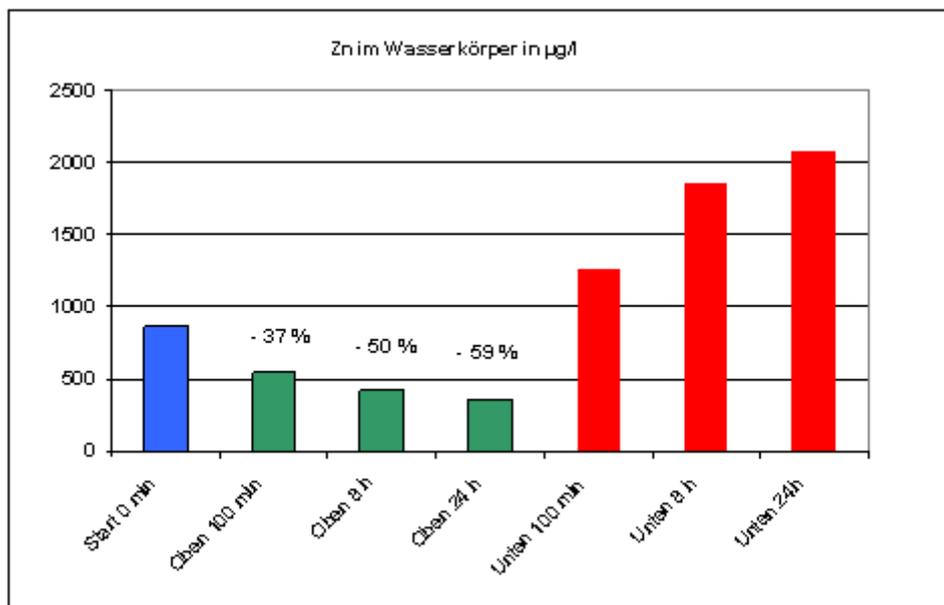


Abb. 25: Abnahme des Zinks im Wasserkörper bei unterschiedlichen Sinkzeiten (grün: obere -, rot: untere Lamelle)

In welchem Ausmaß das Mischungsverhältnis von Saale- und Schlenzwasser die Absinkgeschwindigkeit sowie die -rate beeinflussen, konnte im Rahmen des Forschungsauftrages nicht realisiert werden. Hierfür wären weitere Untersuchungen notwendig. Hinzu kommt, dass durch das Entfernen der oberen und unteren Wasserlamelle

sowohl nach 100 min als auch nach 8 h das dynamische Gleichgewicht gestört wurde. Die Kernaussage der weiteren Abnahme mit zunehmender Zeit gilt aber in jedem Fall.

Fazit:

Nach einer Durchmischungszeit von 100 min (ca. 3 km Fließstrecke bei Volldurchmischung) kommt es in strömungsberuhigten Zonen innerhalb von 100 min zum Absinken von partikulär gebundenem Cd, Pb und Zn, wenngleich in unterschiedlichem Ausmaß. In der oberen Wasserlamelle mit ca. 10 % Volumenanteil der Säule nimmt die Cadmiumkonzentration um ca. 25 % ab, die Zinkkonzentration verringert sich um ca. 37 % und ca. 65 % des in der obersten Wasserlamelle enthaltenen Bleis sind abgesunken. Eine Verlängerung der Sinkzeit verstärkt den Effekt Absinkens verbunden mit der Zunahme der Konzentrationen in der unteren Wasserlamelle.

3.3.3 Rücklöseversuch

Die Ergebnisse der Rücklösung bei Remobilisierung der Sedimente sind in den Abbildungen 26, 27 und 28 dargestellt.

Eine Rücklösung von Schwermetallen aus dem Sediment am Wehr in Rothenburg in das Saalewasser kann, nur im unteren Promillbereich, bezogen auf den Sedimentgehalt, festgestellt werden. Die nachgewiesene Konzentrationserhöhung in der gelösten Form im Wasser ist bezogen auf 1 l Wasser und für die Beurteilung der quantitativen Konzentrationserhöhung im Gewässer nicht geeignet, da das Wasservolumen über dem Sediment im Gewässer um ein vielfaches höher ist. Anhand des Verlaufs des gelösten Schwermetallanteils in Abhängigkeit der Zeit können aber Tendenzen mit Bezug zum Rücklösungsverhalten nachgewiesen werden. Damit lässt sich abschätzen, bei welchen Elementen eine Rücklösung als realistisch angesehen werden kann. Im Ergebnis der Untersuchungen lassen sich die Schwermetalle dazu grundsätzlich in drei Gruppen unterteilen:

Der ersten Gruppe können die Schwermetalle zugeordnet werden, in denen ein Anstieg der Schwermetallkonzentration in Abhängigkeit der Schüttelzeit festgestellt wird. Der Anstieg lässt den Schluss zu, dass die Neueinstellung des Phasengleichgewichts durch den Schüttelvorgang noch nicht eingestellt ist. Bei diesen Elementen kann auch unter realen Bedingungen von einer Rücklösung ausgegangen werden. Hierzu gehört insbesondere Zink

bei dem der stetige Anstieg der Konzentration für das gelöste Zink im Wasser den Schluss zulässt, dass keine Sättigung erreicht ist (Abbildung 26).

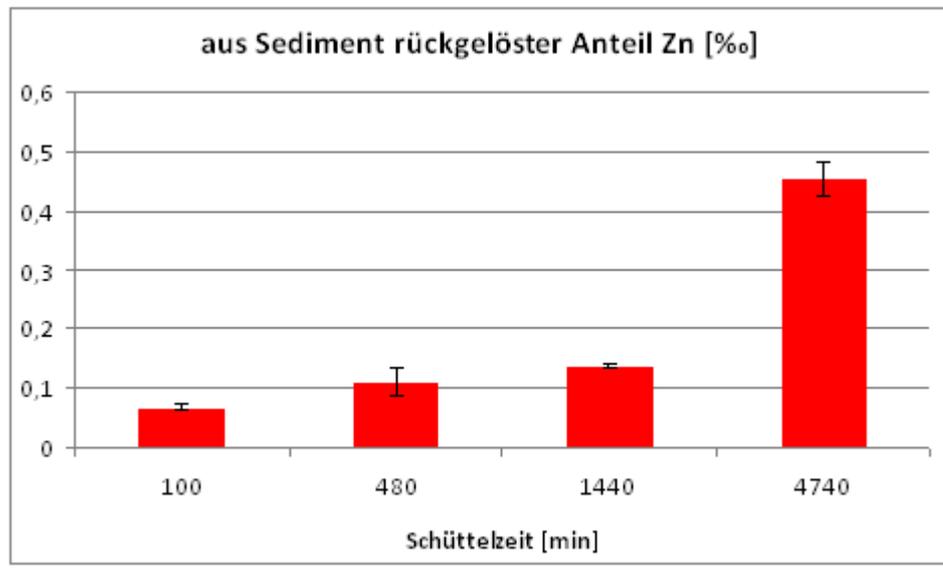


Abb. 26: Rücklösung von Zink aus den suspendierten Sedimenten

Des Weiteren können Mangan, Nickel und Eisen den Schwermetallen zugeordnet werden, bei denen der Rücklösungsprozess noch nicht vollständig abgeschlossen ist. Chrom und Titan können aufgrund der zum Ende hin ansteigenden Konzentration ebenfalls noch dieser Gruppe zugeordnet werden, wobei hier jedoch insbesondere bei Titan davon ausgegangen werden muss, dass aufgrund der geringen Änderung nahezu eine Sättigung innerhalb der Messzeit erreicht worden ist. Die höchste Rücklösung unter Versuchsbedingungen lässt sich innerhalb dieser Gruppe bei Mangan mit einem Anteil von 15,5 ‰ der am Sediment gebundenen Menge nach 4740 min feststellen. Eine weitaus geringere Rücklösung tritt bei Nickel mit 1,9 ‰, Zink mit 0,45 ‰, Chrom 0,19 ‰ und Eisen 0,02 ‰ auf. Bezüglich realer Bedingungen liegt aber gegebenenfalls eine Unterschätzung des Rücklöseanteils bei zunehmender Sättigung vor.

Der zweiten Gruppe werden die Elemente zugeordnet, bei denen eine Rücklösung auftritt, jedoch eine Sättigung innerhalb der Messzeit erreicht worden ist. Bei Arsen und Uran nimmt der gelöste Anteil zunächst zu, dann jedoch wieder ab, sodass man hier von einem nahezu konstanten Verlauf und somit von einer Sättigung sprechen kann. Hierbei muss noch erwähnt werden, dass Uran mit 21,6 ‰ nach 4740 min bzw. zwischenzeitlich mit 29,9 ‰ nach 1440 min unter Versuchsbedingungen den höchsten Rücklöseanteil aufweist. Dies ist in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus dem Schüttelversuch zu sehen, wo nachgewiesen werden konnte, dass Uran kaum an Partikeln adsorbiert.

Als dritte Gruppe sind die Elemente zu nennen, bei denen es nicht oder nur zu Beginn der Versuchszeit zu einer Rücklösung kommt. Bei Blei (Abbildung 27) und Cadmium (Abbildung 28) werden unter Versuchsbedingungen in der Suspension zusätzlich circa 0,064 ‰ bzw. 0,3

% am Feststoff gebunden, d. h. im Saalewasser gelöst befindliches Blei und Cadmium wird zusätzlich noch an den suspendierten Partikeln gebunden „negative“ Rücklösung.

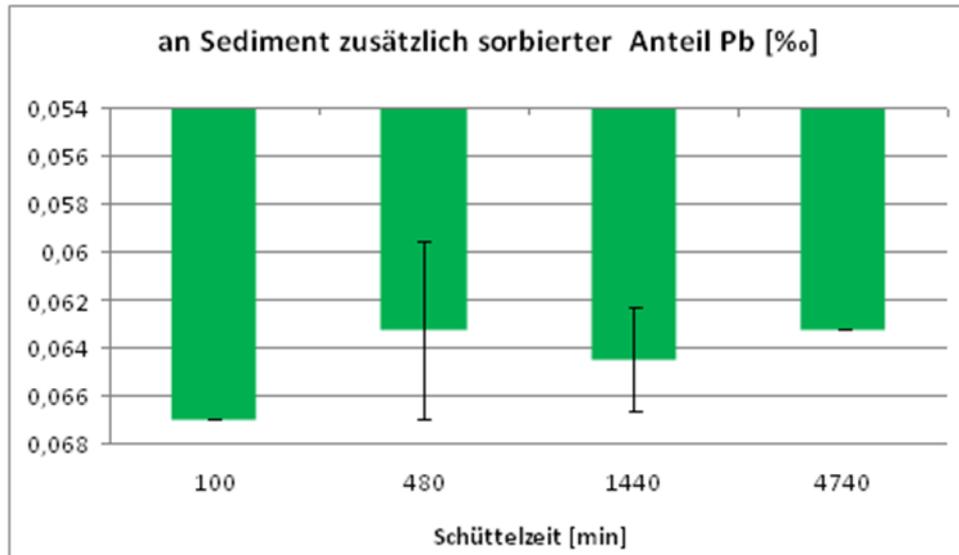


Abb. 27: zusätzliche Bindung von im Saalewasser gelöstem Blei (negative Rücklösung) an den suspendierten Sedimenten.

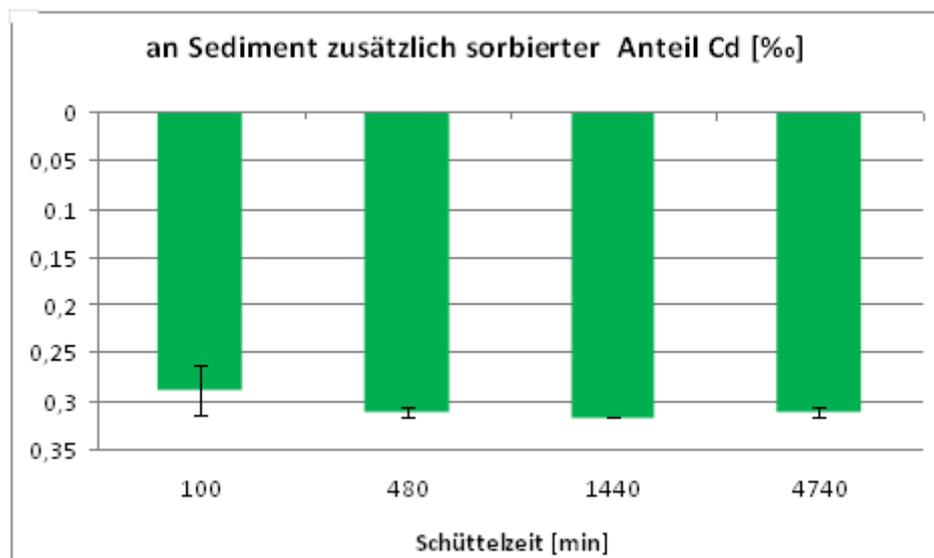


Abb. 28: zusätzliche Bindung von im Saalewasser gelöstem Cadmium (negative Rücklösung) an den suspendierten Sedimenten

Bezüglich des Bleis ist diese Affinität an die partikuläre Phase mit den Ergebnissen der Saale-Schlente-Wasser-Mischungsversuche konform. Im Vergleich dazu zeigt Cadmium in den Saale-Schlente-Wasser-Mischungsversuche jedoch nur eine geringfügige Adsorption. Eine grundsätzlich hohe, dem Blei entsprechende Affinität, lässt sich somit für Cadmium nicht annehmen. Bei Kupfer ist bei 480 min eine Rücklösung mit einem Anteil von 0,2 % zu erkennen. Danach überwiegt jedoch ebenfalls ein Adsorptionsprozess. Eine Rücklösung von Blei und auch Cadmium ist unter realen Bedingungen als eher unwahrscheinlich anzusehen.

Kupfer weist aufgrund der anfänglichen Rücklösung eine etwas höhere Wahrscheinlichkeit für eine geringfügige Rücklösung auf.

Fazit:

Eine Rücklösung von Schwermetallen und Arsen konnte wenn überhaupt nur im Promillebereich nachgewiesen werden. Für Blei und Cadmium scheint es sogar so zu sein, dass die Adsorptionskapazität der Sedimente noch nicht ausgeschöpft ist, so dass sie in der Suspension noch in Lösung befindliches Blei und Cadmium partikulär binden. Eine extreme Bindungsumlagerung von der partikulär gebundenen Fraktion hin zum gelösten Anteil ist demzufolge beim Aufwirbeln der Sedimente nicht zu erwarten.

4. Bewertung und Empfehlungen

4.1 Im Hinblick auf das Monitoring

Beeinflussung der Gewässergüte der Schlenze durch den Schlüsselstollen:

Für die Erfassung der Einträge aus dem Schlüsselstollen in die Schlenze sind die Messstellen oberhalb der Schlenze (am Pegel des LHW) sowie Schlenze Ortsmitte geeignet. Sie sind am besten zugänglich und sehr gut als Eingangs- und Ausgangssignal geeignet.

Beeinflussung der Gewässergüte der Saale durch die Schlenze:

Wegen der verzögerten Einmischung der Schlenze in die Saale ist eine Bewertung des Einflusses der Schlenze nur durch eine Probenahme in ausreichendem Abstand von der Schlenze-Mündung möglich. Wegen der Schwankungen der Konzentrationen zwischen linken und rechtem Ufer sowie Strommitte, sind Probenahmen vom Rand des Gewässers für eine Beurteilung des Einflusses der Schlenze ungeeignet. Unter Berücksichtigung der Praktikabilität bietet sich, wenn kein Schiff oder Schlauchboot zur Verfügung steht, eine Beprobung ca. bei km 60,2 (von der Fähre Rothenburg aus) an.

Analytik:

In den Anlagen 1, 3 und 4 sind Ergebnisse unter Verwendung verschiedener Elementaufschlüsse zusammengestellt. Die Ergebnisse des nach dem innerhalb der FGG Elbe vereinbarten Aufschlusses sowie des zusätzlich verwendeten $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ -Mikrowellenaufschlusses stimmten für die meisten, insbesondere die WRRL-relevanten

Metalle gut überein. Unterschätzt wurden mit dem erst genannten Aufschluss nur die Konzentrationen typischer Bodenbestandteile Al, Fe, Ti sowie Cr. Für Fragestellungen zur Unterscheidung verschiedener Eintragspfade in das Gewässer bietet sich die ergänzende Bestimmung dieser Metalle nach $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ -Mikrowellenaufschluss an.

4.2 Im Hinblick auf das Sedimentmanagement

Sedimente im Einzugsgebiet der Schlenze:

Unter Berücksichtigung des Austrags von Schwermetallen in vorwiegend gelöster Form aus dem Schlüsselstollen und der schnellen Durchmischung des Stollenwassers mit der Schlenze, nur wenige hundert Meter unterhalb des Zusammenflusses, kann davon ausgegangen werden, dass abgespülte Böden und Einträge aus dem urbanen Bereich zur Bildung größerer, rezenter Sedimentablagerungen im Unterlauf der Schlenze beitragen.

Daher ist, neben der Untersuchung der Einträge aus dem Schlüsselstollen, eine Bilanzierung der Einträge aus den urbanen Gebieten des Einzugsgebiets der Schlenze erforderlich.

Sedimente im Einzugsgebiet der Saale:

Die Untersuchungen weisen darauf hin, dass die Strecke zwischen Mündungsbereich der Schlenze und der Stauhaltung Rothenburg ausschlaggebend für die Vermischung des Schlenze-Wassers mit der Saale ist und eine Sedimentation der auf der Strecke gebildeten Partikel erwartet werden kann.

Für den Sedimenttransport im Unterlauf der Saale sind die Stauhaltungen Wettin, Rothenburg, Alsleben und Calbe von besonderer Bedeutung. Die Stauhaltung Rothenburg verfügt dabei über die größten potenziellen Sedimentationsbereiche, sowohl im Hinblick auf den Schleusenkanal als auch die Länge des Bereiches unterhalb des Wehres. Nach Weise (2011) betragen die zwischen 1995 und 2011 aus der Schleuse Rothenburg gebaggerten Sedimentmengen 30400 m^3 (Oberhafen) bzw. 14500 m^3 (Unterhafen).

Eine vorläufige, erste Abschätzung der in der Stauhaltung abgelagerten Sedimentmengen, auf der Grundlage von der BfG, gemeinsam mit dem WSA an 25 Messstellen in der Staustufe Rothenburg durchgeführten Peilungsuntersuchungen (Mai 2012), ergab ca. 20000 m^3 im Schleusenoberhafen, ca. 10000 m^3 im Schleusenunterhafen, ca. 2000 m^3 in der Schleuse. Die während dieser Untersuchungen ermittelte Sedimentmächtigkeit lag zwischen 0 bis 150 cm in der Staustufe, der Anteil frischer Sedimente zwischen 20 und 100 cm (Claus, 2012). Im Vergleich dazu wurden die Sedimentablagerungen in der Schleuse Rischmühle auf ca. 7000 m^3 (Mai 2012) und in der Stauhaltung Calbe auf ca. 60000 m^3 (Juli 2012) geschätzt (Claus, 2012),

Im Hinblick auf die Verbesserung der Wassergüte der Saale kommt daher zum gegenwärtigen Zeitpunkt einer regelmäßigen Beräumung der kontaminierten Sedimente in den Stauhaltungen die größte Bedeutung zu.

Sinnvoll wäre ein begleitendes Monitoring im Umfeld von Baggermaßnahmen.

Im Hinblick auf mögliche Sanierungslösungen für den Schlüsselstollen, unter dem Aspekt der Kosteneffizienz, stellt die Modellierung des Einmischungsverhaltens der Schlenze bis zur Stauhaltung Rothenburg unter verschiedenen hydrologischen Bedingungen eine wichtige Grundlage dar. Diese würde es ermöglichen abzuschätzen, welche Reduzierung der Einträge aus dem Schlüsselstollen zu welchem Ergebnis in der Saale führen könnte. Hierfür werden, neben Beschaffenheitsdaten, Daten zum Gewässerprofil, zu Strömungsgeschwindigkeiten und Teilabflüssen benötigt, die auf der Grundlage von ADCP-Messungen erhoben werden können.

4.3 Im Hinblick auf weiterführende Laboruntersuchungen

Basierend auf den Laboruntersuchungen konnte eine unterschiedlich stark ausgeprägte Zunahme, der partikulären Bindung der vorwiegend gelöst aus der Schlenze in die Saale eingetragenen Elemente Cd, Pb und Zn nachgewiesen werden. Am größten ist der Effekt für Blei wo bereits nach 100 min Durchmischung ca. 90 % des gelösten Bleis partikulär gebunden werden, während in dieser Zeit nur ca. 10 % des gelöst eingetragenen Zink gebunden werden und beim gelöst transportierten Cadmium nur dann ein Effekt zu verzeichnen ist, wenn die Saale vor dem Zusammenfluss eine signifikant niedrigere Cd-Fracht besitzt als das gelöst eingetragene Cadmium durch die Schlenze.

Sinkversuche erbrachten den Nachweis, dass in strömungsberuhigten Zonen in der obersten Lamelle, die ca. 10 % des Säulenvolumens enthält, die Elementkonzentrationen von Cd, Zn und Pb innerhalb von 100 min von 25 bis 65 % abnimmt. Im Falle eines Auskofferns der Sedimente würden, wenn überhaupt, nur wenige ‰ von Blei, Zink und Cd rückgelöst werden. Die Bindung von Pb, Zn und Cd ist demzufolge so stabil, dass bei Remobilisierung von einem partikulären Transport im Gewässer auszugehen ist. Damit konnte nachgewiesen werden, dass eine signifikante Senkenfunktion in strömungsberuhigten Arealen nach entsprechender Durchmischung von Saale- und Schlenzewasser existiert, die nach entsprechenden Untersuchungen und deren Beurteilung ggf. optimaler genutzt werden kann.

Um weitergehende Empfehlungen für eine mögliche Frachtreduzierung von Pb, Cd und Zn geben zu können, sollten weitere Experimente und Untersuchungen durchgeführt werden. Diese lassen sich wie folgt charakterisieren:

- Detailliertere Vermischungsuntersuchungen sollten Aufschluss geben über die Mindestsaalewassermenge, die notwendig ist, um einen signifikanten Anteil der gelösten Elemente Cd, Pb, Zn und ggf. weiterer Elemente aus dem

Schlüsselstollenablauf bzw. der Schlenze zu binden. Basierend auf diesen Erkenntnissen könnten sich Untersuchungen und Berechnungen zur Dimensionierung eines Rückhaltebeckens (ggf. auch im Stollensystem?) von schlüsselstollen- bzw. mit Schlenzewasser durchmischem Saalewasser anschließen.

- Des Weiteren könnte geprüft werden, in wie weit ein Anschluss von Saalealtarmen mit Überlauf sinnvoll ist, um ein großflächiges Absinken elementbeladener Partikel verbunden mit Entschlammungen in größeren Zeitabschnitten zu ermöglichen. Belange des Natur- und Landschaftsschutzes sind dabei zu berücksichtigen.
- Untersuchungen, in wie weit eine veränderte Steuerung der Schleusen mit den -kanälen und Wehren sowie deren regelmäßige Beräumung sinnvoll sind, um das Absinken der elementbeladenen Partikel zu verstärken, stellen eine weitere Option der Prüfung dar.

In jedem Fall sind aber weitergehende Untersuchungen im Technikumsmaßstab bzw. in (mobilen) Kosmenanlagen vor der Durchführung von Umsetzungsmaßnahmen zu empfehlen.

Referenzen

Baborowski, M., UFZ (2012): schriftliche Mitteilung 30.07.2012

Baborowski, M., Büttner, O., Morgenstern, P., Krüger, F., Lobe, I., Rupp, H., von Tümpling, W. (2007): Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial-lawn traps in a floodplain of the River Elbe. *Environ. Pollut.* **148** (3), 770 – 778

Baborowski, M., Bozau, E. (2006): Impact of former mining activities on the uranium distribution in the River Saale (Germany) *Appl. Geochem.* 21 (6), 1073-1082.

Baborowski, M., Mages, M., Hiltcher, C., Matschullat, J., Guhr, H. (2005): Former mining activities influence Uranium concentrations in the Elbe river near Magdeburg. In: Merkel, B.J., Hasche-Berger, A. (Hrsg.) *Uranium in the environment. Mining impact and consequences* Springer, Berlin, S. 585-592.

Claus, E., BfG (2012). Persönliche Mitteilung 05.12.2012

DIN 38414 Teil 4 (DEV S4): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4). Beuth-Verlag, Berlin.

Hanisch, Ch., Zerling, L., Junge, F.W., Czegka, W. (2005): Verlagerung, Verdünnung und Austrag von schwermetallbelasteten Flusssedimenten im Einzugsgebiet der Saale. Ein Beitrag zur Abwägung von Gefährdungspotenzial und Selbstreinigungsvermögen unserer Fließgewässer. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse Band 64, Heft 1 ISBN 3-7776-1414-9

Heise, S., Krüger, F., Baborowski, M., Stachel, B., Götz, R., Förstner, U. (2008): Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt durch Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement, Hamburg, 349 S.

Lindenschmidt, K.E., Hesse, C., Guhr, H., Baborowski, M. (2005): Modellierung anorganischer Schadstoffe in der Unteren Saale. *Hydrol. Wasserbewirtsch.* 49 (3), 118 - 132

Mages, M., von Tümpling, W., van der Veen, A., Baborowski, M. (2006): Element determination in natural biofilms of mine drainage water by total reflection X-ray fluorescence spectrometry *Spectrochim. Acta B* 61 (10-11), 1146 – 1152.

Morgenstern, P., Brüggemann, L., Wennrich, R. (2005): Effect of the sample matrix on measurement uncertainty in X-ray fluorescence analysis. *Spectrochimica Acta Part B* 60, 1373-1379.

Plejades independent experts: Vortrag LHW-Halle, Mai 2012

Schwandt, D., Hübner, G. (2009): Hydrologische Extreme im Wandel der Jahrhunderte - Auswahl und Dokumentation für die Informationsplattform Undine. - *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 26.09. S. 19-24, Hennef

Steinhoff (LHW MD): Brief an Frau Kasimir und Herrn John vom 30.07.2012

Weigold, F., Baborowski, M. (2009): Consequences of delayed mixing for quality assessment of river water: example Mulde-Saale-Elbe. *J. Hydrol.* 369 (3-4), 296-304

Weise, J, WSA Magdeburg (2011): Informationsveranstaltung im MLU am 05.05.2011:
Baggergutverbringung Saale

Zerling, L., Müller, A., Jendyschik, K., Hanisch, Ch., Arnold, A. (2001): Der Bitterfelder Muldestausee als Schadstoffsene - Entwicklung der Schwermetallbelastung von 1992 bis 1997. *Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Band 59, Heft 4* ISBN 978-3-7776-1152-5 (<http://www.hirzel.de/titel/52137/print.html>)

Anlagenverzeichnis

- Anlage 1: Änderung der Stoffkonzentrationen nach Mündung des Schlüsselstollens in die Schlenze
- Anlage 2: Sedimentprobenahmen in der Schlenze
- Anlage 3: Änderung der Stoffkonzentrationen im Längsverlauf der Saale im Juli 2012
- Anlage 4: Änderung der Stoffkonzentrationen im Längsverlauf der Saale im November 2012
- Anlage 5: Einmischung der Schlenze in die Saale am Beispiel ausgewählter Parameter
- Anlage 6: Sedimentprobenahmen im Längsverlauf der Saale im Juli 2012
- Anlage 7: Sedimentprobenahmen im Längsverlauf der Saale im November 2012
- Anlage 8: Schüttelversuch von Saale / Schlenzewassermischungen zur Untersuchung des gelöst / partikulären Elementverhaltens
- Anlage 9: Sinkversuch partikelgebundener Elemente Saale-Schlenze-Mischung
- Anlage 10: Rücklösungsversuch durch Suspension vom Sediment Saale km 59
- Anlage 11: Gauss – Krüger - Koordinaten der Probenahmestellen
- Anlage 12: Kartografische Darstellung der Probenahmestellen