Originalarbeiten

Elbehochwasser 2002 – Ein Rückblick

Schadstoffbelastung von Schlamm- und Sedimentproben im Raum Dresden (Sachsen)

Karsten Grunewald^{1*}, Christiana Unger¹, Heinz-Jürgen Brauch² und Wido Schmidt²¹ Technische Universität Dresden, Institut für Geographie, D-01062 Dresden² DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe (TZW, Außenstelle Dresden), Scharfenberger Str. 152, D-01139 Dresden

* Korrespondenzautor (kg3@rcs.urz.tu-dresden.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2004.02.073>

Zusammenfassung

Ziel/Hintergrund. Neben direkten Schadenswirkungen bei Hochwasserereignissen gibt es zahlreiche indirekte Schäden, zu denen die Verbreitung von Schadstoffen gehört. Durch die großräumigen Überschwemmungen infolge der Sturzfluten und Dammbrüche im August 2002 im Elbegebiet wurden Sedimente und Schlämme abgelagert, deren Gefahrenpotenzial analysiert und bewertet werden muss.

Methoden. Unmittelbar nach dem Hochwasser wurden repräsentative Flutsediment- und Schlammproben aus dem oberen Elbtal und ausgewählten Erzgebirgszuflüssen auf ein breites Spektrum anorganischer und organischer Schadstoffe untersucht.

Ergebnisse. Es wurden teilweise relativ hohe Konzentrationen für As, Pb, Cd, Zn, Cu, B sowie DDT, PCB und Benzo[a]pyren festgestellt.

Schlussfolgerungen. Geogener Hintergrund und Nutzungscharakteristik der Einzugsgebiete bestimmen das regionale Muster der Belastung. An der Elbe wurden vor allem persistente Organika aus den tschechischen Belastungsräumen flussabwärts verlagert. Schwerpunkte der anorganischen Stoffbelastung resultieren aus den erzgebirgischen Bergbaugebieten.

Ausblick. Es werden Detailuntersuchungen zur Ermittlung der Gefährdungspotenziale an Elbe und Mulde durchgeführt.

Schlagwörter: Dresden; Elbe/Mulde-Hochwasser 2002; Hochwasser 2002; Schadstoffbelastung Schlamm; Schadstoffbelastung-Sediment

Abstract

Elbe Flood 2002 in Retrospect: Pollution of sediments due to the extreme flood situation around Dresden (Saxony, Germany)

Objective: Flood sediments were investigated due to the extreme flood situation around Dresden in August 2002.

Methods: The samples have been analyzed by screening inorganic and organic pollutants.

Results: It was observed that As, Pb, Cd, Zn, Cu, B and other heavy metals as well as DDT, PCB and Benzo[a]pyren were significantly enriched.

Conclusion: Depending on geogenic and anthropogenic impacts, the spatial distribution of these contaminants was different. Organic compounds were dislocated downstream from Czech Republic along the Elbe River. Because of the old ore mining, samples near the Mulde and Weißeritz Rivers showed high metal pollution.

Perspective: More detailed and systematic investigations should be undertaken in the Elbe and Mulde river systems.

Keywords: Dresden region; Elbe and Mulde Rivers; flood 2002; Germany; sediment/mud pollution

1 Einleitung

Infolge des katastrophalen Hochwassers aufgrund von Niederschlags-Abfluss-Ereignissen in Tschechien, im Erzgebirge und an der Elbe im August 2002 wurden erhebliche Mengen an Boden- und Sedimentmaterial aus den Einzugsgebieten der Flüsse bzw. den Uferbereichen und Flussbetten mobilisiert. Größere Schotter oder Sande lagerten sich meist rasch in den Auen wieder ab, feineres Material, suspendierte und gelöste Stoffe wurden z.T. über weite Entfernungen verfrachtet.

Die Elbabschnitte oberhalb Dresden und insbesondere in Tschechien gelten als belastete Flussabschnitte (z.B. Reincke 2002). Auch wenn sich die Wasserqualität im letzten Jahrzehnt deutlich verbessert hat, sind in tieferen Sedimenten noch erhebliche Mengen toxischer organischer Verbindun-

gen und Schwermetalle akkumuliert. Die Schadstoffe können durch Hochwässer remobilisiert und verlagert werden. Im August 2002 wurden darüber hinaus zahlreiche weitere Kontaminationsquellen wie Chemie- und Gewerbebetriebe, Kläranlagen, Altstandorte und -ablagerungen wie z.B. Bergbauhalden und -gruben überschwemmt. Diese Flächen gelten normalerweise nicht als hochwassergefährdet.

In landwirtschaftlich genutzten und in urbanen Räumen kann die Deposition schadstoffbelasteter Hochwassersedimente problematisch sein. Ziel der vorliegenden ad hoc Beprobung von Hochflutsedimenten war, sich einen Überblick zur Schadstoffsituation im Großraum Dresden zu verschaffen. Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen die Fragen:

- Mit welchen Stoffkonzentrationen ist in den Schlämmen bei extremen Hochwassersituationen zu rechnen?
- Welche Zusatzbelastung ergibt sich für die Böden?
- Können spezielle Kontaminationsquellen und Depositionsräume identifiziert werden?

Zur Untersuchung dieser Fragen wurden repräsentative Proben aus dem Oberen Elbtal und ausgewählten Erzgebirgs-

zufließen auf ein breites Schadstoffspektrum analysiert. Die Konzentrationen wurden nutzungsbezogen bewertet und mit ubiquitären Sediment- und Bodengehalten verglichen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet und Probenahme

Insgesamt wurden 38 Standorte zwischen dem 17.08. und 25.08.2002 beprobt. Kriterien für die Wahl der Beprobungspunkte waren: Erreichbarkeit nach dem Hochwasser, Lage im Abstrom möglicher Kontaminationsquellen und der Gesichtspunkt systematischer Zufallsstichproben (vgl. Blume et al. 2002). Als Hauptbelastungsräume wurden der tschechische Elbabschnitt von Lovosice bis Usti nad Labem (vgl. Martinek et al. 2002, Kalinova 2002), der Industrie- und Ballungsraum Pirna-Heidenau-Dresden und Gebiete des Altbergbaus im Osterzgebirge eingestuft.

Mit einem Schaber wurden Proben von abgelagerten Flut-sedimenten aus den Auen der (Ost-) Erzgebirgsflüsse Gottleuba, Seidewitz, Müglitz, Rote/Weiße/Vereinigte Weißeritz und Freiburger Mulde sowie im Elbabschnitt zwischen Rathen und Dresden/Radebeul entnommen (Abb. 1). Analog dazu wurde Schlamm aus den Siedlungsbereichen (Straßen, Wege, Plätze, Keller) der Ortschaften Pirna, Dohna,

Kreischa, Lockwitz, Dresden, Freital, Dippoldiswalde und Nossen beprobt.

2.2 Analysemethoden

Die gewonnenen Proben wurden im Labor der TU Dresden homogenisiert, gesiebt ($< 2 \text{ mm}$) und getrocknet (105°C). Um Bindung und Sorption der Schadstoffe durch die Sedimente und Schlämme abschätzen zu können, wurden Korngrößen, pH-Werte, Humusgehalt und Kationenaustauschkapazität bestimmt. Die Gesamtgehalte von Schwermetallen und anderen wichtigen Elementen sowie umweltrelevante Organika wie PCB, DDT, HCH und PAK wurden bestimmt, um einen möglichst umfassenden Überblick zur Belastungssituation zu ermöglichen. Die einzelnen Parameter und die jeweiligen Analysemethoden sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

2.3 Bewertungsansätze

Zur Bewertung der 38 Sedimentproben wurden in Abhängigkeit von Einzugsgebiet (Elbe, Zuflüsse des Erzgebirges) und Sedimentationsraum (Auenbereich, Siedlungsraum) Gruppen gebildet. Die Sedimentproben der Gruppen unterscheiden sich durch Farbe, Geruch, Körnung, organische Bestandteile sowie Beimengungen anthropogener Herkunft (Tabelle 2).

Tabelle 1: Analysenparameter und Bestimmungsmethoden

Parameter	Einheit	Methode
Korngrößen pH-Wert Humusgehalt KAK _{eff}	% % mmol/kg	Sieb/Sedimentierverfahren nach Köhn elektrometrisch in KCl Bestimmung des org. C – nasse Verbrennung nach Springer/Klee – Humusgehalt = $1,72 \cdot C_{org}$ Verfahren nach Kappen/Adrian (diese vier Methoden in Barsch et al. 2000 bzw. Schlichting et al. 1995 beschrieben)
Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn, Al, Zn, B, Ba	g/kg TS	100 mg gemahltes Sediment (<20 µm) wurde in einem Teflongefäß mit 2 mL HNO ₃ versetzt und im Aufschlussautoklaven 8 h im Trockenschrank bei 180–190°C aufgeschlossen. Anschließend wurden 2 mL HF conc. zugegeben und bis zur Trockne auf der Heizplatte bei 120°C abgeraucht. Mit 2 mL HNO ₃ conc. und 10 mL H ₂ O wurde die Probe dann weitere 3 h bei 180–190°C aufgeschlossen, in 100 mL Maßkolben überspült und mit dest. Wasser aufgefüllt (DIN 38414-S7, Referenzstandard NIST SRM 6043d). Die Vermessung erfolgte für die Elemente Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn und Al am AAS-Vario6 der Fa. Jena-Analytik, für alle anderen am ICP-MS Elan 6000 bzw. ICP/OES, Fa. Perkin Elmer.
As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Hg, Sb, Ag	mg/kg TS	
PAK	µg/kg TS	1 g Sediment (gefriergetrocknet) mit 5 mL Cyclohexan versetzt und nach Zugabe des internen Standards (1-Chlortetradekan) 15 min lang im Ultraschallbad behandelt. Anschließend wurde die organische Phase abdekantiert, der feste Rückstand erneut mit 5 mL Cyclohexan versetzt und im Ultraschallbad extrahiert. Die organischen Phasen wurden vereinigt und zur Abtrennung der restlichen Schwebstoffe bei 2000 U/min 15 min lang zentrifugiert. Nach Abtrennung der organischen Phase wurde ein zweiter interner Standard zugegeben (1-Chloroktadekan), das Lösungsmittel im Stickstoffstrom auf 0,5 mL eingengt und der Extrakt mittels Gaschromatographie/Massenspektrometrie quantitativ vermessen.
PCB und weitere hochchlorierte Verbindungen	µg/kg TS	Nach Zugabe von 10 mL n-Hexan/Aceton-Mischung (2:1) und von 25 mL internem Standard (TCX/P209, 1 ng/µL) wurde die Lösung 15 min im Ultraschallbad behandelt, 2 Stunden auf einer Horizontalschüttelmaschine geschüttelt und bei 200 U/Min. 5 min lang zentrifugiert. Die organische Phase wurde abgetrennt und am Rotationsverdampfer auf ca. 2 mL eingengt. Nach Zugabe von 1 mL wäßriger Tetrabutylammoniumbromid-Lösung (33 g/L) und 1 mL Isopropanol wurde 1 min intensiv geschüttelt und die Mischung 15 min stehen gelassen. Anschließend wurden 5 mL demineralisiertes Wasser zugegeben, die organische Phase abgetrennt und 0,3 g Natriumsulfat zur Trocknung zugegeben. Die organische Phase wurde im Stickstoffstrom auf 0,5 mL eingengt und anschließend über handelsübliche Benzolsulfonsäurekartuschen gegeben. Nach einer Nachspülung mit 2 mL n-Hexan wurde die organische Phase auf 0,3 mL eingengt und ein Aliquot mit Hilfe der Gaschromatographie und Doppelsäulentechnik mittels ECD quantitativ vermessen. Bei der PAK- und PCB-Bestimmung wurde über das Gesamtverfahren kalibriert. Die Referenzsubstanzen wurden von der Fa. PROMOCHEM bzw. Ehrensdoerfer bezogen.

Tabelle 2: Gruppierung der Sedimentproben (in Klammern: Probenzahl)

Hauptgruppe	Untergruppe	Probenahmestellen (Lage s. Abb. 1)	Charakteristik (Farbe, Geruch, Beimengungen)
Elbsediment (14)	ELB/AU Natürliche Aue mit Acker, Grünland, Kleingärten (5)	E1, E2, E5, E6, E8	Schwarzbraun, fauliger Geruch, organische Bestandteile, z.T. ölig
	ELB/S Siedlungsbereiche (9)	E3, E7, EL 1-7	Schwarzbraun, silberne Farbe, Geruch nach Diesel, organische Bestandteile
Sediment der Erzgebirgsflüsse (24)	ERZ/AU Natürliche Überflutungsau mit Grünland, Gärten (13)	GL1, GL2, GL3, S1, S2, MÜ1, L1, L3, RW2, WW2, WW3, FM1, FM3	Gesteinsfarben (graubraun, rötlich bis gelbgrau), geruchsneutral, keine sichtbaren organischen Bestandteile, z.T. Ziegel- und Glasreste
	ERZ/S Siedlungsbereiche (11)	L2, L4, L5, MÜ2, WW1, RW1, VW1, VW2, VW3, FM2, L6	Schwarz-/Graubraun, z.T. faulig-öliger Geruch, organische Anteile

Bei der Beurteilung der Analyseergebnisse spielen neben der Vor- bzw. Hintergrundbelastung Fragen zu den Handlungserfordernissen bei Schadstoffablagerungen sowie zu Nutzungseinschränkungen die Hauptrolle. Zur Einordnung wurden folgende Bezugswerte herangezogen:

- Typische Stoffgehalte in Sedimenten und Aueböden, insbesondere im Oberen Elbtal und an den Flüssen Mulde und Weißeritz (Müller & Rauer 1997, http://coast.gkss.de/aes/pdf_doku/band_3.pdf, <http://www.umwelt.sachsen.de/lflug/hwz/index.html>).
- Nutz- und schutzgutbezogene Bewertung nach Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999): für Schwermetalle und Organika, Pfad Boden-Mensch und Boden-Pflanze.

3 Ergebnisse und Diskussion

Abb. 2 zeigt, dass in den Auenproben der Erzgebirgsflüsse die Sandfraktion mit rd. 90% des Körnungsanteils dominiert, während im Bereich der Elbe Schluffe den Hauptanteil ausmachen und relevante Tongehalte zu finden sind. Die Proben der Siedlungsschlämme aus dem Erzgebirge (ERZ/S) ähneln den Elbproben in der Korngrößenzusammensetzung.

Die pH-Werte der Proben liegen fast ausschließlich im schwach bis sehr schwach sauren Bereich. Die sandigen Sedimente der Gruppe ERZ/AU (Tab. 2) weisen die niedrigsten pH-Werte und größte Spannweite auf (Min. pH 5,1, Max. pH 7,6, Median: pH 6,6). Die pH-Werte spiegeln den Versauerungszustand vieler Erzgebirgsböden unter Wald nicht wi-

Abb. 2: Korngrößenanteile, Humusgehalte und Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) in den untersuchten Sedimenten und Schlämmen (Standorte der Gruppen s. Tab. 2)

der (s. Waldzustandsbericht 2002). Wahrscheinlich wurde durch das sommerliche Hochwasser überwiegend Bodenmaterial der Landwirtschaftsflächen erodiert bzw. Sediment aus Auen verlagert. Die Schwankungsbreite der pH-Werte der Elbproben ist vergleichsweise gering (6,3–6,8).

Hohe Humusgehalte, die aus den C_{org} -Bestimmungen abgeleitet wurden, sind für die schluff- und tonreichen Auensedimente charakteristisch. Das sandige Erzgebirgsmaterial ist dagegen nur schwach humos. Entsprechend den Ton-/Schluff- bzw. Humusgehalten sind die Kationenaustauschkapazitäten der Elbsedimente mit KAK_{eff} 50–70 mmol/kg⁻¹ relativ hoch und die der Erzgebirgsproben vergleichsweise niedrig (KAK_{eff} um 20 mmol/kg⁻¹). Die Probengruppe ERZ/S nimmt auch diesbezüglich eine Mittelstellung ein (Abb. 2).

Insgesamt ist das Untersuchungsmaterial aus dem Erzgebirge (ERZ/AU) relativ grob und weist ein vergleichsweise geringes

Sorptionspotenzial auf (Strömungshochwasser). Die im Elb-raum während des Stauhochwassers abgelagerten Sedimente (ELB/AU, ELB/S) sind aufgrund ihrer hohen Ton-/Schluff- und Humusanteile wirkungsvolle Sorbentien für anorganische Ionen und ausgewählte Organika.

3.1 Elementzusammensetzung der Sedimente und Schlämme

Die Minimal-, Maximal- und Medianwerte der Elementgehalte sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Die Probengruppen weisen relativ hohe Stoffkonzentrationen auf, was für Hochflutsedimente im Elberaum typisch ist (vgl. Kunert et al. 2000). Das räumliche Verteilungsmuster der analysierten Elemente variiert nutzungs- und elementspezifisch. Die Kalzium-, Magnesium-, Eisen- und Mangangehalte der Elbsedimente sind höher als die der Erzgebirgssedimente. Kalium und Natrium treten in den Erzgebirgssedimenten in höheren Konzentrationen auf, was auf die Nachlieferung aus Verwitterung der Feldspäte und Glimmer der Erzgebirgsgesteine und der geringen Affinität dieser Elemente zu Huminstoffen zurückzuführen ist (Pälchen et al. 1996, Scheffer & Schachtschabel 2002).

Aluminium und Bor wurden in beiden Regionen in vergleichbaren Größenordnungen nachgewiesen. Während die Al-Werte im Bereich der natürlichen Hintergrundbelastung liegen, zeigen die Borkonzentrationen anthropogene Zusatzbelastungen an. Die Borgehalte liegen ein bis zwei Zehnerpotenzen über den typischen Gehalten von 0,005–0,08 mg/kg TS in Oberböden (Scheffer & Schachtschabel 2002). In den überfluteten Gebieten dürften Natriumperborat und Natriumteraborat aus Waschmitteln oder Konservierungsmitteln aus lokal begrenzten Quellen wie Kläranlagen und Haushalte ausgetragen oder mobilisiert worden sein.

Tabelle 3: Mediane der Elementgehalte (Untergruppen aus Tab. 2; in Klammern: Minimum und Maximum, n = Probenzahl; n.n.: unterhalb der Bestimmungsgrenze)

Element	Einheit	ELB/AU (n=5)	ELB/S (n=9)	ERZ/AU (n=13)	ERZ/S (n=11)
Ca	g·kg ⁻¹	14 (11–20)	13 (11–21)	9 (5–19)	12 (9–30)
Mg	g·kg ⁻¹	7 (3–8)	8 (4–11)	5 (3–10)	7 (4–9)
K	g·kg ⁻¹	19 (14–19)	18 (16–20)	25 (18–30)	23 (20–29)
Na	g·kg ⁻¹	6 (6–7)	7 (7–8)	13 (8–18)	9 (7–15)
Fe	g·kg ⁻¹	40 (20–42)	37 (23–48)	29 (15–44)	33 (28–43)
Mn	g·kg ⁻¹	1,3 (0,4–1,6)	1,2 (0,7–1,9)	0,7 (0,3–1)	0,9 (0,6–1,3)
Al	g·kg ⁻¹	60 (32–67)	61 (41–76)	66 (46–82)	62 (50–70)
Zn	g·kg ⁻¹	0,5 (0,2–0,6)	0,3 (0,2–0,5)	0,2 (0,1–1,3)	0,4 (0,1–1)
B	g·kg ⁻¹	1,2 (0,8–3,1)	1,8 (1,1–3,1)	1,2 (0,6–2,6)	1,5 (0,7–1,8)
Ba	g·kg ⁻¹	0,6 (0,6–1,1)	0,6 (0,3–0,7)	0,6 (0,4–3,4)	0,7 (0,6–3,3)
As	mg·kg ⁻¹	35 (12–38)	74 (39–185)	33 (16–839)	76 (25–611)
Pb	mg·kg ⁻¹	123 (78–446)	145 (110–240)	48 (37–1700)	111 (63–1340)
Cd	mg·kg ⁻¹	2,6 (1,3–3,7)	1,9 (0,8–28)	0,8 (0,5–18)	2,0 (0,9–13)
Cu	mg·kg ⁻¹	80 (40–240)	90 (50–130)	35 (10–290)	60 (30–200)
Cr	mg·kg ⁻¹	124 (64–161)	103 (58–184)	47 (30–79)	63 (36–86)
Ni	mg·kg ⁻¹	44 (22–58)	45 (24–63)	28 (17–50)	37 (18–54)
Hg	mg·kg ⁻¹	0,4 (0,3–0,8)	0,3 (,2–0,5)	0,05 (n.n.–0,2)	0,1 (n.n.–0,6)
Sb	mg·kg ⁻¹	4 (3–35)	5 (3–6)	3 (n.n.–38)	4 (2–28)
Ag	mg·kg ⁻¹	2,5 (1,2–2,9)	1,9 (1,0–2,7)	0,6 (n.n.–16,7)	2,4 (0,9–13,1)

In den Auensedimenten wurden typische Arsenwerte zwischen 29 und 35 mg/kg nachgewiesen. In den Sedimenten der Siedlungsbereiche betrugen sie mehr als das Doppelte, in Einzelfällen sogar das Zehnfache (Tabelle 3). Arsen ist in der Umwelt allgegenwärtig. Aufgrund geogener Anreicherungen, aber auch zahlreicher Altlasten (insbesondere WISMUT-Bergbau), aktueller Verwendungen in der Halbleiterindustrie und als Legierungsbestandteil zur Erhöhung der Härte verschiedenster metallischer Materialien gehört es zu den Problemelementen in Sachsen, vor allem im Einzugsgebiet der Mulde (Schmidt 1996, Dieter 2003).

Auch bei den Elementen Blei und Cadmium wurden in einigen Fällen erhöhte Werte festgestellt. Als relativ hoch muss weiterhin die Zink- und Kupferbelastung eingestuft werden. Die Gehalte an Nickel, Quecksilber und Chrom sind unauffällig. Allgemein sind die Elementgehalte im Siedlungsbereich meist etwas höher als außerhalb.

Die Freiburger Mulde wies erwartungsgemäß maximale Elementkonzentrationen auf (Pb: 1.700 mg/kg, Cd: 18 mg/kg, As: 839 mg/kg, Ag: 17 mg/kg). Auch die Weißeritz, insbesondere die Rote Weißeritz, weist erhöhte Einzelwerte auf (As: 238 mg/kg, Pb: 282 mg/kg). Altbergbau und Hüttenindustrie charakterisieren die beiden Einzugsgebiete. Die Schwermetallkonzentrationen in den östlicheren Flusseinzugsgebieten des Erzgebirges Gottleuba, Seidewitz, Müglitz und Lockwitz sind deutlich geringer, wie das Beispiel Blei in Abb. 3 zeigt. Für das Verteilungsmuster sind vorrangig geogen-chalkogene Ursachen der zahlreichen Mineralisationen und Lagerstätten des Osterzgebirges sowie die Überflutungen der Halden und Gruben des ehemaligen Erzbergbaus vor allem im Oberlauf von Mulde und Weißeritz verantwortlich (Pälchen 1996, Alloway 1999). Das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie stellte für diese Gebiete deutliche Zusatzfrachten bei der Elementbelastung der Flusssedimente gegenüber der Bodenbelastung fest (<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/hwz/index.html>).

Abb. 3: Pb-Gehalte der Sedimente und Schlämme

An der Elbe liegen die anorganischen Schadstoffkonzentrationen auf hohem Niveau, ohne dass die Elemente As, Cd und Pb Maxima wie an der Freiburger Mulde erreichen. Eine Zuordnung zu einzelnen Kontaminationsquellen ist nicht möglich. Die Elementgehalte für Hg, Cr, Cu und Ni sind für die Elbsedimente höher als im Abstrom der Erzgebirgsflüsse. In Abb. 4 wird dieses räumliche Verteilungsmuster am Beispiel des Quecksilbers veranschaulicht.

3.2 Organische Schadstoffe

3.2.1 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

In ausgewählten Sedimentproben wurden die Gehalte der folgenden zehn 4-6 Ring PAK bestimmt: Fluoranthen (FL), Pyren (Py), Benzo[a]anthracen (BaA), Chrysen (CH), Benzo[b]fluoranthen (BbFL), Benzo[k]fluoranthen (BkFL), Benzo[a]pyren (BaPy), Dibenz[a,h]anthracen (DahA), Benzo[g,h,i]perylene (BghiPE) und Indeno[1,2,3-cd]pyren (IN).

Abb. 4: Hg-Gehalte der Sedimente und Schlämme (Gottleuba, Seidewitz, Müglitz und Lockwitz aufgrund fehlender Nachweise bzw. von Befunden im Bereich der Nachweisgrenze nicht dargestellt)

Abb. 5: PAK-Gehalte (Σ aus 4 – 6 Ring PAK) ausgewählter Sediment und Schlammproben

Abb. 6: Benzo[a]pyren-Gehalte ausgewählter Sediment und Schlammproben

PAK sind als Nebenprodukte natürlicher und industrieller Verbrennungsprozesse ubiquitär verbreitet. Aufgrund ihrer sehr geringen Wasserlöslichkeit und der vergleichsweise hohen $\log_{KOW}$ -Werte reichern sie sich in Gewässern überwiegend an Schwebstoffen und Sedimenten an. Dabei kann ihr Massenanteil bei Gewässersedimenten bis etwa 10 mg/kg TS betragen. Die PAK-Gehalte von kommunalen und industriellen Klärschlämmen können noch deutlich höhere Zahlenwerte erreichen (Breitung et al. 1994, Björseth 1983). Einzelne PAK weisen karzinogene bzw. mutagene Potenziale auf. Für Benzo[a]pyren wurden in der neuen Trinkwasserverordnung 0,01 µg/l ($\approx$ 10 ng/l) als Grenzwert festgesetzt.

Die Ergebnisse sind als Gesamt-PAK-Gehalte (Summe der zehn 4–6 Ring-PAK, Abb. 5) und für Benzo[a]pyren (Abb. 6) dargestellt. Wie Abb. 5 zeigt, liegen die PAK-Gehalte in den meisten Sediment-/Schlammproben deutlich unter 10 mg/kg TS. Nur in Proben an der Vereinigten Weißeritz (VW1-3) und in zwei Proben an der Elbe (EL 4,5) wurden Gehalte zwischen 27 und 60 mg/kg TS gefunden. Die erhöhten PAK-Werte dürften auf Ausschwemmung belasteter, lokaler Bodenverunreinigungen (ehemalige Gaswerke, Industriegelände u.ä.) zurückzuführen sein.

Die in Abb. 6 dargestellten Ergebnisse der Benzo[a]pyren spiegeln die für die Gesamt-PAK erhaltenen Belastungsmuster

wider. Die hoch PAK-kontaminierten Proben weisen gleichsinnig erhöhte Benzo[a]pyren-Gehalte auf. Der Vergleich mit den Referenzwerten aus der Bodenschutz- und Altlastenverordnung zeigt für die Nutzung als Ackerfläche oder Nutzgarten (Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze), dass der Prüfwert für Benzo[a]pyren von 1 mg/kg TS bei diesen Proben überschritten wird.

3.2.2 Chlorierte Verbindungen (polychlorierte Biphenyle (PCB) und chlorierte Pestizide)

In Elbesediment- und -schlammproben wurden ausgewählte PCB (Tabelle 4), DDT und Metabolite, α -HCH, β -HCH, γ -HCH (Lindan), Penta- und Hexachlorbenzol sowie Octachlorstyrol (Tabelle 5) bestimmt. PCB sind aufgrund ihrer chemischen Beständigkeit und extremen Langlebigkeit (Persistenz) ubiquitär verteilt. Die PCB-Gehalte der analysierten neun

Kongenere lagen zwischen etwa 20 $\mu\text{g/kg}$ und 180 $\mu\text{g/kg}$. Rückschlüsse auf ihre Herkunft sind nicht möglich.

Auffällig sind die deutlich erhöhten Konzentrationen des DDT und seiner Metabolite, die weit über den sonst üblichen Hintergrundwerten lagen. An der Entnahmestelle EL 3 erreichten sie einen Gesamtgehalt von > 1,5 mg/kg (Tabelle 5). Die Sedimentproben von den Erzgebirgsflüssen wiesen dagegen im Mittel die üblichen Hintergrundwerte auf. Die z.T. extrem hohen DDT- und Metabolit-Gehalte an der Elbe sind wesentlich auf eine nicht abgedichtete Deponie in der tschechischen Republik zurückzuführen, auf der früher Produktionsrückstände abgelagert wurden (Hypr et al. 2002, Kalinova 2002, Martinek et al. 2002).

Deutliche Unterschiede zeigten sich auch bei Hexachlorbenzol (Tabelle 5). Die Elbsedimente wiesen ebenfalls deutlich höhere Gehalte auf, als die der Erzgebirgsflüsse. Die Schwan-

Tabelle 4: PCB-Gehalte von Sedimentproben im Bereich der Elbe (in $\mu\text{g/kg}$ TS)

Polychlorierte Biphenyle	E 1	E 2	E 3	E 5	E 6	E 7	EL 1	EL 2	EL 3	EL 4	EL 5
PCB 28	18	14	2,1	< 2	12	5,7	8,9	9,0	8,2	< 2	7,9
PCB 52	4,6	3,5	2,0	5,0	10	2,6	< 2	2,1	< 2	< 2	< 2
PCB 101	12	5,3	7,7	14	21	3,5	3,8	3,2	6,1	< 2	6,7
PCB 118	< 2	2,2	< 2	12	17	2,1	< 2	< 2	< 2	< 2	8,2
PCB 138	39	18	27	22	40	11	11	11	12	4,0	16
PCB 153	42	16	28	19	33	9,5	11	10	13	3,6	15
PCB 170	14	4,9	10	4,4	6,7	2,4	2,6	3,4	4,6	2,6	3,0
PCB 180	40	15	24	11	18	9,1	11	8,4	11	3,1	11
PCB 194	5,5	2,4	3,3	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	2,2	< 2	< 2
Summe	176	81	105	89	158	47	51	49	59	18	70

PCB Chemische Bezeichnung

28 2,4,4'-Trichlorbiphenyl

52 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl

101 2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl

118 2,3',4,4',5'-Pentachlorbiphenyl

138 2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl

153 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl

170 2,2',3,3',4,4',5'-Heptachlorbiphenyl

180 2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl

194 2,2',3,3',4,4',5,5'-Octachlorbiphenyl

Tabelle 5: Organische Schadstoffgehalte von Sedimentproben im Bereich der Elbe (in $\mu\text{g/kg}$ TS)

Schadstoffe	E 1	E 2	E 3	E 5	E 6	E 7	EL 1	EL 2	EL 3	EL 4	EL 5
p,p-DDT	95	25	74	11	24	86	20	20	1300	78	19
o,p-DDT	10	4,4	13	2,4	9,2	5,8	8,9	7,4	16	15	7,3
p,p-DDE	100	31	59	6,4	62	66	23	41	63	42	27
p,p-DDD	77	26	22	7,8	3,4	35	21	27	290	13	31
o,p-DDD	56	19	> 2	8,7	31	24	22	20	17	5,0	25
α -HCH	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
β -HCH	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
γ -HCH	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Octachlorstyrol	< 2	3,5	2,7	< 2	4,4	5,1	< 2	2,7	5,0	< 2	< 2
Pentachlorbenzol	4,6	4,6	< 2	< 2	2,9	3,8	< 2	< 2	7,4	< 2	< 2
Hexachlorbenzol (HCB)	120	190	39	17	100	150	26	53	190	6,8	34

kungen im Gehalt der Elbproben sind jedoch im Gegensatz zu DDT nicht mit Nutzungs-/Lagebeziehungen oder der Sedimentzusammensetzung zu erklären. Da die Elbprobe E1 bei Rathen, das oberhalb des Industrie- und Ballungsraumes Pirna-Dresden liegt, 120 µg HCB enthält, ist zu vermuten, dass auch hier die Hauptbelastung auf Schwebstoff- und Sedimentverfrachtung aus dem Gebiet der tschechischen Republik zurückzuführen ist.

Die Isomere des Hexachlorcyclohexan (α -HCH, β -HCH, γ -HCH) waren in den untersuchten Feststoffproben nicht nachweisbar. Das bedeutet, dass am Oberlauf der Elbe keine entsprechenden Produktionsstätten vorhanden sein dürften. Die gemessenen Pentachlorbenzol- und Octachlorstyrolgehalte wiesen ebenfalls keine Auffälligkeiten auf.

4 Schlussfolgerungen

Über Auswirkungen katastrophaler Hochwässer auf die Beschaffenheit von Flusssedimenten ist relativ wenig bekannt (Symader & Roth 2002). Bei derartigen Ereignissen werden Teilflächen in Abtrag und Akkumulation angebunden, die in der Regel keine Verbindung zum Vorfluter aufweisen. Die Hochwässer führen zu einer Aufwirbelung und Mischung des Sedimentmaterials der Flusssohle und des Uferbereichs. Daneben werden erhebliche Mengen frischen Sedimentmaterials aus den Einzugsgebieten eingetragen und anderenorts abgelagert. Für Sachsen wird eine Verlagerung von rund 200.000 Tonnen Hochflut-Schlammmasse im Zusammenhang mit dem Augusthochwasser 2002 angenommen. Eine Frachtabschätzung ergibt demnach, dass fast 10 t Arsen, über 20 t Pb oder einige kg DDT bewegt worden sein müssen. Nach den Angaben des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie wurden allein im Bereich der Schlackenhalde in Muldenhütten bei Freiberg 6.300 t und aus dem Flussbett der Freiburger Mulde 2.300 t hochbelastete Sedimente abgetragen.

Die nach dem Hochwasser analysierten Schlamm- und Sedimentproben wiesen relativ hohe Konzentrationen an anorganischen und organischen Schadstoffen auf, insbesondere Arsen, Blei, Cadmium und Benzo[a]pyren betreffend. In vielen Fällen entsprechen die Schadstoffkonzentrationen aber den Vorbelastungen der Auenböden der jeweiligen Einzugsgebiete.

An der Elbe wurden vor allem persistente Organika wie DDT, PCB und HCB aus den tschechischen Belastungsräumen flussabwärts verlagert. Schwerpunkte der anorganischen Stoffbelastung befinden sich in den erzgebirgischen Bergbaugebieten. Im Blickpunkt steht vor allem das Muldesystem (vgl. auch Brack et al. 2002). Es müssen Vorkehrungen getroffen werden, um bei zukünftigen extremen Hochwasserereignissen Betriebe und Altlasten besser zu sichern.

Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes 'Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 zur Ermittlung der Gefährdungspotenziale an Elbe und Mulde' werden weitere Untersuchungen durchgeführt.

Literatur

- Alloway B J (1999): Schwermetalle in Böden – Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen. Springer Verlag, Berlin
 Barsch H, Billwitz K, Bork H-R (Hrsg.) (2000): Arbeitsmethoden in Physiogeographie und Geoökologie. Klett-Perthes, Gotha

- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Bundesgesetzblatt, J. 1999, Teil I, Nr. 36, Bonn, 16.7.1999
 Blume H-P et al. (Hrsg.) (2000): Handbuch der Bodenuntersuchung. Wiley-VCH, Weinheim.
 Björseth A (1983): Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. New York and Basel
 Brack W, Altenburger R, Dorusch F, Hubert A, Möder M, Morgenstern P, Moschütz S, Mothes S, Schirmer K, Wennrich R, Wenzel K-D, Schüürmann G (2002): Hochwasser 2002 – Chemische und toxische Belastung überschwemmter Gemeinden im Raum Bitterfeld. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 14 (4) 213–220
 Breitung V, Lageveen-Wenker A, Bergmann H (1994): Verteilungsmuster polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in aquatischen Schwebstoffen und Sedimenten. Vom Wasser 83. Weinheim: Wiley-VCH, 397–406
 Dieter HH (2003): Vorkommen und Toxikologie von Arsen und seine gesundheitliche Bedeutung im Trinkwasser. In: Die Trinkwasserverordnung, E. Schmidt Verlag Berlin, 4. Auflage
 Hypr D, Halírova J, Berankova D (2002): Belastung der Schwebstoffe und Sedimente im tschechischen Abschnitt des Elbe-Einzugsgebiets in den Jahren 1999–2001. In: Geller W et al. (Hrsg.): Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Teubner, Stuttgart, 179–182
 Kalinova M (2002): DDT Loading in the Elbe River. Information Bulletin of the Leading Project and Coordination Institution of the Elbe River Project, TGM Water Research Institute, Prague
 Kunert M, Krüger F, Büttner O, Friese K (2000): Elementzusammensetzung rezenter Hochwassersedimente in einer Elbaue der mittleren Elbe. In: Friese K et al. (Hrsg.): Stoffhaushalt in Auenökosystemen. Springer, Berlin, 181–188
 Martinek P, Verner S, Kral S (2002): Belastung von Fließgewässersedimenten mit Schwermetallen und spezifischen organischen Stoffen. In: Geller W et al. (Hrsg.): Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Teubner, Stuttgart, 103–104
 Müller D, Rauer H (1997): Anorganische Schadstoffbelastungen der Böden des Überflutungsgebietes Oberes Elbtal. Wasser & Boden, 49/2: 15–20
 Pälchen W, Rank G, Berger R, Ossenkopf P (1996): Spurenelemente in Sedimenten erzgebirgischer Fließgewässer. Abh Sächs Akad d Wiss zu Leipzig. Math.-naturwiss. Kl. 58, 4: 33–50
 Reinke H (2002): Entwicklung der Gewässergüte und Ökologie in der Elbe – Sorgen von Morgen. In: Geller W et al. (Hrsg.): Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Teubner, Stuttgart, 388–389
 Scheffer F, Schachtschabel P (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin
 Schlichting E, Blume H-P, Stahr K (1995): Bodenkundliches Praktikum. Berlin/Wien
 Schmidt W (1996): Bericht über die begleitenden Untersuchungen zur Gewässergüteüberwachung der Zwickauer Mulde nach Flutungswassereinleitungen der WISMUT GmbH unter dem Gesichtspunkt der Trinkwasseraufbereitung. DVGW Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, Außenstelle Dresden
 Symader W, Roth M (2002): Zur Frage der Veränderung chemischer Eigenschaften von Flusssedimenten durch Extremereignisse. Wasser & Boden 54/10: 16–19
 Waldzustandsbericht (2001): hrsg. vom Sächs. Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL). Dresden

Eingereicht: 06. Oktober 2003
 Akzeptiert: 04. Februar 2004
 OnlineFirst: 05. Februar 2004