

10. und 11. Oktober 2012 in Hamburg

10. a 11. října 2012 v Hamburku



Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012

Magdeburský seminář o ochraně vod 2012



Die Elbe und ihre Sedimente – Tagungsband

Labe a jeho sedimenty – Sborník



Hauptorganisatoren – Hlavní organizátoři:



Mitveranstalter – Spolupořadatelé:



Ministerstvo životního prostředí



Die Veranstalter bedanken sich beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit für die finanzielle Unterstützung zum Satz und Druck dieses Tagungsbandes zum Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012.

Organizátoři děkují Spolkovému ministerstvu životního prostředí, ochrany přírody a bezpečnosti reaktorů SRN za finanční podporu při sazbě a tisku tohoto sborníku Magdeburského semináře o ochraně vod 2012.

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012

Magdeburský seminář o ochraně vod 2012

Das Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012 findet unter der Schirmherrschaft des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Deutschlands und des Ministers für Umwelt der Tschechischen Republik statt. Das Seminar dient auch der Information und Anhörung der Öffentlichkeit nach Artikel 14 der EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG).

Magdeburský seminář o ochraně vod 2012 se koná pod záštitou spolkového ministra životního prostředí, ochrany přírody a bezpečnosti reaktorů SRN a ministra životního prostředí ČR. Seminář je i součástí informování a konzultací s veřejností podle článku 14 Rámcové směrnice ES o vodách (2000/60/ES).

Sehr geehrte Teilnehmerinnen und Teilnehmer des Magdeburger Gewässerschutzseminars 2012,

der Schutz der Elbe ist eine Gemeinschaftsaufgabe aller Elbeanrainer. In diesem Bewusstsein wurde am 8. Oktober 1990 zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Tschechischen Republik die Vereinbarung über die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) unterzeichnet. Nur durch ein gemeinsames Flussgebietsmanagement können wir einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Elbe erreichen und ihn für die Zukunft sichern. Wir begrüßen es, dass die IKSE als erste Flussgebietskommission in Europa begonnen hat, ein umfassendes Konzept für das Sedimentmanagement zu erarbeiten, sowohl hinsichtlich der Qualität wie der Quantität. Die Verbreitung von Schadstoffen in Gewässern ist eng an den Sedimenttransport gekoppelt. Eingriffe in den Sedimenthaushalt können außerdem wesentliche Folgen für die Gewässerökologie haben.

Auch das Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012 steht im Zeichen der Elbsedimente. Wie entwickelt sich der Sedimenthaushalt im Mittelgebirge, wie in der Tiefebene oder der Tideelbe? Welche Veränderungen sind beim Sedimenttransport zu verzeichnen? Welche Folgen ergeben sich für die Gewässerstruktur, die Gewässergüte und die Gewässerökologie? Einen wichtigen Teil des Programms bildet das Sedimentmanagement - die Ergebnisse des Seminars sollten daher auch bei der Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes Elbe Berücksichtigung finden.

Die Magdeburger Gewässerschutzseminare haben Tradition. Seit mehr als 20 Jahren treffen sich Experten und Expertinnen aller Elbeanrainer, um die Lage der Elbe zu analysieren und Strategien zum Flussgebietsmanagement zu diskutieren. Die Seminarreihe leistet einen wertvollen Beitrag zur gemeinsamen Problemwahrnehmung, und sie ermöglichen den Wissens- und Informationsaustausch rund um die Elbe. Wir wünschen dem 15. Magdeburger Gewässerschutzseminar einen erfolgreichen Verlauf und allen Teilnehmenden interessante Kontakte und einen schönen Aufenthalt in der Elbestadt Hamburg.

Vážení účastníci Magdeburškého semináře o ochraně vod 2012,

ochrana Labe je společným úkolem všech, kdo na Labi žijí. S tímto vědomím byla mezi Českou republikou a Spolkovou republikou Německo dne 8. října 1990 podepsána Dohoda o Mezinárodní komisi pro ochranu Labe (MKOL). Pouze společnou správou oblasti povodí můžeme dosáhnout dobrého ekologického a chemického stavu Labe a zajistit ho pro budoucnost. Vítáme, že MKOL jako první říční komise v Evropě začala pracovat na rozsáhlé koncepci pro nakládání se sedimenty, a to jak z hlediska jejich kvality, tak i kvantity. Rozšíření znečišťujících látek ve vodních tocích má úzkou vazbu na transport sedimentů. Zásahy do režimu sedimentů mohou mimo to mít i zásadní následky pro ekologii vod.

Také Magdeburšký seminář o ochraně vod 2012 se koná ve znamení labských sedimentů. Jak se vyvíjí režim sedimentů v horských a podhorských oblastech, jak v nížinách nebo ve slapovém úseku Labe? Jaké změny lze zaznamenat u transportu sedimentů? Jaké dopady z toho vyplývají pro strukturu toků, jakost vody a ekologii vod? Důležitou část programu tvoří management sedimentů - výsledky semináře by proto měly být zohledněny i při zpracování koncepce pro nakládání se sedimenty Labe.

Magdeburšké semináře o ochraně vod mají tradici. Již více než 20 let se scházejí odborníci ze všech zemí, ležících na Labi, aby společně analyzovali situaci na Labi a prodiskutovali strategie správy povodí. Tato série seminářů je cenným příspěvkem pro vnímání společných problémů a umožňuje výměnu poznatků a informací o všem, co s Labem souvisí. Přejeme 15. Magdeburškému semináři o ochraně vod úspěšný průběh a všem účastníkům řadu zajímavých kontaktů a hezký pobyt v labském městě Hamburku.

Chtěli bychom poděkovat hlavním pořadatelům, Středisku výzkumu životního prostředí H. Helmoltze (UFZ), Úřadu pro rozvoj města a životního prostředí (BSU) Svobodného a hanzovního města

Bedanken möchten wir uns bei den Hauptveranstaltern, dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU) der Freien und Hansestadt Hamburg, der Wasserchemischen Gesellschaft (WG), der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und ihrem Sekretariat sowie bei allen anderen, die an der Vorbereitung und Durchführung des Seminars mitgewirkt haben.

Peter Altmaier

Minister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
der Bundesrepublik Deutschland

Tomáš Chalupa

Minister für Umwelt der Tschechischen Republik

Hamburg, Společnosti pro chemii vody (WG), Mezinárodní komisi pro ochranu Labe (MKOL) a jejímu sekretariátu, ale také všem dalším institucím, které se podílely na přípravě a realizaci semináře.

Tomáš Chalupa

ministr životního prostředí České republiky

Peter Altmaier

ministr životního prostředí, ochrany přírody
a bezpečnosti reaktorů
Spolkové republiky Německo



INHALT / OBSAH

Fachbeiträge / Odborné příspěvky	13
<i>Sedimente in den Bergregionen</i>	13
<i>Sedimenty v horských a podhorských oblastech</i>	
Medek Jiří	14
Problematika říčních sedimentů v horských a podhorských oblastech Die Problematik der Gewässersedimente in den Bergregionen	
Janský Bohumír, Schulte Achim	17
Sediments as a geoarchive for flood events and land use changes Case study: Mladotice Lake, western Czechia	
Langhammer Jakub	21
Impact of landscape and stream disturbance on the dynamics of fluvial processes in mountain areas	
Zahrádka Vlastimil, Hönic Jindřich, Haussel Erich	25
Mercury in the Inflow to the Skalka Reservoir – Appraisal and Proposed Measures	
Potužák Jan, Duras Jindřich, Liška Marek	29
Influence of Fish Ponds on Transport of Phosphorus and Suspended Solids in Upper Vltava River Basin Area	
<i>Sedimente in der Binneneibe</i>	33
<i>Sedimenty vnitrozemského úseku Labe</i>	
Vollmer Stefan, Quick Ina, Moser Hans	34
Sedimenthaushalt und Managementaspekte der Binnenwasserstraße Elbe Režim sedimentů a aspekty managementu na vnitrozemské vodní cestě Labe	
Claus Evelyn, Heininger Peter, Becker Benjamin, Krämer Thomas, Möhlenkamp Christel, Pelzer Jürgen, Schwandt Daniel, Hillebrand Gudrun	38
Cohesive Sediments in Groyne Fields along the Elbe River	
Jährling Karl-Heinz	41
Die Bedeutung des Feststoffhaushaltes für die Gewässerstruktur und Morphodynamik der Elbe – Grundlagen, Maßnahmen, Kompromisse Význam režimu splavenin pro strukturu toku a morfodynamiku Labe – podklady, opatření, kompromisy	
Krüger Frank, Baborowski Martina, Rupp Holger, Scholz Mathias	47
Large-scale sediment retention in the Elbe river floodplains	

- 51 **v. Tümpling Wolf, Matoušková Milada, Scheibe Norbert, Koubková Lenka, Einax Jürgen W.**
Judge- and assessment of the urbane sediment qualities
- 55 **Kodeš Vít, Leontovyčová Drahomíra**
Contamination of biota by hazardous substances with respect to sediment and suspended sediment contamination and water concentration in the Czech Republic
- 59 ***Sedimente in der Tideelbe***
Sedimenty ve slapovém úseku Labe
- 60 **Heise Susanne, Angelstorf Judith, Kottwitz Maximilia, Hsu Pei-Chi**
The Elbe estuary – Sediment dynamic, contamination and the impact of high water discharges
- 63 **Entelmann Ingo, Gätje Bettina**
Sedimentmanagement in der Tideelbe – Optimierung von Umlagerungsstrategien
Nakládání se sedimenty ve slapovém úseku Labe – optimalizace strategií přemísťování sedimentů
- 67 **Krieg Hans-Joachim S.**
Untersuchungen zum Vorkommen und der Indikation der Fauna Oligochaeta (Clitellata, Annelida) in den Sedimenten des Elbeästuars
Průzkumy výskytu a indikace fauny Oligochaeta (Clitellata, Annelida) v sedimentech estuáru Labe
- 72 **Wenzel Christine**
Die EG-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie – Bedeutung für die Bewertung von Sedimentkontaminationen
Rámcová směrnice ES o strategii pro mořské prostředí – význam pro hodnocení kontaminace sedimentů
- 77 ***Sedimentmanagement***
Management sedimentů
- 78 **Heininger Peter**
Sedimentmanagement als Aufgabe der integrierten Flussgebietsbewirtschaftung
Management sedimentů jako úkol integrované správy povodí
- 82 **Kliment Viktor**
Management sedimentů v rámci Mezinárodní komise pro ochranu Labe
Sedimentmanagement im Rahmen der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe
- 84 **Bauer Miroslav, Krása Josef, Janotová Barbora**
Einfluss der Kombination von Datenquellen im Grenzgebiet auf die Modellierung des Boden- und Phosphorverlusts
Vliv kombinace datových zdrojů v příhraničních oblastech na modelování ztráty půdy a erozního fosforu
- 89 **Zídek Jindřich, Drahozal Lukáš**
Nakládání se sedimenty jako součást managementu povodí v úseku Labe Mělník-Hřensko
Sedimentmanagement als Teil des Einzugsgebietsmanagements im Elbeabschnitt Mělník-Hřensko

Rehda Klaus, Röper Christiane, Messal Hilmar, von Tümpling Wolf	94
Möglichkeiten zur Nutzung großer Flussauen in Sachsen-Anhalt vor dem Hintergrund stofflicher Belastungen in Böden und Sedimenten Možnosti využívání velkých údolních niv v Sasku-Anhaltsku s ohledem na látkové zatížení půd a sedimentů	
Korndörfer Christian, Wache Frank	99
Untersuchungen der Landeshauptstadt Dresden zu den Auflandungen in Folge von Hochwasserereignissen im Vorlandbereich der Elbe sowie den Möglichkeiten und der Wirksamkeit der Beseitigung dieser Auflandungen Průzkumy saského hlavního města Drážďan k nánosům v důsledku povodní v předhrází Labe a k možnostem a účinnosti jejich odstranění	
Milch Wolfgang, Hursie Ulrike, Kasimir Petra	106
Das Sedimentmanagementkonzept des Landes Sachsen-Anhalt Koncepte managementu sedimentů v Sasku-Anhaltsku	
Netzband Axel	110
Sedimentmanagement für den Hamburger Hafen Nakládání se sedimenty v Hamburském přístavu	
Posterpräsentationen/Posterová sdělení	115
Alexy Matthias	116
Feststofftransportmodell zur Simulation von Geschiebezugaben in der Erosionsstrecke der Elbe	
Baborowski Martina, Zerling Lutz	119
Arbeitskreis „Sedimente und Gewässergüte“ der Wasserchemischen Gesellschaft German Working group on „Sediments and Water Quality“ of the Water Chemistry Society	
Büttner Olaf, Baborowski Martina	120
Depth Depending Pattern Recognition – a tool for visualization of spatial and temporal similarities of properties in sediment cores	
Chalupová Dagmar, Janský Bohumír	122
Fluvial Lakes of the Elbe River – Water and Sediment Quality	
Dostál Tomáš, Krása Josef, Rosendorf Pavel, Bauer Miroslav, Janotová Barbora, David Václav, Devátý Jan, Vrána Karel, Strouhal Luděk	124
Assessment of sediment load of water bodies in the Czech Republic, and its correspondence to goals of Water Framework Directive	
Drongová Katarzyna, Tajmrová Lenka	126
Management of gravel as a mitigation measure applicable to waterways – a case study	

- 128 **Eichbaum Kathrin, Seiler Thomas-Benjamin, Keiter Steffen H., Winkens Kerstin, Brinkmann Markus, Umlauf Gunther, Stachel Burkhard, Reifferscheid Georg, Buchinger Sebastian, Hollert Henner**
Assessing the dioxin-like activity of sediment and soil samples from the Elbe associated flood area – Bioassays as an alternative for chemical analysis
- 130 **Faulhaber Petra, Kühne Elke**
Geschiebebewirtschaftung in der oberen Mittelelbe
- 133 **Ferenčík Martin, Vohralík Gregor, Schováňková Jana**
Monitoring of Organic Pollutants in Sediments in the Czech Part of the River Elbe Basin
- 135 **Greif Annia, Klemm Werner**
The influence of the Mulde to the Elbe river – Look at the sources of arsenic and heavy metal pollution and their temporal evolution in the last 20 years
- 137 **Hájek Pavel, Medek Jiří, Král Stanislav, Dolének Petr**
Interlaboratory comparison of the sediment analyses as part of the 2nd collective sampling campaign MKOL – Valy in September 2011
- 138 **Halířová Jarmila, Hypr Dušan**
Jakost plavenin a sedimentů v povodí českého úseku Labe nejen z pohledu NEK
- 141 **Halířová Jarmila, Stierand Pavel**
Dynamika transportu plavenin v českém úseku Labe
- 143 **Hypr Dušan**
Revize seznamu prioritních látek v plaveninách a sedimentech řeky Labe a jeho přítoků
- 147 **Keller Ilka, Schwartz René**
The ELSA-Project – Remediation of contaminated Elbe sediments
- 149 **Kleisinger Carmen, Grope Norbert, Haase Holger, Hentschke Uwe, Schubert Birgit**
Results of long-term monitoring of particle-bound contaminants in the Elbe estuary
- 152 **Kliment Zdeněk, Langhammer Jakub, Kadlec Jiří, Vysloužilová Barbora**
Present changes in water soil erosion hazard and the response to suspended sediment load
- 155 **Koželuh Milan, Kule Lumír, Váverková Lenka, Vajnerová Ladislava**
Determination of New Widely Applied Organic Pollutants in Solid Matrices
- 157 **Krüger Frank, Weniger Tobias, Haensch Michael, Urban Brigitte**
Identification of floodplain contamination hot spots by reconstructing Elbe river pollution load history and high flood sediment distribution during inundation
- 159 **Marešová Diana, Hanslík Eduard, Šimek Pavel, Stierand Pavel**
The assessment of natural and artificial radionuclides in river sediments and suspended solids in the Czech Republic in the period 2000–2010
- 161 **Medek Jiří, Hájek Pavel, Ferbar Petr, Ferenčík Martin, Petřík Miloš**
Monitoring říčních sedimentů jako součást provozního monitoringu povrchových vod za období 2004–2011

Möller Stefan, Einax Jürgen W. Heavy metals in Saale sediments – chemometric investigations of the spatial distribution from 1994 to 2010	162
Novak Ladislav Nakládání se sedimenty v oblasti povodí Labe Sedimentmanagement in der Flussgebietseinheit Elbe	163
Offermann Kirsten, Heise Susanne, Keller Ilka, Schwartz René ELLI – The Elbe Literature Data-base	165
Quick Ina Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects	167
Rederer Luděk, Koza Václav Sediment removal – one of the methods to improve water quality in the Mseno reservoir	169
Ricking Mathias, Schröter-Kermani Christa, Claus Evelyn Comparison of PAH in sediment samples vs. SPM of the Elbe-Basin System	170
Schieszl Biggi, Recker Martin, Körner Andrea, Ricking Mathias Adaption of the Environmental Specimen Bank sedimentation box (ESB-SB) to small and low-flow rivers	172
Soukupová Kateřina, Koželuh Milan, Liška Marek, Tajč Václav, Válek Jan Monitoring of Sediment Quality in the Vltava River Basin (in the years 2007–2011)	174
Špaček Jan, Ferencík Martin, Medek Jiří, Hájek Pavel Selected priority substances in water and in sediments of the sectional river basins related to the benthic invertebrates community structure.	176
Špaček Jan, Hájek Pavel Changes of the benthic invertebrates communities from the perspective of sediment changes and changes of the river bed structures in the Frydlant region after the 2010–2011 floods.	177
Vejvodová Jitka, Kodeš Vít Occurrence of pesticides in sediments and suspended particulate matter in the Czech Republic	178
Zeiske Olaf Zurück in die Warmzeit? Im Trend der Körbchenmuschel <i>Corbicula fluminea</i>	180
Zumr David, David Václav, Devatý Jan, Dostál Tomáš, Krása Josef, Sobotková Martina Measuring the Runoff and Sediment Transport on an Experimental Agriculture Catchment	182

185 **III Fachexkursionen / Odborné exkurze**

186 **Detzner Heinz-Dieter, Röper Henrich**

Excursion to the METHA Treatment Plant for Dredged Material and the Silt Disposal Site Francop

191 **Gaumert Thomas, Schlemann Axel**

Besuch der Fischaufstiegsanlagen bei Geesthacht und des Biosphaeriums Elbtalaue in Bleckede
Prohlídka rybích přechodů na jezu Geesthacht a výstavy Biosphaerium Elbtalaue v Bleckede

199 **Blohm Werner, Ohle Nino, Entelmann Ingo, Ricking Mathias, Körner Andrea**

Besuch der Wassergüte-Messstation Seemannshöft
Prohlídka měřicí stanice jakosti vody Seemannshöft

207 **Autorenverzeichnis / Rejstřík autorů**

Fachbeiträge

Odborné příspěvky



Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012

Magdeburský seminář o ochraně vod 2012



Sedimente in den Bergregionen

Sedimenty v horských a podhorských oblastech



Problematika říčních sedimentů v horských a podhorských oblastech

Jiří Medek

Na problematiku říčních sedimentů, které jsou přirozenou součástí vodních toků, se můžeme dívat z mnoha úhlů pohledu, neboť mají aspekty jak kvantitativní, tak i kvalitativní. Management sedimentů není jen technickou a technologickou záležitostí, ale má významný ekonomický rozměr a ekonomické dopady na hospodaření správců toků. Sedimenty mají i svůj enviromentální význam, neboť jako přirozená součást hydrosféry a pobřežní zóny přímo i nepřímo ovlivňují charakter biotopů, oživení hydrosféry, druhovou pestrost apod. Pro horské a podhorské oblasti je potom typická nejen úzká vazba na geologické pozadí daného prostředí a na způsob hospodaření v ploše povodí, ale také různorodost a velká dynamika všech těchto procesů. Proto je poslední dobou věnována problematice sedimentů a managementu sedimentů velká pozornost.

Mezi kvantitativní aspekty můžeme počítat roli říčních sedimentů, které se ukládají v říčních korytech, jezových zdržích a nádržích, čímž mohou výrazně ovlivnit kapacitu koryt a odtokové poměry v jednotlivých lokalitách s významným dopadem na protipovodňovou ochranu. Významný dopad ukládání sedimentů je patrný rovněž na splavných úsecích vodních toků, kde trvalé zajištění vhodných podmínek pro plavbu, tj. zajištění garantovaných plavebních hloubek, také úzce souvisí s říčními sedimenty a jejich nutným odstraňováním. Usazování sedimentů v nádržích a rybnících významně ovlivňuje jejich kapacitu, proto by měl být tento aspekt součástí managementu provozu přehrad a nádrží. Jiným problémem je vymílání dnových sedimentů a jejich odnos níže po toku, což může vést k zahlubování říčních koryt s negativními dopady na morfologii toku i na vodní režim v říční nivě. Právě lokality v horských a podhorských oblastech bývají k těmto procesům náchylné, a to nejen během běžných průtoků na horských řekách a bystřinách, ale zejména během epizodních událostí (přivalové srážky, rychlé tání sněhu, povodňové situace apod.). Říční sedimenty, resp. místa, kde se ukládají, mají však i svůj biologický a ekologický aspekt, neboť jsou často vhodným prostředím pro život bioty s přímými vazbami na oživení hydrosféry, druhovou pestrost či vytváření vhodných biotopů pro život a rozmnožování ryb. Existují úzké vazby na břehovou zónu a na doprovodnou vegetaci toků i na vzájemné ovlivňování toku a jeho nivy, což je téma, které např. v mezinárodním povodí Labe nabývá na důležitosti.

Mezi kvalitativní aspekty zahrnujeme problematiku jakosti říčních sedimentů, tj. jejich monitoringu a hodnocení, resp. sledování jejich jakosti s ohledem na další využití odtěžených sedimentů či nakládání s nimi. V případě monitoringu musíme rozlišovat rutinní sledování jako pravidelnou a nedílnou součást monitoringu povrchových vod a účelové sledování jakosti sedimentů pro provozní činnost správce povodí, resp. za mimořádných situací jako jsou velké povodně.

Pevné matrice hrají při sledování kvality hydrosféry nezastupitelnou roli. Řadu polutantů, které nezůstávají v rozpuštěné formě a přecházejí do pevné fáze, resp. do bioty, nelze charakterizovat jinak než analýzou pevných složek hydrosféry, t.j. sedimentů, plavenin či bioty. Ve vodné fázi nelze mnohé tyto látky při přijatelné pracnosti a za přijatelných nákladů analyticky stanovit, neboť se jejich výskyt ve vodě pohybuje na či pod mezí stanovitelnosti standardně používaných metod. Analytické řady získané analýzou vody jsou neúplné, jen část nálezů je pozitivních s možností kvantifikace. Hodnocení takových analytických nálezů ve vodných vzorcích (např. hodnocení míry zatížení lokality, časové a prostorové trendy apod.) je velmi problematické, lze jej provést pouze ve velmi omezené míře, resp. nelze provést vůbec. Oproti vodě mají např. sedimenty i další výhodu, neboť jsou určitou "pamětí" řeky v tom kterém místě či v přibližném čase a poskytují informace o akumulaci látek v delším časovém horizontu. Proto lze považovat monitoring říčních sedimentů za nedílnou součást monitoringu povrchových vod.

Význam sledování jakosti pevných matic je patrný i za atypických hydrologických stavů a situací. Příkladem může být mimořádný monitoring sedimentů během katastrofálních povodní v srpnu 2002, kdy právě analýzy sedimentů odpověděly na otázky, jak bylo území postižené z hlediska dalšího využití půdy, z hlediska rizik pro obyvatele i z hlediska rizik pro životní prostředí. Byly odebírány vzorky sedimentů jak z řeky Labe a přítoků, tak na povodní

dotčeném území. Velká pozornost byla zaměřena zejména na nebezpečné látky, které se do sedimentů mohly dostat v souvislosti se zaplavením čistíren odpadních vod a průmyslových podniků. U těchto povodňových vzorků nebyly nalezeny alarmující obsahy vybraných kovů a vybraných specifických organických látek, které by se významně odlišovaly od běžné úrovně zatížení říčních sedimentů v dotčeném území.

Zcela jiným příkladem účelového sledování a hodnocení jakosti sedimentů pro provozní činnost správců je sledování jejich jakosti v lokalitách, kde je nutné odtěžení sedimentů z toků či nádrží. Výsledná jakost sedimentu má velký dopad nejen na možné další využití sedimentů, resp. na nalezení vhodných lokalit pro jejich uložení či skládkování, ale i na vlastní technické provedení odtěžování a na ekonomické záležitosti a účelnost vynaložených prostředků. Odtěžované objemy těchto sedimentů bývají značné a právě hodnocení jakosti sedimentů ve vazbě na platnou legislativu vymezuje další nakládání s těmito sedimenty. Na české straně situaci komplikuje nepřehledný a nejednotný přístup české legislativy k této problematice.

Kvalita a složení říčních sedimentů odráží nejen geologické poměry v daném povodí, ale je významně ovlivněna i způsobem hospodaření v ploše povodí a dalšími antropogenními vlivy. Říční sedimenty tak mohou představovat skryté riziko, neboť v nich mohou být dlouhou dobu uloženy škodlivé látky s potenciální možností jejich uvolnění a transportu níže po toku. Škodlivé látky se tak pomocí transportu sedimentů mohou dostávat i do oblastí vzdálených od zdrojů kontaminace, a to často s velkou časovou prodlevou. Jako příklad lze uvést sedimenty z českého a saského Krušnohoří, které mají zvýšené obsahy vybraných kovů ve vazbě na geologické poměry a zejména ve vazbě na důlní činnost, která zde probíhala od středověku. Jiným příkladem je zatížení sedimentů polycyklickými aromatickými uhlovodíky a nepolárními extrahovatelnými látkami ve vazbě na nakládání s ropnými produkty a pohony hmotami, resp. ve vazbě na odpady ze spalovacích procesů. Dalším příkladem je kumulace některých pesticidů a jejich metabolitů v sedimentech, která tak odráží používání těchto látek v zemědělství a lesnictví.

Pro celkové shrnutí problematiky říčních sediment v horských a podhorských oblastech můžeme využít SWOT analýzu (Strengths-Weaknesses-Opportunities-Threats), tj. analýzu silných a slabých stránek, příležitostí a ohrožení:

Za silné stránky (Strengths) můžeme považovat:

- provozní zkušenosti s managementem sedimentů
- znalosti o uložení sedimentů v tocích
- bohaté zkušenosti s odběrem, analýzou a hodnocením jakosti sedimentů
- kvalitní data o jakosti sedimentů

Za slabé stránky (Weaknesses) můžeme považovat:

- chybějící koncepce nakládání se sedimenty a jejich dalšího využití
- nejasná a nejednotná legislativa – ochrana přírody, ochrana hydrosféry, ochrana půdního fondu, odpady ...
- chybějící metodika hodnocení jakosti sedimentů

Za příležitosti (Opportunities) můžeme považovat:

- doplnění dat o uložení sedimentu v tocích a nádržích
- doplnění informací o chování a pohybu sedimentu v tocích za různých hydrologických situací
- sledování jakosti sedimentů jako součást provozního a situačního monitoring povrchových vod
- ekonomická a technická optimalizace managementu sedimentů
- úprava, doplnění a zpřesnění legislativy
- projekty a odborné studie – např. projekty z programu ELSA
- mezinárodní spolupráce – např. aktivity skupiny expertů Management sedimentů MKOL

Za ohrožení (Threats) můžeme považovat:

- nejasná a nejednotná legislativa – rozdílné přístupy
- způsoby dalšího využití sedimentů, lokality pro uložení sedimentů, ...
- vyřešení otázky: sediment jako součást přírody či odpad či druhotná surovina?
- celkový nezájem o ochranu hydrosféry či jednostranné pohledy na management sedimentů
- ekonomické otázky – financování

Problematika říčních sedimentů v horských a podhorských oblastech, resp. problematika managementu sedimentů v těchto oblastech je nedílnou součástí zodpovědné péče o hydrosféru. Vzrůstající zájem o tuto oblast jak na národních úrovních, tak na úrovni mezinárodní by neměl být přechodným “módním” jevem, ale měl by přinést v dlouhodobé perspektivě pozitivní dopady na celkový koncept managementu sedimentů. To by se mělo projevit jak technickým a ekonomickým zefektivněním nakládání se sedimenty, tak významným pozitivním dopadem na kvalitu hydrosféry a celého životního prostředí. Nezastupitelnou roli v tomto procesu hraje mezinárodní spolupráce a výměna zkušeností, co platí plně i pro mezinárodní oblast povodí řeky Labe.

Summary:

The river sediments in the montane and submontane regions

This contribution summarizes quantitative and qualitative aspects of the river sediments in montane and submontane regions, i.e. upper parts of the river basins. A river sediment is a natural part of the hydrosphere. There is a direct link between a sediment quality, a sediment régime (including transport and disposal) and a geology composition of a particular region, a river structure and a water quality. The water quality and the water – organisms community structure are determined by a sediment composition. SWOT analysis is used to evaluate strengths and weaknesses of the sediment management.

Sediments as a geoarchive for flood events and land use changes

Case study: Mladotice Lake, western Czechia

Bohumir Jansky¹, Achim Schulte²

¹ Charles University in Prague, Faculty of Science, Department of Physical Geography and Geoecology

² Freie Universität Berlin, Institute of Geographical Sciences, Department of Earth Sciences,

During the final days of May 1872, an extensive area of southwestern and western Bohemia was affected by a massive incident of torrential rain, which according to historical reports lasted from noontime on 25 May until the morning of the following day. A far greater sum of precipitation fell north of Pilsen, where no rain gauge was in operation at that time. Nevertheless, Karel Kořistka, a prominent cartographer, provided a detailed description of the meteorological situation (Kořistka 1872): “Observed in Mladotice, a standing empty vessel that was 9 inches or 237 mm tall was filled to the brim within one hour’s time to the point that additional rain overflowed the vessel...”. This report of 237 mm of precipitation in one hour was for a long time considered to be unrealistic. Only with the measurement of torrential rain in southern Slovakia – i.e. in a similar Central European climate zone, recorded on 12 June 1957, when 225.5 mm of precipitation fell during 65 minutes at Skalka by Šturovo (southern Slovakia) – was the feasibility of these earlier data confirmed (see Štekl *et al.* 2001). The extreme precipitation in May 1872 caused an extraordinarily destructive flood which devastated the catchment areas of the Střela and Blšanka Rivers as well as most of the Berounka River basin below Pilsen. On May 26, at 2 pm, the discharge of the Vltava in Prague was measured at 3300 m³/s, which represents the fifth largest flood observed since 1825 (Janský, B., 2010). As a consequence of earthworks for a railway track at the footslope and the extreme rainfall event, large masses of rock slumped down from the western slope of the Potvorovsky Hill (546 m asl) into the Mladotický valley during the night from 27 to 28 May, damming the creek with a massive dike.

Sediment filling in the lake basin and fluctuations of lake water level

Comparative analysis of bathymetric measurements from 1972 and 2003 yielded the following results. The maximum depth of the lake decreased from 7.7 m to 6.7 m. The 7 m depth level disappeared entirely, and the area of all other depth levels decreased – the 6 m depth level to 61% of its initial area from 1972, the 5 m level to 43%, the 4 m level to 60%. The decline in the area of shallow water levels was somewhat less dramatic – the 3 m level decreased to 72% of its 1972 area, while the 2 m and 1 m levels decreased to 69% and 76%, respectively. A decrease in the water level’s surface area was measured, i.e. from an initial 5.85 ha (1972) to 4.73 ha (2003). This means a decrease of 1.12 ha in the lake’s surface area, i.e. 19% of its initial area in 1972. The maximum water level fluctuation between 1972 and 2009 was recorded at around 55 cm. Moreover, the automatic limnigraph has measured a fluctuation of 26 cm in the last 12 months. After the bathymetric curves were elicited, the water volume of the lake basin was calculated. From an initial volume of 141,380 m³ in 1972, it decreased by 37,471 m³ to 103,910 m³; the water volume of the lake decreased by 26.5%.

Changes in land use and flood discharge

Landscape changes in the drainage basin of Lake Mladotice were reconstructed from air images. To visualise the land use changes, Fig. 1 displays as an example a field about 1 km² in size that is located northeast of Žihle. No changes are visible in the field patterns between 1938 and 1952. Collective farming had the greatest impact between 1952 and 1975, when fields were made much larger. A further increase in the size of some fields is visible in 1987. The photos taken in 1998 show that the size of the fields was reduced again after the political change in 1989. Bigger fields facilitate soil erosion due to longer slopes and increased surface runoff (see conclusions). Some quantitative data about land use changes were published in Schulte *et al.* (2006).

To clarify whether the system changes are due to natural or anthropogenic causes, we analysed the time series of discharge values at the Střela gauge at Plasy (775 km²) from 1941 until 2002 (2003 is the year of sediment coring). Plausibility and homogeneity checks of the discharge data revealed discontinuities and varying trends in the years 1956 and 1978, so further studies were made in three separate periods (1941–1956, 1957–1977 and 1978–2002). In these

three periods, the annual flood peaks show a falling tendency, i.e. a lower peak over the years (**Fig. 2**). The number of floods above a threshold of $5.5 \text{ m}^3/\text{s}$ increased slightly from 4.1 flood events per year (1941–1956) to 5.0 (1957–1977) and 5.1 flood events per year between 1978 and 2002. Against the background of the contrary trends of magnitude and frequency of the time series of annual flood events, it does not seem possible to infer decreasing or increasing sedimentation in the lake. During the entire 1941–2002 period, only the 1978 flood is notable for having the highest peak discharge in the entire measuring period; accordingly, it has left a distinct event layer in the lake sediments.

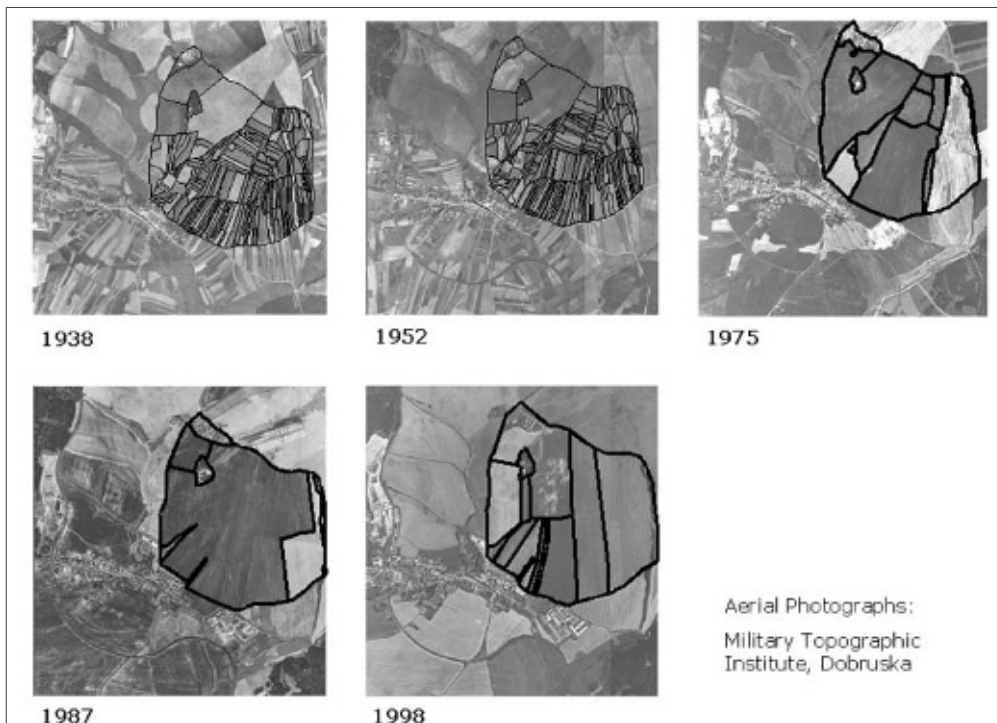


Fig. 1: Air photos of a field about 1 km^2 in size, northeast of the town of Žihle in the catchment area of Mladotice Lake. Collective farming had the greatest impact between 1952 and 1975.

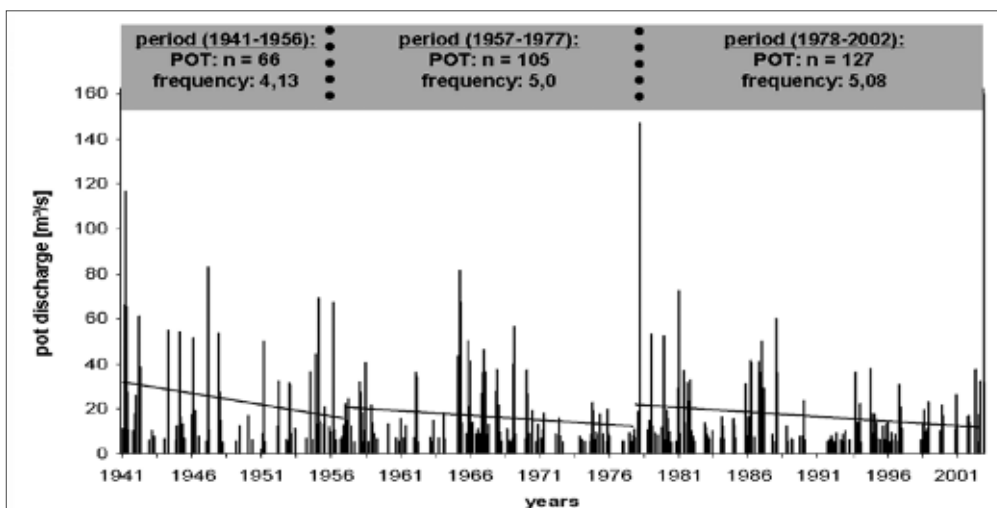


Fig. 2: Flood events at Plasy gauging station between 1941 and 2002, showing floods that exceed the threshold of $5.5 \text{ m}^3/\text{s}$ (pot = peaks over threshold).

Stratigraphy of the lake sediments

The lake sediments of reference core ML 18/03 (location see Fig. 3) are largely muddy silts. The particle-size distribution indicates two noteworthy features: 1. Sand is found only in the lower sediment sequences. This is also the case in the other sediment cores and suggests that the sand was brought in by the Mladotický creek. During the early decades there may have been some additional sediment input from the mass failure area, which was unvegetated during the first few years. 2. The particle-size median shows a distinct change in sedimentation at about 190 cm core depth. Below this depth, the sediment is coarser and the range fluctuates fairly widely; above it, the median remains constant at about $4 \mu\text{m}$.

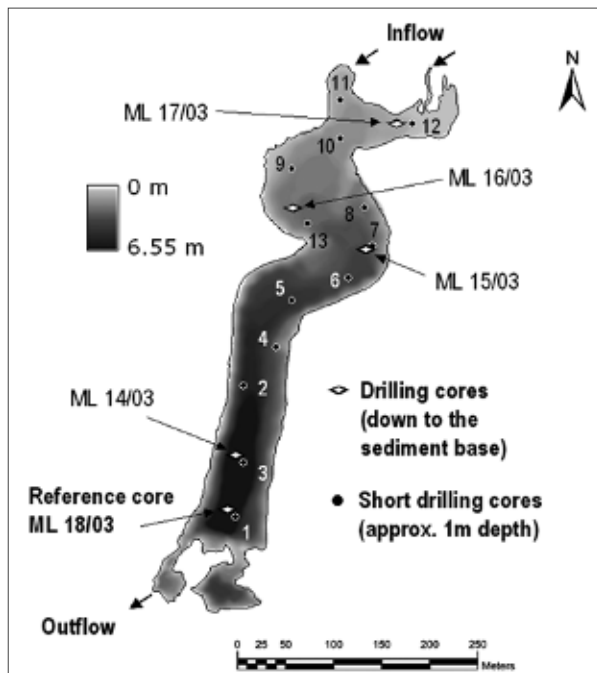


Fig. 3: Map of Lake Mladotice showing locations of short and long cores. Core ML 18/03 is located near the outflow with the maximum water depth.

Analyses of isotopes and diatoms

The absolute chronology of the sediments is also based on available isotope measurements of ^{137}Cs , ^{241}Am and ^{210}Pb (Fig. 4). The peak radiation of ^{137}Cs and ^{241}Am at a core depth of 100 cm is attributed to the 1963 maximum of bomb fallout which started in 1954. Americium clearly demonstrates bomb fallout because there was no emission of americium during the Chernobyl disaster. The peak at 40 cm core depth is assigned to the Chernobyl fallout in 1986. Analyses of microfloral and faunal remains confirmed the system change between the upper and lower parts of the reference core (transition at 190 cm). However, a very high frequency of diatoms was found in the upper part of the core. Samples taken from core ML 14/03 from the sediment surface down to 166 cm core depth (location see Fig. 3), indicate that about 80–90 % of the individuals are planktonic and the remaining 10–20% are benthic diatoms. This uniform palaeolimnological stratification is interrupted by one distinct event at a depth of 66–76 cm, where the proportion of planktonic individuals drops to 15 % and the benthic forms increase to a peak of 85 %. This event indicates a high sediment inflow during a major flood. The analysis of the runoff data indicates that this big event relates to the extreme magnitude of the flood in 1978.

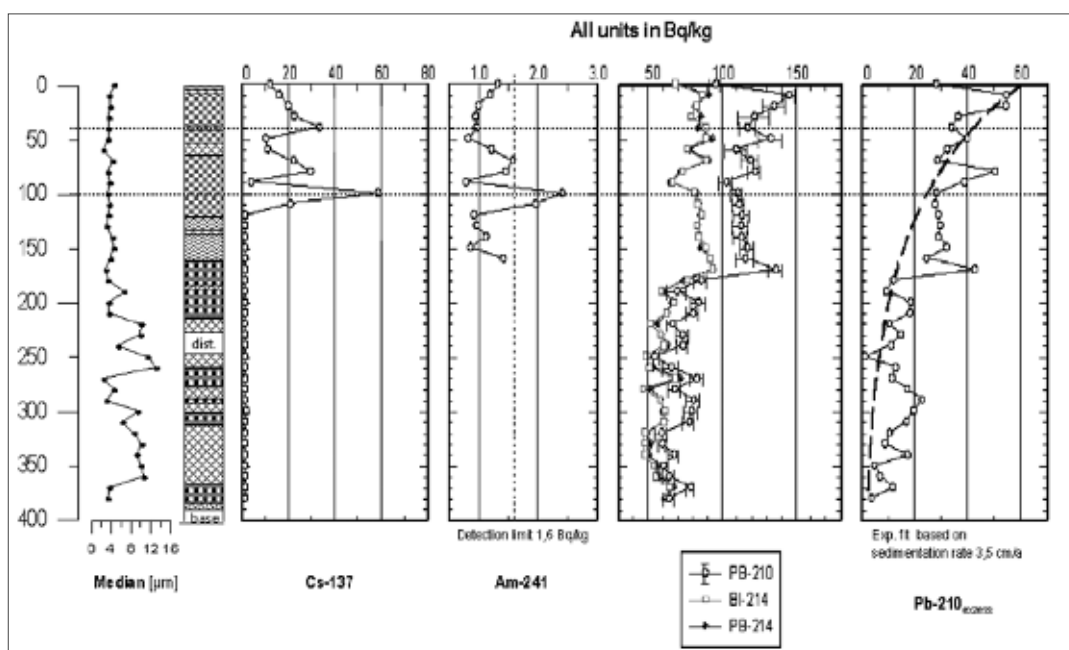


Fig. 4: Isotope contents in reference core ML 18/03 (^{137}Cs , ^{241}Am , ^{210}Pb).

Thin sections, temporal resolution and sedimentation rates

The 1872 landslide impounded the lake, and sedimentation began. Thin section analyses show that clastic sediments were deposited in annual layers above the base. It was possible to count the layers up to 1883 with an error of ± 2 years. The average sedimentation rate was 1.8 cm/a. This was followed by a 50 cm thick, homogeneous sequence of unbedded sediment. This sediment is interpreted as having been deposited during an event or a phase of events prior to 1890; the average sedimentation rate is about 9.1 cm per year. The material comes either from the still unvegetated mass failure area at the southern end of the lake or from flood input by the Mladotický creek. Up to 190 cm core depth, thick unbedded sequences alternate with annually based sediments. A layer count dated this depth to 1920. Partial blurring of the boundaries between the layers results in a possible error of ± 5 years. Owing to the alternation between event-dependent high sediment inputs and annual sediment layers, there are substantial variations in sedimentation rates between 6.7 and 1.8 cm/a. Above 160 cm core depth, there is a clearly bedded diatom mud that can be dated relatively accurately by various sediment analyses. The start of bomb fallout in 1954 provides a time marker (120 cm core depth). The sedimentation rate between 1920 and 1954 was calculated at 2.1 cm/a. Maximum fallout at 100 cm core depth occurred in 1963 (sedimentation rate 2.2 cm/a). The next time marker is the flood of 1978, shown by a distinct event layer and a change in diatom composition. The sedimentation rate from 1963 to 1978 was calculated at 2.7 cm/a. Until the fallout from Chernobyl in 1986, the sedimentation rate fell only slightly to 2.5 cm/a. The rate is 2.4 cm/a between 1986 and the sediment surface (2003).

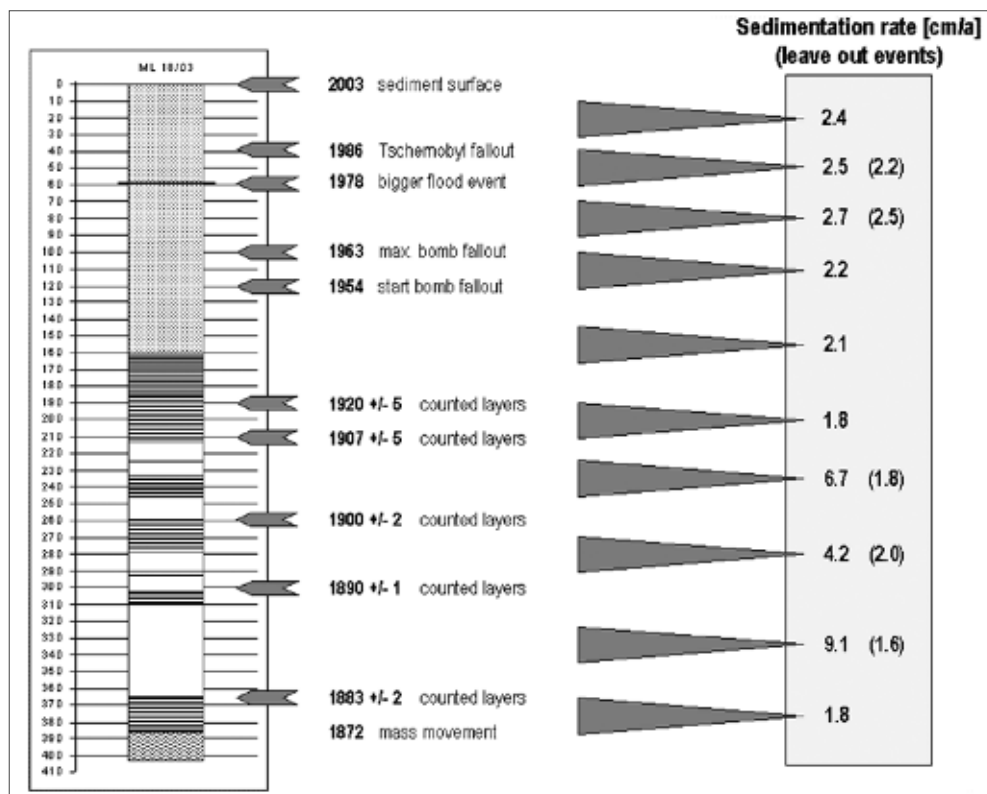


Fig. 5: Results of thin section analyses, temporal resolution and calculated sedimentation rates on the basis of the reference core ML 18/03.

References:

- [1] Janský, B., Schulte, A., Česák, J., Rios Escobar, V. (2010): The Mladotice Lake, western Czechia: The unique genesis and evolution of the lake basin. *Geografie*, 115, No. 3, pp. 247–265.
- [2] Kořistka, K. (1872) Všeobecný nastín meteorologických a vodopisných poměrů, jakož i škod na vzdělane půdě a komunikacích za povodně dne 25. a 26. května 1872. In: *Zprávy kanceláře pro statistiku polního a lesního hospodářství v Kralovství Českém*. Praha, pp. 3–16.
- [3] Schulte, A., Albrecht, M., Daut, G., Wallner, J., Jansky, B., Van Geldern, R. (2006): Analyses and assessment of the sedimentary record of Lake Mladotice in relation to flood events and pre – to postcommunist change in land use. *Zeitschrift für Geomorphologie, Suppl.*, 142, pp. 229–243
- [4] Štekl, J., Brazdil, R., Kakos, V., Jež, J., Tolasz, R., Sokol, Z. (2001): Extremní denní sračky na území České republiky v období 1879–2000 a jejich synoptické příčiny. *NKP ČR*, 31, 128 pp.

Impact of landscape and stream disturbance on the dynamics of fluvial processes in mountain areas

Jakub Langhammer

Charles University in Prague, Faculty of Science, Czech Republic, jakub.langhammer@natur.cuni.cz

Introduction

The landscape disturbance and stream modifications are important phenomenon affecting the natural dynamics of erosion and sedimentation processes on montane and submontane streams. The changes in land use, land cover structure and stream modifications, occurring in the cultural landscape have significant effect on the dynamics of fluvial processes, especially in relation to the extreme runoff events.

The contribution discusses the relations between landscape and stream modifications and fluvial dynamics, stemming from the research in the peripheral mountains of the Czech part of the Elbe river basins. The research was focused on the streams in Sumava mountains. The streams here displayed extensive dynamics of erosion and sedimentation after the extreme floods in 2002 and 2009 and were affected by artificial modifications.

Material and methods

The analysis was based on field survey of stream modifications and geomorphologic changes on the streams, experimental monitoring of rainfall-runoff processes, remote sensed data and photogrammetry. The geostatistical analysis and hydraulic modeling tools were employed to analyze the relationships among various aspects of landscape disturbance, stream modifications and runoff response and changes in geomorphological effects on streams. The analyses revealed factors affecting occurrence of extensive forms of erosion and accumulation after the extreme floods in August 2002 and July 2009.

The cluster analysis and regression trees methods were applied to analyze the relationship between different forms of anthropogenic modifications to streams and the occurrence of geomorphologic consequences of floods. The analysis was based on the data resulting from field mapping of stream modifications and geomorphologic consequences of floods in

the Blanice and Volynka river basins, Czech Republic, which was at the center of the extreme regional flooding that impacted Central Europe in August 2002 and the series of intensive flash floods in July 2009.

Three field mapping campaigns were performed to ascertain the geomorphic effects of these flood events. The first mapping was performed in the spring and summer of 2003 and repeated in 2005 to detect geomorphologic changes as well as the restoration of destroyed structures and subsequent modifications to the waterways. The last field mapping covered the effect of flash floods in July 2009. The HEM-F methodology (Langhammer 2010), stemming on the general principles of hydromorphology (Zalewski 2000) has been applied for the field mapping. The field mapping was focused on the backbone of the basin river network – namely the Blanice River, Zlatý creek and their major affluents in the total length of 123.3 kilometers of streams and floodplains in Blanice river basin and 135,2 km in Volynka river basin.

The results of field mapping were analyzed using GIS and geostatistic methods. The cluster analysis was applied to analyze the relationship between the geomorphologic consequences of the flood of 2002 and the

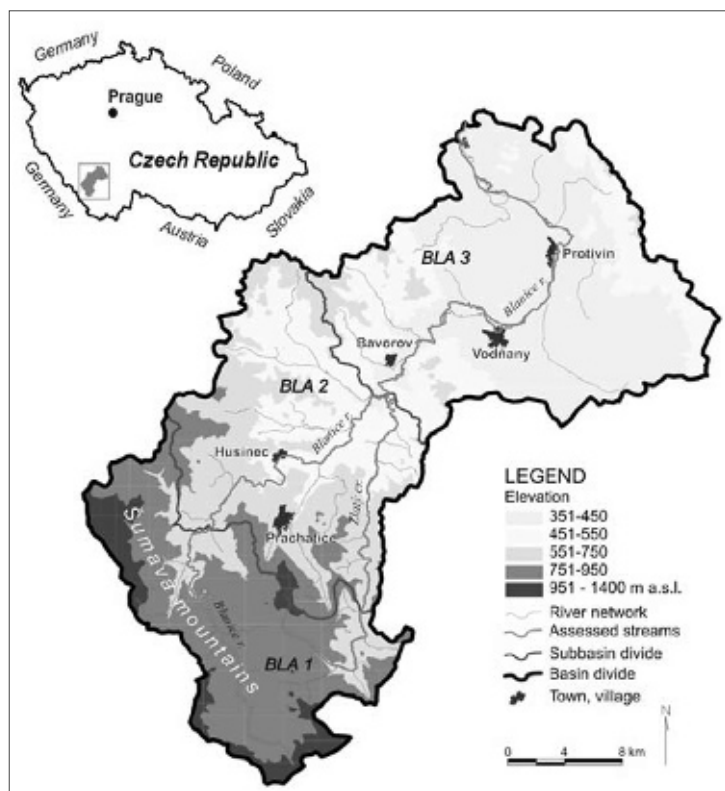


Fig. 1: Study area – Blanice river basin

stream and floodplain modifications associated with the Blanice river basin. The clustering was based on parameter sets describing the presence of erosion or accumulation effects of flooding in the stream segments combined with selected parameters that can help in the interpretation of their occurrence. General physiographic parameters were selected as potentially explanatory parameters. These include altitude, stream sinuosity and the average slope of two precedent segments, coupled with parameters of stream modifications, including historical shortening, number of weirs, riverbed modification and land use of the floodplain. Classification and regression trees are statistical methods that can be used to build models that meet both explanatory and predictive goals. The classification has been done using standard calculation parameters, including the CHAID algorithm, Pearson correlation coefficient as a measure of distance, significance level at 5% and automatic weights correction.

Stream and floodplain disturbances

The streams in assessed basins have been severely modified over the past 150 years and the landscape, floodplain, riparian zone and streams are marked by extensive disturbances. The historical stream shortening, as derived from historical maps of the 2nd Military Mapping of the Austrian Empire (1848), ranges from 5% in headwater regions up to 38% in the lowland part of the basin down to the Protivín (Langhammer and Vajskebr 2003). The regional variability in type and intensity of *riverbed modifications* as detected from field mapping in are related to the variable physiography of the basin as well as to the stream regulations (Fig 2a). The majority of streams – 60.2% of the entire river network length – has unmodified or slightly modified riverbeds. In contrast, the extensive stream regulations can be found in all parts of the basin including the headwaters. The intensity of riverbed modifications increase downstream; however even in the headwater area there were found intensive forms of stream regulations.

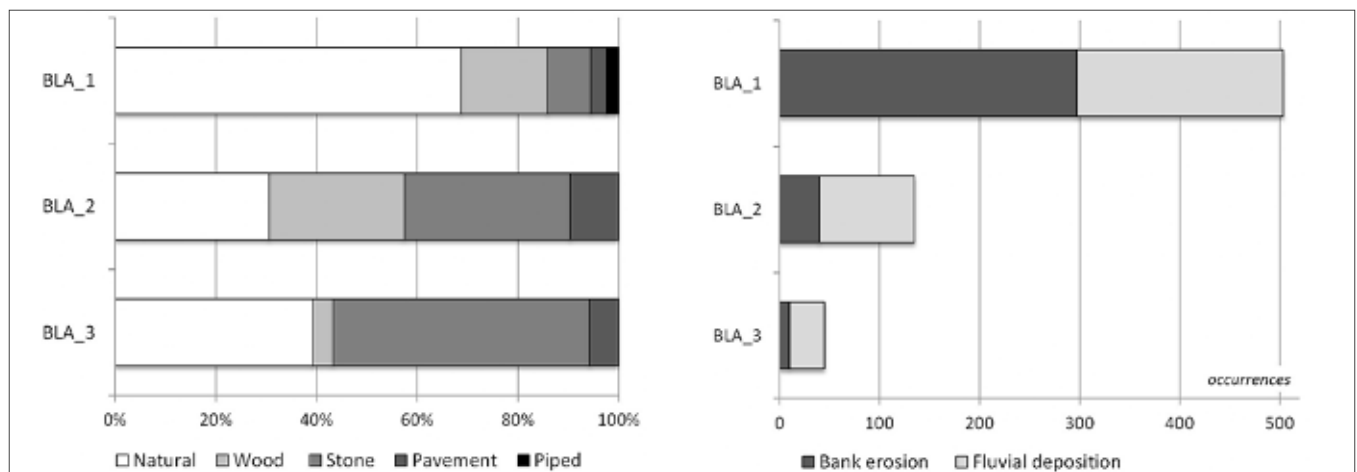


Fig. 2: Structure and intensity of riverbed modifications (a); Frequency and structure of geomorphologic effects of floods (b) in in headwater, midstream and lowland zone

The *land use in the floodplain* and riparian zone plays a major role in effective flood wave transformation and the utilization of available floodplain retention capacity. Throughout the Blanice river basin, the major land use categories in the riparian zone belong to natural or semi-natural classes: forests (21.5%) and meadows (43.9%). However, 22.7% of the riparian zone is used for arable farming. In the lowland part of the basin the arable land reaches up to 50.2% of the floodplain. Such an extensive share of arable land on the floodplain, and especially in the riparian zone, has negative implications for flooding as it lowers the potential for transformation of the flood wave and present important source of material transported and relocated by floods (O'Connell et al. 2007).

Impact of stream disturbances on the dynamics of fluvial processes

Spatial distribution of geomorphologic evidences of floods displays some regular patterns which are disturbed by the effects of modifications to streams and floodplain.

The overall frequency of flood effects is decreasing from headwaters to the mouth of the basin while it reflects the dynamics of fluvial processes during the flood events. The structure of erosion and deposition forms varies in different zones of the basin. The occurrence of bank erosion is highest in the montane headwater part of the basin; however the heavy forms of bank erosion, related with destruction of infrastructure and land large-scale damage are located mid and lowland

part of the basin as effect of stream regulations. Fluvial depositions are most frequent in the submontane part of the basin. In the lowland zone, deposition is limited due to the stream regulations and flood control dykes.

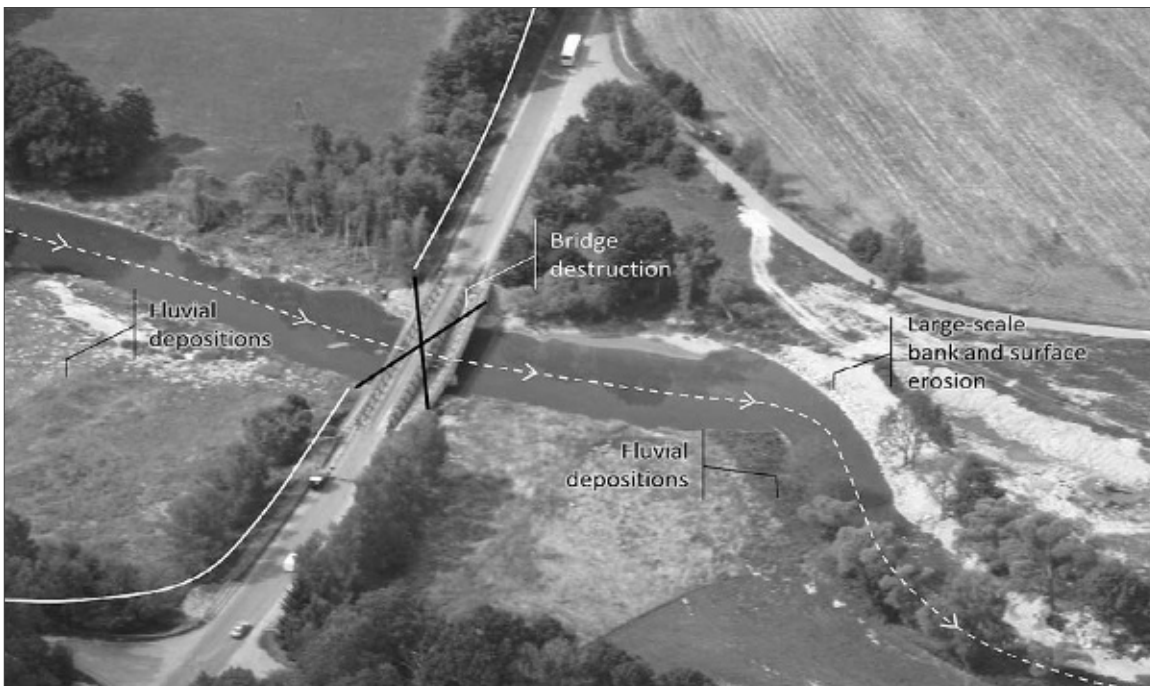


Fig. 3: Acceleration of fluvial processes in the vicinity of stream and floodplain modifications.

Stream regulations and corresponding modifications to the riverbed and floodplain may affect flow dynamics during floods (Plate 2002, Fohrer et al. 2001). These modifications can influence the speed of the flood's progression, its transformation, and the concurrence timing of flood waves from various parts of the river basin (Birkland et al. 2003; Blackwell and Maltby 2006).

The occurrence of bank erosion is closely linked with the presence of weirs or steps in the given segment. This linkage reflects the general effect of interruptions in longitudinal continuity on the riverbed morphology, resulting e.g., in the scour or derogation of revetment below the structure (Gilvear, 1999, Magilligan et al. 1998).

On the higher level of grouping, the erosion is linked to parameters describing modifications of riverbed, floodplain and stream shortening. Occurrence of sedimentation is, on the other hand, linked with parameters describing general physiographic features of streams. This cluster displays weak relationships between individual parameters; however, there is an apparent linkage of accumulations with the slope of upstream elements or mean element altitude and a weak linkage to the sinuosity of the element. The weak relation among the occurrence of fluvial accumulations and explanatory parameters can be attributed to the high variability of sedimentary forms in the basin (Křížek and Engel 2003).

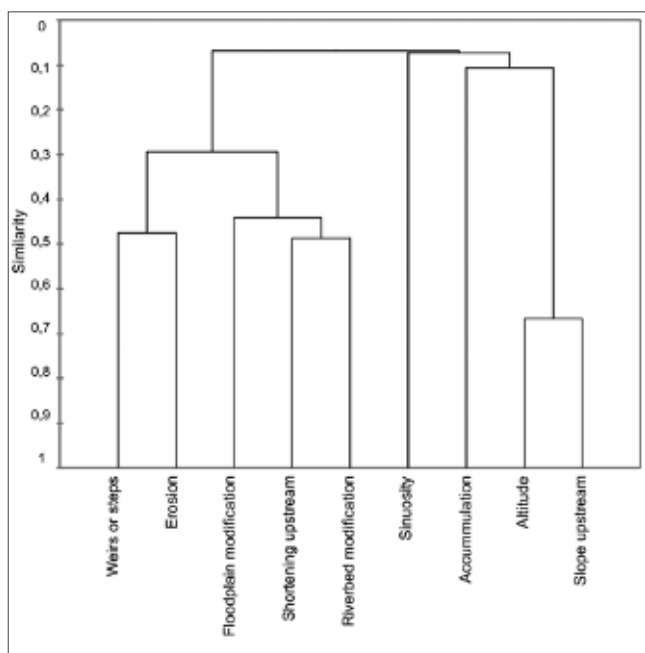


Fig. 4 : Cluster analysis of relations between occurrence of erosion (a) and deposition (b) forms and the stream and floodplain modifications.

Analysis of the relationship between stream modifications and geomorphic effects of the floods in August 2002 and July 2009 on the Blanice river basin proved that the overall impact of human modifications to the river network on the consequences of extreme events is moderate. However some forms of stream and floodplain modification such as inappropriately located weirs or combined stream and floodplain regulations accelerate significantly the fluvial processes and result in extensive erosion, deposition and destruction.

The repeated mapping and analysis proved quick disappearance of the geomorphologic evidence of floods. The fresh forms of erosion and deposition are usually first subject to further fluvial activity in consequent flood events. The degradation was the most rapid in the lowland area which corresponds to the dynamics of floodplain use (O'Connell et al. 2007). The small bank erosion and fluvial accumulation forms became undetectable in two years after the initial event. Besides the natural processes the rapid degradation of flood effects is, especially in floodplains, caused by renewal stream regulations to their previous state. The detailed geomorphologic mapping (Křížek, Engel 2003) proved that the construction of regulating structures in places where the flood effects occur repeatedly usually do not change and is not reflecting the knowledge learned from the extreme event. This problem, however, is reported as frequent (Gilvear 1999, Hartvich et al. 2007) and should be regarded as a missed opportunity for improvements of flood control management.

Conclusions

The field mapping indicated that the geomorphologic consequences of flooding are unevenly distributed in the river basin. They are concentrated in the headwater and midway regions of the basin, while in lowland areas of the basin, the flood effects were reduced on account of several complex stream modifications.

The analyses identified various factors that impact the occurrence of erosion and accumulation after the floods in August 2002 and July 2009. The occurrence of bank erosion is related to the incidence of weirs and steps in the respective stream segment but is also connected with the nature of complex riverbed modifications. The occurrence of fluvial accumulations is then related to the sinuosity of the stream segment together with the stream slope.

The research proved that the landscape and river network modifications can have important effects on the natural dynamics, forms and distribution of sedimentation and erosion; however their effect is always related to the specific physiographic features of the basin. The applied tools can detect the potentially critical elements on streams and identify the hazardous preconditions. The research results thus help to better understand the anomalies in the dynamics in fluvial processes and to implement the sustainable approaches for water management in montane basins.

Aknowlegments

The presented research was supported by the Czech Science Foundation project P209/12/0997 "The impact of disturbance on the dynamics of fluvial processes in mountain landscapes" and project of National Agency for Agriculture Research QH82078 „Water retention in floodplains and measures of its increase". The author thanks to colleagues for valuable remarks on research methodology and to students for help in field survey.

References

- Birkland TA, Burby RJ, Conrad D, Cortner H, Michener WK (2003) River Ecology and Flood Hazard Mitigation. *Natural Hazards Rev.* 4 (1): 46–54
- Blackwell M, Maltby E (2006) *Ecoflood Guidelines: How to use floodplains for flood risk reduction*. European Commission, Luxembourg.
- Fohrer N, Haverkamp S, Eckhardt K, Frede HG (2001) Hydrologic Response to land use changes on the catchment scale. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 26(7-8): 577–82
- Gilvear, D. (1999) Fluvial geomorphology and river engineering: future roles utilizing a fluvial hydrosystems framework. *Geomorphology*, 31(1-4): 229–245.
- Hartvich F, Langhammer J, Vilímek V (2007) The 2002 flood consequences in the catchment of Otava River, Czech Republic. *Water Resources* 34(1): 14–26
- Křížek M, Engel Z (2003) Geomorphological consequences of the 2002 Flood in the Otava River Drainage Basin. *Acta Universitatis Carolinae - Geographica* 38(2): 125–38
- Langhammer J, Vajskebr V (2003) Historical Shortening of River Network in the Otava River Basin. *Acta Universitatis Carolinae - Geographica* 38(2): 109–24
- Langhammer, J (2010) Analysis of the relationship between the stream regulations and the geomorphologic effects of floods. *Natural Hazards*, 54 (1), 121–139
- Magilligan FJ, Phillips JD, James LA, Gomez B (1998) Geomorphic and Sedimentological Controls on the Effectiveness of an Extreme Flood. *The Journal of Geology*, 106(1), 87–96.
- O'Connell E, Ewen J, O'Donnell G, Quinn P (2007) Is there a link between agricultural land-use management and flooding? *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11(1), 96–107.
- Zalewski M (2000) Ecohydrology-- the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecological Engineering* 16(1): 1–8.

Mercury in the Inflow to the Skalka Reservoir – Appraisal and Proposed Measures

Vlastimil Zahrádka, Povodí Ohře, state company, email: zahradka@poh.cz

Jindřich Hönig, Povodí Ohře, state company, email: honig@poh.cz

Erich Haussel, Government of Upper Franconia, email: erich.haussel@reg-ofr.bayern.de

The Skalka Reservoir was built in 1964 on the Ohře river on the western edge of the town of Cheb. The total volume of the reservoir is 19.56 mil m³ with a water area of 378 ha. Approximately 90% of the reservoir's catchment area lies in the Federal Republic of Germany. The main purposes of the reservoir, along with the Jesenice Reservoir on the Odrava, are the long-term improvement of the flow conditions on the Ohře river in the summer months, and on the other hand, to help with flood prevention in the winter and spring months. The reservoir also serves to generate electrical energy, for recreation, sport and sport fishing. However, some of these activities are severely restricted due to the poor water quality, caused by high concentrations of blue-green algae.

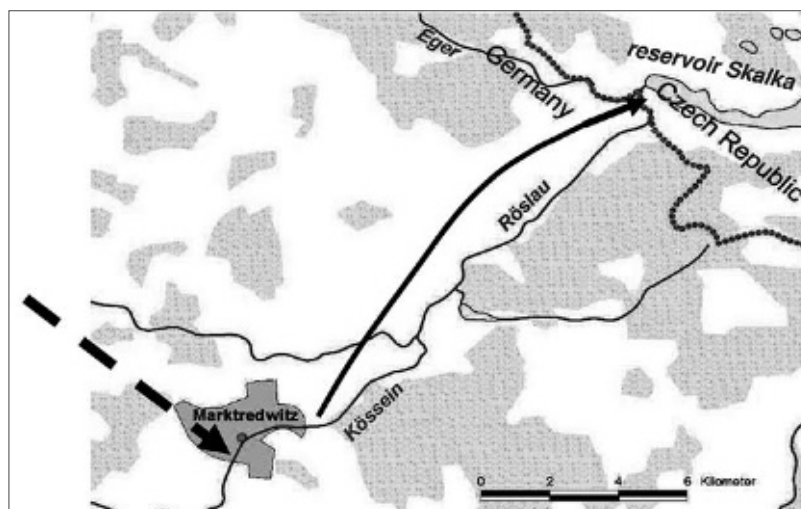
The main inflows into Skalka are the Ohře and Röslau rivers. One of the tributaries of the Röslau is the Kössein stream (Pic. 2), which flows through the Franconian town of Marktredwitz, where a chemical plant, the CFM (Chemical Factory Marktredwitz, Pic.1) was in operation from 1788 until 1985, in which anorganic and organic compounds of mercury were produced. During nearly 200 years of the chemical plant's operations, the soil below the factory complex was gradually contaminated and leakages of mercury compounds flowed through the storm drains into the Kössein stream and further into the Röslau and Ohře rivers (Pic. 3). In the events of high water on the Kössein and Röslau mercury loaded particles were widely distributed and deposited in the floodplains of these rivers.



Pic. 1: Former Chemical Factory Marktredwitz



Pic. 2: Kössein downstream of Marktredwitz



Pic. 3: General plan

After the closure of the CFM plant its industrial premises and the adjacent public sites were decontaminated resulting in costs of about 90 million euros raised by the state of Bavaria. Furthermore 34.000 tonnes of mercury-containing sludge were removed from the sedimentation regions of the Kössein and the Röslau by dredging or extraction. However, even today suspended materials, sediments and fish are distinctly polluted with mercury, albeit much less than in former times.

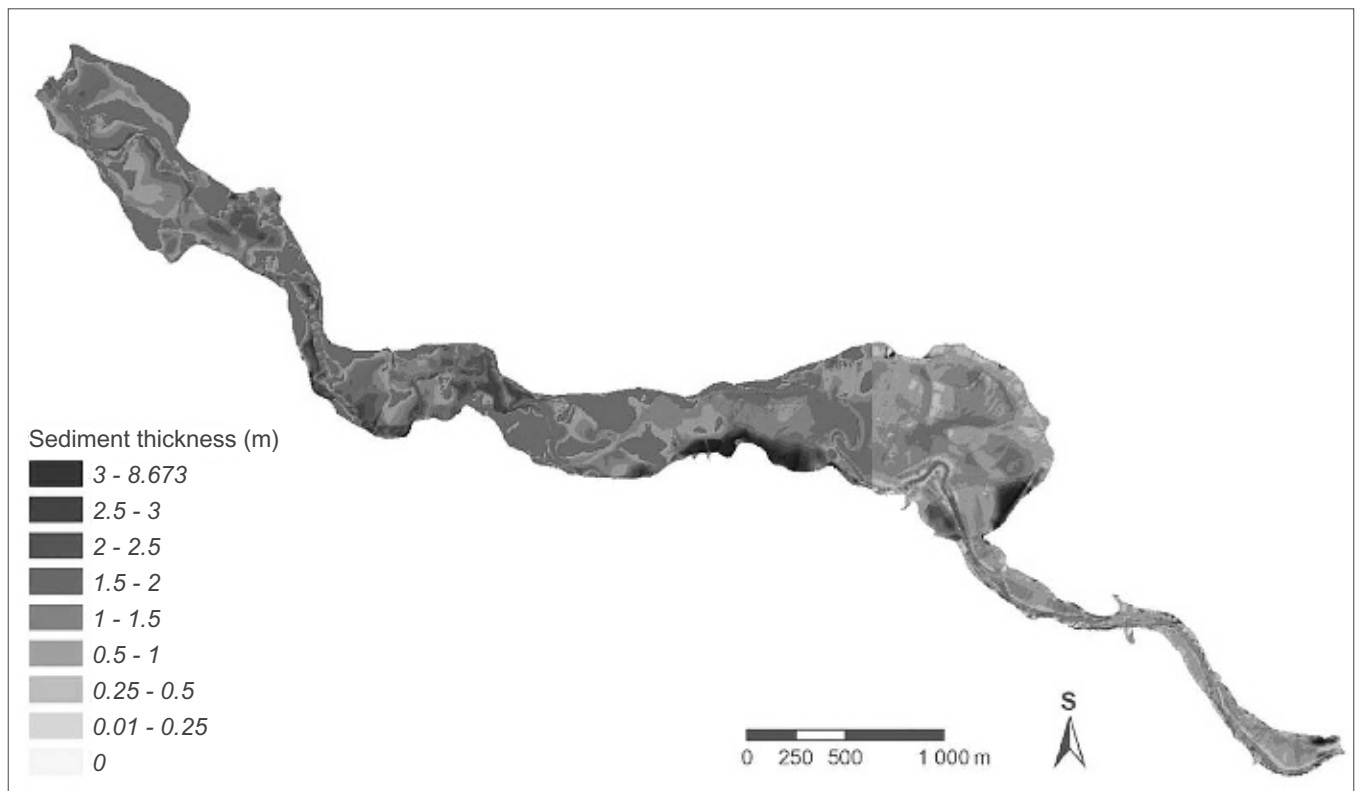
Feasibility Study

The main aims of this feasibility study include monitoring of the pollutant load, quantity and deposition of the sediment in the reservoir, to analyse the quantity of mercury in the inflow to the reservoir, to appraise the pollutant load on the fish population, to build a database of collected data, to appraise the data and to propose remedial measures.

One of the reference documents for the study was the long-term monitoring carried out by Povodí Ohře, state company, since the 1970s. This monitoring shows that at the beginning of the monitored period, the mercury concentration on the inflow to the reservoir showed values for mg/l in single figures, with a falling trend over the years. Similar developments of the concentration loads were recorded for deposited sediment and suspended sediment. In the past decade the concentrations remain constant within statistical ranges.

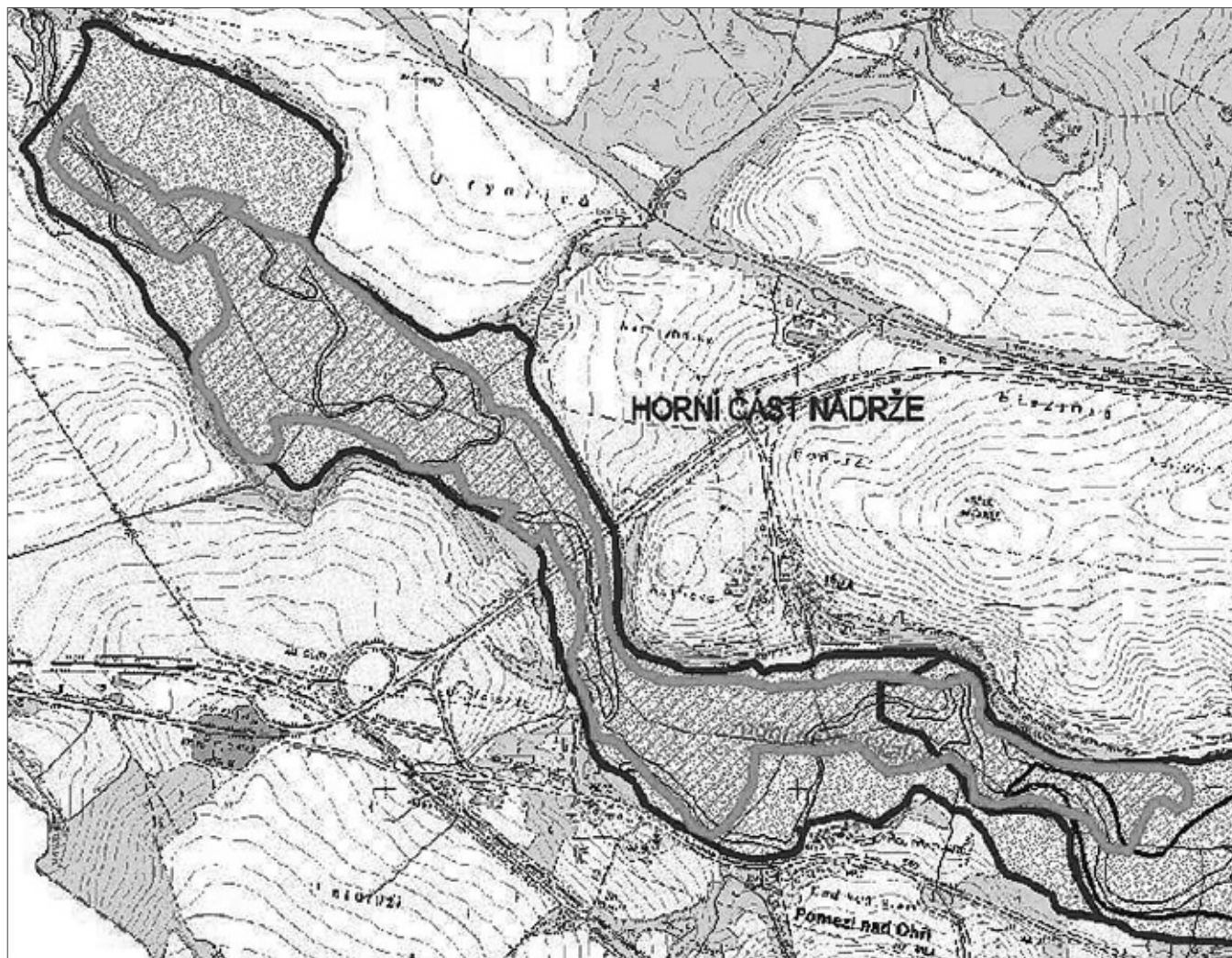
During the production of the study a total of 50 sediment samples were taken from all over the reservoir. The recorded mercury levels ranged from 0.1 to 14.5 mg/kg of dried sediment with an average value of 2.49. This work includes an analysis of the leachability of the sediment according to the legislation on waste. It was found that the sediment fulfilled the criteria for the 2nd class of leachability. In addition to this, 17 fish individuals were caught and an analysis of their tissue was carried out (flesh, liver, kidneys). Only in two individuals was the concentration of mercury in their muscle less than the limit, which is 0.5 mg/kg in non-predatory fish and 1 mg/kg in predatory fish. We can predict that one fish which met the hygienic limits (a Common Carp) was most probably not native to the reservoir. The second fish (a Pike) was on the verge of sexual maturity (3 years old, 1135 g). The mercury concentration values in the flesh of the other individuals were very high and often exceeded the hygienic limits several times over. The surface water was also monitored in the study. A total of 31 samples were taken, of which 30 were below the threshold of measurability regarding mercury concentration. One sample contained 0.384 µg/l of mercury.

Another working task for the study was to establish the thickness of the sediments in the reservoir. The first step was a geodetic survey of the exposed bed of the reservoir at a lower winter water surface level and to measure the underwater areas of the reservoir bed from a boat using ultrasound scanning equipment. The resulting data was then compared with the digitalised maps from the period before the reservoir was built (1951). Then, a total of 664 measurements to determine the sediment thickness were made by pushing a steel pole into the sediments in the exposed bed areas of the reservoir. The recorded thicknesses were then compared with the map data from 1951 and the contour map of the exposed reservoir bed. On the basis of the data collected, 3D models of the bed of the reservoir were created for 1951 and 2011. One of the maps created is a map of sediment deposition in the Skalka Reservoir (Pic. 4).



Pic. 4: Sediment deposition in the Skalka Reservoir

By comparing the results of the analysis with models of sediment deposition in the reservoir, high-risk sediments were identified, the mercury concentration of which is higher than 0.8 mg/kg of dried sediment. Approximately 844,000 m³ of sediments lay in the upper section of the reservoir, of which 54 % consists of high-risk sediment. The delineation of the high-risk sediment in the upper part of the Skalka Reservoir is shown in Pic. 5.



Pic. 5: Delineation of the high-risk sediment in the upper part of the Skalka Reservoir (inner polygon)

Conclusions of the study and proposed measures

The study has shown that, the historical and contemporary inflow of mercury compounds is a serious and ongoing problem. Especially during periods of increased water inflow these pollutants are mobilised and transported in the form of suspended and floating sediments.

The study proposes that the main solution to the mercury contamination in the Skalka reservoir would be to remove the high-risk sediments from the reservoir bed using the dry method. We would also expect supplementary remedial measures, such as air stripping and phytoremediation to be used. The study predicts that (the majority of) the extracted material, would most probably not be classified as waste in the sense of the waste management legislation. In this case it would be possible to dispose of it by spreading it on the land surface, or as landfill in the disused open-cast brown coal mines near Sokolov. The costs of this remedial work are estimated, in four variants, at between 1 and 2.5 billion CZK. The first variant involves only sediment removal from the upper section of the reservoir, with two sub-variants, depending on whether all sediments are transported to the Sokolov locality, or 50% of the material goes to Sokolov and 50% is spread on the ground around the reservoir. The second variant involves removing sediment deposits from the whole reservoir bed – again with two sub-variants – according to the distance the sediments would be transported. A summary of the proposed solutions, including the volume of sediments extracted and estimated costs is shown in Tab. 1.

Tab. 1: Summary of proposed variants for the decontamination of Skalka Reservoir

Variant	Volume of sediment	Costs
	thousands of m ³	millions of CZK
Sediment extraction – Upper Reservoir (100% transported)	844	1282
Sediment extraction – Upper Reservoir (50% transported)	844	918
Sediment extraction – Whole Reservoir (100% transported)	1680	2566
Sediment extraction – Whole Reservoir (50% transported)	1680	1777

The Bavarian part of the project report contains the results of detailed investigations of the mercury content of river sediments as well as of banks and soil in the floodplains and quantifies roughly the mercury input on the Bavarian side. It seems certain that the current mercury input in the Kössein and the Röslau is due to the erosion of banks and extensive erosion of floodplains during events of high water (Pics 6 and 7).



Pic. 6: Flooded river valley of the Röslau



Pic. 7: Erosion of the banks of the Kössein

As possible countermeasures are proposed: the fixing of erosion-prone banks, the formation of a closed turf in the meadows as well as the construction of sedimentation basins. However, the feasibility of these measures is questionable: reinforcement of banks are contraindicated, because the good ecological status as required by the WFD can not be reached, an improvement of the turf requires intensive collaboration of the farmers and the sedimentation basins can not be constructed, because insufficient premises are available or the floodplains are already covered with NATURA 2000-areas. Due to the enormous expansion of the mercury-contaminated areas the effectiveness of these measures also seems doubtful. Therefore, a cost-benefit analysis should be carried out in the next step. The analysis should also include the establishment of an auxiliary dam in the Skalka Reservoir as a trap for the mercury-containing sediments from the Ohře.

Similar mechanisms for the mobilisation of the pollution load, influence on ecosystems, human society and public health have not been researched yet, and work to clarify them is expected to be a further part of the potential continuation of the project.

Reference:

- Titl, F. (2011) Rtuť na přítoku do VD Skalka – vyhodnocení a návrhy opatření. Praha. (Mercury in the inflow into the Skalka Reservoir – appraisal and proposed solutions – Prague)
- Pedall, S. et al.: Quecksilber im Zulauf zum Stausee Skalka; Bewertung und Abhilfeschläge, Haag/Bayreuth (2011)

Influence of Fish Ponds on Transport of Phosphorus and Suspended Solids in Upper Vltava River Basin Area.

Jan Potužák¹, Jindřich Duras² and Marek Liška¹

¹ Povodí Vltavy, State Enterprise, Department of laboratory, Holečkova 8, CZ-158 00, Praha 5, Czech Republic; e-mail: jan.potuzak@pvl.cz

² Povodí Vltavy, State Enterprise, Department of watermanagement planning, Denisovo nábřeží 14, CZ-304 20, Plzeň, Czech Republic

1. Introduction

Fish ponds and fish pond systems represent an important and the most frequent type of stagnant water bodies in the Czech Republic. Presently, there are about 24,000 of fish ponds (51 800 ha) and more than one third of them is situated in Upper Vltava river basin area (South Bohemia). Fish ponds represent an important part of the hydrological system here and therefore they play a key role in water retention in the landscape. Potential retention capacity of Czech fish ponds is around 620 million m³ of volume. Approximately one third of their volume, forms fish pond sediments [1]. The main source of sediments is erosion processes in agricultural landscape in their watershed [2]. These sediments could contain different amounts of phosphorus and could represent an eutrophication risk for downstream surface waters especially for reservoirs. In this regard, harvesting of fish ponds plays an important role, because high amount of phosphorus bounded on sediment particles is transported [3].

Important function of fish ponds is nutrient - especially of phosphorus - retention. The potential retention capacity of phosphorus is in many fish ponds reduced because of high eutrophication. Hypertrophy of fish ponds is mostly caused by excessive input of phosphorus from fishery management and/or by loads from watershed. The highest concentrations of phosphorus are in fish ponds during summer period. Summer floods (caused by rainstorms) are recorded in this period simultaneously. Mostly, the whole volume of fish pond water is replaced and high amount of phosphorus is exported downstream. Presently, very little is known about mass balance of fishponds and about phosphorus and suspended solids transport. We selected several large fish ponds (> 50 ha) in different trophic state (slightly eutrophic – hypertrophic) and with different fishery management (extensive – intensive). We held systematic detailed monitoring aimed at mass balance of the ponds in period 2010-2012.

This paper contributes to knowledge concerning nutrient and sediment regime of fish ponds in relation to different trophic state and management practices. This knowledge is necessary to understand properly the complex position of fish ponds which could play an important positive and/or negative role in transport processes in drainage basins.

2. Material a methods

Five different fishponds were studied during 2010–2012 as a part of the project „Revitalization of Orlík Reservoir“. Hypertrophic fish ponds Rožmberk (449 ha, 5,953,000 m³) and Dehtář (246 ha, 6,518,000 m³) are fishery managed and intensively stocked with carp (fed by grain). Meso-eutrophic fish pond Hejtman (82 ha, 1,460,000 m³) and Staňkovský (241 ha, 6,330,000 m³) are used for recreation, with extensive fishery management only (angling). All fishponds are situated in South Bohemia (Czech Republic) in the watershed of the Upper Vltava river basin area.

Detailed description of sampling and process of balance evaluation were described in [4,5,6].

3. Results

Rožmberk fish pond

Rožmberk is the biggest fish pond in the Czech Republic and also in the Middle Europe. The area of its watershed is about 1,200 km². Rožmberk plays a key role in water accumulation especially during floods. Its influence on nutrient transformation is also important for its impact on water quality of middle and lower part of the river Lužnice (important affluent of river Vltava). Rožmberk is a fishery managed fish pond (two years production cycle).

The total annual balance of total phosphorus (TP), total suspended solids (TSS₁₀₅) and volatile suspended solids (VSS₅₅₀) of fish pond Rožmberk was negative in 2010. Fish pond released 2.1 t TP (retention -9%), 3,297 t TSS₁₀₅ and 1,822 t VSS₅₅₀ per year 2010. Contrariwise total dissolved phosphorus (TDP) balance was positive. 5.42 t of TDP was retained. Table 1 shows data of total specific inflow and outflow load of TP, TDP, TSS₁₀₅ and VSS₅₅₀.

The main part (97%) of TP specific inflow comes from watershed. The potential retention modelled according to [6] should be much higher. The fish pond should retain 29% of its phosphorus load, which represented 7.46 t P year⁻¹. We found two episodes of enormous negative phosphorus balance. (i) Floods flushed out high amounts of phosphorus in August – 1.2 t of P was released from fish pond during 13 days (tab.2). (ii) During four days of fish pond harvesting approximately 4,5 t TP and 1,972 t TSS₁₀₅ was discharged (tab.3).

The total annual balance in 2011 was slightly different. Fish pond had slight positive TP balance (retained 0.4 t TP year⁻¹). Annual TDP balance was positive again (4.0 t TDP year⁻¹ was retained), but balance of TSS₁₀₅ (1,125 t) and VSS₅₅₀ (311 t) was negative.

Dehtář fish pond

Dehtář is a hypertrophic fish pond with intensive fishery (fish fed by grain, manuring, two years production cycle). Real phosphorus retention by the fish pond Dehtář was negative (-12%). The fish pond released about 0.5 t P year⁻¹ more compared with total input. Negative balance of TDP, TSS₁₀₅, VSS₅₅₀ appeared, too. Specific inflows and outflows of TP, TDP and SS were expressively lower than in case of Rožmberk (tab.1).

The fishery management was recognized as considerable P source – it represented 39% of TP load. P input from the upstream fishponds constituted 30% of total input. Load from arable land which is usually blamed as important source of P represented less than 1%.

Expected retention of P in the fish pond Dehtář was about 55% i.e. 2,828 kg P year⁻¹.

Similarly as in the case of fish pond Rožmberk also Dehtář exhibited changes in phosphorus retention efficiency during the year and for two-thirds of the year the fishpond had negative retention of phosphorus. Two episodes of expressive negative phosphorus balance were found. (i) During summer flood 0.3 t of TP was released from the fishpond during 12 days (tab.2). (ii) During four days of fishpond harvesting 0.4 t of TP was discharged (tab.3).

Hejtman and Staňkovský fish pond

Slightly eutrophic fish ponds Hejtman and Staňkovský are used for recreation. The dominant land use in the watershed could be classified as forests and meadows. There are also some fishponds with intensive carp production in the drainage area.

The real total phosphorus balance of both fish ponds was positive. Fish pond Hejtman retained almost 0.39 t of TP in 2011. The real retention of 27 % fitted well with modelled values of 29%, i.e. 0.41 kg year⁻¹. The fishpond was able effectively retain phosphorus even during the floods (in August 2010). Fish pond Hejtman exhibited also positive balance of TDP (retained 0.27 t year⁻¹) and VSS₅₅₀ (retained 0.6 t year⁻¹). Contrariwise, the balance of TSS₁₀₅ was negative (14 t TSS₁₀₅ year⁻¹).

Fish pond Staňkovský retained 1,1 t of TP, 0,4 t of TDP, 173 t of VSS₁₀₅ and 124 t of VSS₅₅₀ during the year 2011. The real retention of 58% was much higher than modelled value of 48%.

Fish pond harvesting

Harvesting of fish ponds concludes the fish farming cycle. High scale transport of sediments and also phosphorus during the fish pond harvesting is occurred. Water quality during harvesting considerably varied. Table 3 shows maximal concentrations of TP a TSS₁₀₅ recorded by several authors. Concentrations of TP, TDP and TSS₁₀₅ discharged from Czech, Austrian and German fish ponds during their harvesting are compared in table 4. Concentrations are expressed as nutrient outflow and nutrient specific outflow.

There are numerous methods for restriction of enormous sediment and nutrient export during fish pond harvesting [2,7,8,9].

Tab.1. Specific inflow and outflow (kg ha⁻¹) of total phosphorus (TP), total dissolved phosphorus (TDP), total suspended solids (TSS₁₀₅) and volatile suspended solids (VSS₅₅₀) in 2010–2011.

Locality	Year	Specific inflow [kg ha ⁻¹]				Specific outflow [kg ha ⁻¹]			
		TP	TDP	TSS ₁₀₅	VSS ₅₅₀	TP	TDP	TSS ₁₀₅	VSS ₅₅₀
Rožmberk (449 ha)	2010*	57.5	24.5	4,909	2,742	62.1	12.5	12,252	6,800
	2011	30.6	16.4	2,784	1,519	29.7	7.4	5,290	2,212
Dehtář (246 ha)	2010*	17.3	4.9	1,113	702	19.3	7.7	2,520	1,659
Hejtman (82 ha)	2011	17.4	8.8	1,901	759	12.8	5.5	2,071	752
Staňkovský (241 ha)	2011	8.1	3.2	1,112	668	3.4	1.5	394	154

* year of fish pond harvesting

Tab.2. Summary of summer floods (August 2010)

Parameter	Fish pond		
	Rožmberk	Dehtář	Hejtman
Flood duration [days]	13	12	14
Water volume outflow during flood [mil.m ³]	20.3	2.3	13.0
Rate of whole year outflow [%]	15	17	26
Variation of water volume [%]	330	35	350
HRT during flood [days]	4	34	4
Source of P in fish pond before flood [kg]	~1,700	~2,000	~50
P outflow P during floods [kg]	2,103	866	530
Part of TDP [%]	21	80	44
Balance of P during flood [kg]	1200	300	-135

Tab.3. Examples of maximal concentrations of total phosphorus and total suspended solids (TSS₁₀₅) recorded during fish pond harvesting.

Author	Fish pond (area)	TP [mg l ⁻¹]	TSS ₁₀₅ [mg l ⁻¹]
Faina et al. (1994)	Strpský (40 ha)	2.1	278
	Dolní Svojetín (9 ha)	2.2	1,120
	Trial fish pond č. 42	21.4	2,084
	Trial fish pond č. 43	3.2	1,020
Potužák et al. (2010)	Dehtář (246 ha)	2.4	1,200
	Rožmberk (489 ha)	120	64,054
Potužák 2012 (unpublished)	Ratmírovský	25	9,600
Mikšíková et al. (2011)	Sirákovský (10 ha)	17.4	1,820
	Jezuitský (14 ha)	127	139,000

Tab.4. Matter output and specific matter outflow during fish pond harvesting – comparison of some published data. Basic data of Sirákovský and Jezuitský fish pond were assumed from [10] Specific output of total phosphorus (TP) and total suspended solids (TSS₁₀₅) was calculated. Butz a Donner 1991 – range and average (AVG) values detected during fish pond harvesting. Knösche et al. 2000 – average values ± standard deviation. The content of TP in TSS₁₀₅ was calculated from TP concentration. The data of total dissolved phosphorus output were available only for fish ponds Rožmberk, Dehtář and Ratmírovský.

Locality	Outflow load				Specific outflow load		
	TP	TDP	TSS ₁₀₅	TP/TSS ₁₀₅	TP	TDP	TSS ₁₀₅
	kg		t	mg g ⁻¹	kg ha ⁻¹		t ha ⁻¹
Rožmberk (449 ha)	4,529	8	1,972	2.3	10.1	0.018	4.39
Dehtář (246 ha)	430	6	258	1.7	1.8	0.024	1.05
Ratmírovský (78 ha)	163	1	55	3.0	2.1	0.018	0.71
Sirákovský (10 ha)	100	-	68	1.5	10.0	-	6.78
Jezuitský (14 ha)	960	-	1,053	0.9	68.6	-	75.2
Butz, Donner 1991 (9 fish ponds 0.7–45 ha)	-	-	-	0.86–3.31 (AVG 1.74)	0.13–1.47 (AVG 0.84)	-	0.040–1.22 (AVG 0.56)
Knösche et al. 2000 (26 fish ponds 0.25–122 ha)	-	-	-	-	4.76 ± 2.53 g ha ⁻¹	-	2.78 ± 1.65 kg ha ⁻¹

Conclusions

Studied fish ponds showed different ability of phosphorus and suspended solids retention. Different management of the fishponds could be considered as the principal reason of their different P retention although some other factors could influence the mass balance – input of P binding compounds (Fe, Al) by inflows, character of the sediments, bottom or surface discharge from the pond etc. Comparison of hypertrophic and mesotrophic fishponds showed that more intensive fishery management means elimination of their natural ability to retain P and also considerable inputs of P downstream the ponds.

Fish ponds play an important role in transport of phosphorus and suspended solids in the river basin. Hypertrophic fish ponds could serve as an enormous source of TP and SS. Critical is especially summer period where highest concentrations of nutrients were found. This period is also typical with rainstorms and subsequent flood events. During floods (especially their first part) highly eutrophic fish ponds represent literally “time P bomb” with high potential to support eutrophication in reservoirs situated lower in the drainage basin.

The second important period of negative phosphorus and suspended solids retention is fish pond harvesting. During relatively short time high quantity of TP, TSS and VSS were discharged into the recipient.

There are lots of methods for reduction of nutrients load during fish pond harvesting, but these methods are employed scarcely in the Czech Republic, yet. We believe that retention of P on sediment particles in fish ponds represents an important opportunity for the future. We mean not only possibilities how to enhance P retention as a tool for better water quality in reservoirs situated down streams, but also exploitation of P supplies trapped in pond sediments. It should be good chance to restore disturbed and disconnected cycle of nutrients in small drainage basins.

Acknowledgement: This study was partly supported by the project of Ministry of Agriculture NAZV QH81046.

Literature

- [1] Operační program rybnářství 2007–2013 Česká republika. Schváleno usnesením vlády č. 855/2007 den 25. července 2007, Ministerstvo zemědělství ČR, červenec 2007. (www.mze.cz; 17.12.2007).
- [2] Faina R., Gergel J., Přikryl I. (1994) Attempt in reduction of effluents from carp ponds during their fishing out. Book of Abstracts – Aquaculture and Water Resource Management, International Symposium, Stirling 21 – 25.6.1994.
- [3] Duras J. (2009) Sediment rybníka ošetřovaného Fe a Al koagulanty.- In: Hucko P. (ed): Sedimenty vodných tokov a nádrží. Sborník konferencie. SVS pri VÚVH Bratislava 13.–14.5.2009.
- [4] Duras J., Potužák J. (2010) Nový způsob monitoringu rybníčních lokalit zaměřený na látkové bilance. Sborník semináře Revitalizace Orlické nádrže, 12.–13.10.2010, Písek. Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, 2010. ISBN 978-80-254-9014-3: pp. 93–97.
- [5] Schneider, O., Sereti, V., Eding, E.H., Vereth, J.A.J. (2005) Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 32: 379–401.
- [6] Hejzlar J., Šámalová K., Boers P., Kronvang B., (2006) Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs. – *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 6: 487–494.
- [7] Butz I., Donner H. (1991) Beeinflussung des Vorfluters durch die Abfischung von Karpfenteichen. *Osterr.Fisch.* vol. 44, no. 5–6, 123–141.
- [8] Billard R., Sevrin-Reyssac J. (1993) Negative and positive impacts of pond fish culture on the environment. *Production, environment and quality. European Aquaculture Society*, No. 18, 17–29.
- [9] Knösche R., Scheckenbach, K., Pfeifer, M., Weissenbach, H. (2000) Balances of phosphorus and nitrogen in carp ponds. *Fiseries Management and Ecology*, 7: 15–22.
- [10] Mikšíková K., Dostál T., Vrána K., Rosendorf P. (2011) Transport sedimentu a fosforu v malých vodních nádržích, *Vodní hospodářství* (in print).

Fachbeiträge

Odborné příspěvky

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012

Magdeburský seminář o ochraně vod 2012

Sedimente in der Binnemelbe

Sedimenty vnitrozemského úseku Labe



Sedimenthaushalt und Managementaspekte der Binnenwasserstraße Elbe – Aspects of sediment balance and management for the inland waterway Elbe

Stefan Vollmer, Ina Quick, Hans Moser

Abstract

The sediment management in the reach of the German inland waterway Elbe is at present focussed on one specific quantitative aspect at the so called "Erosionsstrecke" and local aspects, when sediment quality aspects attract attention. Thus the character of temporal and local/regional scales reflects reactions on particular changes in the river system rather than the assessment of an active sediment management on the long-term and on catchment scale. The need for a wider management scale becomes evermore apparent, since i.e. the WFD context asks for sustainable management approaches on catchment scale for both (sediment) quality and hydromorphological reasons. These environmental and ecological aspects are to be seen in accordance with economical and transport needs. The perspective of the Elbe as inland transportation waterway automatically demands the comprehension of the Czech river system and the enormous economical aspects, associated to the Elbe estuary, the ports of Hamburg and to sediment management also show that sediment issues of the Elbe River should not be restricted to the borders of this German inland waterway. The integral view on sediment management strategies based on detailed analyses of the Elbe system as a whole is one of the fundamentals of the IKSE ad hoc expert group 'sediment management'. This contribution gives insight in the work of this group with respect to qualitative, quantitative and hydromorphological aspects related to sediments. Focussing on the inland waterway aspects we discuss monitoring concepts, sediment budgets, hydromorphological parametrisation and sediment quality concepts, which are coordinated on catchment scale.

Einführung

Die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) ist für die Verwaltung der Bundeswasserstraßen (BWaStr.) als Verkehrsweg hoheitlich zuständig. Sie unterhält und entwickelt die Bundeswasserstraßen als leistungsfähige Verkehrswege im Einklang mit den Anforderungen aus anderen gesellschaftlichen Bereichen. Neben den verkehrlichen Zielen sind auch wasserwirtschaftliche und Umweltziele für ihr Handeln maßgebend. Die Basis hierfür wird u.a. durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRRL 2000) bzw. das Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2010) und die Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011) gelegt. Das strategische Ziel der europäischen Gewässerpolitik – eines guten chemischen Zustandes sowie eines guten ökologischen Zustandes (göZ) natürlicher Oberflächen- und Grundwasserkörper bis 2015 bzw. des guten ökologischen Potentials (göP) für erheblich veränderte und künstliche Oberflächenwasserkörper – wird durch eine integrierte Flussgebietsbewirtschaftung verfolgt. Dies schließt ein integriertes flussgebietsbezogenes Sedimentmanagement mit ein, welches an diesen Zielsystemen ausgerichtet werden muss.

Um den Zustand eines Gewässers und mögliche Veränderungen des Systems sowie auch Auswirkungen von Managementkonzepten erfassen und beurteilen zu können, werden Bewertungsverfahren benötigt. Die EG-WRRRL wählt erstmals einen ganzheitlichen Betrachtungsansatz, indem sich die Bewertung an Qualitätskomponenten orientiert. Anhand der biologischen Qualitätskomponenten wird die Einstufung in eine der Einstufungsklassen vorgenommen. Maßgebend für die Einstufung des göZ und des göP ist die jeweils schlechteste Bewertung einer der biologischen Qualitätskomponenten. Wird eine oder werden mehrere Umweltqualitätsnormen nicht eingehalten, ist der ökologische Zustand oder das ökologische Potenzial höchstens als mäßig einzustufen. Hydromorphologische sowie physikalisch-chemische Parameter sind zur Einstufung unterstützend heranzuziehen (vgl. OGewV 2011, § 5). Bei der Ermittlung des göP tritt die Betrachtung der hydromorphologischen Parameter in den Vordergrund; gerade die als erheblich verändert deklarierten Gewässer wurden auf der Grundlage der hydromorphologischen Verhältnisse sowie einer Analyse relevanter Nutzungen gemäß Art. 4 (3) EG-WRRRL ausgewiesen. Die Hydromorphologie beschreibt die abiotischen Gegebenheiten eines Gewässers und beinhaltet die gewässertypspezifische Ausprägung der hydrologischen und strukturellen Charakteristik und Wirkungszusammenhänge im und am Gewässer. Die wechselseitige Beeinflussung zwischen dem Sedimenthaushalt und den Gewässerstrukturen mittels der Parameter Substrat, Sohlstrukturen, Uferausprägung, Auen etc. auf der einen Seite und dem Wasserhaushalt bzw. Tidenregime mittels der Parameter Abfluss, Abflussdynamik, Strömungsgeschwindigkeiten etc. auf der anderen Seite wird durch die Hydromorphologie betrachtet (Quick et al. 2012).

Die Bedeutung der Sedimente sowohl für die Zielstellungen (sehr) guter ökologischer Zustand (sgöZ/göZ) bzw. gutes (höchstes) ökologisches Potential (göP/höP) als auch guter chemischer Zustand ist durch die EG-WRRRL jedoch nur indirekt (über

die hydromorphologischen Qualitätskomponenten und Umweltqualitätsnormen bzw. die Tochterraichtlinie/prioritäre Stoffe) abgedeckt. Auch die anzustrebende Sedimentdurchgängigkeit ist nur über Anhang V in einem Zusatz zu der geforderten Durchgängigkeit für Organismen bei der hydromorphologischen Qualitätskomponente „Durchgängigkeit des Flusses“ erwähnt („Die Durchgängigkeit des Flusses wird nicht durch menschliche Tätigkeiten gestört und ermöglicht eine ungestörte Migration aquatischer Organismen und den Transport von Sedimenten“, Anhang V, 1.2.1 EG-WRRL 2000). Die bisher vorliegenden Bewirtschaftungspläne des 1. Zyklus behandeln Sedimente überwiegend nicht oder nicht umfänglich, zumeist finden sich nur Hinweise auf das Erfordernis nach einem Sedimentmanagementkonzept (wie zwischenzeitlich z.B. für die Tideems und Tideweser initiiert).

Nach EG-WRRL sollen unterschiedliche Einstufungen für natürliche, erheblich veränderte und künstliche Gewässer berücksichtigt werden. Bezüglich der Durchgängigkeit für Sedimente besteht für sämtliche Gewässer weder auf nationaler noch auf internationaler Ebene ein Konzept zur Erfassung und Beurteilung. Mit Bezug auf Sedimente und die Hydromorphologie bestehen bislang ebenso keine national oder international abgestimmten Konzepte/Vorgehensweisen für die Definition/Erreichung des göP/höP (vgl. Rakon VI 2009 und CIS 2.2. 2003). Derzeit wird im Rahmen eines Länderfinanzierungsprogramm-Projektes der LAWA eine Herleitung des höP und göP mit Hilfe einer Bewertungsseite (Biologie) und einer Maßnahmenseite (Hydromorphologie) erarbeitet (LAWA 2012). Standardisierte Bewertungsverfahren liegen nicht vor. Ansätze für eine Herangehensweise zur Entwicklung eines Bewertungsverfahrens zum göP liefern die CIS-Leitfäden (CIS 2003, 2005) sowie ein Alternativansatz („Prager-Verfahren“, CIS-ECOSTAT 2006). Die WRRL verlangt eine integrative und Ländergrenzen-übergreifende (i.d.R. internationale) Flussgebietsbetrachtung. Der europäische Rahmen muss national (auch in nationaler Gesetzgebung) umgesetzt werden; Erhebung, Bewertung und Bewirtschaftung sind national in den Flussgebietsgemeinschaften zu bearbeitende Aufgaben.

Ansatz der nationalen und internationalen Zusammenarbeit im Elbegebiet

Für das Flussgebiet der Elbe wurde in der bestehenden internationalen Zusammenarbeit der IKSE das Gremium der ad hoc Expertengruppe Sedimentmanagement eingesetzt. Gleichzeitig wurde auf deutscher Seite parallel eine nationale Spiegelgruppe der Flussgebietsgemeinschaft Elbe gebildet. Die Kopplung zwischen der internationalen Expertengruppe der IKSE und der nationalen Expertengruppe Schadstoffe/Sedimentmanagement (FGG SSeM) muss dem integrativen Ansatz auf Flussgebietskala gerecht werden. Dies wird u.a. anschaulich, wenn Erhebungen, Bewertungen und Handlungsoptionen bezüglich Sedimentdurchgängigkeit (durch hydromorphologische Indikatoren abgedeckt) im Flussgebiet behandelt werden müssen, insbesondere im Zusammenhang mit den partikulär gebundenen Schadstoffen für die (grenzübergreifende) Frachtbilanz (unter Güte-Aspekten).

Die Konzepte für die Erhebungen und Bewertungen sowohl der qualitativen als auch der quantitativ/hydromorphologischen sedimentbezogenen Systemzustände und ihrer Beeinflussung werden im Rahmen dieser Elbe-Gremien an den Zielstellungen der europäischen Gewässerpolitik ausgerichtet. Die Formulierung konkreter Handlungsziele zur Erreichung der „besten Sedimentqualität“ durch konkrete „Maximal“-Ziele orientiert sich z.B. an geogenen Hintergrundwerten. Die Formulierung konkreter Handlungsziele zur Erreichung der „höchsten hydromorphologischen Qualität“ (durch konkrete Leitbild-orientierte „Maximal“-Ziele) korrespondiert mit der Zielstellung „sehr guter ökologischer Zustand“ bzw. den typspezifischen Referenzbedingungen nach EG-WRRL (2000).

Die Erfassung und Bewertung des Sedimenthaushaltes als Teil des hydromorphologischen Zustandes erfolgt über in dieser Flussgebietsbearbeitung abgestimmte und festgelegte Kriterien. Die sechs hydromorphologischen Indikator-Parameter zur gewässertypspezifischen Bewertung Breitenvarianz/ Tiefenvarianz, Sedimentdurchgängigkeit, Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz, Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates, Uferstruktur und Aue (Verhältnis rezenter Aue zu morphologischer Aue) haben allesamt Einfluss auf die Ausprägung des Sedimenthaushaltes. Hierbei werden im deutschen Binnenbereich die Elbe und die Unterläufe der relevanten Nebengewässer (Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel) in gleicher Weise bearbeitet. Neben der grundsätzlichen Flussgebiet-weiten Verständigung auf diese sechs Indikator-Parameter werden für den Tidebereich der Elbe noch tidespezifische Parameter ergänzt. Weiterhin sind für den Tidebereich Anpassungen erforderlich, da hier z.B. auch übermäßige Sedimentationen stattfinden. Auch für den weitgehend staugeregelten Bereich der tschechischen Elbe wurden innerhalb der einzelnen Indikator-Parameter die gewässertypischen Spezifika berücksichtigt. Für die Bewertung des hydromorphologischen Zustands der gesamten Elbe und der relevanten Nebengewässer werden in Übereinstimmung mit dem deutschen Verfahren die Kriterien Breitenvarianz/Tiefenvarianz, Sedimentdurchgängigkeit und Korngrößenverteilung des Sohlsubstrats genutzt. Die Kriterien Uferstruktur und Aue werden in der Tschechischen Republik den vorherrschenden Verhältnissen angepasst. Aufgrund fehlender Daten und da im staugeregelten Bereich der Elbe das Kriterium der mittleren Sohlhöhenänderung von geringerer Relevanz ist, kann der Indikator-Parameter Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbi-

lanz für den tschechischen Elbelauf nicht gewählt werden, hier wird alternativ auf einen Parameter aus dem Bereich Abfluss/Hydrologisches Regime zurückgegriffen.

Neben den beschriebenen hydromorphologischen Kriterien dienen folgende quantitative Parameter weiterhin der Bilanzierung von Sediment- und Stoffströmen im Flussgebiet; Abfluss, Suspensionsfracht und –konzentration wurden für die Elbe Flussgebiet-übergreifend für den aktuellen Zeitraum u.a. für die Bilanzierung der Schadstofffrachten zusammengestellt.

Bezüglich der in der IKSE/FGG SSeM festgelegten hydromorphologischen Indikatoren (welche weitgehend kompatibel im gesamten Flussgebiet und überwiegend konform zu den nach EG-WRRL benannten hydromorphologischen Qualitätskomponenten gewählt sind) erlaubt die (ebenfalls zum Vorgehen nach EG-WRRL konforme) fünfstufige Bewertung die erforderlichen Abstufungen zur Ausweisung sehr guter, guter, mäßiger, unbefriedigender und schlechter hydromorphologischer /sedimentologischer Zustände. Zukünftig sollten auch abgestimmte Konzepte/Vorgehensweisen für die Definition und Erreichung des göP/höP hinsichtlich Sedimenten für erheblich veränderte und künstliche Gewässer erstellt werden. Ansätze hierzu wären möglich z.B. angelehnt an den CIS Leitfaden 2.2 (2003) bzw. das „Prager Verfahren“ (vgl. CIS 2.2 2003; Quick 2011; Rakon VI 2009).

Die Bewertung für die deutsche Binnenelbe erfolgt als natürliches Gewässer leitbildbezogen, d.h. entsprechend den typspezifischen Referenzbedingungen gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Die best verfügbaren Daten werden unter Nutzung eines fünfstufigen parameterspezifischen Klassifizierungssystems bewertet, das sich an die Bewertungsstufen nach EG-WRRL und OGewV (2011) anlehnt. Die jeweiligen Klassengrenzen wurden durch Experteneinschätzung in Anlehnung an nationale und internationale wissenschaftliche Vorgaben wie z.B. DIN 14614 und 15843 festgelegt. Klasse 1 entspricht den weitgehend natürlichen bzw. naturnahen Verhältnissen, die Ableitung der weiteren Bewertungsstufen orientiert sich an den anthropogen bedingten Abweichungen von der Referenz.

Der gewählte Ansatz wird exemplarisch anhand des Parameters Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz verdeutlicht. Im Bereich der deutschen Binnenelbe wurde mit dem Elbstromwerk (1898) der hydromorphologische Gewässer-Zustand umfassend dokumentiert. Eine solch präzise historische Beschreibung eines gesamten Flusslaufes liegt äußerst selten vor; ein Vergleich mit einem noch älteren Referenz-Zustand kann aufgrund fehlender Daten für die gesamte Binnenelbe nicht durchgeführt werden. Die plausiblen und nachvollziehbaren Ergebnisse zeigen jedoch, dass das Elbstromwerk einen ausreichenden Referenz-Zustand darstellt, um den hydromorphologischen Zustand der Binnenelbe zu bestimmen und die hydromorphologische Entwicklung u.a. der Tiefenvarianz und der mittleren Söhlhöhenänderung zu recherchieren und quantitativ zu bewerten.

Anhand der Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz können Erosions- oder Akkumulationstendenzen ausgewiesen werden, aus denen abgeleitet werden kann, inwiefern sich Änderungen des ursprünglichen Lebensraumes vorkommender Arten ergeben (vgl. auch Noack et al. 2012). Zudem hat eine lang anhaltende Sohleintiefung z.B. („Erosionsstrecke“ der Elbe) durch eine Entkopplung von Gewässer und Aue direkte Auswirkungen auf die Umwelt. Sinkende Flusswasserspiegel und daran gekoppelte Grundwasserstände sowie verringerte Überflutungsdauern und -tage führen langfristig zu einem Verlust von intakten Auen. Die Ergebnisse können auch z.B. für das Verständnis der Schadstoffbelastung eines Gewässers wichtige Aussagen zu Erosions- und Akkumulationsstrecken und somit u.U. Schadstoffquellen und -senken mit sich bringen (Gewässergüte). Darüber hinaus birgt dieser Indikator-Parameter auch wesentliche Erkenntnisse hinsichtlich des Sedimenthaushaltes (Bsp. Geschiebezugaben), der Schifffahrtsverhältnisse und des Zugewinns zum Systemverständnis. Mittels der Ergebnisse können anschließend Maßnahmenoptionen abgeleitet werden für einen nachhaltigen Umgang mit dem Gewässersystem, die folgende Ziele synergetisch unterstützen können: Aufhalten der Tiefenerosion, Reduktion des Angriffs auf die Sohle, Förderung eines ausgeglichenen Sedimenthaushaltes, einhergehend mit einer Optimierung der Unterhaltung, Gewährleistung der Schifffahrt sowie im Sinne der Wasserwirtschaftlichen Unterhaltung die Nutzung von Synergien hinsichtlich einer Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse (Quick et al. 2012).

Kenntnisse über den hydromorphologischen Zustand der Gewässer in ihrem früheren und heutigen Erscheinungsbild bieten wichtige Grundlagen für die Orientierung zur Erreichung der verkehrlichen, wasserwirtschaftlichen, naturschutzfachlichen und ökologischen Belange an Wasserstraßen.

Auf Basis der oben genannten Zielstellungen und der dargestellten Bewertungsverfahren können hinsichtlich der Hydromorphologie, Quantität und Qualität konkrete Managementoptionen für ein Sedimentmanagementkonzept abgeleitet werden. Neben dem Sedimentmanagement unter hydromorphologischen und quantitativen Aspekten, das für die Zielerreichung nach EG-WRRL, EG-Meeressstrategierahmenrichtlinie, der (Wasserwirtschaftlichen) Unterhaltung an Bundeswasserstraßen sowie der naturschutzfachlichen Aspekte von großer Bedeutung ist, gilt es gleichsam die Schadstoffaspekte zu beachten (vgl. Heininger; Kliment; Quick in diesem Bd.). Die Erstellung des Sedimentmanagementplans der Elbe erfolgt dabei vor dem Hintergrund des heutigen Verständnisses zum Sedimentmanagement (gesamte Flussgebietsbetrachtung, Gesamtheit aller Eingriffe in den Sedimenthaushalt, Gewässer ganzheitlich betrachten, integrativ etc.).

Ausblick

Ein wichtiger Schritt ist erfolgt durch die begonnene Erarbeitung des Sedimentmanagementplans für die Elbe. Dieser Schritt verbindet die Betrachtung zwischen Quantitäts- und Hydromorphologie-Aspekten zu den Qualitätsaspekten, ist wesentlich für die Förderung des guten chemischen Zustandes und guten ökologischen Zustandes bzw. Potentials und stellt eine Unterstützung bei der Schließung von bisherigen Lücken bezüglich der Sedimente im Umsetzungsprozess der WRRL dar.

Im Hinblick auf die Durchgängigkeit werden die Sedimente bisher unzureichend betrachtet, obwohl ein wichtiger Zusammenhang zwischen dem Sedimenthaushalt und den vorherrschenden hydromorphologischen Zuständen besteht (Herpertz et al. 2011). Sedimente sind bisher nur indirekt über die Hydromorphologie als „Zeiger“ für die Ausprägung des Sedimenthaushaltes impliziert. Sie sind von entscheidender Bedeutung für die Ausprägung der hydromorphologischen Verhältnisse und somit der Habitate und folglich für die Zielerreichung nach EG-WRRL. Die rein quantitative/hydromorphologische Betrachtung möglicher Verbesserungen der sedimentologischen und hydromorphologischen Verhältnisse muss jedoch im Zusammenhang mit Qualitätsaspekten betrachtet werden, z.B. wegen möglicher Remobilisierungspotentiale von Schadstoffen.

Jede Flussgebietsbetrachtung erfordert an die vorherrschenden gewässertypspezifischen, regionalen Verhältnisse angepasste Konzepte bzw. Parametrisierungen. Die methodischen Ansätze der IKSE/FGG SSeM sind konform zu den Erfordernissen nach EG-WRRL (2000), WHG (2010) und OGewV (2011) und perspektivreich für die Umsetzungsprozesse bezüglich der in der EG-WRRL und OGewV zwar erwähnten, aber nicht explizit behandelten Sedimente und können richtungsweisende Beiträge sein für das Vorgehen in weiteren europäischen Flussgebieten.

Literatur

CIS (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 4: Identification and Designation of Artificial and Heavily Modified Waterbodies. Published by the Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

CIS (2005): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 13: Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Published by the Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

DIN EN 14614 (2005): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung hydromorphologischer Eigenschaften von Fließgewässern (M 40).

DIN EN 15843 (2010): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung von Veränderungen der hydromorphologischen Eigenschaften von Fließgewässern (M 43).

Elbstromwerk (1898): Der Elbstrom, sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse. Königliche Elbstromverwaltung zu Magdeburg. Berlin.

EG-WRRL (2000)/Europäische Wasserrahmenrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates: Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 23. Oktober 2000. L 327. Luxemburg.

Herpertz, D., Schäfer, B., Esser, B. (2011): „Ökologische Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen – neue Wege nicht nur für Fische“. Wasser und Abfall.

LAWA (2012): Länderfinanzierungsprogramm, Projekt „Bewertung von HMWB/AWB – Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP (LFP 3.10) [in Bearb.]“.

Noack, M., Roberts, M., Vollmer, S., (2012): „Numerische Modellierung von abiotischen Randbedingungen zur Unterstützung in ökologischen Bewertungen“, BfG-Schriftenreihe; Gewässerökologisches Kolloquium der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

OgewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OgewV) vom 20. Juli 2011. Bundesgesetzblatt Nr. 37, S. 1429. Bonn.

Quick, I. (2011): Ermittlung und Bewertung hydromorphologischer Indikator-Parameter an Bundeswasserstraßen. In: 13. Gewässermorphologisches Kolloquium – Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustandes in Wasserstraßen. S. 27–40. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

Quick et al. (2012): Hydromorphologische Bewertung und Praxisprojekte mit Schnittstelle zur Ökologie, BfG-Schriftenreihe; Gewässerökologisches Kolloquium der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Rakon VI (2009): Rahmenkonzept VI – Ermittlung des guten ökologischen Potentials. LAWA-Expertenkreis Hydromorphologie, Stand Mai 2009. [derzeit in Überarbeitung]

WHG (2010): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt durch Artikel 2 Absatz 67 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044) geändert.

Cohesive Sediments in Groyne Fields along the Elbe River

Evelyn Claus, Peter Heininger, Benjamin Becker, Thomas Krämer, Christel Möhlenkamp, Jürgen Pelzer, Daniel Schwandt, Gudrun Hillebrand

Introduction

The International Commission for the Protection of the Elbe River (ICPER) aims at establishing a sediment management concept both in terms of quantity and quality by 2013. As a prerequisite, the key processes of sediment transport and budget under regular and extreme conditions have to be identified. Sediment budgets in regulated rivers are strongly influenced by lateral exchange processes. This study focuses on the function of groyne fields acting as source and sink for cohesive sediments and particle-bound contaminants [1] along the Elbe river. One specific aim is to assess the amount of erodible contaminated sediments within the groyne fields as basis for establishing a sediment management plan.

Field campaigns on sediment composition of groyne fields

In several field campaigns in 2010 and 2011, 282 groyne fields between Elbe-km 129 and 578 were probed by sounding rods, core samplers and van Veen grabs to estimate the sediment composition of the deposits [2]. The sediments were subjectively classified on site as “gravel”, “sand” or “mud” and the total amount of mud per groyne field was categorized as “much”, “little” or “none”. 33 groyne fields were identified as gravelly, 118 as sandy and 92 as muddy. Mud content of 73 groyne fields was considered high, low in 59, no mud was found in 128 groyne fields.

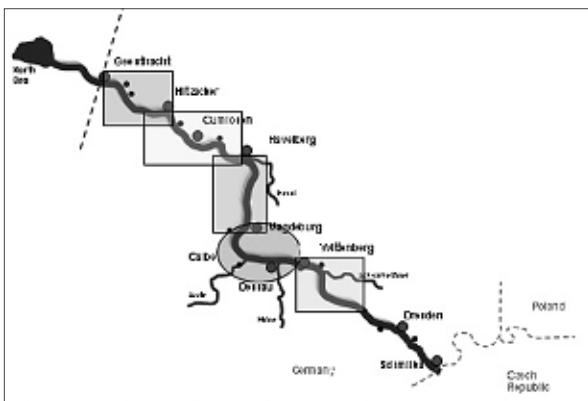


Fig.1: The field campaigns for the estimation of groyne field characteristics

Besides the special field campaigns in 2010 and 2011, the BfG is operating a monitoring programme for sediments and suspended particulate matter since 1991 [3], [4], [5]. From this programme a lot is known about the sediment situation in certain groyne fields in terms of quality and quantity. An example is shown in figure 2. The groyne field near the location Herrenhof/Bitter in the Middle Elbe region at km 523,1 (opposite bank to Hitzacker) has been investigated once a year since 2002. The area is approx. 13.000 m² large. The thickness of the sediment layer is on average 0.5 m, resulting in a volume of 6.500 m³ or 15.000 t. About 50 % of this sediment (7.500 t) is fine grained. In this muddy material a concentration of mercury with an average of 20 mg/kg (9.9 to 29.6 mg/kg) was analysed. As a result, this groyne field acts as a sink of approx. 150 kg of particle bound mercury. By comparison, in 2008 a mercury load of 1.4 t/a was estimated for the Elbe river at the balancing profile Schnackenburg (Elbe-km 474.5) [6]. Therefore, it is of very high interest, e.g. for users downstream, to know the erosion risk of the sediment from the groyne field.



Fig.2: The investigated groyne field

Determination of groyne field characteristics

By a literature review, a set of parameters was identified which are known to influence the sediment composition within groyne fields. The most common are: aspect ratio of groyne field, river alignment (groyne field on inner/outer bank), groyne layout (shape, disposition, incisions etc.), hinterland (urban, rural, tributaries etc.), bed sediment distribution of main channel, bed forms, groyne field in connection to backwater or secondary channel, degree of sedimentation in groyne field, vegetation, ridges within groyne field, shipping traffic and maintenance (cf. e.g. [7], [8], [9]).

Groyne field characteristics like incisions of the upstream groyne, connections to backwaters or the formation of ridges within the groyne fields were recorded in situ during the field campaigns. For validation concerning the different subjective estimates of all the research groups involved in the field campaigns, group-specific subsets were analyzed and no significant deviation in the observed correlations were found. Other parameters were derived afterwards from registers of the Waterways and Shipping Administration, hydrologic models and orthophotos. In order to ensure reproducibility and to increase the speed, the analyses were automated within a geographic information system where possible. As an example, Fig. 3 illustrates how the position of a groyne field with respect to the river alignment was determined.



Fig. 3: Identification of river bends

The angle between line segments of 1000 m is determined by a moving window method (shift by 100 m). If the angle exceeds 25°, adjacent groyne fields are identified as groyne fields in a river bend.

Correlations between sediment composition and groyne field characteristics

The estimated sediment inventory was analysed for possible correlations to a set of parameters including geometric characteristics of the groynes and the groyne fields, river alignment or the grain size distribution of the adjacent main channel. As an example, strong interdependency was found for groyne fields with high mud content between conventional groyne structures when they were connected to backwaters and exhibited longitudinal ridges within the groyne field (the darkest mosaic tile in Fig. 4).

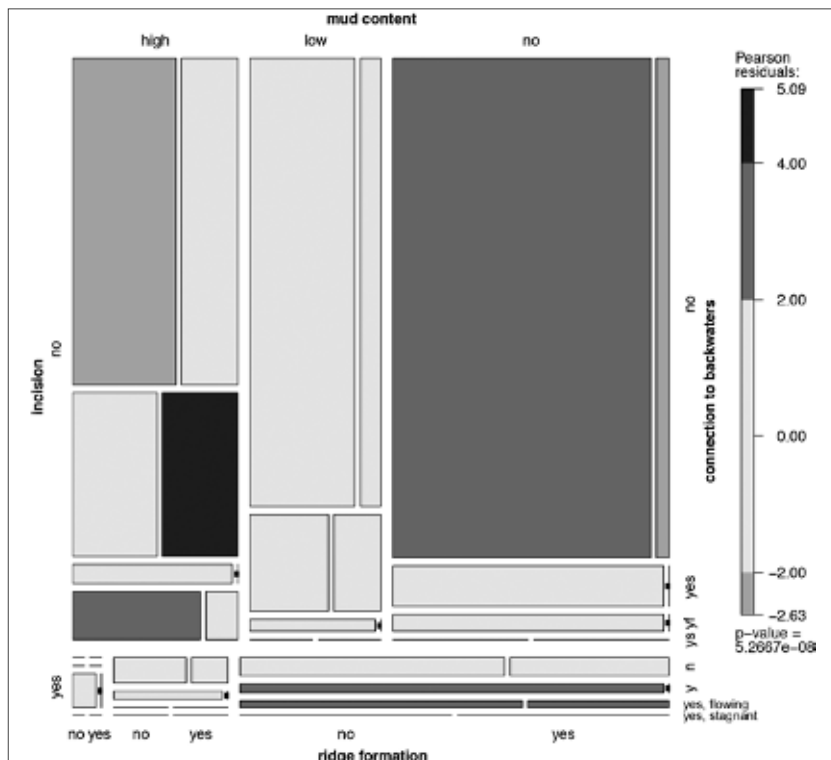


Fig. 4: Mosaic plot of parameters “incision”, “ridge formation”, “connection to backwater”, “mud content”.

We also found a significant association of width/length ratio (Fig.5) and river kilometer index (Fig. 6) to the observed mud content of the groyne fields.

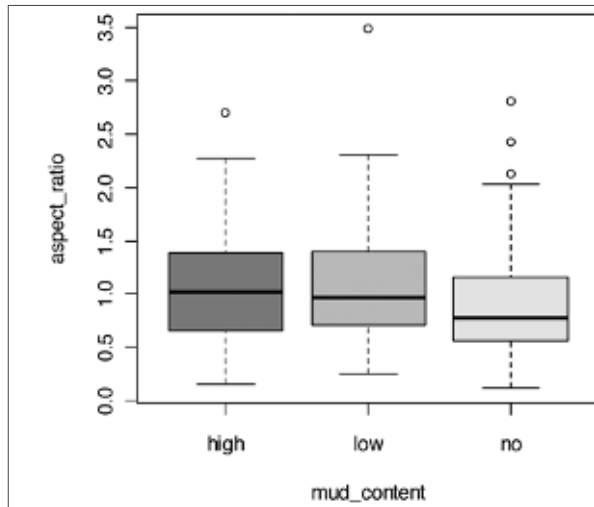


Fig. 5: Association of groyne field aspect the Elbe river and mud content.

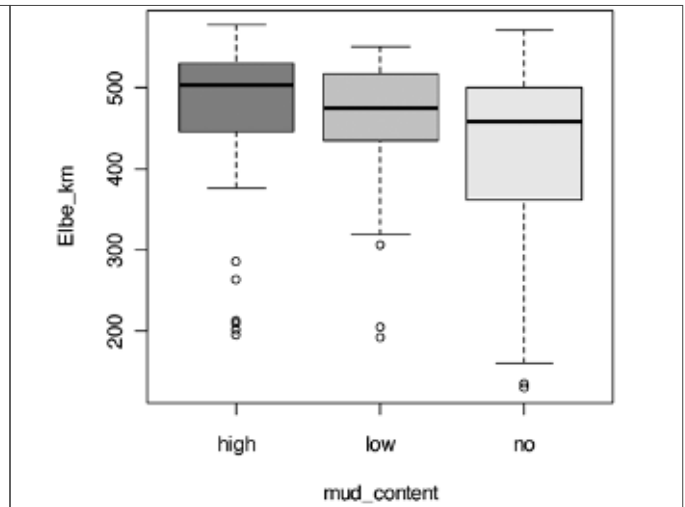


Fig. 6: Association of groyne field location along ratio and mud content.

Perspective

The characterization of the sink and source function of groyne fields of the inland river is one step in establishing a sediment management concept in the Elbe catchment. Other steps will include the assessment of contaminated sites within sub-catchments (Saale, Mulde etc.) or the evaluation of further sources and sinks, e.g. in natural and engineered side structures like oxbows or harbors. The scheme presented here will be used to extrapolate the findings from the selected representative set of groyne fields to the whole German inland river reach between the German-Czech border and the tidal weir Geesthacht (Elbe-km 0 and 585). Additional studies of a small subset of muddy groyne fields will be carried out in terms of a more detailed survey of the sediment material and in situ measurements of erosion stability to determine the risk of mobilization during floods.

References

- [1] FGG Elbe (2009): Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Belastungsschwerpunkt Schadstoffe.
- [2] Hillebrand, G.; Heining, P.; Krämer, T.; Möhlenkamp, C.; Pelzer, J.; Schwandt, D.; Claus, E. (2012): Cohesive Sediments in groyne fields along the Elbe River. Geophysical Research Abstracts, Vol. 14, EGU2012-1803, 2012. European Geosciences Union General Assembly 2012, Vienna, 22.–27. April 2012
- [3] Heining, P.; Pelzer, J.; Claus, E.; Pfitzner, S. (2003): Results of long-term sediment quality studies on the river Elbe. Acta hydrochim. hydrobiol. 31, (4–5), 356–367
- [4] E. Claus, E.; Pelzer, J.; Heining, P. (2010): Trendmonitoring von Schadstoffen in Sedimenten und Schwebstoffen der Binnenelbe. Mitt Umweltchem Ökotox 4, 100–102
- [5] Schubert, B.; Heining, P.; Keller, M.; Ricking, M.; Claus, E. (2012): Monitoring of contaminants in suspended particulate matter as an alternative to sediments. Trends in Analytical Chemistry, Vol. 36, 58–70
- [6] FGG Elbe: Elbebericht 2008, Ergebnisse des nationalen Überwachungsprogramms Elbe der Bundesländer über den ökologischen und chemischen Zustand der Elbe nach EG-WRRL sowie der Trendentwicklung von Stoffen und Schadstoffgruppen.
- [7] Wirtz, C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Bühnenfeldern der unteren Mittelbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung. Dissertation FU Berlin.
- [8] Rommel, J. (2010): Aspekte der Ufer- und Vorlandhöhenänderung entlang der freifließenden deutschen Elbe – Ufernahe Sedimentation und Maßnahmenbeeinflussung seit 1850/1960 an 5 Musterstrecken zwischen Elbe-km 196 und 586. Bericht zur Untersuchung im Auftrag der Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe.
- [9] Weitbrecht, V. (2004): Influence of Dead-Water Zones on the Dispersive Mass Transport in Rivers. Heft 2004/1 der Dissertationsreihe des Instituts für Hydromechanik, Universität Karlsruhe (TH).

Die Bedeutung des Feststoffhaushaltes für die Gewässerstruktur und Morphodynamik der Elbe – Grundlagen, Maßnahmen, Kompromisse

Karl-Heinz Jährling

The importance of sediment balance for freshwater habitat structure and morphology for the Elbe river – basic principles, measures, compromises

Apart from water level fluctuations the sediment balance of rivers including all components such as bed load, suspended and floating solids plays a dominant role for morphodynamic processes and the correlating freshwater habitat structure. Especially bed load formations such as alluvial fans, gravel banks as well as runways and pools are essential habitats for mountain torrents as well for low land reaches like in the Elbe River. Thereby not the ultimately formed habitat structure is decisive but the gradual changes by morphodynamic processes, i.e. the permanent alteration of structures, are the key factor for good ecological functioning. Only on the basis of permanent morphological alteration in form of development and disappearance and spatial dislocation the type specific freshwater biocenoses as general objective of the WFD is to be expected. Compared to historical natural conditions, the current sediment balance of the Elbe river is heavily modified by human impacts throughout the basin – especially the free flowing main stem. Besides problems with deficits in sediment transport and consequently riverbed incision, there are also problems with aggradation in floodplains at regional level as well as a general reduction of ecologically essential, morphodynamic processes. Because of the use as a waterway and partly because of irreversible developments in the whole basin the natural setting of morphodynamic processes cannot be restored to the full extent. But with a sense of proportion and based on ecological minimum requirements the integration of reasonable and justifiable measures in a general development concept is feasible. Starting from historical conditions and the present situation, in view of needs of freshwater ecology (using the sturgeon *Acipenser sturio* as an example) including potential measures, the correlation of sediment balance and freshwater habitat structure are presented.

1. Feststoffhaushalt und Morphodynamik – allgemein

Die Wasserstands- und Abflusssdynamik ist primäre Größe für alle im Fließgewässer ablaufenden Prozesse, z.B. für den Grundwasserhaushalt oder die Vegetations- und Nährstoffdynamik. Von dieser Größe wird auch der Feststoffhaushalt getragen, welcher entscheidend ist für die Morphodynamik in Fließgewässer und Gewässeraue. Der Feststoffhaushalt setzt sich dabei anteilig aus den Geschieben (mineralische Stoffe, die sich an der Flußsohle mit der Schleppspannung bewegen), den Schwebstoffen (mineralische und organische, in der fließenden Welle schwebend mitgeführte Feinsedimente) und den Schwimmstoffen zusammen. Letztere bestehen aus schwimmfähigen, natürlichen Stoffen wie Totholz; Eis gehört nicht hierzu. Neben Eintrag und Austrag aus dem Fließgewässersystem wird der Feststoffhaushalt durch Prozesse innerhalb des Systems, so durch Erosion (z.B. Lateralerosion) und Akkumulation (z.B. Geschiebeablagerungen und Substratbänke im Fluss, Feinsedimentablagerungen auf Auenflächen) geprägt. Unter heutigen Bedingungen wird der Feststoffhaushalt und damit auch Morphodynamik jedoch erheblich von anthropogenen Einflüssen und Faktoren überlagert und beeinflusst, von denen in Tabelle 1 die für die Elbe bedeutenden Einflüsse angeführt werden:

Tab. 1. Anthropogene Einflüsse auf den Feststoffhaushalt und die Morphodynamik der Elbe

systemare Prozesse	Mechanismen/ Wirkungen/ Veränderungen
Eintrag in das System	<ul style="list-style-type: none"> - Geschieberückhaltung durch Staustufen im Elbeoberlauf und in den großen Nebenflüssen - weitere Geschiebedefizite durch die verkehrswasserbaulich unterbundene Lateralerosion - fehlende Geschiebestöße bei HW-Ereignissen aus Zuflüssen durch Gewässer Ausbau - erhebliche Totholzdefizite durch Wald- und Auenverlust und veränderte Flächennutzungen
Prozesse innerhalb des Systems	<ul style="list-style-type: none"> - veränderte Gerinnehydraulik und ausbleibende Feststoffdynamisierung durch Bauwerke - Geschiebeumlagerungen durch Unterhaltung im Rahmen der Verkehrssicherungspflichten - Entnahme von Totholz durch Unterhaltung im Rahmen der Verkehrssicherungspflichten - Kolkverbau, Prallhang- und Erosionsufersicherungen im Rahmen der Unterhaltung - gezielte Geschiebezugaben im Grobkornbereich in der so genannten Erosionsstrecke - massive streckenweise Ausbildung unterhaltungs- und ausbaubedingter Uferreihen - temporäre Feststofftransportstörungen durch vorhandene Querbauwerke (Geesthacht) - grundlegende Änderungen der Geschiebefraktionierungen (z.B. Grobkorn im Eupotamon)
Austrag aus dem System	<ul style="list-style-type: none"> - gezielte Baggerungen, Sedimententnahmen und Sedimentumlagerungen - bereits umgesetzte und weiterhin geplante Fahrrinnenvertiefungen in der Unterelbe - summarische Auswirkungen des Feststoffgesamtdefizits im Einzugsgebiet der Elbe

Die resultierende Größe des Feststoffhaushaltes stellt die Morphologie bzw. bei Beachtung der stetigen Veränderung dieser Gewässerstrukturen besser die Morphodynamik des Gewässers dar, wobei dem Natürlichkeitsgrad und der Ungestörtheit der dabei ablaufenden Prozesse eine ganz besondere Bedeutung zukommt. Während der Schwebstoffanteil im Feststoffhaushalt Grundlage für speziell angepasste Pflanzengesellschaften (z.B. Knöterichfluten) in Form organischer Feinsubstratbänke liefert, sind akkumulierende und erosive Prozesse im Geschiebe geschehen verantwortlich für Strukturen wie Schüttkegel, Flusskolke und Kiesbänke, welche die Basis für kieslaichende, im Hauptstrom überwinternde Fische wie z.B. den ehemals in der Elbe vorkommenden Stör (*Acipenser sturio*) darstellen. Schwimmstoffe im Feststoffhaushalt wie Totholz, Geneste, und Laubpakete sowie an erosiven Ufern freigelegte, flutende Wurzeln spielen eine wichtige Rolle als Strukturbildner, aber auch als Eigenhabitat (Nahrung, Rückzug etc.). So sind xylobionte Hakenkäfer (z.B. *Potamophilus acuminatus*) hierauf obligatorisch angewiesen. Damit stellen der Feststoffhaushalt und die hiervon direkt abhängige Morphodynamik fundamentale Größen innerhalb der abiotischen Faktoren im Fließgewässer dar.

2. Feststoffhaushalt und Morphodynamik – historisch

Mit der historischen Entwicklung an der Elbe sind erhebliche Veränderungen von Feststoffhaushalt und Morphodynamik durch anthropogene Eingriffe verbunden. Die dadurch hervorgerufenen größten Defizite bestehen im Fehlen morphodynamisch aktiver, gewässertypgerechter Strukturen bei Unterbindung stetiger, ökologisch erforderlicher Remobilisierungs- und Restrukturierungsprozesse bei einer gleichzeitig permanenten, hohen Sohlmobilität im Hauptgerinne. Diese Symptome schlagen sich in den heutigen defizitären Lebensgemeinschaften nieder. Vor diesem Hintergrund sind bezüglich der Veränderungen von Feststoffhaushalt und Morphodynamik zwei Hauptursachenkomplexe zu nennen – einerseits sind dies Maßnahmen des Hochwasserschutzes und andererseits verkehrswasserbauliche Eingriffe.

Dabei muss berücksichtigt werden, dass sich sowohl Zielstellungen dieser beiden komplexen Ursachen – besonders in den frühen Jahrhunderten der Eingriffe – als auch konkret erreichte Wirkungen im heutigen Erscheinungsbild gegenseitig beeinflussten und überlagerten. So dienten z.B. erste Flussbuhnen neben der Strombündelung zur Fahrwasserregelung auch dem Schutz flussnaher Deiche vor Eisgang. Weiterhin ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass überwiegende Anteile der Einflüsse nach Tabelle 1 auf verkehrswasserbauliche Eingriffe und nur in geringem Maße auf den Hochwasserschutz zurückzuführen sind. Dies lässt sich anschaulich an geomorphologisch vergleichbaren, nicht oder wenig verkehrswasserbaulich beeinflussten Flüssen wie der Loire oder dem Allier nachvollziehen, welche trotz enger Deichführung über einen nur wenig gestörten Feststoffhaushalt und eine erhebliche Morphodynamik verfügen.

Bezüglich der Maßnahmen und Auswirkungen des Hochwasserschutzes an der Elbe ist davon auszugehen, dass der Beginn dieses großen Eingriffskomplexes um Jahrhunderte zurückzudatieren ist. So begannen sedimentologisch und morphodynamisch wirksame Eingriffe des Hochwasserschutzes mit Deichbaumaßnahmen an der Mittelelbe schon ab dem Jahr 1150 (morphologisch gering wirksame Ringdeiche zum Siedlungsschutz). Ausgedehnte Wirkungen entfalteten erst deutlich später entstandene zusammenhängende, höhenmäßig und technisch durchkonzipierte sowie räumlich übergreifende Lineardeichsysteme zum großangelegten Flächenschutz mit der Bildung von Deichverbänden [1]. Durch Ausdeichung und Verlagerung großer Teile der morphologischen Aue in die fossile Aue wurden morphodynamisch-sedimentologisch aktive Altarmsysteme und ehemalige Flusshauptläufe als Geschiebedepots, aber auch erhebliche Anteile ehemaliger Auenflächen als „Schwebstoffsinken“ dem Feststoffhaushalt des Hauptstroms entzogen. Der nicht mehr verfügbare Anteil beträgt ca. 86 % der ursprünglichen Überflutungsausläufe [2]. Dieser Prozess ist im Regelfall, bis auf kleinräumige Ausnahmen im Falle von Rückdeichungen, als irreversibel zu kennzeichnen.

Der Beginn verkehrswasserbaulicher Maßnahmen ist deutlich später zu datieren, wobei es schwierig ist, den Beginn einzelner Maßnahmen festzustellen. Mit dem konzentrierten Beginn des Verkehrswasserbaus sind, neben punktuellen Abschneiden enger Elbmäander, dramatische Veränderungen des ehemals stark verzweigten Elbehauptstromes innerhalb des Eupotamon verbunden. Diese Tatsache ist für das Gesamtverständnis real abgelaufener Veränderungen innerhalb des Feststofftransportgeschehens und der systeminternen Prozesse (z.B. Lateralerosion und ausbleibende Sekundärstrukturen) von entscheidender Bedeutung. Anfangs wurde die verkehrswasserbauliche Entwicklung der Elbe durch zerrissene politische Strukturen behindert. Zu unkoordinierten, lokalen Beeinflussungen im Flussbett und überströmtem Vorland durch vereinzelt Uferbefestigungen und Absperrung randlicher Rinnen kam es aber bereits zu Beginn des 18. Jahrhunderts. Ab Mitte des Jahrhunderts begann dann auf politisch einheitlich verwalteten Gebieten das gezielte Abschneiden von Altarmen, morphologisch aktiven Flussmäandern, hochwasseraktiven Nebengerinnen sowie aktiven Stromteilungen. Eine wesentliche Förderung als Grundlage für raumübergreifende Veränderungen setzte relativ spät, beginnend mit dem Wiener Kongress von 1815 sowie durch die Festlegungen der zweiten Elbe-Revisionskommission von 1844, ein. Konzentrierte Arbeiten zur räumlich übergreifenden verkehrswasserbaulichen Regulierung der Elbe begannen aber erst 1866 mit der Bildung der Preußischen Elbstrombauverwaltung in Magdeburg mit grundlegenden Zielen wie: „... der Uferbefestigung, der Einschränkung zu breiter Stromstrecken, der unmittelbaren Aufräumung seichter Stellen, der Beseitigung von Inseln zur Herstellung und Erhaltung eines geregelten Fahrwassers sowie der Bepflanzung von Sandfeldern und Anlandungen“ [3]. Bis 1892 kann vom Abschluss der Mittelwasserregulierung der Elbe ausgegangen werden. Durch gezielten Buhnen- und Längsverbau (Errichtung von Leit- und Deckwerken) wurde das verzweigte Gewässerbett der Elbe zu einem Einstromgerinne degradiert und stark eingeengt, indem die prägende Lateralströmung in die Mitte des jetzt inselbefreiten Flusses gelenkt wurde. Die Zielstellungen der sich anschließenden Niedrigwasserregulierung der Elbe wurden mit einem diesbezüglichen Reichsgesetz im Dezember 1911 vorgegeben. Abgeschlossen wurde die Niedrigwasserregulierung an der Elbe – mit Ausnahme der im II. Weltkrieg unterbrochenen Arbeiten im Bereich der Reststrecke bei Dömitz zwischen Elbe-km 508,1 und 521,1 sowie einiger punktueller Maßnahmen - im Wesentlichen in den 30-er Jahren des 20. Jahrhunderts [4].

3. Feststoffhaushalt und Morphodynamik – ökologisch

Die ökologische Bedeutung von Feststoffhaushalt und Morphodynamik soll beispielhaft am ehemals in der Elbe beheimateten Europäischen Stör (*Acipenser sturio*) dargestellt werden. Auch wenn die Art aktuell ausgestorben ist, ist der Stör als „Schirmart“ für andere Elbearten bzw. die aquatische Gesamtbiozönose geeignet. Es ist davon auszugehen, dass mit der Realisierung einer störgeeigneten Morphodynamik ausreichende Lebensbedingungen für weitere, heute noch defizitäre Arten auch anderer Taxa – neben den Fischen auch Makrozoobenthos und Makrophyten – im Fluss erreicht werden können. Diese Herangehensweise lässt sich argumentativ mit folgenden allgemeinen fachlichen Grundlagen und Zielstellungsansprüchen hinterlegen:

- Stör als Zielart der Durchgängigkeits- und Vorranggewässerkonzepte der FGG Elbe und der Elbanliegerländer Sachsen-Anhalt, Berlin und Brandenburg vor dem Hintergrund historischer Reproduktionsgebiete
- Beteiligung der Bundesrepublik und der Bundesländer am „Nationalen Aktionsplan zur Rettung des Störs“
- Stör als „species of special concern“ entsprechend dem Anhang II und Anhang der IV der FFH-Richtlinie, wobei neben einem Verschlechterungsverbot richtlinienkonform auch ein Verbesserungsgebot besteht
- einzig verbliebene Restpopulation im Gironde-Garonne-Dordogne – System (Westfrankreich), wobei aktuell in Europa nur noch die Elbe über ein reales, erfolversprechendes Wiederbesiedlungspotential verfügt

- die störgängige Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit wurde am Wehr bei Geesthacht bereits im Jahr 2011 realisiert, so dass die ehemaligen Reproduktionsgebiete der Elbe frei zugänglich sind
 - Besatzmaßnahmen erfolgten bereits im Jahr 2008 in Brandenburg (Elbe) und im Jahr 2011 in Sachsen-Anhalt (Elbe und Mulde), wobei nach ca. 12–15 Jahren mit der Rückkehr laichreicher Tiere zu rechnen ist
- Insbesondere vor dem Hintergrund der äußerst aufwendigen Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit am Wehr Geesthacht und den mit dem „Nationalen Aktionsplan“ vorgenommenen Besatzmaßnahmen ist sicherzustellen, dass zum Zeitpunkt der Rückkehr laichbereiter Tiere in den ehemaligen Reproduktionsgebieten – zumindest in der Elbe, wenn die historischen Laichgebiete in der Mulde auf Grund des Stadtwehres Dessau bis dahin nicht störgängig erreichbar sind – ausreichende Habitate für den Stör vorhanden sind. Die Basis bilden dabei der Feststoffhaushalt und die hiervon geprägte Morphodynamik, wobei die grundlegenden Ansprüche des Europäischen Störs in Tabelle 2 nach [5] wie folgt beschrieben werden:

Tab. 2. Grundlegende morphologische Ansprüche der verschiedenen Alterstadien von *Acipenser sturio*

Entwicklungsstadien/ Habitatparameter	Laich und Larvenstadien (befruchtete Eier, Dottersack-larven und fressfähige Larven)	Juvenile (benthivore < 30 cm)	Juvenile (> 30 cm)	Subadulte	Adulte
strukturelle Bedingungen	Kiesbänke, regelmäßig umgelagert und gut durchströmt, ggf. Ausbildung von pool/ riffle-Strukturen		Insellagen, strömungsruhige Zonen, tiefe Rinnenstruktur		tiefe Kolke (2 bis 25 m)
Strömungsgeschwindigkeit	0,6–2,2 m/s, teilweise strömungsberuhigt, hohes Invertebratenaufkommen (Substrat 30 bis 40 cm)		0,1–0,6 m/s	0–1,0 m/s	0,6–2,2 m/s, sehr divers
Wassertiefe	> 2,0 bis 20 m	> 1,5 m	> 1,5 m mit deutlich tieferen Rinnenstrukturen > 2,0 m		Laichen > 2,0 m, tiefe Kolke
Bedingungen Sohlsubstrat	Steine und Kies > 25 mm, kein Bewuchs, Feinsedimentanteil < 5 %, Substrattiefe 30 bis 40 cm		Sand und Weichsubstrat, reich an Makroinvertebraten		Geröll und Kies > 25 mm
Totholz	Totholz als hydrodynamische Komponente (Strukturbildner) und als Estand				-
Verbindung Auegewässer	Flussanschluss als sommerliche Planktonquelle (fressfäh. Larven)	an Fluss angeschlossene, tiefere Nebenarme als produktive Randbereiche (Tiefe > 1,5 m)			-
Barrieren	keine Abstiegsbarrieren (Wasserkraftanlagen)		-		keine
Geschiebe	nur bei Hochwasser		gering mit Bankbildung		nur bei HW
Turbulenzen (Schifffahrt)	nicht über Laichplätzen	Dislokation bei Sunk/ Schwall	Abstand Schiff ab 1,0 m, da keine passive Dislokation		nicht über Laichplätzen

Aus den vorliegenden, vielfältigen Kenntnissen morphologischer und sedimentologischer Habitatansprüche des Europäischen Störs und der Tatsache, dass seine historischen Laichgebiete – neben den großen Elbezuflüssen – in der vielfältig verzweigten Mittel-Elbe zwischen Magdeburg und Havelberg gelegen haben, ergeben sich direkte Zusammenhänge mit dem Feststoffhaushalt des Flusses und der resultierenden Morphodynamik. Diese Zusammenhänge finden sich sowohl im Vorhandensein aller drei Komponenten des Feststoffhaushaltes (z.B. Geschiebe als Laichplatzsubstrat, Schwebstoffe/ Weichsubstrate als Nahrungshabitat und Schwimmstoffe in Form von Totholz als Strukturbildner, Nahrungshabitat und Estand) als auch in der Notwendigkeit einer stetigen Veränderung und Regeneration dieser Strukturen (z.B. durch eine Durchströmung und Verlagerung von Geschieben oder effektiver erosiver Wirkungen im Ufer- und Sohlbereich mit den entsprechenden Sekundärstrukturen wie Totholz und Flusskolke) wieder.

4. Feststoffhaushalt und Morphodynamik – prognostisch

Vor dem Hintergrund aktueller Schifffahrtsnutzung auf der Elbe erscheint die Realisierung solcher Habitatansprüche utopisch. Allerdings zeigt das nachfolgende Beispiel, dass mit gezielten Maßnahmen bei begrenzter Hinnahme schifffahrtsverträglicher, morphodynamisch aktiver Strukturen durchaus Kompromisse erreichbar sind. Auf Grund der erforderlichen Ungestörtheit des Feststoffhaushaltes und einer notwendigen Unstetigkeit der Morphodynamik für nachhaltige, eigendynamisch-morphologische Entwicklungen sind hierfür insbesondere

re dynamische Nebengerinne geeignet, wobei aber auch begrenzte morphodynamische Eigenentwicklungen am Elbufer selbst bereits vorhanden und für den Nutzer kontrolliert hinnehmbar sind.

Bei dem Nebengerinnebeispiel handelt es sich um ein ehemaliges Abgrabungsgewässer zwischen Elbe-km 358,5 und 359,3, welches in den 30-er Jahren des vergangenen Jahrhunderts in einer ehemaligen Laufverzweigung durch Auskiesung entstanden ist. Die Maßnahme des ungesicherten und damit morphodynamisch ungestörten Elbeanschlusses wurde 2004 als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme durchgeführt. Die nachfolgende Abbildung dokumentiert dabei den morphologischen Entwicklungsstand vom 07. Juni 2011 bei einem Abfluss von 283 m³/s am Pegel Magdeburg-Rothensee (dies entspricht 59 % MQ bzw. 17 % MHQ):



Abb. 1. Morphodynamischer Zustand und erkennbare Strukturen im beidseitig angeschlossenen Baggerloch Parchau – Zustrombereich und Mittelteil großes Foto, Ablaufbereich kleines Foto, Quelle Luftbilder: Tanja Pottgiesser, UBE

Demzufolge lassen sich gut durchströmte, regelmäßig umgelagerte und feinsedimentarme Kiesbänke ohne Bewuchs (1), strömungsberuhigte tiefe Rinnenstrukturen mit Weichsubstraten (2), strömungsdiverse Ruhezonen mit schiffahrtstiefen tiefen Flusskolken (3) sowie morphodynamisch aktive Sonderstrukturen wie Erosionsufer und Totholz als Strukturbildner (4) erkennen. Obwohl bisher kein biologisch-morphologisches Monitoring realisiert wurde, besteht zumindest der Anlass, anzunehmen, dass in diesem Nebengerinne zentrale Habitatsprüche des Europäischen Störs vorhanden sind, zumal sich dieses Gewässer direkt und permanent angebunden im nachgewiesenen historischen Laichareal dieser Art befindet [6].

Da Unterhaltungsarbeiten an der Elbe im Regelfall vom Wasser aus erfolgen, wurde nach Kontrollmessungen die Tatsache ungeplanter Sohanpassungen des Nebengerinnes durch Erosion des Ablaufs und damit permanenter Durchströmung des Nebengewässers mit Inselbildung von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung toleriert. Neben dem bestehendem Planfeststellungsbeschluss und einem bei nachträglicher Veränderung der Situation notwendigen neuen Verfahren, war dabei die Tatsache wichtig, dass nach Aussage des Wasser- und Schifffahrtsamtes Magdeburg keine negativen Auswirkungen auf die Schifffahrt wie Wasserspiegelverfall, negative Sedimentverlagerungen oder Querströmungen feststellbar waren.

5. Feststoffhaushalt und Morphodynamik – zusammengefasst

Als Fazit ist festzuhalten, dass der vom Abflussgeschehen gesteuerte Feststoffhaushalt eines Fließgewässers die Basis für eine natürliche Morphodynamik und die daraus resultierende Gewässerstruktur darstellt. Nach anthropogenen Eingriffen durch bauliche Maßnahmen im gesamten Einzugsgebiet und explizit am Gewässer selbst ist heute an der Elbe von einer erheblichen Veränderung des Feststoffhaushaltes und einer deutlichen Störung natürlicher, morphodynamischer Prozesse auszugehen. Für die Erreichung gewässertypgerechter Referenzzönosen als Zielstellung der EG-WRRL ist die weitgehende Wiederherstellung eines naturnahen Feststoffhaushaltes und die zumindest begrenzte Hinnahme der davon abhängigen Morphodynamik aber zwingend erforderlich.

Mit vorliegendem Beispiel einer umgesetzten Maßnahme wurde gezeigt, dass diese Forderung keineswegs realitätsfern, sondern praxisnah in Nebengerinnen bei Beachtung der Nutzungen umsetzbar ist. Darüber hinaus sind begrenzte morphodynamische Eigenentwicklungen am Stromufer selbst ebenfalls bekannt, werden kontrolliert und soweit hinnehmbar auch toleriert. In vorliegender Verteilung, Größe und Quantität ist dies jedoch noch völlig unzureichend, um für die gesamte Elbe einen hinreichenden biologischen Qualitätssprung zu erreichen. Allerdings werden hiermit gangbare Wege für mögliche Kompromisse aufgezeigt. Grundlegend sind für ein erforderliches Gesamtkonzept für die Elbe folgende Maßnahmen zielführend:

- Belassung und Förderung morphologisch unsteter Uferregionen als Grundlage für tiefe Flussskolke
- Erhaltung und Förderung morphodynamisch bedingter Sonderstrukturen wie Erosionsufer und Totholz
- offene Gleithänge gegenüberliegend unverbauten Erosionsufern, um effektive Uferbreiten sicherzustellen
- Erhaltung sich neu entwickelnder Hinterströmungsgerinne innerhalb dynamischer, breiter Gleithänge
- Öffnung (Höhenlage Geländeoberkante) von Uferrehnen zur morphologischen Aktivierung der Stromaue
- Reaktivierung inaktiver Geschiebedepots aus verlandeten Bühnenfeldern durch gezielte Umlagerungen
- Förderung von Inselbildungen und Verzweigungen, wo dies möglich ist (ggf. in Verbindung mit Leitwerk)
- gezielte permanente Nebengerinneanschlüsse, in denen eigendynamische Entwicklungen möglich sind

Da durch Schifffahrt gezielte Unstetigkeiten und natürliche Entwicklungen nur begrenzt möglich sind, sollten solche Maßnahmen regional, lagemäßig und unterhaltungstechnisch in einer begrenzter und hinnehmbaren Eigendynamik bei entsprechender Kontrolle geplant, umgesetzt und toleriert werden (u.a. [7]).

Bezogen auf den rein fachlichen Ansatz dieses Aufsatzes möchte ich an dieser Stelle anregen, über unpopuläre Maßnahmen nachzudenken. Dies können z.B. ein vorrangiges Geschiebemanagement in Form von Fahrrinnenbaggerungen gegenüber der generellen Unterbindung morphodynamischer Prozesse bereits im Anfangsstadium (Kolkverfüllung, Sicherung erosiver Ufer) oder Anschlussbaggerungen von Nebengerinnen mit permanentem Anschluss wie beim angeführten Beispiel sein. Darüber hinaus bieten sich verkehrliche Maßnahmen wie lokale Einschiffigkeiten oder regionale Verkehrsverlagerungen auf künstliche Wasserstrassen als Grundlagen für morphodynamisch entwickelbare Flussabschnitte der Elbe an.

Literatur

- [1] Jährling, K.H. (2009): Zur Situation autotypischer Gewässer aus historischer Sicht und Erfahrungen bei der Altarmreaktivierung an der Elbe. Naturschutz im Land Sachsens-Anhalt 46, Sonderheft 2009/1, Forschung und Management im Biosphärenreservat MittelElbe: 17–28
- [2] Jährling, K-H, Mögliche Deichrückverlegungen im Bereich der MittelElbe – Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion, Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg – Information, Magdeburg, 1994
- [3] Roloff, Fünfzig Jahre Elbstrombauverwaltung, Auszug aus dem Zentralblatt der Bauverwaltung Nr. 27, Berlin, 1916
- [4] Jährling, K-H, Die flussmorphologischen Veränderungen an der mittleren Elbe im Regierungsbezirk Magdeburg seit dem Jahr 1989 aus der Sicht der Ökologie, Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg – Information, Magdeburg, November 1993
- [5] Gessner J., Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, Gesellschaft zur Rettung des Störs e.V., mündliche Mitteilung
- [6] BIOCONSULT Schuchardt & Scholle GbR, Konzeption zur Umsetzung der ökologischen Durchgängigkeit in den Fließgewässern in Sachsen-Anhalt – Ermittlung von Vorranggewässern, Auftraggeber: Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Magdeburg, 30. Juli 2008
- [7] Rast, G.; WWF (World Wide Fund For Nature) Deutschland, mündliche Mitteilung

Large-scale sediment retention in the Elbe river floodplains

Frank Krüger¹, Martina Baborowski², Holger Rupp², Mathias Scholz²

¹ ELANA

² UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research

Summary:

Floodplains can be characterised by a variety of functions. They host species-rich habitats for wildlife and plant communities and are important for agricultural production of food and forage. In addition, they are important for flood control and sediment retention. Depending on the morphological character of inundation areas as well as distribution and shape of floodplain vegetation, riparian zones can affect flood discharge and sediment transport. In general, floodplains retain a large proportion of the transported sediment load. For example, in a 19-day case study during the extreme flood in 2006 (Heise et al. 2008) at the Middle Elbe between Rosslau and Magdeburg, a sediment load of nearly 80,000 tones, equivalent to about 1/3 of the sediment load of the river was retained in riparian floodplains. Studies during the spring flood in 2005 resulted in a reduction of the total load of suspended solids in the flow path from Magdeburg to Wittenberge by 20 % (Baborowski et al 2007a). Büttner et al. (2006) presented modelling results of sediment retention in floodplains during a 14-days period in 1998 at the lower middle Elbe between 436-440 km. Authors calculated a total sediment retention of about 1,000 tons in a 200 hectares meander loop. Backwaters represent 10 % of the flooding area and account for 1/3 to 1/4 of sediment load.

These findings underline the retention potential of floodplains in terms of downstream sediment transport. The current knowledge illustrates the complexity of sediment transport and retention and delivers first information on the transferability of results to other floodplains along the Elbe, which is considered to be a research challenge. Since the beginning of the 1990s many local case studies were initiated to estimate sedimentation rates in Elbe river floodplains, but a comprehensive analysis and interpretation is still lacking.

This presentation provides an overview on the measured sediment loads from different areas of the Elbe floodplains. It aims to deliver information about the functioning of habitat types and morphological structures in terms of sediment retention as a basis for having better understanding of large scale sediment retention in the Elbe river floodplains.

Outline:

The presented study will base on an iterative concept following five milestones:

- a) Research and analysis of biotope and land use- types along Elbe river between German-Czech Border and the weir in Geesthacht.

E.g. Fig. 1 illustrates cover ratios of habitats and land use-types of the UFZ investigation site Roßlauer Oberluch. According to roughness and flooding frequency of landuses ypes.

- b) Identification of both vegetation and land use-units flooding frequency
- c) Research and common interpretation of sedimentation case studies in Elbe river floodplains

At least 16 campaigns or studies have been initiated along the middle section of the river Elbe in the last 20 years. They all aimed a better understanding of sediment – and contaminant related problems in floodplains (Tab. 1). Main players are the UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research, University of Hamburg and Leuphana University Lüneburg. For example Friese et al. 2000 published high flood sedimentation data, which were gained with sediment traps during a flooding period in spring 1997. Findings point out, that sediment loads in floodplains are depending on distance between river and investigation site (Fig. 2), but also morphological (Fig. 3) and vegetation structures are influencing sedimentation.

d) Calculation of sediment retention in floodplains

A proxy based method will be developed to transmit case study findings to estimate sediment retention on larger scales. Well known variables for sediment retention like floodplain distance to the river, ground level elevation, vegetation roughness or flooding frequency will be used.

e) Shortcoming analysis

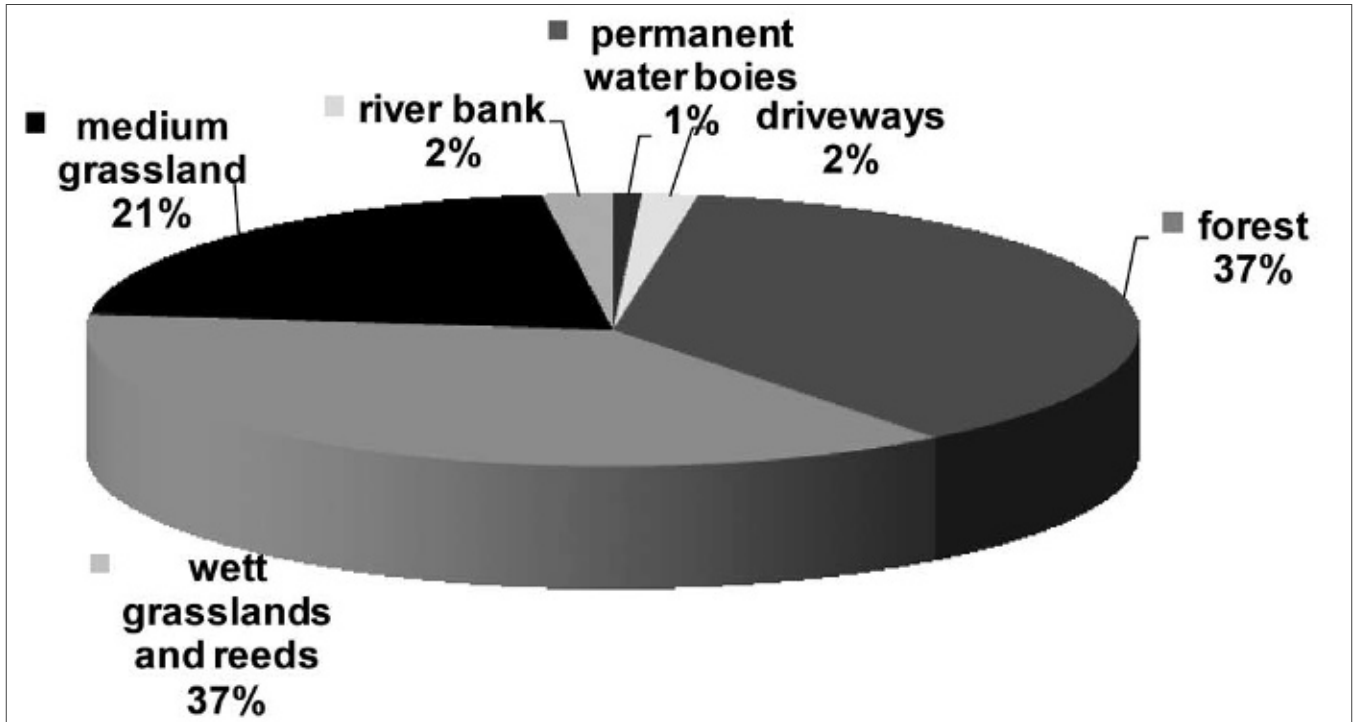


Fig. 1: Habitat and land-use types of the Roßlauer Oberluch, Elbe km 253 to 257 (data UFZ).

Tab. 1: Elbe river case studies, which aimed to gather information about recent sedimentation.

Institution	Authors	Projects	Locations
GKSS	Meissner et al. 1994	-	Middle region, Tangermünde
Uni Hamburg	Schwartz et al. 1997	-	Lower and Middle Elbe
Uni Hamburg	Schwartz 2001	Auenregeneration durch Deichrückverlegung	Middle Elbe region Lenzen/ Lütkenwisch
UFZ	Friese et al. 2000	Oka-Elbe	
UFZ/ELANA	Krüger et al. 2005	ADHOC-Hochwasserprojekt	Upper und Middle region
Uni Lüneburg	Urban in Von Haaren et al. 2006	FLAWS	Middle Elbe region
LBEG	Kleefisch, 2006	-	Gorleben
UFZ	von Tümpling et al. 2004–2008	AQUATERRA	Middle Elbe region, Mulde, Saale
UFZ	von Tümpling, et al. 2005–2009	RIMAX	Mulde
UFZ	Büttner et al. 2006	-	Middle Elbe region, Schönberg Deich
UFZ	Baborowski et al. 2007a	-	Section Magdeburg-Wittenberge

Institution	Authors	Projects	Locations
UFZ	Baborowski et al. 2007b		Middle Elbe region - Schönberg Deich
UFZ	Scholz, Rupp, eet al. 2006–2009	TERENO-Plattform, KLIWAS	Middle Elbe region, Roßlauer Oberluch
UFZ	Rupp, Bolze, et al. 2007–2010	Phytoremediation	Middle Elbe region, Schönberg Deich
Uni Lüneburg	Krüger, Urban 2007, 2008	RAMWASS	Middle Elbe region, Grippel, Wehningen, Radegast
Uni Lüneburg	Krüger, Urban, seit 2009	KLIMZUG	Middle Elbe region

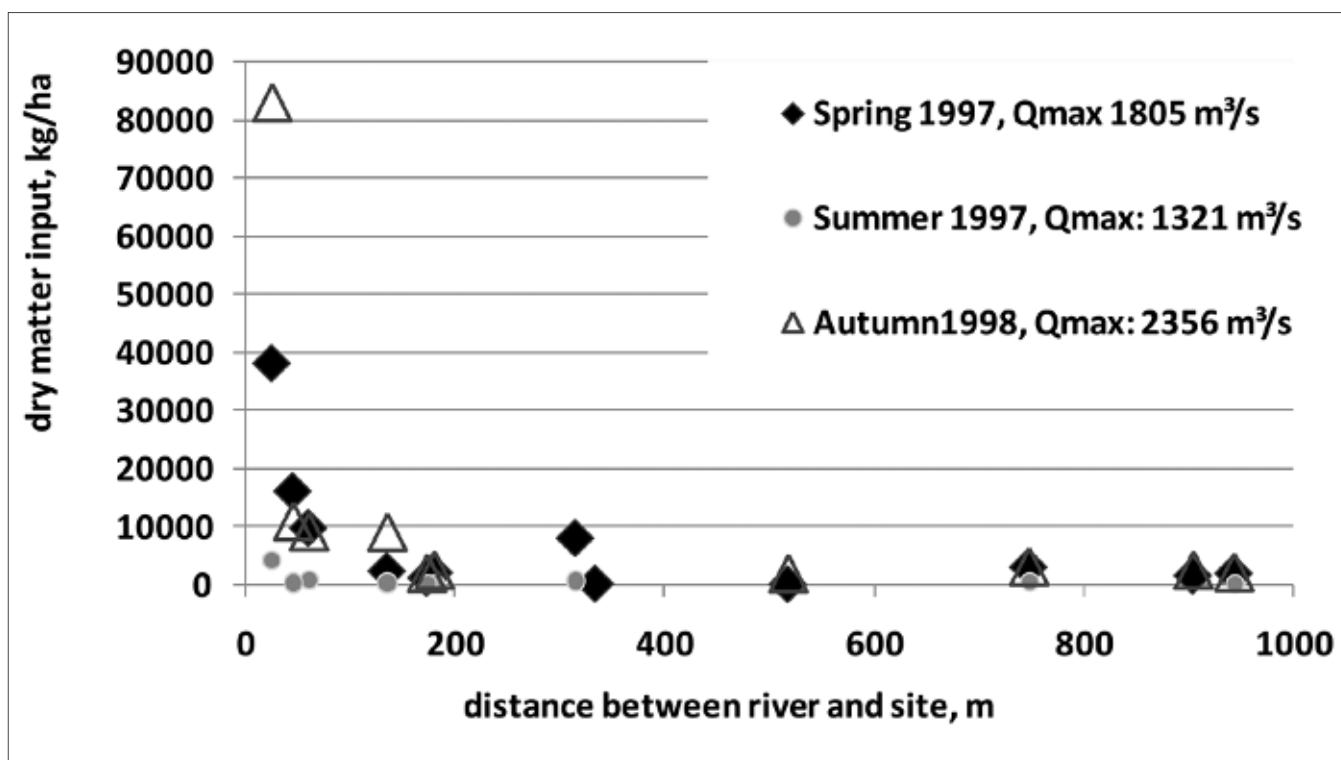


Fig. 2: Dry matter input during several sampling campaigns depending on distance between river and site at Elbe river kilometration 435–440.

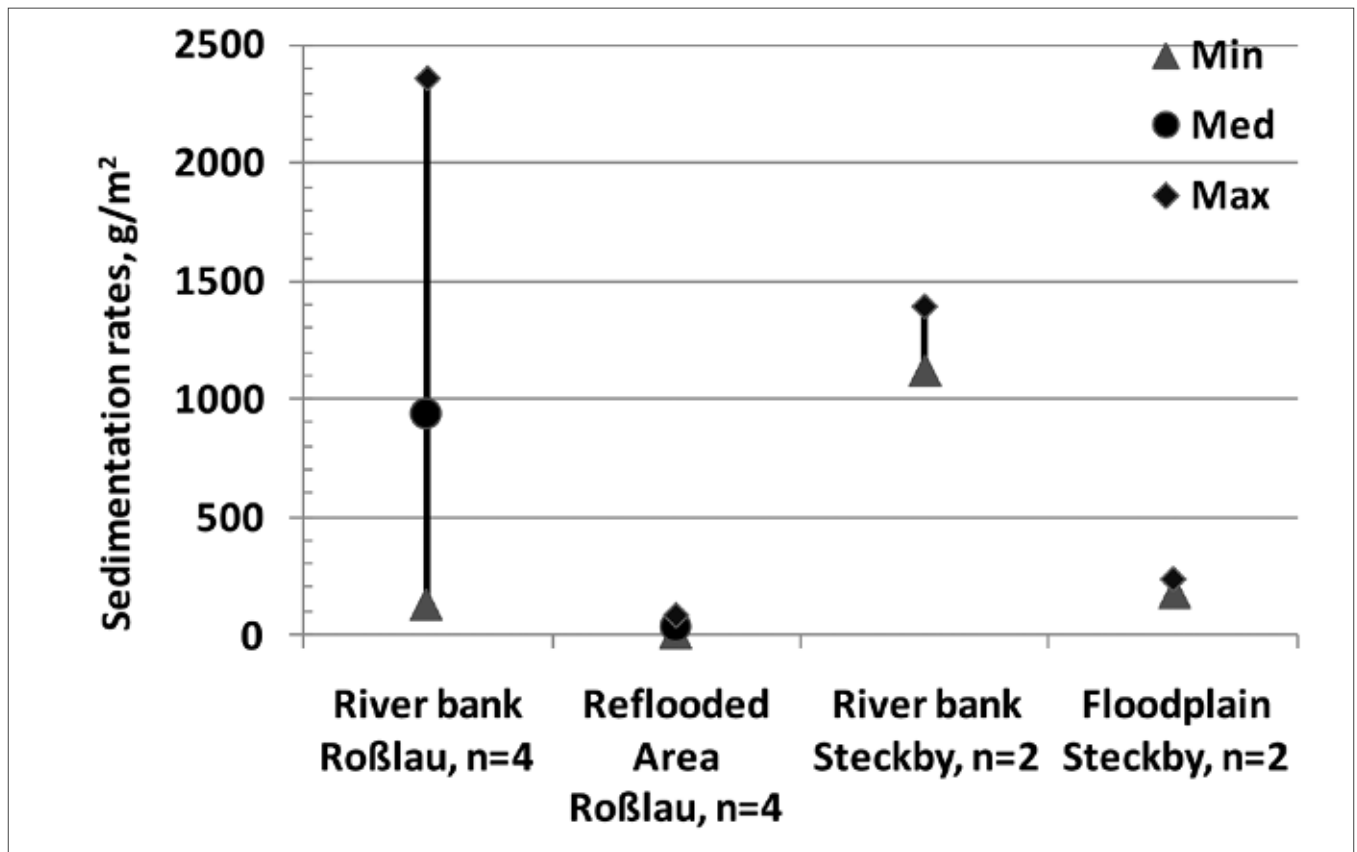


Fig. 3: Sedimentation rates in different structured floodplains, measured with the help of artificial lawn sediment traps in the middle region of Elbe river (data UFZ).

Selected references:

Baborowski, M., Krüger, F., Büttner, O., Morgenstern, P., Lobe, I., von Tümpling, W., Rupp, H., Guhr, H.: Transport and fate of dissolved and suspended particulate matter in the Middle Elbe region during flood events In: Westrich, B., Förstner, U. (Hrsg.) Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers. An interdisciplinary approach Environmental Science and Engineering Springer, Berlin, 197–206, 2007

Büttner, O., Otte-Witte, K., Krüger, F., Meon, G., Rode, M.: Numerical modelling of floodplain hydraulics and suspended sediment transport and deposition at the event scale in the middle river Elbe, Germany. Acta hydrochim. hydrobiol. 34, 265–278, 2006.

Friese, K., Witter, B., Brack, W., Buettner, O., Krueger, F., Kunert, M., Rupp, H., Miehlich, G., Groengroeft, A., Schwartz, R., Van der Veen, A., Zachmann, D. W.: Distribution and fate of organic and inorganic contaminants in a river floodplain – results of a case study on the river Elbe, Germany. In (Hrsg.) Wise D L, Trantolo D J, Cichon E J, Inyang H I, Stottmeister U: Remediation engineering of contaminated soils. S. 373–426. Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, 2000.

Heise, S., Krüger, F., Förstner, U., Baborowski, M., Götz, R., Stachel, B.: Bewertung von Risiken durch feststoff-gebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Erstellt im Auftrag der Hamburg Port Authority (HPA) und cofinanziert durch die FGG-Elbe. 349 S., Hamburg, 2008.

Judge- and assessment of the urbane sediment qualities

W. v. Tümping, M. Matoušková, N. Scheibe, L. Koubková, J. W. Einax

1. Introduction

The main signs of the “urban stream syndrome” consist in changes in hydrological conditions in the stream, elevated concentrations of nutrients and contaminants, changes in the channel morphology, and reduced biotic components in the water environment with rising predominance of tolerant species [1]. Sediments have an impact on ecological quality because of their quality, or their quantity, or both. Therefore, sediment monitoring programmes should address the basic physicochemical properties of sediments as well as geomorphological processes within each river system. The WFD does not specifically deal with sediment although it is clear that there is a link between sediment quality and achieving of WFD objectives. The implementation will shift the scope from local sediment management to river basin scale sediment management [2]. The European Sediment Network (SedNet) successfully raised attention to this issue by underpinning that it is essential to integrate sustainable sediment management in WFD river Basin Management Plans [3].

The presented study is aimed at evaluating the chemical status of a small urbanized stream Czech stream while focusing on contamination of sediments in the context of valid standards. Besides the contamination of sediments, the assessment included also runoff variability, water quality, and hydromorphological survey.

Beyond that an extended judge- and assessment of heavy metal and arsenic sediment pollution are given on an example on an Magdeburgian urban water, a small tributary of the Elbe river.

2. “Classical” applied methods and the source of data for the Czech Vnořský Brook investigation

The catchment area of Vnořský Brook was chosen as the study area due to severe contamination of its bottom sediments with heavy metals found in the 90ies of the 20th century. In terms of cadmium contamination, this area achieved high values on the European level.

The catchment area of Vnořský Brook is found at the northeast edge of Prague; this brook is a left tributary of Elbe River at its km 933.6, in the altitude of 166 m. The whole catchment area is 40.5 km². In total, 7 tributaries flow in Vnořský Brook, and 13 ponds are found in the basin, while 9 of them are found right in the main stream. In the past, the basin used to be one of localities showing the highest contamination with heavy metals in bottom sediments in Central Europe. Hošek et al. [4] mentions Cd concentrations in the bottom sediments of more than 2000 mg/kg. Waste water discharged from the neutralizing station of PAL Kbely and associated Aircraft Repair Works Kbely was determined to clearly be the source of the contamination. Based on analyses, the post-treatment sludge from the waste water treatment plant (WWTP) Kbely achieved 1632 to 4988 mg/kg of Cd in dry matter. Only about 51.2 kg of Cd was captured at the WWTP annually, while 100 kg of Cadmium escaped annually to Vnořský Brook, largely accumulating in sediments of reservoirs found within the stream, particularly in Biologický Pond [6]. Considerable reduction of heavy metal concentrations was achieved thanks to restoration of the Biologický Pond in 1996. The mud was extracted to the depth of up to 1.5 m to make sure that Cd content would not exceed 25 mg/kg. This value could not be respected at all places due to the hazard of tearing the clay layer and disturbing the strength of the pond dam [7]. In total, 19,380 tons of contaminated sediments were transported to a dump. Sediment samples used to determine the total content of selected heavy metals in six collection profiles in the spring of 2011, in a way to capture in the best way possible for any residual contamination of the sediment with heavy metals. Two samples were collected from the bottom of Biologický Pond, two samples from sediments of the Vnořský Brook (before its mouth to the pond and below the dam of the pond), and two additional samples were collected from the alluvial plain below Biologický Brook.

The contamination of sediments was assessed by comparing sediment samples to limit values of the Decree No. 382/2001 Coll. of the Czech Republic. Furthermore, the sediment samples were compared to background values characterizing heavy metal concentrations in the natural environment according to [8–11]. The geoaccumulation index I_{geo} [12] was calculated in order to assign the collected samples to sediment quality classes. Comparative analysis with previous research of Hošek et al. [4] 1992 was one of the goals of our research, as well as the assessment of the remediation success of the ecological load by heavy metals. For this reason, the samples were processed in the same way as in the previous research. The total quantity of selected heavy metals and arsenic was then determined using inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-OES) under standard analytical conditions in the geochemical laboratory, Faculty of Science of the Charles University in Prague.

3. Results and discussion of the “classical” judgement for the Czech Vnořský Brook investigation

Limit concentrations pursuant to Decree No. 382/2001 Coll. were exceeded only for Cd. The highest content was found in the sample collected before the mouth to the pond, amounting to 9.17 mg/kg. Sediments taken directly from the bottom of Biologický Pond in two collection profiles contained 4.96 and 4.34 mg/kg of Cd. Samples collected from the alluvial plain were compared to the Cd limit value in the soil, which is 0.5 mg/kg. Both samples exceeded this limit more than six times.

When compared to background values determined by different authors [8, 9, 11] were found elevated concentrations for Cd, Ag, As, Cu and Ni in all the examined profiles; 3 of the examined profiles showed elevated concentrations of Pb and Zn, see Table 1. According to the geoaccumulation index (I_{geo}) calculated, the sediments showed the highest contamination with Cd and Ag, representing highly polluted to very highly polluted class.

In terms of development of the sediments contamination with heavy metals and arsenic, considerable reduction of contamination was seen in the recent twenty years in Biological Pond and its surroundings. The highest decline in development of the contamination was found for Cd, Cr, Cu and Zn.

Technical remediation of bottom sediments of Biologický Pond undertaken in 1996 contributed to a large extent to reducing the contamination; however, the present evidence of sediments contamination still remains of concern considering the limit and background values.

No hazardous concentrations of the heavy metals above were shown in the surface water of the Vnořský Brook. Nábělková and Komínková, 2009 performed a calculation of the distribution coefficient (Q_d) of small urban streams within the territory of Prague, which gives the metal concentration in the sediment and water. The highest availability of sediment metals (except Cd) was found precisely for Vnořský Brook. In terms of the hazard coefficient (HQ), the worst result of the assessment was determined precisely for Cd in the sediments of Vnořský Brook, with the presence of concentrations up to 9 times higher than in the other followed streams.

Table 1 Concentration of heavy metals and arsenic in sediment of the Vnoř Brook (mg.kg⁻¹)

vzorek	Ag	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn
1	+ 16,00	*+ 8,79	0,77	*+ 9,17	8,32	46,91	*+ 40,92	252	* 23,9	*+ 32,0	24,1	*+ 146,2
2	+ 1,02	*+ 9,12	0,60	*+ 4,96	8,27	27,57	* 24,83	261	* 21,4	+ 19,9	24,7	*+ 97,1
3	+ 0,76	*+ 7,95	0,57	*+ 4,34	8,03	26,55	* 21,49	157	* 20,9	+ 18,0	25,3	+ 83,4
4	+ 1,29	*+ 8,67	0,67	*+ 6,06	7,95	38,71	*+ 36,22	310	* 23,6	+ 18,9	25,7	*+ 116,9
5	<0,50	*+ 12,47	0,58	*+ 3,03	6,71	21,25	* 21,23	601	* 16,5	*+ 25,1	26,5	+ 69,0
6	<0,50	*+ 18,77	0,70	*+ 3,27	7,91	21,14	* 22,79	1182	* 17,7	*+ 30,7	30,6	+ 77,5
DL	0,50	2,5	0,05	0,25	0,50	0,5	0,50	0,25	0,5	2,5	0,5	0,25

Comment: Yellow marked values exceed background values (BV) Turekiana and Wedepohla (1961), „” exceed BV FGG Elbe (2001), “+” exceed BV Rudnick and Gaoa (2003) a XXX exceed BV Hu and Gaoa (2008), DL detection limit.*

4. Extended sediment quality rating for trace elements in urban waters – Case study Klinkle, Germany

None of these regulations and recommendations described above are focused on different chemical element species in sediments. However, determination of the chemical constituents in sediments which are responsible for mobility and toxicity is of particular concern in sediment quality evaluation. Several sequential extraction procedures for describing the main element species in sediments have been developed and listed in an overview by Filgueiras et al. [13]. The level of detail possible in statements on element behavior increases with the number of extraction steps. The disadvantage of such multistage processes is the enormous time and work effort involved. Eichfeld [14, 15] showed that the measurement uncertainty of the analysis increases with increasing numbers of steps. In order to find a compromise between information content and international applicability over a wide range of soils and sediments, Ure et al. [16] developed the BCR procedure in 1993 on behalf of the European Community Bureau of Reference (BCR) and then modified it further in 1998 [17]. With this extraction procedure 4 different fractions are obtained. The first (exchangeable) fraction and the second fraction (reducible iron/manganese oxides) show the bioavailable element species whereas the third fraction (oxidizable-organic matter and sulfides) and the fourth fraction (residual) show the non-bioavailable element species. This sequential BCR procedure combined with the numerical sediment quality rating procedure according to Müller [128] will be demonstrated as an extended sediment quality evaluation procedure.

Extended use of I_{geo} in combination with the BCR fractionation

An extended sediment quality evaluation can be achieved by combining the trace element concentrations of the different BCR fractions with the I_{geo} classification.

Trace element concentrations in each extraction step from sediments near the source (without any anthropogenic influences) can serve as reference values B_n if regional background values for the BCR steps are not available.

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{B_n * 1.5} \quad \text{Eq. (1)}$$

For moderately polluted sediments a sample of 1 g is assumed to be sufficient for the sequential extraction procedure.

Integrated geoaccumulation index $\sum I_{geo}$

The integrated geoaccumulation index was developed in order to gain a general overview of the degree of pollution of the investigated elements in one fraction in comparison to the $\sum I_{geo}$ of other fractions. The index was calculated according to equation 2:

$$\sum I_{geo} = \sum_{j=1}^x \sum_{k=1}^y m_{j,k} \quad \text{Eq. (2)}$$

m = quality class
j = sampling point (SP)
k = element

If there is no accumulation of the investigated elements, the resulting sum is 0 (e.g. at the source, SP 1). The maximum value for every *n_j*, *k* is 6 according to the classification by Müller [12]. The simple generation and recapitulated representation has to be seen as an advantage, if used. The disadvantage, that all examined elements thus have the same weighting but occasionally have different effects on the aquatic environment, should however not be overlooked. There is also only a limited comparability with other studies as parameters are not given.

Results and discussion

Geoaccumulation index

For Zn and Sb, and partly for Cu, a strong increase in concentration in the first fraction was observed along the course of the Klinke, Magdeburg from Spring (sampling point 1) to confluence with the Elbe river (sampling point 10) with 12 km length. The same is true for the second fraction, whereby an extreme increase in the settlement pond for Zn and Cu (sampling point 3) is to be noted (Fig. 1). These are relatively unstable species which could cause the increased mobility potential. Thus the pseudo total concentration of copper at the source corresponds to the concentration of the first two element groups close to the confluence of the stream with the Elbe.

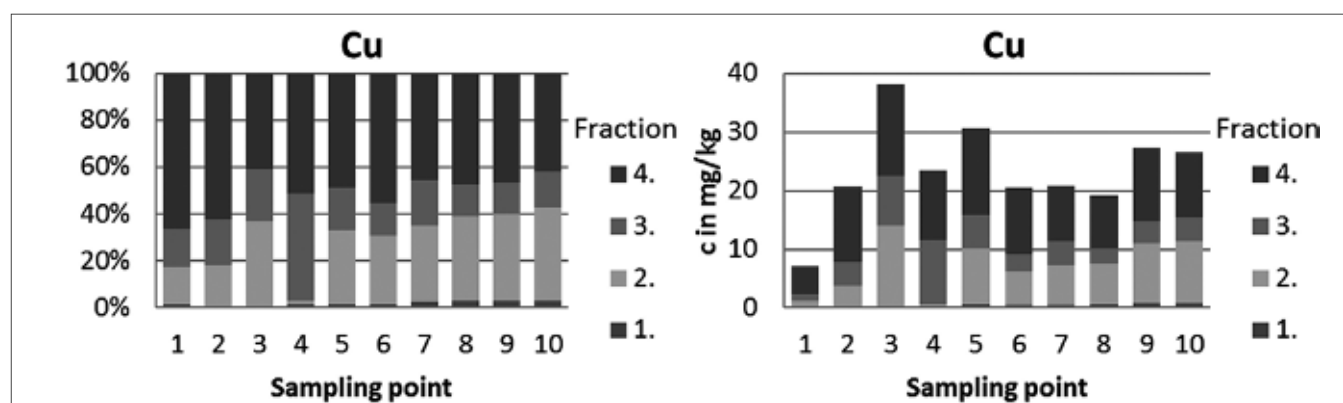


Fig. 1: Relative and absolute copper content in BCR fraction of Klinke sediments

Integrated geoaccumulation index $\sum I_{geo}$

The introduced integrated geoaccumulation index for each fraction was used in order to gain a general overview of the contamination risk. In our case 21 elements were included in the calculation so that a maximum possible enrichment of the $\sum I_{geo}$ value to 1134 for one fraction was possible. Table 4 shows the results and clarifies that the enrichment of elements was limited mainly to the first three fractions. The residual group plays only a minor role. For the oxidizable fraction the highest value for the integrated I_{geo} was calculated at 190. The appropriate values for the 1st and 2nd fraction are in

the same order of magnitude. The $\sum I_{\text{geo}}$ value for the aqua regia digestion is also included in the table in the last column. This $\sum I_{\text{geo}}$ value of 93 is significant smaller than that for the first three fractions. With regards to all 21 examined elements the reason for this the lower value is to find in the relatively large portion of the residual fraction for 15 observed heavy metals with $\sum I_{\text{geo}}$ value of 38. Changes in the other three fractions are of no consequence. A table in which only 7 of the priority elements are considered for the calculation of $\sum I_{\text{geo}}$ looks similar.

Main conclusion for an extended sediment quality rating for trace elements in urban waters

The common assessment of sediment quality for priority trace elements using the geoaccumulation index classification systems confirms the sediment quality of the case study Klinke stream in Magdeburg, Germany, as “good” to “very good”. This was also verified by for further elements that were investigated in this study. By combining the geoaccumulation index with the BCR sequential extraction procedure it can be assumed that an element specific and partially extreme percentaged increase of the concentrations in the more mobile first two BCR-fractions is observable in addition to an slightly increase of the pseudo total concentrations from the Klinke’s source to its confluence with the Elbe. Finally, it can be concluded that an exclusive classification of the pseudo total concentration of elements in sediments is not sufficient for the assessment.

The integrated geoaccumulation index was introduced in order to gain a general overview of the degree of pollution with regards to the investigated elements of one fraction compared to the $\sum I_{\text{geo}}$ of other fractions.

References

- [1] Walsh, C. J. et al. (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24, 706–723
- [2] Salomons W, Brils J (ed.) (2004) Contaminated sediments in European river basins. Final version, December 29th, 2004. European Sediment research Network (SedNet). ec contract no.: eVK1ct-2001-2002, www.SedNet.org.
- [3] Brils, J. (2008) Sediment monitoring and the European Water Framework Directive. *Ann Ist super Sanità* 44, 218–223.
- [4] Hosek, J., KAUFMAN, R., Mihaljevic, M., Šebek, O. (1992) Průzkum znečištění nivy Vinořského potoka toxickými kovy – návrhy sanačních opatření. Praha: AGNOS, 60 p.
- [5] Nabelkova, J., Kominkova, D. (2009) Těžké kovy v drobných městských tocích a jejich význam. Praha: Vodní hospodářství, 217–220
- [6] Šimeckova, M. (1995) Likvidace následků znečištění Vinořského potoka těžkými kovy s ohledem na zdravotní rizika a další využití území. *Časopis Planeta*, 25–29
- [7] Šolc, J. et al. (1998) Praha – životní prostředí 1998 [online]. Praha : Institut městské informatiky hl. m. Prahy, 1998. [cit. 6.5.2011]. <http://envis.praha-mesto.cz/%28jxjxu45l5k4bo55yx5~gl055%29/-rocnky/roc98/rocnky98/0_prah98.htm>
- [8] Turekian, K. K, Wedepohl, K. H. (1961) Distribution of the elements in some major units of the Earth’s crust. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 175–192
- [9] FGG Elbe (2001) Die Wassergüte der Elbe im Jahre 2001. [PDF]. 2001. [cit. 20.4.2011].
- [10] HU, Z., GAO, S. (2008) Upper crustal abundances of trace elements: A revision and update. *Chemical Geology*, 2008, 205–221.
- [11] Rudnick, R. L., Gao, S. (2003) Composition of the continental crust. In *Treatise on geochemistry*. Elsevier Pergamon
- [12] Müller, G. (1979) Schwermetalle in Sedimenten des Rheins–Veränderungen seit 1971, *Umschau* 79, 778
- [13] Filgueiras, A. V., Lavilla, I., Bendicho C. (2002) Chemical Sequential Extraction for Metal Partitioning in Environmental Solid Samples, *Journal of Environmental Monitoring* 6, 823
- [14] Eichfeld, S. (2004) Methodische und statistische Untersuchungen zur Anwendbarkeit ausgewählter sequentieller Extraktionsverfahren auf bergbautypische Gesteins- und Bodenmaterialien. Diplomarbeit; Jena, Friedrich-Schiller-Universität, Chemisch-Geowissenschaftliche Fakultät
- [15] Eichfeld, S., Einax, J. W., Knapp, G. (2002) Resolution of Uncertainty of a Four-stage Sequential Extraction Procedure using Analysis of Variance, *Anal. Bioanal. Chem.* 372, 801
- [16] Ure, A. M., Quevauviller, P., Muntau, H., Griepink B. (1993) Speciation of Heavy Metals in Soils and Sediments. An Account of the Improvement and Harmonization of Extraction Techniques Undertaken Under the Auspices of the BCR of the Commission of the European Communities, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 51, 135
- [17] Rauret, G. López-Sánchez, J. F. Ure, A. Sahuquillo, A. Rubio, R. Davidson, C. Quevauviller, P. (1999) Improvement of the BCR Three Step Sequential Extraction Procedure Prior to the Certification of New Sediment and Soil Reference materials, *Journal of Environmental Monitoring* 1, 57

Contamination of biota by hazardous substances with respect to sediment and suspended sediment contamination and water concentration in the Czech Republic

Vít Kodeš, Drahomíra Leontovyčová

Comparison of contamination of biota, sediments and suspended sediments with ambient concentrations of hazardous substances in water at the territory of the Czech Republic with emphasis on the Czech part of the Elbe river basin shows that choice of an appropriate matrix is an essential prerequisite for a sound chemical status assessment. Absolute majority of priority substances are relevant for sediment and biota according to their environmental properties. This fact is reflected in the Guidance document No. 25 on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive [1], where majority of hazardous substance is recommended for monitoring in either sediment or biota (anthracene, aldrin, chloroalkanes C10-13, DDT and its metabolites, DEHP, dieldrin, endrin, fluoranthene, hexachlorobenzene, hexachlorobutadiene, all isomers of HCH, isodrin, PAHs such as benzo(a)pyrene, benzo(b)fluoranthene, benzo(g,h,i)perylene, benzo(k)fluoranthene, indeno(1,2,3-cd)-pyrene, PBDEs, pentachlorobenzene, mercury, tributyltin compounds, trifluralin). Minority of compounds (1,2-dichloroethane, alachlor, atrazine, benzene, dichloromethane, diuron, isoproturon, nickel, nonylphenols, octylphenols, simazine, tetrachlorethene, tetrachloromethane, trichloroethene, trichloromethane) is recommended for monitoring in water column only and cadmium, endosulfan, chlorfenvinphos, chlorpyrifos, lead, naphtalene, pentachlorophenol, trichlorobenzenes are optional for all kinds of matrixes. Despite of environmental properties of the hazardous substances, almost all EU member states including the Czech Republic have chosen to use, pursuant to the 2008/105/EC directive, only the water column monitoring results for the chemical status assessment (only Sweden used biota data for mercury assessment). The results from 21 sampling locations in the Czech Republic shown on Fig. 1 were processed in this extended abstract.

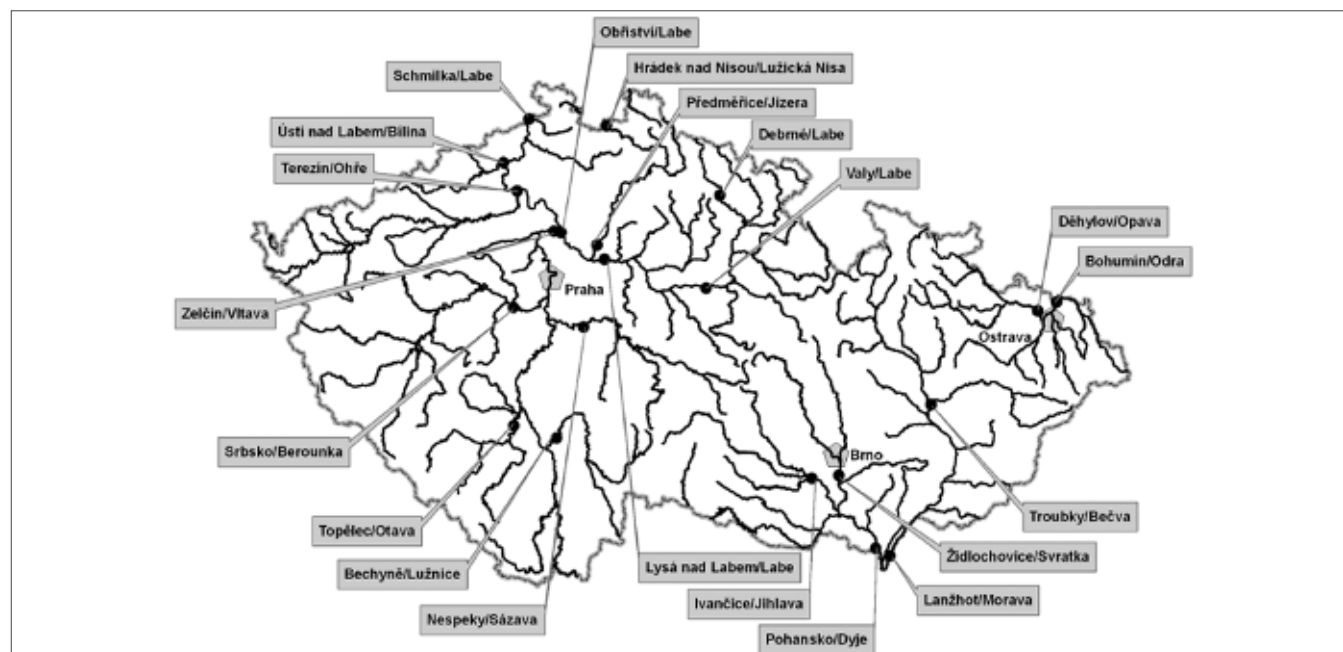


Fig.1. Sampling locations

Assessed matrixes were as follows: water, SPM (suspended particulate matter), sediment, passive samplers – SPMD (semipermeable membrane device) for lipophilic organic compounds and DGT (diffusive gradient in thin film) for metals, benthic invertebrates, biofilm, juvenile fish, adult fish (European chub – *Leuciscus cephalus*) and Zebra mussel – *Dreissena polymorpha*. Annual sampling frequencies used in the Czech Republic are: 12x water, 4x SPM, 2x sediment, 1x passive samplers, 1x all biota matrixes. The SPM samples are collected by a mobile centrifuge in situ; a muscle tissue is used for analysis of adult fish.

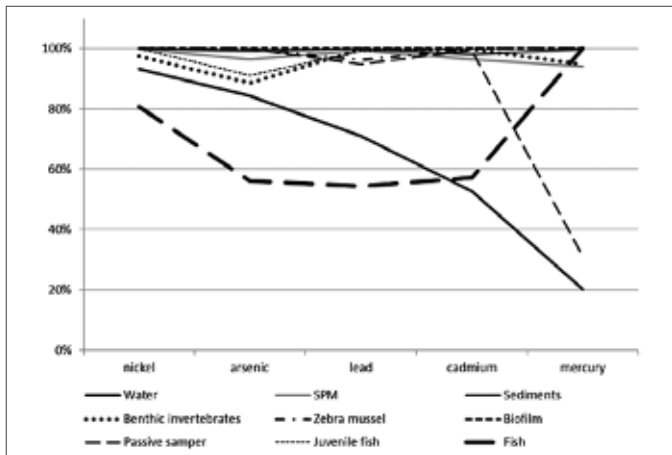


Fig. 2. Percentage of positive samples of metals

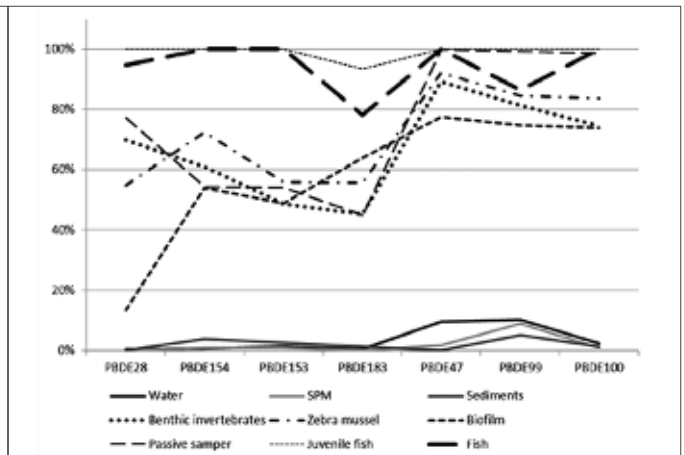


Fig. 3. Percentage of positive samples of PBDEs

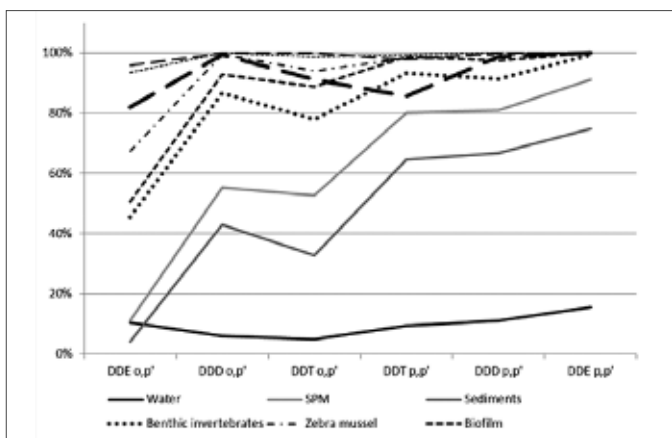


Fig. 4 Percentage of positive samples of DDT and its metabolites

Monitoring of metals shows that occurrence of mercury compare to the other metals is significantly lower in water column and even in the passive sampler, on the other hand occurrence in adult fish is significantly higher than occurrence of the other metals, see Fig. 2. Low occurrence PBDE congeners in sediment and SPM (PBDEs should occur in those matrixes frequently considering their environmental properties) is significantly influenced by high limit of quantification (LOQ), that is 2-3 orders of magnitude higher than LOQ used for biota analysis (analysis done in different laboratories). Due to this fact, attention must be paid to a requirement on equivalent LOQ in order to compare monitoring results among various matrixes. PBDEs were found most frequently in juvenile fish and fish, see Fig. 3. Occurrence of p,p' isomers of DDT and its metabolites was confirmed in all solid matrixes, o,p' isomers except DDD occur less frequently in all solid matrixes, see Fig. 4.

High concentrations of mercury were found in sediment, SPM and most frequently in adult fish. An example for selected sampling sites (Schmilka/Labe river, Obříství/Labe river and Zelčín/Vltava river) in the Czech part of Elbe river basin is presented in Fig. 5. Highest concentrations of PBDEs were found biota, especially in benthic organisms, juvenile and adult fish, see Fig. 6. Highest sums of all DDT isomers were found predominantly in juvenile fish and adult fish, see Fig. 7.

In order to estimate the most appropriate matrix for monitoring that can provide as much relevant information as possible at lowest cost an effectiveness of matrix was calculated as cost of analysis at one sampling site at given frequency per year divided by percentage of positive samples per year. A matrix with lowest annual cost providing the highest number of positive samples is considered of highest effectiveness. Typical considered annual sampling frequency used for an effectiveness calculation is 12x for water, 4x for SPM, 2x for sediment, 2x for passive samplers and 1x for all biotical matrixes. Relative effectiveness was calculated as normalized by the lowest effectiveness value across all considered matrixes. The higher value means that a matrix is less effective. The calculations for majority of hazardous

substances show that water sampling is 10 to more than 100 times less effective than sampling of relevant matrixes, see Fig. 10. The matrix effectiveness for PBDEs is biased by used LOQ, causing underestimation of the occurrence in sediments and SPM described above, which is one of the input parameters for effectiveness calculation.

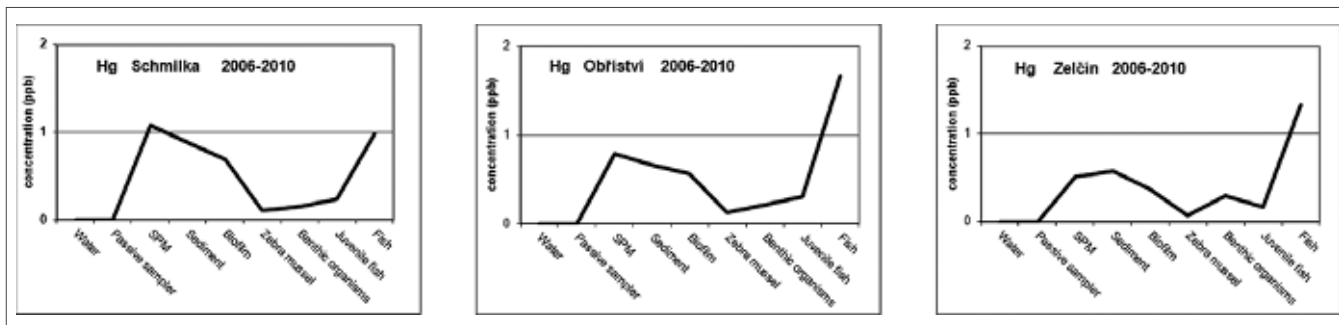


Fig. 5. Long-term concentrations of mercury at selected sites

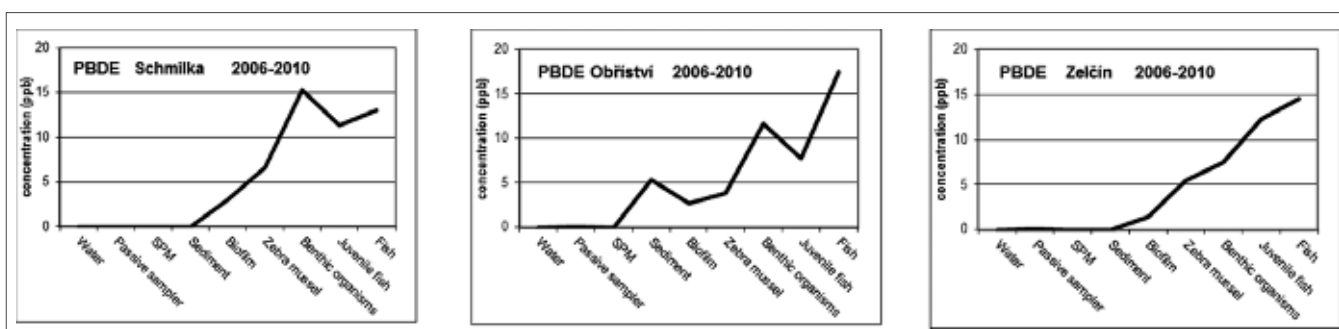


Fig. 6. Long-term concentrations of PBDE at selected sites (data for sediment and SPM available for year 2010 only)

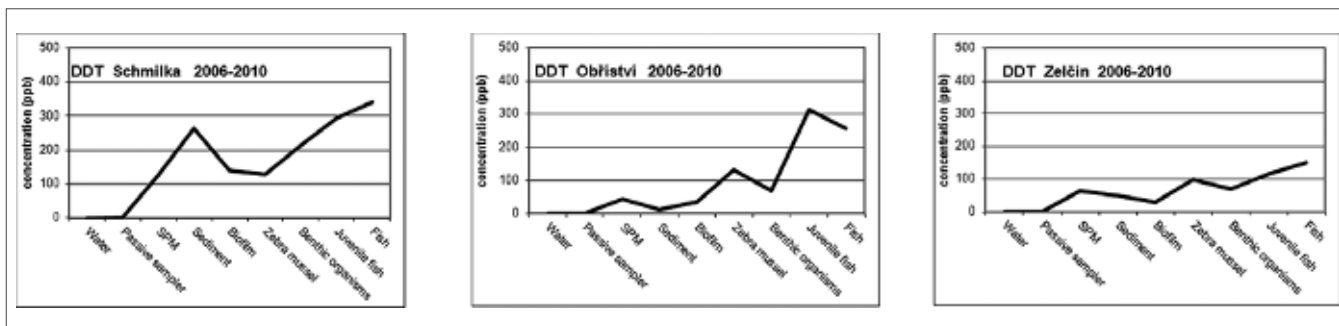


Fig. 7. Long term-concentrations of sum of DDT and its metabolites at selected sites

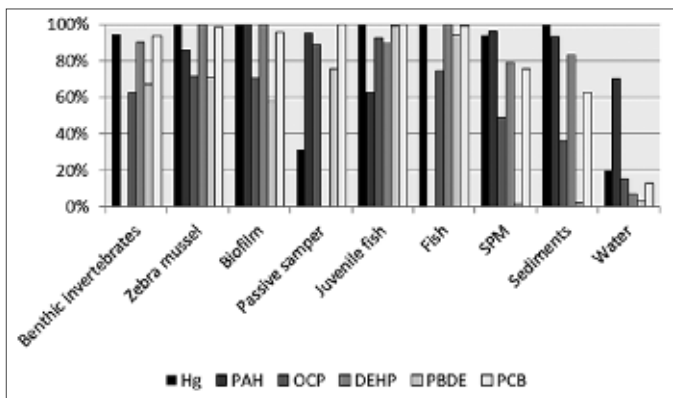


Fig. 8. Comparison of percentage of positive samples for selected groups of hazardous substances in various matrixes (no data of DEHP in passive samplers and PAHs in benthic organisms and adult fish available)

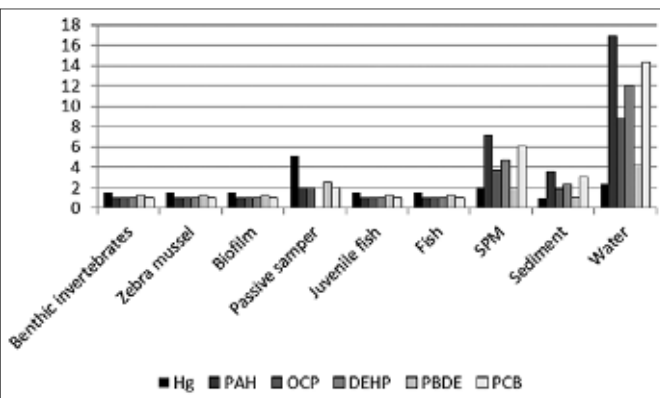


Fig. 9. Relative cost of monitoring in matrixes per monitoring station and year (in multiples of cost of the cheapest matrix)

The results of a long term biota and sediment monitoring in the Czech Republic, conducted by the Czech Hydro-meteorological Institute, show high level of solid matrixes contamination by selected lipophilic (high octanol/water partitioning coefficient K_{ow}) and bio-accumulative substances (high bio-concentration factor) compare to water column monitoring results, these results are fully in compliance with the Guidance document No. 25. Concentrations of dissolved form of those substances, which is bioavailable, are mostly found bellow the limit of quantification or at very low levels in water samples. The use of passive samplers such as semipermeable membrane device for monitoring of dissolved form of lipophilic organic compounds can enhance the state of knowledge regarding the occurrence, but still the concentrations found in SPMDs deployed in the rivers for one month are pretty low compare to the biota or sediment. The source of contamination of biota by certain priority substances is not a water column but sediment, which can play a key role in a biota contamination route.

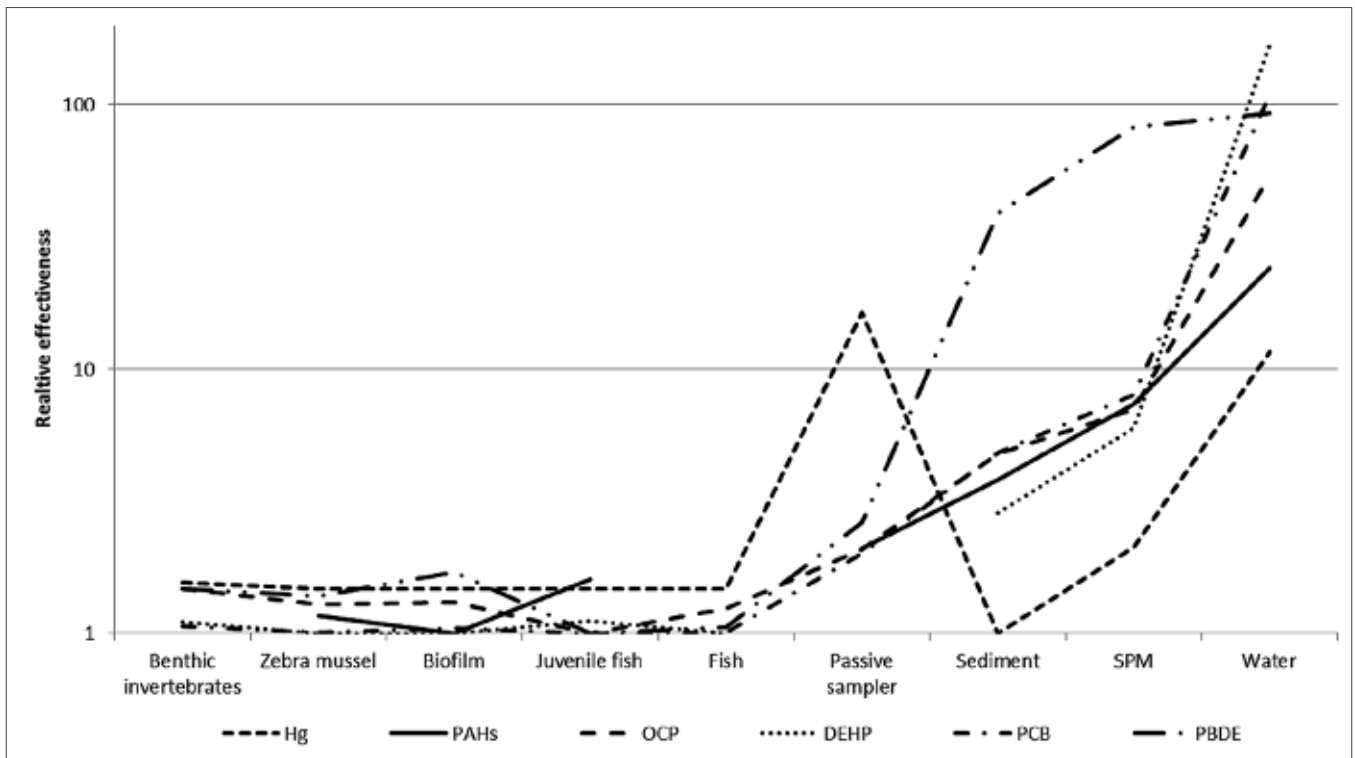


Fig.10. Relative effectiveness of monitoring matrixes

References:

- [1] Guidance Document No: 25, Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive, European Union, 2010, ISBN 978-92-79-16224-4

Fachbeiträge

Odborné příspěvky

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012

Magdeburský seminář o ochraně vod 2012

Sedimente in der Tideelbe

Sedimenty ve slapovém úseku Labe



The Elbe estuary – Sediment dynamic, contamination and the impact of high water discharges

Susanne Heise¹, Judith Angelstorf¹, Maximilia Kottwitz¹, Pei-Chi Hsu¹

¹ Hamburg University of Applied Sciences, 21033 Hamburg, Germany
E-mail contact: Susanne.heise@haw-hamburg.de

1. Introduction

The beginning of the tidally influenced “Lower Elbe” is marked by the only weir that exists in the German part of the major river in Geesthacht at river km 585,9. Downstream of that weir, the river is tidally influenced, but salinity only starts to increase downstream of Hamburg. As a consequence rare and ecologically important freshwater mudflats are located along the stretch between Hamburg and Geesthacht.

According to EU-definition, the term „estuary“ would apply only to a part of the tidal Elbe, from the mouth of the river to the upstream border of the brackish area. From an ecological perspective however, the brackish and the freshwater part of the Tidal Elbe cannot be separated in the discussion about habitats and species diversity. Hence, the whole area downstream of the weir of Geesthacht is regarded as “Elbe estuary” when addressing the Water Framework Directive.

Current characteristics of the Elbe estuary have been shaped by its economic function as a major water way leading up to the second largest port of Europe, the Port of Hamburg. Since the 19th century, when this part of the Elbe was still shallow with a depth of about 4 m and a lot of small islands formed by the delta close to Hamburg, it has been deepened seven times and now allows ships with a depth of 13.5 meters to reach Hamburg. These modifications and activities have had a tremendous impact on the sediment transport. Kerner showed, that even small changes in hydrology had a substantial impact on the dynamic of sediment and suspended matter in the system [1]. Also the discharge of the Elbe river itself influences the sedimentation regime within the estuary. A low yearly water discharge facilitates sedimentation of fine grained material in the inner part of the estuary as well as strengthens the upstream transport of North Sea sediments during flood tides. High water discharges shift the turbidity zone in the estuary towards the North Sea [2]. The hydrologically driven distribution pattern of suspended matter also has a strong influence on the distribution of particle bound contaminants within the estuary. Contamination of the Elbe estuary with particle bound compounds mostly (with the exception of TBT which had its source in the Hamburg Harbour) derives from “areas of risk” upstream of Hamburg such as the Czech Republic for organic contaminants like HCH, HCB, PCB, DDX and TBT, the tributary Mulde for As, Dioxins and HCH, and the Saale for a number of heavy metals like Cd, Hg, Cu, Zn, and Pb. The major transport of contaminants happens during periods of high water discharge, when historic contaminated soil or sediment in the catchment is resuspended during flood events and transported downstream. For some compounds, the yearly load of particle bound contaminants is transported during a few days of a high water discharge [3]. In the Interreg-Project *diPol*, the impact of contaminants on the quality of sediments in the estuary as a consequence of a high discharge event was investigated.

The Elbe estuary is characterized by the Hamburg Port, the second largest port in Hamburg, about 100 km upstream of the mouth of the river. Even though the river downstream of Hamburg has been maintained as a deep water navigation channel, 94 % of the area is ecologically protected by FFH and Birds directive. Some of the ecologically valuable freshwater wadden areas are close to Hamburg, and at the mouth of the Elbe the river widens to a large marine wadden area which is a feeding and nesting site of many bird and fish species.

2. Materials and methods

In order to assess the impact of a high water discharge situation on the sediment quality of ecologically important wadden areas, freshly deposited sediment (FDS) was sampled during normal and high water discharges at two freshwater mudflats close to Hamburg and at two places near the mouth of the Elbe close to the North Sea. At each sampling site, 6 polyethylene mats (Fa. Miltex, Type Astro-Turf) with a surface area of 10 cm² each were deployed

on the intertidal mud flats (Fig. 1). After one week they were taken to the lab. The freshly deposited material was removed from the mats with MOPS-buffered water and tested ecotoxicologically (Algae growth inhibition test, Luminescence bacteria test, bacterial sediment contact assay) and analysed chemically for anorganic contaminants and historic organic contaminants.

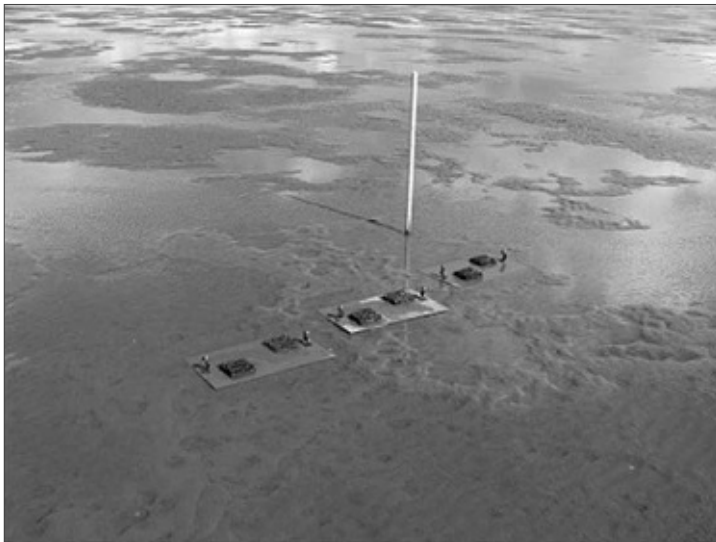


Figure 1: Polyethylene mats deployed for sampling freshly deposited sediments in the mudflat

Over a period of 2 years, 6 sampling surveys were carried out altogether, covering average (n=3), elevated (n=2) and extreme discharge conditions (n=1, HQ₂₀).

3. Results of the chemical analysis and ecotoxicological assessment

When comparing the concentrations in the FDS during high water discharge with those sampled during less than high water conditions, the compounds can be assigned to different groups on the basis of their behaviour (Fig. 2):

- I. Σ HCH, HCB, Hg, Cd and Σ PAK show increased or highest concentrations in FDS during the HQ₂₀ at freshwater and coastal mud flats.
- II. Σ PCB, As, Pb and Cu-concentrations are elevated during HQ₂₀, but are within the variation of data.
- III. pp-DDT, Ni, Zn and Cr do not show any increased concentrations during the high water event. For e.g. Ni, concentrations at high water discharge are among the lowest measured.

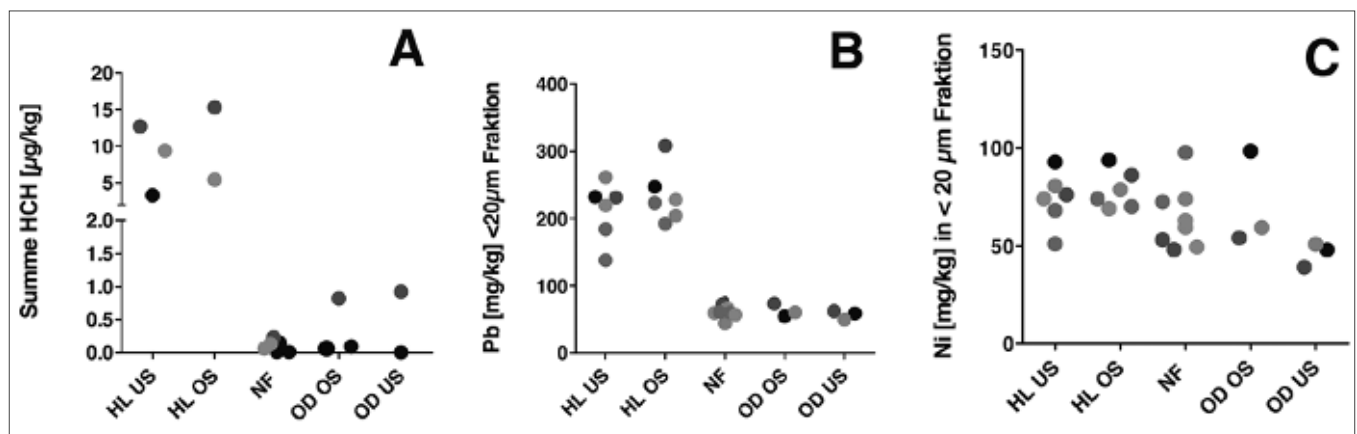


Figure 2: Concentrations of organic and anorganic compounds in FDS during an HQ₂₀ (red), during elevated discharges (blue) and during average water levels (grey). Exemplarily only the results for HCH, Pb and Ni are depicted (HL- Heuckenlock, freshwater mudflat; NF – Neufelder Watt, OD – Otterndorf: coastal mudflats; US – downstream site; OS – upstream site)

Risk regions for the contaminants of group I are in the CR and the Saale. The high discharge event in Jan 2011 was characterized by an especially large influence of the Saale river, which explains the Saale-typical contaminants Cd and Hg in the suspended material.

Mulde-typical contaminants fall into category II and III and so do not show a significant impact of the high water event. It could be concluded that the Mulde contributed little to the flood in January 2011, but gauge data still need to be validated to test this assumption.

The results from the HQ₂₀ point towards an effect of the extreme discharge on the quality of FDS in mud flats in the estuary, potentially impacting the ecological quality of these sensitive areas.

The ecotoxicological results were classified according to a fuzzy-based classification (Heise & Ahlf, in prep) into integrated tox-classes from non-toxic to toxic. There was no significant difference between the toxicity of FDS during high water discharge and the other conditions. The only toxicity test which indicated a response to the more contaminated FDS was the bacterial contact test in the freshwater mudflat samples.

4. Conclusions

The results of the sampling surveys showed an impact of high water discharges with an HQ₂₀ on the quality of sediments in mud flats in the estuary. While chemical concentrations were partly elevated, no clear correlation to ecotoxicological data could be found. Additional analysis need to be carried out in order to evaluate whether bioavailability of historic contaminants attached to particles may be low when they are transported to and finally settle in freshwater mudflats.

5. References

1. Kerner, M., *Effects of deepening the Elbe Estuary on sediment regime and water quality*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2007. **75**(4): p. 492–500.
2. Fickert, M. and T. Strothmann, *Hydrodynamische Entwicklung der Tideelbe*, in *Von der Geoarchäologie über die Küstendynamik zum Küstenzonenmanagement; Coastline Reports 9.*, B.P. G. Gönner, J.-A. Bremer, Editor 2007. p. 59–68.
3. Heise, S., et al., *Bewertung der Risiken durch Feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet*, 2008, Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority: Hamburg. p. 349.

Acknowledgement – The authors thank the North Sea Interreg Programme for funding the **diPol**-project.

Sedimentmanagement in der Tideelbe – Optimierung von Umlagerungsstrategien

Ingo Entelmann und Bettina Gätje, Wasser – und Schifffahrtsamt Hamburg

Abstract

To safeguard water depths for navigation and shipping in the Lower and Outer Elbe downstream Port of Hamburg in German Federal Waterways Administration's (WSV) area of responsibility between Elbe-km 638,9 to 748,0 a yearly amount of approx. 12 Mio. m³/a (hopper capacity) is dredged in the navigation channel and generally relocated downstream of the dredging sites. During the presentation selected scientific findings regarding bed-load transport and suspended-load transport in the Tidal Elbe are discussed. A continuously increasing understanding of sediment transport processes is prior condition for an (continuous) optimisation of relocation strategies. Presently it can be assumed that for fine material in the upstream parts of the Lower Elbe residual (suspended load) transport rates towards the Port of Hamburg are presumed to be considerable („tidal pumping“). Consequently in recent years realised optimization measures in WSV's area of responsibility are a changed relocation strategy for fine-material dredged by WSV in the river section between Port of Hamburg and Elbe-km 677 and a so-called „sediment trap“ near the Port of Hamburg. Actual challenges are to evaluate further relocation strategies, aiming at a stable (fine) sediment budget (resp. for fine material at least at a decrease of net (suspended load) input by the German Bight in the tidal Elbe), in a morphological view and an ecological assesment of these strategies.

Sicherung von Wassertiefen in der Tideelbe

Zur Aufrechterhaltung der Wassertiefen in der Unter- und Außenelbe – für tideunabhängig verkehrende Schiffe mit bis zu 12,50 m und tideabhängig verkehrende Schiffe mit bis zu 13,50 m Tiefgang – sind ganzjährig kontinuierlich Nassbaggerarbeiten in der Fahrrinne erforderlich. Im Hamburger Hafen werden diese von der Hamburg Port Authority (HPA) veranlasst. Der Bereich unterhalb des Hamburger Hafens bis zur Nordsee liegt im Zuständigkeitsbereich der Wasser- und Schifffahrtsämter (WSÄ) Hamburg und Cuxhaven.

Im Revier der WSÄ Hamburg und Cuxhaven werden derzeit im Mittel rund 12 Mio. m³/a Elbesediment mit Hopperbaggern entnommen und im Allgemeinen weiter stromab umgelagert. Ergänzend erfolgt der Einsatz von Wasserinjektionsgeräten zur Beseitigung von Einzeluntiefen (Sandriffel/-dünen) in der Fahrrinne in einer Größenordnung von rd. 1 Mio. m³/a. Für die Unterhaltung ist die Fahrrinne in 17 Baggerabschnitte unterteilt. Nachfolgend werden einige grundlegende Erkenntnisse zu den Bildungsprozessen von Mindertiefen sowie den Sedimenttransportprozessen in der Tideelbe diskutiert, die für die Baggerunterhaltung von Bedeutung sind. Der Betrachtungsfokus liegt im Bereich der WSV-Baggerabschnitte 1 bis 12 (Elbe-km 638,9 bis 709,0).

Kenntnisse zu Suspensions- und Geschiebetransporten, Bilanzierungsfragen

Zur Entwicklung von Optimierungsansätzen in der Fahrinnenunterhaltung ist es zielführend, eine getrennte Betrachtung zu Suspensionstransporten (suspended load transport) und Geschiebetransporten (bed-load transport) vorzunehmen. Eine darüber hinausgehende besondere Herausforderung ist die Verbesserung des Verständnisses der Morphodynamik im Mündungstrichter der Tideelbe; diese Thematik soll aber in diesem Beitrag nicht vertieft betrachtet werden. Sandtransportprozesse laufen hier sehr viel dynamischer als im inneren Ästuar ab, da „sich ästuarine Vorgänge mit küstenparallelen Transportvorgängen überlagern und zur Verlagerung von Sänden und Rinnensystem führen können.“ [1]

Die residuellen Transportraten sind für im inneren Ästuar zumeist ausschließlich als „bed-load“ bewegten Mittelsand erheblich geringer als für Feinsand sowie Schluff, die vor allem in der Fahrrinne vorrangig als „suspended load“ bewegt werden. In stark mittelsandig-geprägten Baggerabschnitten bereiten kurzzeitig auftretende lokale Mindertiefen nautische Probleme bzw. erfordern hohe Peildichten – bei bestimmten hydrologischen Randbedingungen kommt es zu einem schnellen „Aufsteilen“ von Großriffeln bzw. Dünen. Abbildung 1 zeigt hierzu beispielhaft einen Schnitt durch einen aus nautischer Sicht problematischen Fahrinnenbereich zu zwei verschiedenen Peilzeitpunkten und einen zugehörigen Schummerungsplan, der einen Eindruck der Sohlstruktur vermittelt (vorrangig mittelsandiges Sediment, Großriffel/Dünen von 1 bis (im Extremfall) 6 m Höhe). Im Fallbeispiel sind eine stromabwärts gerichtete Wanderung von etwa 10 Meter und ein „Aufsteilen“ um etwa 30 bis 40 cm innerhalb eines Monats zu beobachten.

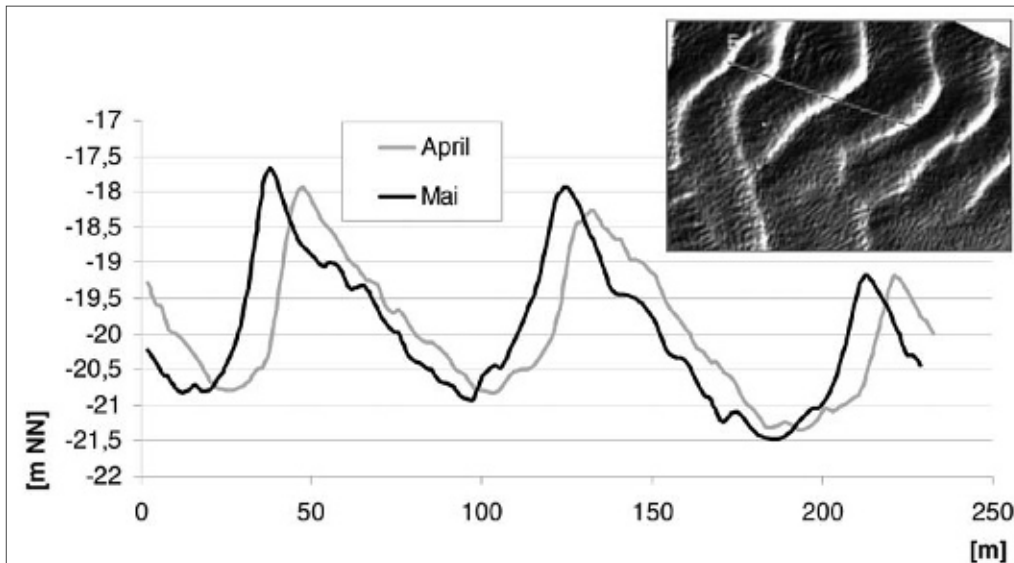


Abb.1. Dünen-/Großriffelwanderung zwischen April und Mai 2011, Elbe-km 688

Im WSA Hamburg wird derzeit daran gearbeitet, mittels weitergehender Auswertung von Peildaten aus der Verkehrssicherung den Kenntnisstand zu Dünen-/Riffelgeometrien im Fahrrinnenbereich, Bedingungen ihres „Aufwachsens“ in ausgewählten Bereichen und zu ihren Bewegungsrichtungen zu erweitern. Augenblicklich wird davon ausgegangen, dass der Geschiebetransport stromauf von Elbe-km 655 i.A. residuell stromauf und stromab von Elbe-km 675 i.A. residuell stromab gerichtet ist. Für den WSV-Amtsbereich Hamburg ist aufgrund der bisherigen Analysen unterschiedlicher Institutionen [2, 3] und der Betrachtungen im WSA Hamburg ein annähernder Gleichgewichtszustand bezüglich des Ein-/Austrags von Mittelsand anzunehmen. Aufgrund der vorhandenen Erkenntnisse werden die Mindertiefen in mittelsandigen Baggerabschnitten vorrangig mit dem WI-Gerät beseitigt [4].

Der Suspensionstransport ist im Tideelbeabschnitt stromauf des Mündungstrichters, wo sich im Übergangsbereich zwischen Binnen- und Küstengewässer aus physikalischen Gründen ein Bereich erhöhter Schwebstoffkonzentration, die sogenannte Trübungszone, ausbildet, gegenüber dem Geschiebetransport von einer erheblich höheren Dynamik gekennzeichnet. So werden beispielsweise im Bereich der Rhinplate bei Elbe-km 677 nach Ergebnissen aus ADCP-Schwebstoffmessungen der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) pro Tide zwischen 90.000 bis 140.000 t Feststoff in Suspension bewegt [5, 6]. Aus diversen (Modell-) Untersuchungen der BAW und aus Ergebnissen verschiedener gewässerkundlicher Messprogramme (WSV, HPA, BAW, BfG, u.a.) ist belegbar, dass für feinsandiges und schluffiges Material vor allem stromauf des Störbogens (d.h. stromauf von Elbe-km 677) von erheblichen residuellen Transportraten in Richtung Hamburger Hafen auszugehen ist („tidal pumping“). Weiterhin kann als gesichert gelten, dass sich residueller Stromauftransport und Oberwasser antiproportional zueinander verhalten. Je niedriger das Oberwasser, desto mehr residueller Stromauftransport. Entsprechende deutliche Effekte wurden seitens der BAW bis zum Elbe-km 700 belegt (modelltechnische Analysen zur Verdriftung von feinkörnigem Baggergut nach Umlagerung). [7]

Aufgrund der Entwicklung in Nebenelben und Nebenflüssen (Aufsedimentationsprozesse, „Verschlickung“), des Anstiegs von Feinmaterialbaggerungen im Bereich des Hamburger Hafens sowie der Verschiebung von WSV-Baggerpunkten für Feinmaterial nach weiter stromauf wird von einer Aufweitung der Trübungszone bzw. einer Zunahme des Schwebstoffgehaltes insbesondere an ihrem stromauf gelegenen Ende in den letzten Jahrzehnten ausgegangen. Die Veränderungen und die den Veränderungen zugrunde liegenden Wirkprozesse können jedoch nicht zufriedenstellend beschrieben werden, da keine hinreichenden Messdaten aus der Vergangenheit zur Verfügung stehen. Grundlegende quantitative Fragen zum Feinsedimenthaushalt der Tideelbe sind nicht ausreichend beantwortet. Festhalten lässt sich, dass von oberstrom ein kontinuierlicher Eintrag fluvialer schadstoffbelasteter Schwebstoffe aus dem Elbeeinzugsgebiet in das Ästuar erfolgt. Hier vermischen sich diese mit marinem Schwebstoff aus der Deutschen Bucht. Phasenweise kommt es abwechselnd einerseits zu einer verstärkten Zwischenspeicherung in der Trübungszone (Erhöhung des Schwebstoffgehaltes) und damit verbundenen Sedimentationen in strömungsberuhigten Bereichen sowie andererseits zu einem verstärkten Austrag von Schwebstoffen in die Deutsche Bucht.

Zur Sedimentbilanz für Feinmaterial wird – basierend auf Ergebnissen zum Schadstoffgehalt von Schwebstoffen – von *Kappenberg&Fanger* [1] folgendes festgehalten: „Der marine, aus der Deutschen Bucht stammende, Anteil des Schwebstoffs im Hamburger Hafen beträgt ca. 60%. Dieses Verhältnis kann nur konstant bleiben, wenn bei ständigem Zustrom von

Schwebstoff aus der Mittel-Elbe auch ein (zumindest im Jahresmittel) ständiger Stromauftransport von Schwebstoff aus der Deutschen Bucht bis in den Hamburger Hafen erfolgt.“ In der nachfolgenden Abbildung von *Heyer und Weilbeer* [8] ist das System Tideelbe im Hinblick auf die wesentlichen Bilanzierungsfragen in einfacher Form dargestellt. Trotz kontinuierlicher Verbesserung des Systemverständnisses gibt es nach wie vor essentielle Wissenslücken. Mit nur geringen Unsicherheiten bilanzierbar sind lediglich die Eintragsmengen (wie auch Schadstofffrachten) von oberstrom. Der Kenntnisstand zu den Austauschmengen zwischen Deutscher Bucht und Tideelbe wie auch zu den natürlichen Umlagerungsmengen im „Kontrollraum“ Tideelbe (im Vergleich zu den bekannten Umlagerungsmengen aus der Baggerunterhaltung) ist hingegen für eine zufriedenstellende Bilanzierung von (residuellen) Netto-Transporten derzeit nicht ausreichend.

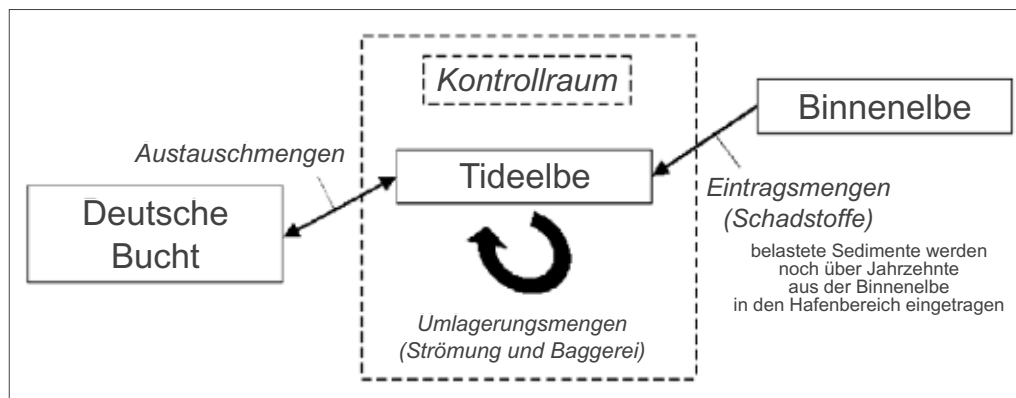


Abb.2. Darstellung zum Sedimenttransportregime Tideelbe (Quelle: Heyer und Weilbeer [8], geringfügig verändert)

Eine optimale Unterhaltungsstrategie sollte nach Möglichkeit zu einem langjährig ausgeglichenen Feinmaterialhaushalt, d.h. zu einer größtmöglichen Verringerung von Netto-Einträgen in das System beitragen. Die Zielrichtungen von (auch langfristig wirtschaftlich zu haltender) Baggerunterhaltung (Vermeidung von in der Zunahme von Schwebstoffgehalten begründeten Kostensteigerungen) und Naturschutz (ausgeglichener Sedimenthaushalt, Vermeidung der Zunahme von Gewässertrübungen, Verringerung von Auflandungs-/Verschlickungsprozessen) sind hier gleichgerichtet. Problematisch sind für beide Seiten weite Transportwege: Für die Baggerei bedeutet dies erhöhte Kosten. Auf Naturschutzseite bestehen Bedenken, soweit zu hohe Mengen höher belasteten Baggereguts in Bereiche des Ästuars umgelagert werden, in denen wesentlich geringer belastete Sedimente anstehen. Auf die Schadstoff-problematik und die entsprechend komplexe Aufgabenstellung im Tideelbe-Sedimentmanagement wird im Beitrag von Netzband [9] vertieft eingegangen.

Geänderte Umlagerungsstrategie, Sedimentfang Wedel

Als Handlungsrahmen zur Lösung der genannten komplexen Aufgabenstellung wurde von HPA und WSV im Jahr 2008 das Strombau- und Sedimentmanagementkonzept Tideelbe [10] vorgelegt. WSV-seitig sind zum Konzept insbesondere folgende, bereits umgesetzte Maßnahmen zu nennen:

- Optimierung der Unterhaltungsbaggerung durch eine Änderung der Umlagerungsstrategie sowie damit einhergehend eine Fortschreibung und Ergänzung fortlaufender Monitoringprogramme zur Umlagerung;
- Errichtung des Sedimentfangs Wedel durch die HPA im Zuständigkeitsbereich des WSA Hamburg.

Die **geänderte Umlagerungsstrategie** wird seit 2006 praktiziert. Hierbei wird das größtenteils schluffig-feinsandige Baggeregut aus dem WSV-Amtsbereich Hamburg nahezu vollständig zwischen Elbe-km 686 und 690, im Bereich des Hauptmaximums der Trübungszone, verbracht, von wo es großräumig verdriftet. Zur morphologischen und ökologischen Bewertung der Umlagerungsstrategie wurden umfangreiche Untersuchungen durchgeführt ([11], [12], [13]). Vorrangig sollten mittels der Strategie zunächst Baggerkreisläufe im flutstromdominierten (Teil-)bereich des Kontrollraums oberhalb von Elbe-km 677 aufgelöst werden. Bezogen auf die Darstellung zum Sedimenttransportregime Tideelbe von Heyer und Weilbeer [8] wird mittel- wie auch langfristig eine Entlastung des „Kontrollraums“ Tideelbe aufgrund eines verstärkten Austrages von Feinmaterial in Richtung Deutsche Bucht erhofft. Seitens der HPA wurde parallel zur geänderten WSV-Umlagerungsstrategie ein Teil des Baggeregutes, das ehemals an der HPA-Verbringstelle Neßsand umgelagert wurde, in der Nordsee bei Tonne E3, rund 25 km nordwestlich von Scharhörn, verbracht. Hier ist davon auszugehen, dass eine vollständige Entnahme von Feinmaterial aus dem „Kontrollraum“ Tideelbe erfolgt.

Der **Sedimentfang Wedel** wurde erstmals in 2008 hergestellt. Er ist als zusätzlicher Optimierungsschritt in der geänderten Umlagerungsstrategie zu sehen, der die Antiproportionalität von residuellem Stromauftransportes und Oberwasserabfluss berücksichtigt. In einem ausgewählten Abschnitt wurde die Fahrinne auf zwei Kilometer um zwei zusätzliche Meter vertieft.

Grundlegend ist die Idee des Sedimentfangs im Strombau- und Sedimentmanagementkonzept Tideelbe [10] skizziert: Dort wird ausgeführt, dass es sinnvoll sein kann, wenn „... ein vorhandener Feinsedimentbagger Schwerpunkt wie z.B. Wedel erheblich überbaggert [...] und das Material stromab in der Elbe so umgelagert wird, dass es [...] Kreislaufprozesse nicht unterstützt. Die Maßnahme müsste bei hohen Oberwasserabflüssen erfolgen [...]“. Zwischen 2008 und 2011 wurde ein von der HPA finanziertes umfangreiches Monitoring der morphologischen, ökologischen und naturschutzfachlichen Auswirkungen des Sedimentfangs mit Berichterstattung durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) durchgeführt [14]. Im Mitte 2012 erschienenen Abschlussbericht wird ein Weiterbetrieb des Sedimentfangs empfohlen.

Alle genannten Dokumente zum Strombau- und Sedimentmanagement Tideelbe sowie aktuelle Informationen zu umgesetzten Maßnahmen werden WSV-seitig auf www.portal-tideelbe.de unter *Projekte* → *Strombau- und Sedimentmanagement Tideelbe* bereitgestellt und fortlaufend aktualisiert.

Systemstudie Sedimentmanagement Tideelbe

Anfang 2012 wurde die BfG seitens WSV und HPA mit der Erarbeitung einer „Systemstudie Sedimentmanagement Tideelbe – Schwerpunkt Feinsedimente“ beauftragt. Während im Kontext der geänderten Umlagerungsstrategie in einer ersten Systemstudie lediglich eine Bewertung der ökologischen Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut erfolgte [11], soll nun die Bewirtschaftung der bei der Wassertiefenunterhaltung in der gesamten Tideelbe anfallenden Feinsedimente im Fokus stehen. In der Studie sollen derzeitige Unterhaltungsstrategien umfassend beschrieben sowie Optimierungspotentiale und Zielkonflikte wie auch Wissenslücken und -defizite aufgezeigt werden. Ein Fokus liegt auf der mit Feinmaterialumlagerungen verbundenen Verlagerung von Schadstoffen (vgl. hierzu, wie bereits weiter oben erwähnt, den Tagungsbeitrag von Netzband [9]).

Literatur

- [1] Kappenberg, J.; Fanger, H.-U.: Sedimenttransportgeschehen in der tidebeeinflussten Elbe, der deutschen Bucht und in der Nordsee. GKSS-Forschungszentrum, Geesthacht 2007.
- [2] Gehres, N.; Winterscheid, A.: Untersuchung der Dynamik von Transportkörpern sowie deren Oberwasserabhängigkeit an ausgewählten Flussabschnitten der Tideelbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz 2011. BfG-1710 (Bericht).
- [3] Zorndt, A.: Einfluss hydrodynamischer Randbedingungen auf die Mobilität von Transportkörpern in der Tideelbe bei Hamburg (Diplomarbeit). Leibniz Universität Hannover, 2009.
- [4] Entelmann, I.: WI-Einsatz im Kontext des Strombau- und Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe. In: Umweltauswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen. WSV-Workshop am 21./22. Juni 2010 in Bremerhaven. BfG-Veranstaltungen 2/2011. S. 103–114. Koblenz, April 2011.
- [5] Weilbeer, H.: Vortragsunterlagen „Schwebstoffmessungen in Ästuaren – Bedeutung für die Modellierung“. Fachaustausch Trübungsmessungen, Bundesanstalt für Wasserbau 22.11.2011 (unveröffentlicht).
- [6] Maushake, C.: Untersuchungen zur Schwebstoffdynamik im Elbeästuar auf der Basis von ADCP-Messungen. In: Kuratorium für Forschung im Küsteningenieurwesen – KFKI (Hrsg.): Die Küste, Heft 72. Boyens Medien, Heide i. Holstein 2007.
- [7] Weilbeer, H.; Klöpffer, M.; Fricke, B.; Paesler, A.: Model validation and system studies for hydrodynamics, salt and sediment transport in the Elbe Estuary – Basis information for the River engineering and sediment management concept. Bundesanstalt für Wasserbau, 2012 (Auftrags-Nr. A39550310069).
- [8] Heyer, H.; Weilbeer, H.: Vortragsunterlagen „Hydromorphologie und Sedimentbewegung – Methodenkompetenz für Systemstudien“. 2. Länder-Workshop Systemstudie Sedimentmanagement Tideelbe, WSA Hamburg 12.06.2012 (unveröffentlicht).
- [9] Netzband, A.: Sedimentmanagement für den Hamburger Hafen. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Hamburg 9.–11.10.2012.
- [10] HPA und WSV, 2008: Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe.
- [11] Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): WSV-Sedimentmanagement Tideelbe – Strategien und Potenziale – eine Systemstudie. Ökologische Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut. Koblenz 2008. BfG-1584.
- [12] Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Untersuchung zur Dynamik von Feststoffen und feststoffgebundenen Schadstoffen für den Verbringbereich bei Elbe-km 688/690 – Ergebnisse der Monitoringkampagnen vom Oktober 2008 und März 2009. Koblenz 2010. BfG-1691 (Bericht).
- [13] Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Auswirkungsprognose für die Umlagerung von Baggergut im Verbringstellenbereich zwischen Elbe-km 686 und 690. Koblenz 2012. BfG-1744 (Bericht).
- [14] Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Monitoring der morphologischen, ökologischen und naturschutzfachlichen Auswirkungen eines Sedimentfangs vor Wedel an der Tideelbe. Berichte, Zwischenberichte sowie Abschlussbericht. Koblenz 2009 bis 2012.

Untersuchungen zum Vorkommen und der Indikation der Fauna Oligochaeta (Annelida: Clitellata) in den Sedimenten des Elbeästuars

Hans-Joachim S. Krieg – *Beratender Biologe*

HUuG Tangstedt, Pinneberger Weg 2, D-25499 Tangstedt

1. Kurze Charakterisierung der Fauneneinheit Oligochaeta

Unter der Vielzahl der marinen und limnischen Oligochaeta (Unterklasse/Ordnung) gehören die meisten Spezies zu drei (vier) Familien: den Enchytraeidae, den Naididae sowie den Tubificidae (und den Propappidae) (s. Tab. 1). Lumbriculidae und insbes. Lumbricidae sind primär terrestrisch.

Hervorstehende Charakteristika in der Taxonomie der Familien Oligochaeta sind die Position der Genital- und akzessorischen Organe, sowie Struktur und Anordnung der Borsten/Beborstung (vgl. Abb. 1).

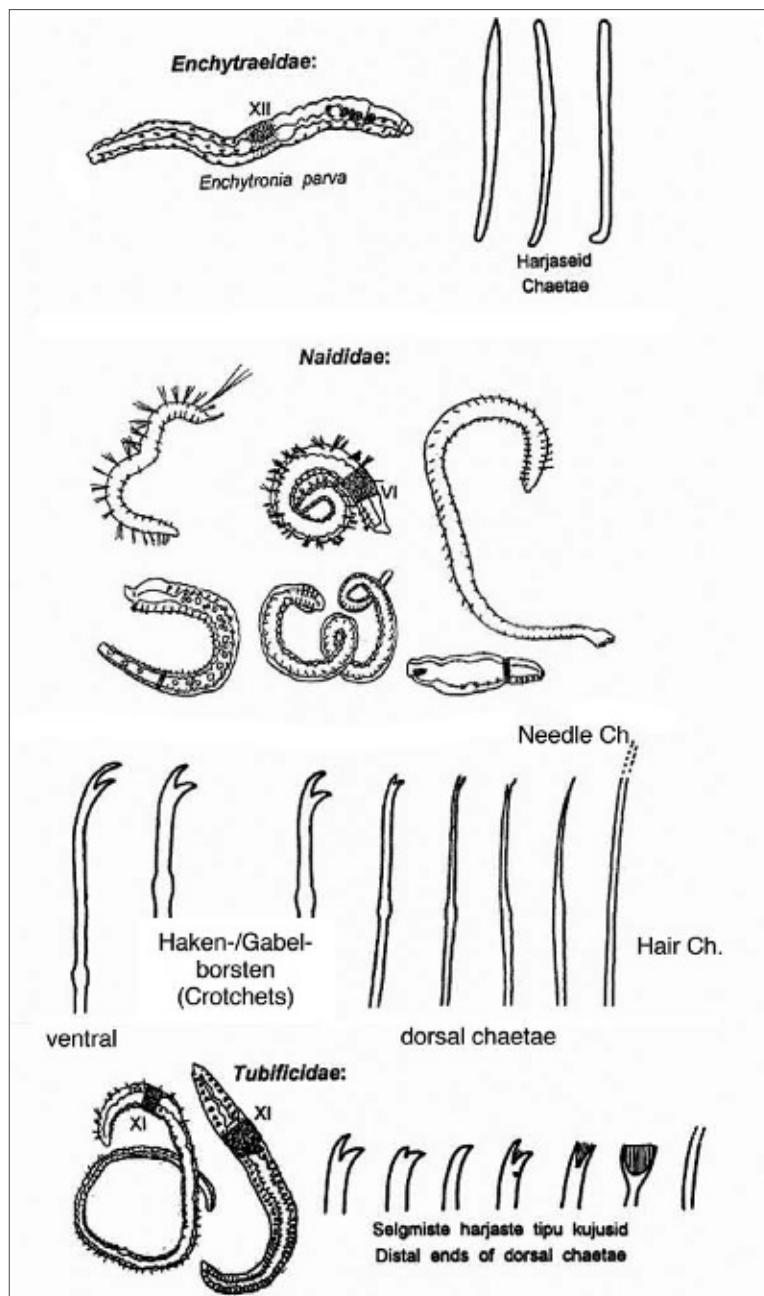


Abb. 1. Taxonomical characteristics in oligochaete families; shaded zones male pores and anterior part of clitellum (generative segments: testes, circles, ovaries, invagination, spermathecae etc.) (Figs. mod. from [1])

#	Species	System	Salinity-classification	ÖZK
1	Aeolosoma hemprichi	Aphanoneura	he (B) „ubiquist“	5
2	Aeolosoma litorale	Aphanoneura	B	3
3	Enchytraeus albidus	Enchytraeidae	he (semi-aquat.)	5
4	Enchytraeus buchholzi agg.	Enchytraeidae	I	5
5	Enchytraeus capitatus	Enchytraeidae	he	4
6	Grania postclitellochaeta	Enchytraeidae	em	2
7	Lumbricillus lineatus	Enchytraeidae	em	4
8	Marionina argentea agg.	Enchytraeidae	em	5
9	Eiseniella tetraedra	Lumbricidae	I (B)	5
10	Lumbriculus variegatus	Lumbriculidae	I	5
11	Stygodrilus heringianus	Lumbriculidae	I	3
12	Amphichaeta leydigii	Naididae	I (el)	3
13	Amphichaeta sannio	Naididae	B	1
14	Chaetogaster diaphanus	Naididae	I (el)	5
15	Chaetogaster diastrophus	Naididae	I (el)	5
16	Chaetogaster setosus	Naididae	I	4
17	Dero digitata	Naididae	I	5
18	Dero obtusa	Naididae	I	5
19	Nais barbata	Naididae	I (el)	4
20	Nais behningi	Naididae	I	4
21	Nais bretscheri	Naididae	I	4
22	Nais communis	Naididae	I	4
23	Nais communis agg.	Naididae	I	4
24	Nais elinguis	Naididae	he „ubiquist“	5
25	Nais pardalis	Naididae	I	4
26	Nais pseudobtusa	Naididae	I	4
27	Nais variabilis	Naididae	I	4
28	Ophidonais serpentina	Naididae	I	4
29	Paranais frici	Naididae	el (B)	3
30	Paranais litoralis	Naididae	em	2
31	Pristina longiseta	Naididae	I	4
32	Pristinella rosea	Naididae	I	4
33	Stylaria lacustris	Naididae	el	4
34	Uncinaiis uncinata	Naididae	el	3
35	Vejdovskyella intermedia	Naididae	I	4
36	Propappus volki	Propappidae	I	2
37	Aktedrilus monospermathecus	Tubificidae	em	2
38	Aulodrilus plurisetus	Tubificidae	el	4
39	Branchiura sowerbyi	Tubificidae	I	5
40	Clitellio arenarius	Tubificidae	em	3
41	Heterochaeta costata	Tubificidae	B	3
42	Ilyodrilus templetoni	Tubificidae	el	4
43	Limnodrilus claparedeanus	Tubificidae	I	3
44	Limnodrilus hoffmeisteri	Tubificidae	I (el) „ubiquist“	5
45	Limnodrilus profundicola	Tubificidae	I (el)	3
46	Limnodrilus udekemianus	Tubificidae	I (el)	3
47	Monopylephorus irroratus	Tubificidae	B	2
48	Monopylephorus rubroniveus	Tubificidae	B	2
49	Potamothrix bavaricus	Tubificidae	el (B)	3
50	Potamothrix hammoniensis	Tubificidae	el (B)	3
51	Potamothrix heuscheri	Tubificidae	el (B)	3
52	Potamothrix moldaviensis	Tubificidae	el	3
53	Potamothrix vejdovskyi	Tubificidae	I (el)	3
54	Psammoryctides albicola	Tubificidae	I (el)	3
55	Psammoryctides barbatus	Tubificidae	el	3
56	Quistadrilus multisetosus	Tubificidae	I	4
57	Spirosperma ferox	Tubificidae	I	4
58	Thalassodrilus prostatus	Tubificidae	B	3
59	Tubifex ignotus	Tubificidae	I	3
60	Tubifex nerthus	Tubificidae	B	2
61	Tubifex tubifex	Tubificidae	I (el)	3
62	Tubificoides benedii	Tubificidae	em	3
63	Tubificoides heterochaetus	Tubificidae	B	1
64	Tubificoides pseudogaster agg.	Tubificidae	em	3

2. Das Faunenspektrum der Oligochaeta im Elbeästuar

Das Faunenspektrum der Oligochaeta, dass im Elbeästuar mindestens 60, wahrscheinlich über 90 Arten umfasst (einschließlich Außenelbe), wurde bisher aufgrund des angeblich hohen Bestimmungsaufwands und wegen der geringen Körpergröße nur unvollständig untersucht. Die meisten Oligochaeta sind mit der für Küsten- und Übergangsgewässer üblichen Standardmaschenweite von 1 mm quantitativ nicht zu erfassen.

Tab. 1. List of oligochaeta species (Annelida: Clitellata) with their salinity tolerance or preference found in surveys in the tidal part of the River Elbe. Additional the specific classification of the ecological quality (EU-WFD) (=ÖZK)

Abbreviations: I = freshwater oligochaeta that do not tolerate even low salinity; I (el) = freshwater oligochaeta that tolerate salinity below 5‰; el = euryhaline limnetic wormspecies that tolerate salinity up to 10‰ (even higher S for a short time); B = brackish water Oligochaeta, which permanently live and reproduce in brackish water (salinity varying between 0,5 and 30‰); em = euryhaline marine oligochaeta of marine origin, that have a wide affinity to salinity and tolerate between 0,5 and 35‰; he = holeuryhaline wormspecies, that tolerate the entire range of salinities from fresh- to seawater (species salinity tolerance and preference mod. after [2]).

Salztoleranz von *A. monospermathecus* bei 1,3‰ liegt und zur Fortpflanzung mind. 2‰ Salz benötigt werden [7]. Die Spezies lebt vagil im Interstitial, so dass davon auszugehen ist, dass der Salzgehalt im Porenwasser größer ist als im überstehenden Wasser/Wasserkörper.

4. Auswirkungen der Unterhaltungsbaggerei auf den lokalen Bestand der Oligochaeta

Die Norderelbe zwischen km 620–622 wird für den seewärtigen Güterumschlag nicht mehr genutzt, folglich wird die Fahrrinne nicht intensiv unterhalten. Dort wo Eingriffsfrequenz gering ist, zeigen sich positive Signale, nämlich deutliche Veränderungen in der Artenstruktur und der Vielfalt. Dass eine Fahrrinne mit deutlich mehr als 25 Arten besiedelt sein kann, ist den Befunden der Norderelbe zu entnehmen (Abb. 3).

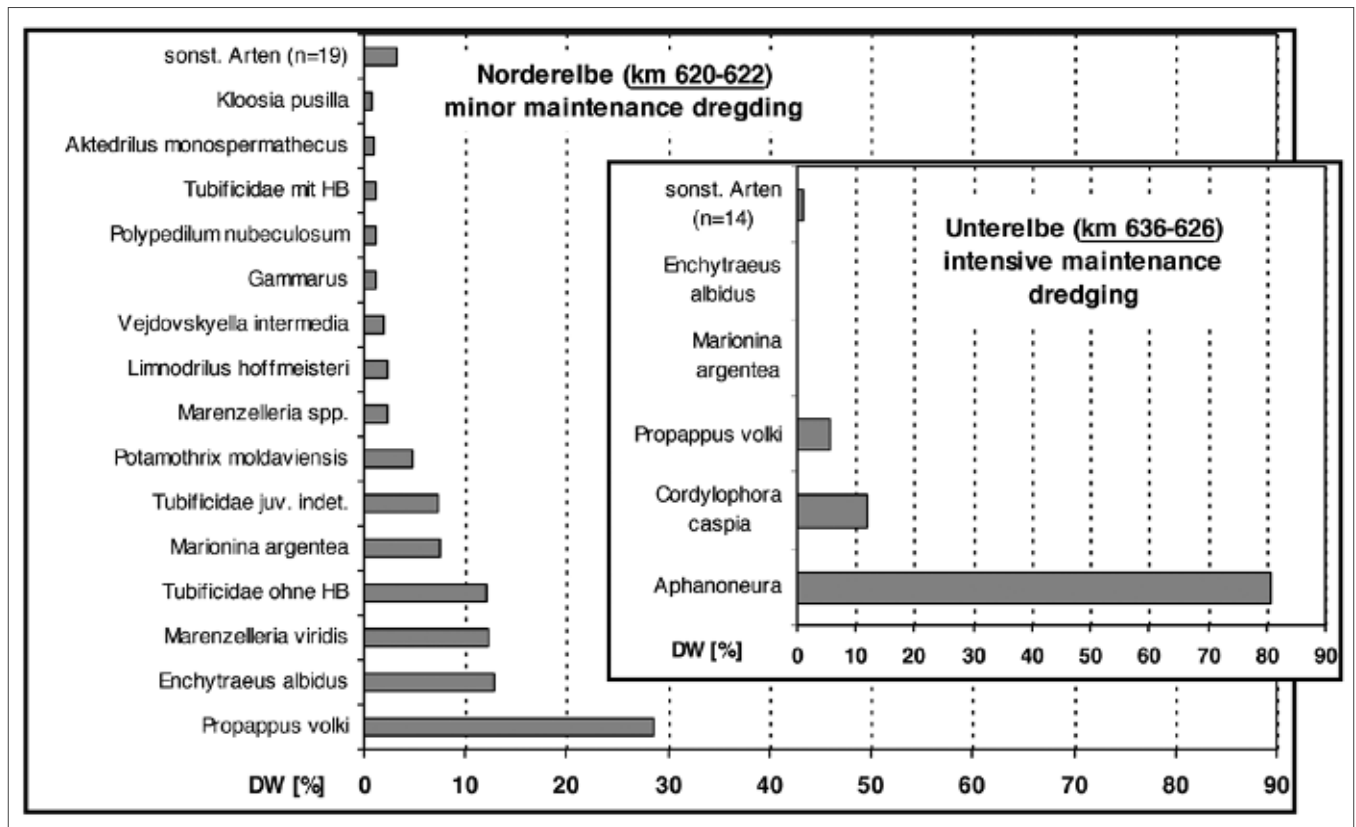


Abb. 3. Dominance structure of oligochaete fauna in the shipping channel with different activity in maintenance dredging

Je intensiver und häufiger dagegen der Unterhaltungsaufwand, desto verödeter die Fahrrinne (obere Fig., Abb. 3). Auffällig ist einerseits der stromabwärtige Abundanzrückgang von *Propappus volki* und der beiden Enchytraeiden *Enchytraeus albidus* und *Marionina argentea* sowie andererseits die individuenstarke Population der Aeolosomatidae (*Aphanoneura*) in der Unterelbe. Wahrscheinlich ist die signifikante Strukturänderung auf die Wechselwirkung zwischen Unterhaltungsbaggerei und der Reproduktionsstrategie zurückzuführen. Die o.g. Oligochaeta vermehren sich sexuell und legen Kokons, Bestandsverluste können nur mit Zeitverzögerung ausgeglichen werden. Liegt die Eingriffsfrequenz der Unterhaltungsbaggerei über der Reproduktionsrate, dann wird das Gebiet zwangsläufig ent-siedelt. Vorteilhaft, zur Eroberung entsiedelter Flächen, ist dann eine asexuelle Reproduktionsstrategie, wie bspw. von den *Aphanoneura* praktiziert.

Literatur

[1] TIMM, T. (1999) A Guide to the Estonian Annelida. Naturalists Handbook 1, Tartu-Tallin: Estonian Academic Publ.
 [2] WOLF, B., E. KIEL, A. HAGGE, H.-J. KRIEG & C. K. FELD (2009) Using the salinity preferences of benthic macroinvertebrates to classify running waters in brackish marshes in Germany. *Ecol. Indicators* 9, 837–847
 [3] LAFONT, M. (1987) Production of Tubificidae in the littoral zone of Lake Lemán near Thonon-les-Bains. *Hydrobiologica* 155, 179–187

- [4] RACHOR, E., R. Bönsch, K. Boos, F. Gosselck, M. Grotjahn, C.-P. Günther, M. Gusky, L. Gutow, W. Heiber, P. Jantschik, H.-J. Krieg, R. Krone, P. Nehmer, K. Reichert, H. Reiss, A. Schröder, J. Witt & M. L. Zettler (in press) Rote Liste und Artenliste der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere
- [5] KRIEG, H.-J. (1996) Investigation on the occurrence and distribution of benthic fauna along a transect in the transition zone between fresh and brackish water on both sides of Lühesand at km 648,5 in the Lower Elbe. Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (2/3), 283–309
- [6] KRIEG, H.-J. (2011) Überblicksweise Überwachung der Tideelbe 2010. QK benthische wirbellose Fauna. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms, Gutachten. Krieg, HUUG Tangstedt, 1–32
- [7] GIÈRE, O. & PFANNKUCHE, O. (1982) Biology and ecology of marine Oligochaeta. A Review. Oceanogr. Mar. Biol. Rev. 20, 173–308

Investigations on the occurrence and indication of oligochaete fauna in the sediments of the Elbe estuary

Summary

The results of investigations by KRIEG (publ., unpubl.) from the Elbe estuary are presented. First, a brief introduction to the taxonomy of oligochaete worms is given. The majority of oligochaetes is represented by the families Tubificidae, Naididae and Enchytraeidae. Dominant are the genera *Enchytraeus*, *Propappus*, *Amphichaeta*, *Nais*, *Limnodrilus*, *Potamothrix* and *Tubificoides*. The worm fauna in the Elbe estuary is composed by 60 to 90 species. Within the benthic fauna the oligochaetes are the most dominant taxa group of the Elbe estuary.

The distribution of the oligochaetes is a matter of abiotic factors, e.g. salinity, substratum, current. Both freshwater organisms and immigrants from the North Sea are present in the tidal Elbe and mixed in the brackish water zone. By the occurrence of typical brackish water species and the marine tubificide *Akteredrilus monospermathecus* it was shown, that the upstream limit of the brackish water zone has recently moved inland as far as to km 636 (till 622).

It could be demonstrated, that maintenance dredging is most harmful to the benthic biocoenosis. The comparison between minor and intensive dredging showed a significant decrease in the number of species, in the diversity and changes in abundance of the oligochaete fauna in areas with high dredging activity.

Die EG-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie – Bedeutung für die Bewertung von Sedimentkontaminationen

The EC-Marine Strategy Framework Directive – Relevance for assessing Sediment Contamination

Christine Wenzel

Summary. The EC-Marine Strategy Framework Directive (MSFD) came into effect in June 2008. Its main objective is the achievement of Good Environmental Status (GES) of the marine environment by 2020. Marine sediments as well as monitoring, assessing and – where necessary – reducing their contaminant burdens are an integral part of the MSFD. In this context the MSFD stipulates to reach concentrations of contaminants which do not give rise to pollution effects. Although the scope of MSFD is exceptionally marine, MS are requested to make use of work carried out in the context of – inter alia – existing Community legislation, such as the Water Framework Directive (WFD), and to consider the origin and pathways of marine contaminants when aiming at achieving GES. Thus, the MSFD also takes account of land-based and fluvial aspects, such as the transport of contaminants into the marine environment and their pressures and impacts.

The MSFD does not particularly define assessment criteria for sediments but refers to e. g. existing Community legislation. For example the legally binding COMMISSION DECISION of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters (2010/477/EU) defines qualitative criteria and indicators in relation to contaminants with particular reference to priority substances and Environmental Quality Standards set out pursuant to the WFD. Thus, the only commonly agreed and mandatory criteria available are those defined in the framework of the WFD and the EQS-Directive 2008/105/EC. These are, however, focussing on the water phase with the option to additionally set environmental standards for sediments at national levels. Currently such standards exist for only a very limited number of fluvial pollutants. As several of these pollutants are characterised on the one hand by low solubilities and sometimes levels below detection limits in the water phase and on the other hand by a high potential for accumulating in sediments and/or in biota, it is of utmost importance to address the environmentally relevant matrices when defining and applying assessment criteria. According to the MSFD and the COMMISSION DECISION these are water, biota and sediment. Therefore, additional quantitative criteria for sediments, such as environmental quality standards, need to be elaborated. This has to be done not only for marine but also fluvial sediments and/or suspended particular matter as these are important vectors through which land-based pollutants are introduced into the marine environment. For this reason, it is also necessary to ensure comparable approaches and methodologies, when deriving assessment criteria for marine and fluvial sediments.

Anforderungen und Fristen

Mit der *Richtlinie 2008/56/EG vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie/MSRL)* werden die EU-Mitgliedstaaten aufgefordert, alle notwendigen Maßnahmen zu ergreifen, um spätestens im Jahr 2020 einen guten Zustand der Meeresumwelt (engl. Good Environmental Status/GES) zu erreichen. Zu diesem Zweck sollen Meeresstrategien entwickelt und umgesetzt werden, bei denen ein Ökosystem-Ansatz für die Steuerung menschlichen Handelns angewendet wird.

Die Mitgliedstaaten sind gehalten, zur Umsetzung der MSRL weitest möglich auf bestehenden Grundlagen und Programmen aufzubauen, insbesondere denen des einschlägigen Gemeinschaftsrechts sowie der regionalen Meeresübereinkommen (OSPAR und HELCOM). Innerhalb des EU-Umweltrechts spielt insbesondere die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) eine zentrale Rolle. Allerdings bezieht der Anwendungsbereich der MSRL in den Küstengewässern nicht nur die Wassersäule sondern eindeutig den Meeresgrund und Meeresuntergrund und damit auch Sedimente ein und ergänzt somit die WRRL in dem räumlichen Überschneidungsgebiet beider Richtlinien. Die MSRL regelt in diesem Bereich nur Aspekte des Zustands der Meeresumwelt, die nicht bereits durch die WRRL oder andere EU-Rechtsvorschriften abgedeckt sind.

Der gute Umweltzustand der Meere muss in einem managementbasierten Ansatz für 11 so genannte Deskriptoren beschrieben und erreicht werden. Diese Deskriptoren umfassen qualitative Zustands- und Belastungsparameter (Tab. 1). Für die Erfassung und Bewertung von Sedimentkontaminationen ist insbesondere der Deskriptor 8 relevant.

Tab. 1: Qualitative Descriptors for determining Good Environmental Status according to the EC Marine Strategy Framework Directive (MSFD) – Annex 1 (abridged version, except for D8)

D 1	Erhalt der biologischen Vielfalt
D 2	Vorkommen nicht einheimischer Arten in für Ökosysteme nicht abträglichen Umfang
D 3	Gesunder Bestand kommerziell befischter Fisch- und Schalentierbestände
D 4	Normale Häufigkeit und Vielfalt der Bestandteile von Nahrungsnetzen
D 5	Reduzierung der Eutrophierung auf ein Minimum
D 6	Keine nachteiligen Auswirkungen durch Zustand des Meeresgrundes
D 7	Keine nachteiligen Auswirkung durch Veränderungen hydrografischer Bedingungen
D 8	Aus den Konzentrationen an Schadstoffen ergibt sich keine Verschmutzungswirkung
D 9	Keine Überschreitung festgelegter Schadstoffkonzentrationen in Meeresfrüchten
D 10	Keine schädlichen Auswirkungen durch Abfälle im Meer
D 11	Keine nachteiligen Auswirkungen durch Energieeinleitungen , inkl. Unterwasserlärm

Um den guten Umweltzustand bis zum Jahr 2020 zu erreichen, fordert die MSRL ein stufenweises Vorgehen mit konkret terminierten Umsetzungsschritten, die alle sechs Jahre von den EU-Mitgliedstaaten überprüft und aktualisiert werden müssen. In einem ersten Schritt sind bis Juli 2012 der Zustand der Meeresumwelt zu bewerten (MSRL Art. 8), der gute Umweltzustand zu beschreiben (MSRL Art. 9) und Umweltziele zur Erreichung dieses Zustands festzulegen (MSRL Art. 10). Auf dieser Grundlage müssen bis Juli 2014 Monitoringprogramme erarbeitet sowie bis 2015 Maßnahmenprogramme erstellt und bis 2016 umgesetzt werden.

Bei der Bewertung des Umweltzustands sind anthropogene Belastungen im Hinblick auf die verschiedenen Eigenschaften und Merkmale der Meeresökosysteme zu betrachten und kumulativ zu bewerten. Die diesbezüglichen Merkmale, Eigenschaften und Belastungen sind im Anhang III der MSRL gelistet.

Die MSRL verfolgt somit im marinen Bereich einen gesamtökologischen Ansatz und geht damit über die WRRL hinaus. Überschneidungen zwischen beiden Richtlinien gibt es im grundsätzlichen Konzept des guten Gewässerzustands (WRRL) und des guten Umweltzustandes (MSRL) sowie bei wesentlichen Einzelaspekten. Ein konkretes Beispiel hierfür sind die Bewertung und Bewirtschaftung von anthropogenen Schadstoffbelastungen. Nach der MSRL dürfen sich aus der Konzentration von Schadstoffen im Meeresbereich keine Verschmutzungswirkungen ergeben (Tab. 1). Hier knüpft die MSRL an die WRRL an, da letztere darauf abzielt, die Einleitung gefährlicher Stoffe ins Gewässer schrittweise zu verringern bzw. prioritär gefährlicher Stoffe zu eliminieren, um in der Meeresumwelt für natürlich anfallende Stoffe Konzentrationen in der Nähe der Hintergrundwerte und für anthropogene synthetische Stoffe Konzentrationen nahe Null zu erreichen.

Abweichungen zwischen beiden Richtlinien gibt es z. B. bei der Betrachtung der umweltrelevanten Matrices. Während die WRRL und deren Tochtrichtlinie (Richtlinie 2008/105/EG) den Schwerpunkt auf die Wasserphase legen und bisher nur für wenige Stoffe Umweltqualitätsnormen (UQN) für Biota und/oder Sedimente festgelegt wurden, sind diese Medien integraler Bestandteil der MSRL. Kontaminationen von Sedimenten und Biota zählen zu den Merkmalen, die im Rahmen der Bewertung der Meeresumwelt betrachtet werden müssen. Von den hier gemäß Anlage III der MSRL einzubeziehen Belastungen sind folgende sedimentrelevant:

- *Kontamination durch gefährliche Stoffe* u. a. Eintrag prioritärer Stoffe und anderer synthetischer Stoffe und Verbindungen (inkl. Einträge aus Flüssen)
- *Systematische und/oder absichtliche Freisetzung Stoffen*, die nach Gemeinschaftsrecht oder anderen Vorschriften zulässig ist
- *Physischer Verlust/Schädigung* u. a. vollständiges Bedecken oder Veränderung der Verschlickung (beides z. B. durch Ablagerung von Baggergut)

Zur vollständigen Umsetzung der MSRL ist es daher erforderlich, die bestehenden Qualitäts- und Bewertungskriterien für anthropogene Schadstoffbelastungen zu prüfen und in Bezug auf Sedimente und Biota – sofern erforderlich – zu ergänzen. Dies gilt insbesondere für Stoffe oder Stoffgruppen, die gemäß BESCHLUSS DER KOMMISSION vom 1. September 2010 über Kriterien und methodische Standards zur Feststellung des guten Umweltzustands von Meeresgewässern (2010/477/EU) für den Deskriptor 8 berücksichtigt werden müssen. Diese sind solche, die

- die einschlägigen Umweltqualitätsnormen in Wasser, Sedimenten oder Biota überschreiten,
- die zu den prioritären Stoffen gemäß WRRL und UQN-RiLi gehören und/oder
- die Schadstoffe sind und deren Freisetzung in der Summe (Verluste, Einleitungen oder Emissionen) für die betreffende Meeresregion ein beträchtliches Risiko durch Verschmutzungen darstellen kann.

Inhalte und Ergebnisse der aktuellen Berichte gemäß MSRL Art. 8, 9 und 10

Die Berichte basieren zum überwiegenden Teil auf bereits bestehenden Grundlagen, im Wesentlichen die des einschlägigen Gemeinschaftsrechts sowie der regionalen Meeresübereinkommen und des trilateralen Wattenmeerabkommens. Hintergrund für dieses Vorgehen sind die bereits vorhanden umfassenden und auch für die MSRL nutzbaren Erkenntnisse aus dieser Arbeit, aber insbesondere auch der sehr enge Zeitrahmen zwischen der Verabschiedung der Richtlinie und der Frist für die Fertigstellung der Berichte, der eine Erarbeitung grundlegend neuer Verfahren nicht zuließ.

Die **Anfangsbewertung** zieht bzgl. Schadstoffbelastung der deutschen Meeresgewässer folgende Schlüsse:

- Die Kontamination mit gefährlichen Substanzen ist zu hoch und hat negative Auswirkungen auf das marine Ökosystem bzw. erhöht das gesundheitliche Risiko für marine Organismen.
- Der chemische Zustand ist gemäß WRRL überwiegend gut (Bezug: Wasserphase), gemäß regionaler Meeresübereinkommen unbefriedigend bis schlecht (Bezug: insbes. Sedimente/Biota).
- Die Umweltqualitätsnormen sind für marine Sedimente und Biota defizitär.
- Bestehende Grundlagen decken die Anforderungen der MSRL nicht vollständig ab.
- Vorhandene Wissenslücken erlauben noch keine vollständige Zustandsbewertung oder Festlegung quantitativer Umweltziele.

Basierend auf den derzeit verfügbaren Bewertungen befindet sich die deutsche Nordsee nicht in einem guten Umweltzustand gemäß MSRL. Dazu tragen auch die weiterhin zu hohen Schadstoffbelastungen und deren Auswirkungen bei.

Der überwiegende Teil der Schadstoffeinträge in die deutschen Meeresgewässer stammt aus landbasierten Quellen und somit den Flusseinzugsgebieten der WRRL. So stellt z. B. die Elbe nach wie vor die Haupteintragsquelle für organische Schadstoffe in die Deutsche Bucht dar. Das Ziel der MSRL, den guten Umweltzustand im Hinblick auf Schadstoffbelastungen zu erreichen, kann folglich nur durch quellenbezogene Maßnahmen und damit zu einem erheblichen Anteil über die Umsetzung der WRRL erreicht werden.

Voraussetzung hierfür sind geeignete quantitative Kriterien für Schadstoffe, die Grundlage für die Bewertung, Überwachung und Ableitung von quellenbezogenen Maßnahmen sind. Dies erfordert die Einbeziehung von Sedimenten als umweltrelevante Matrix. Derartige Kriterien sind nicht nur für marine Sedimente erforderlich, sondern auch für flussbürtige Sedimente oder Schwebstoffe, da letztere maßgebliche Vektoren für die Einträge von Schadstoffen in die Meeresumwelt sind. Aus diesem Grund ist es notwendig, bei der Ableitung von Bewertungskriterien für marine und Flusssedimente (oder Schwebstoffe) vergleichbare Ansätze und Methoden anzuwenden.

Die **Beschreibung des guten Umweltzustands** erfolgt für jeden der 11 Deskriptoren unter Zugrundelegung des BESCHLUSSES DER KOMMISSION 2010 und der dort festgelegten Kriterien und Indikatoren. In Tab.2 ist dies exemplarisch für Deskriptor 8 dargestellt.

Tab. 2: Criteria and indicators for descriptor 8 (D8) according to COM Decision 2010 and possible references for the description of GES in relation to D8 (abridged version)

Deskriptor 8: Kriterien und Indikatoren (COM Decision 2010)	
8.1 Schadstoffkonzentrationen	Mögliche Grundlagen zur Beschreibung eines GES
8.1.1 Messung der Schadstoffkonzentrationen in der relevanten Matrix (Biota, Sediment, Wasser) auf eine Weise, die Vergleiche mit den Bewertungen der WRRL ermöglicht	<i>Ausgewählte Schadstoffe in der relevanten Matrix gemäß WRRL in Wasser nach Anhang 1 der UQN-RiLi und in Biota und/oder Sediment nach dieser Richtlinie und nach WRRL Anlagen VIII, IX und X von HELCOM, OSPAR, Wattenmeerabkommen verwendet Matrices, Schadstoffe und/oder Bewertungsverfahren</i>

Zur Betrachtung der Schadstoffbelastung in der umweltrelevanten Matrix heißt es in dem Bericht wie folgt:
Bei der Erfassung und Bewertung von Schadstoffkonzentrationen im Meer ist zu beachten, dass diese in der für die jeweiligen Stoffe relevanten Umweltmatrix erfolgen sollen. Dies trifft z.B. für Schadstoffe zu, die in der Wasserphase aufgrund ihrer geringen Wasserlöslichkeit nicht nachweisbar oder deren Umweltqualitätsziele aufgrund nicht ausreichender Bestimmungsgrenzen nicht überprüfbar sind. Daher sollten Stoffe, die zur Anreicherung neigen, auch in Sedimenten und/oder Biota gemessen werden.

Aus der Vielzahl der Schadstoffe sind diejenigen zu betrachten, die flussgebietsrelevant sind, und die, die als prioritäre Stoffe in die Meere eingetragen werden. Der Zustand ist anhand der Einhaltung von bereits bestehenden und z.T. noch zu entwickelnden Umweltqualitätszielen zu beurteilen. Darüber hinaus sind sedimentrelevante Schadstoffe der Anlagen VIII, IX und X der WRRL, die im Sediment gemessen werden sollen, zu berücksichtigen. Als sedimentrelevant gelten die Stoffe, die aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften (z.B. Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient größer als 10³) überwiegend partikulär gebunden auftreten.

Der Bericht kommt zu dem Schluss, dass GES für D8 erreicht ist, wenn die gemäß der WRRL, UQN-RiLi und OberflächengewässerVO geltenden UQN sowie die ökologischen Ziele und Umweltziele von OSPAR oder dem Hazardous Substances Segment des HELCOM Baltic Sea Action Plans eingehalten werden. Allerdings soll wegen erheblicher Unsicherheiten und Kenntnislücken bei gegenwärtigen UQN und OSPAR EACs (Environmental Assessment Criteria) das Vorsorgeprinzip als zusätzliches Bewertungskriterium herangezogen werden. Darüber hinaus sollen weitere Anforderungen, z. B. noch abzuleitende UQN/Umweltqualitätsziele für Sedimente und Biota, eingehalten werden.

Umweltziele sind gemäß MSRL so zu festzulegen, dass sie geeignet sind, den guten Umweltzustand zu erreichen oder zu erhalten. Sie dienen als Richtschnur für die Erreichung des GES (unter Berücksichtigung bestehender Ziele) und sind unmittelbar maßnahmen- und managementrelevant.

Deutschland hat in seinem Bericht zur Festlegung von Umweltzielen übergeordnete strategische und operative Ziele festgelegt, die sich auf alle für den Meeresbereich relevanten anthropogenen Belastungen beziehen. Die schadstoffbezogenen Ziele sind in Tabelle 3 dargestellt. Schadstoffbezogene Reduzierungsanforderungen wurden in den Maßnahmenprogrammen der WRRL-Bewirtschaftungspläne aufgestellt. Laut deutschen Bericht zur Festlegung von Umweltzielen bleibt zu prüfen, ob die Vorgaben der WRRL ausreichen, um den guten Umweltzustand hinsichtlich Schadstoffe zu erreichen.

Tab. 3: Environmental target and operational targets in relation to pollution of the marine environment (abridged version)

Umweltziel: Meere ohne Verschmutzung durch Schadstoffe (Bezug: GES für Deskriptor 8)	
Operative Ziele	Indikatoren
Schadstoffeinträge über die Flüsse sind weiter zu reduzieren	Schadstoffkonzentrationen am Übergangspunkt limnisch-mariner in die Nord-/Ostsee mündenden Flüsse
Schadstoffkonzentrationen in der Meeresumwelt und die daraus resultierenden Verschmutzungswirkungen sind zu reduzieren und auf einen guten Umweltzustand zurückzuführen	Konzentrationen von Schadstoffen in Wasser, Organismen und Sedimenten; Biologische Schadstoffeffekte; Schadstoffgehalte in Meeresfrüchten

Fazit

Für die Bewertung und Überwachung des Zustands der Meeresumwelt sowie für die Erreichung des guten Umweltzustands sind u. a.

- zusätzliche stoffbezogene Qualitätskriterien für Sedimente und Biota erforderlich,
- weitest möglich Kohärenz zwischen methodischen Ansätzen, Bewertungsverfahren und/oder Reduzierungsanforderungen im marinen Bereich und angrenzenden Flusseinzugsgebieten sicherzustellen, da die stofflichen Einträge in die Meeresumwelt vorwiegend landbasiert/flussbürtig sind,
- (gebietspezifisch) quantifizierte und sektor-/quellenbezogene Umweltziele festzulegen,
- z. T. Zeitreihen für Trendaussagen und schadstoffbezogene Bewertungen zu vervollständigen.

Literaturlinks:

http://www.schleswig-holstein.de/MELUR/DE/Allgemeines/Umsetzung_MSRL/UmsetzungMSRL.html

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:232:0014:0024:EN:PDF>

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:EN:PDF>

Fachbeiträge

Odborné příspěvky

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012

Magdeburský seminář o ochraně vod 2012

Sedimentmanagement

Management sedimentů



Sedimentmanagement als Aufgabe der integrierten Flussgebietsbewirtschaftung

Peter Heininger, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

Abstract

Sediment issues may affect various environmental, social and legal objectives. Where human activities interfere with sediment quantity or quality, sediment management becomes inevitable. Sediment is an essential, integral and dynamic part of the river basins. It therefore seems logical to seek to realise relevant opportunities to link sediment management to river basin management and, where appropriate, to the Water Framework Directive (WFD). The latter, not least, would enable the protagonists to make use of approved structures for elaborating plans and for the necessary early engagement with a wide range of stakeholders. Effective sediment management requires a holistic approach taking into account (1) system understanding both in terms of quality and quantity, (2) the integrated management of soil, water and sediment, (3) upstream-downstream relationships, and (4) supraregional and transboundary collaboration. While hitherto existing sectoral approaches often tend to think of each sediment issue in relative isolation, and manage these accordingly, each sediment function or use is both dependent on other functions in time and space, and in turn influences many other sediment functions and uses. Sustainable sediment management has to account for this complexity. Thus if we are to manage sediment for the needs of environment (e.g. for maintaining habitats) and/or society (e.g. dredging for maintaining navigation), then this always needs to be undertaken with the full awareness of management impacts on nature and society within the river basin. A coherent concept at river basin scale would be the best basis for considering the various functions and uses of sediment operating at different spatial locations within a river basin and operating at different time scales.

Sedimentfunktionen und anthropogene Einflüsse

Sedimente sind Feststoffe, die vom Wasser transportiert und im Gewässer abgelagert werden. Sie sind natürlicher Bestandteil des Gewässerbetts, Lebensraum und zentrales Element in Stoffkreisläufen. Sedimentqualität, Sedimenttransport und Sedimenthaushalt in den Flussgebieten sind aus folgenden Gründen bedeutsam [1, 2]:

- als Bestandteil globaler geologischer Prozesse
- für bio-geo-chemische Kreisläufe, z.B. den Kohlenstoffkreislauf
- für den Transfer von Nähr- und Schadstoffen zwischen terrestrischen und aquatischen Systemen und den Stofftransport in den Gewässern (Binnen-Küste-Meer)
- als spezifischer Lebensraum und als Voraussetzung für die Bildung von diversen Habitaten und Landformen, z.B. Auen, Marschen, Strände; damit auch als Voraussetzung für Biodiversität in aquatischen Systemen
- als natürliche Ressource, z.B. als landwirtschaftlicher Boden in der Aue oder als Baumaterial
- für die Funktion der Küstenökosysteme und die Evolution der Küsten und Deltas.

Vielfältige Gewässernutzungen durch den Menschen haben den Sedimenthaushalt und die Sedimentqualität über Jahrhunderte gravierend verändert mit der Folge, dass Sedimente im Rahmen der Gewässerunterhaltung bewirtschaftet werden müssen.

Die schwerwiegendsten Eingriffe in den Sedimenthaushalt fanden an den mitteleuropäischen Flüssen im Lauf des 19. und 20. Jahrhunderts statt. Dienten Korrektur und Deichbau hauptsächlich der Verbesserung der Lebensbedingungen am Fluss (Kultivierung der Aue, Schutz vor Hochwassern), ging es bei der anschließenden Mittel- und Niedrigwasserregelung in erster Linie um die Schifffahrt. Die nachfolgende Phase der Stauregelung zielte zusätzlich auf die Energiegewinnung ab. Die Veränderung des Sedimenthaushalts hat gravierende Auswirkungen auf die Morphologie der Flüsse und damit die Habitatstruktur, auf das Ökosystem der Flussaue (Austrocknung der Aue), auf die Wasserwirtschaft und auf die Schifffahrt.

Auf Grund ihrer chemischen Natur werden lipophile und gering wasserlösliche Stoffe in den Gewässern bevorzugt von Sedimenten und Schwebstoffen aufgenommen. Viele dieser Chemikalien, wie Schwermetallverbindungen oder persistente organische Verbindungen, sind potentielle Schadstoffe, die die Integrität der Umwelt und Gewässernut-

zungen gefährden. Schadstoffe in unseren Flüssen stammen einerseits aus punktförmigen Quellen, wie Einleitungen der Industriebetriebe, Kommunen oder von Deponien. Je nach Region können auch Zuflüsse aus Bergwerken und von bergbaubedingten Altlasten bedeutsam für die Sedimentqualität sein. Andererseits bilden atmosphärische Depositionen sowie Oberflächenabschwemmungen von befestigten Flächen und landwirtschaftlich genutzten Böden diffuse Quellen, deren relative Bedeutung für die Belastung durch „klassische“ Schadstoffe im Laufe der letzten Jahrzehnte stark zugenommen hat. Während sich die Wasserqualität in den Flüssen vielfach erheblich verbessert hat, findet sich das Erbe der Vergangenheit in Gestalt kontaminierter Sedimente in Ruhezonen der Flüsse, hinter Dämmen, in Ästuaren und Flussauen. Sedimente stellen ein integrierendes Stoffdepot für Schadstoffemissionen dar. Polychlorierte Biphenyle (PCBs) gehören zu den Stoffen, deren Herstellung, unbeabsichtigte Entstehung und Verwendung die Stockholm-Konvention untersagt. Globale Abschätzungen besagen, dass mehr als 99% der gesamten, bisher in die Umwelt abgegebenen PCB-Menge in Böden, Sedimenten und Klärschlämmen wieder zu finden sind [3]. Von dort können sie ihren Weg in die Biosphäre und das Nahrungsnetz bis hin zum Menschen finden.

Sedimentmanagement im Flussgebietsmaßstab

Flussgebiete sind offene Systeme mit wechselwirkenden Teilsystemen. Größe und Topographie des Flussgebietes sowie die menschlichen Aktivitäten im Flussgebiet bestimmen die Quellen, Ausbreitungswege und Flüsse von Wasser, Sediment, Nähr- und Schadstoffen. Entscheidende Argumente dafür, Sedimentmanagement im Flussgebietsmaßstab zu organisieren, sind [4]:

- Lokale oder orts-spezifische Eingriffe haben sehr oft überregionale Konsequenzen.
- Sedimente mit ihren multiplen Funktionen unterliegen vielfältigen Einflüssen und Nutzungen, sie dienen spezifischen Nutzerinteressen und werden in ihrem qualitativen und quantitativen Status aus unterschiedlichen Perspektiven bewertet. Ein Interessenausgleich gelingt dann am besten, wenn alle relevanten Nutzungen und Nutzerinteressen im Rahmen des Flussgebietes berücksichtigt werden.
- Aus wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Gründen stellt, auch bei großer räumlicher und zeitlicher Trennung zwischen Ursache und Wirkung die Intervention an der Quelle langfristig die beste Lösung dar. Dies betrifft Punkt- und diffuse Quellen, qualitative und quantitative Aspekte.

Ziele integralen Sedimentmanagements

Der Umgang mit Sedimenten in unseren Kulturlandschaften ist aus vielfacher Perspektive relevant und berührt unmittelbar die Interessen gesellschaftlich so bedeutsamer Bereiche wie Umwelt, Verkehr, Energie, Landwirtschaft, Fischerei oder Freizeitnutzung, sowie mittelbar über Stoffkreisläufe die Trinkwassergewinnung und Abwasserbeseitigung. Seit ca. 20 Jahren werden deshalb vermehrte Anstrengungen unternommen, um die negativen Folgen der vorausgehenden Eingriffe in den Sedimentstatus zu reduzieren, zu kompensieren oder ganz rückgängig zu machen. Die IKSE hat bereits sehr frühzeitig eine gute Sedimentqualität zu einem ihrer zentralen Handlungsziele gemacht [5] und mit dem Beschluss, ein überregionales Sedimentmanagementkonzept für die internationale Flussgebietseinheit zu entwickeln, Maßstäbe gesetzt [6]. Hauptdefizite bisheriger Konzepte für das Sedimentmanagement liegen vielfach in ihrer zu engen Zweckbindung, Kurzfristigkeit und lokalen bis regionalen Begrenzung sowie darin, dass Menge und Qualität nicht als Einheit aufgefasst werden.

Eingriffe in den Sedimenthaushalt und die Sedimentqualität und deren Folgen sind, sowohl im Hinblick auf die multiple Funktion als auch auf die Nutzung des Gewässers, häufig räumlich (Ober- vs. Unterlieger) und zeitlich (z.B. Altlasten) entkoppelt. Hinzu kommt, dass viele unterschiedliche Regelbereiche betroffen sind, so dass die Problemeigner, z.B. die Wasserwirtschaftler, keine Regelungskompetenz im Hinblick auf die Problemverursacher haben. Typische Beispiele sind die verstärkte Bodenerosion, die zu erhöhtem Unterhaltungsaufwand der Gewässer führt, oder der Austrag kontaminierter Sedimente in die Aue, der eine Beeinträchtigung der landwirtschaftlichen Nutzbarkeit zur Folge hat. Die zeitgemäße Antwort auf die Herausforderung eines nachhaltigen Umgangs mit Sedimenten ist deshalb ein Integrales Sedimentmanagement, das ökonomischen Zielen wie ökologischen Ansprüchen gerecht wird [7]. Hauptziele einer solchen flussgebietsweit koordinierten, an sozialen, wirtschaftlichen und ökologischen Belangen orientierten Sedimentbewirtschaftung sind:

- ein ausgeglichener Sedimenthaushalt und eine gute Sedimentqualität, um die Ziele des Gewässer-, Meeres- und Bodenschutzes zu erreichen.

- Sie soll Gewässernutzungen unterstützen.
- Sie muss die natürlichen Gewässerfunktionen und den Erhalt der naturraumtypischen Lebensgemeinschaften im Einklang mit den Zielen des Gewässer- und Bodenschutzes gewährleisten.

Merkmale eines integralen Sedimentmanagements

Integrales Sedimentmanagement kombiniert räumliche, funktionale (Quantität, Morphologie, Qualität) und nutzungsbezogene Sedimentaspekte in einem einheitlichen Konzept und weist folgende Merkmale auf:

- Es ist flussgebietsbezogen angelegt, zielt auf Maßnahmen sowohl im Gewässer als auch im Einzugsgebiet, wird auch langfristigen Zielen gerecht und berücksichtigt gleichermaßen quantitative wie qualitative Aspekte. Es folgt dem Prinzip der Kontrolle der Belastungsquellen und der Bekämpfung der Ursachen als beste Lösung.
- Es ist wissenschaftlich fundiert und baut auf einem tiefen System- und Prozessverständnis auf. Maßgebliche Voraussetzungen sind Kenntnisse über die Morphodynamik und Sohlentwicklung der Gewässer, den Sedimenttransport, Sedimenthaushalt und die Sedimentbilanz, die Substratverteilung im Längs- und Querprofil, die Rolle der Ufer und Vorländer und den Zusammenhang zwischen hydromorphologischen Prozessen und Vegetations- und Bodenentwicklung, die Rolle partikulär gebundener Schadstoffe und deren Dynamik, die Rolle der Sedimente im Stoff-, Schadstoff- und Nährstoffkreislauf und die Sedimente als Lebensräume für aquatische und semiterrestrische Organismen.
- Risiken für Ökosysteme und ökosystemare Dienstleistungen, die in quantitativer und qualitativer Hinsicht von Sedimenten ausgehen sind vielfach mit extremer Wasserführung verbunden, wobei Kenntnisdefizite insbesondere für die Fließgewässer der Mittelgebirge und des Flachlandes bestehen. In diesem Zusammenhang sind auch die Kontamination von Überschwemmungsflächen durch partikulär gebundene Schadstoffe und daraus resultierende Bedrohungen der Serviceleistungen angrenzender Landökosysteme zu berücksichtigen. Ohne die inhaltliche Verknüpfung von Sediment- und Landmanagementstrategien ist zu erwarten, dass wesentliche Funktionen des Ökosystems Flusslandschaft wie die Gewährleistung eines ausreichenden Hochwasserabflusses und die Bereitstellung wertvoller Lebens- und Kulturräume eingeschränkt werden oder gänzlich verloren gehen.
- Gerade in schiffbaren Flüssen reicht die Verbesserung des Sedimentmanagements allein nicht aus, um einen optimalen Zustand herzustellen, der sowohl der Funktion als Ökosystem wie der Nutzung als Wasserstraße gerecht wird. Hier ist vielfach auf eine Kombination von wasserbaulichen Maßnahmen, Maßnahmen im Vorland, Sedimentaufnahme oder Zugabe jeweils unter Beachtung auch der qualitativen Zusammenhänge zurückzugreifen.
- Ein Monitoring des Geschiebe-, Suspensions- und Schadstofftransports ist zur Erfolgskontrolle unerlässlich. Entsprechende Programme sind deshalb Bestandteil der zu entwickelnden Konzepte. Hierzu muss ein kombiniertes Untersuchungs- und Bewertungssystem aller Aspekte, d.h. Morphologie, Chemie, Ökotoxikologie und Lebensgemeinschaft, entwickelt werden, mit dem sich die Wirkungen des integralen Sedimentmanagements beurteilen lassen.
- Ein zentrales Merkmal für die Wirtschaftlichkeit des Managementansatzes ist es, die technisch zu bewegendende Sedimentmenge zu minimieren, d.h. vor allem natürliche Prozesse nutzbar zu machen. Aus ökologischer Sicht heißt das, die Maßnahmen so zu wählen, dass negative Auswirkungen auf das Ökosystem minimiert und ihr Nutzen maximiert werden. In hydromorphologischer Hinsicht ist von besonderem Interesse, wie sich durch ein geeignetes Sedimentmanagement Gewässerstrukturen entwickeln bzw. erhalten lassen. Aus der Perspektive der partikulären Schadstoffbelastung müssen solche Maßnahmen ergriffen werden, die die Schadstoffausbreitung und damit die Auswirkungen auf das Ökosystem minimieren.

Bedeutung der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Sedimentmanagement als wichtige Wasserbewirtschaftungsfrage

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) stellt unter europäischen Bedingungen von ihrer gesamten Zielrichtung her den folgerichtigen Rahmen für die Entwicklung und Implementierung eines integralen Sedimentmanagements dar. Die unter Maßgabe der WRRL entwickelten gesellschaftlichen, politischen und institutionellen Abläufe und Instrumente sind voll nutzbar, denn wichtige Schritte hin zu einem integralen Sedimentmanagement sind [8]:

- Identifizierung der Handlungsziele im Flussgebiet und deren Sedimentaspekte. Ziele auf dem einen Feld dürfen die auf einem anderen nicht nachhaltig behindern.
- Einbeziehung aller relevanten Interessen- und Nutzergruppen bei der Entwicklung und Implementierung von Managementzielen, -plänen und -maßnahmen.
- Herstellung eines gemeinsamen Systemverständnisses zwischen allen Akteuren, z.B. in Form eines Konzeptmodells „Sediment“ des Flussgebietes.
- Festlegung und Anwendung von quantitativen, morphologischen, qualitativen und ökologischen Indikatoren, die die stichhaltige Beschreibung und Bewertung des Systems unter dem Aspekt „Sediment“ ermöglichen.
- Entwicklung von Entscheidungsmechanismen, die die transparente Wahl zwischen alternativen Optionen ermöglichen, z.B. in Form einer Risikoanalyse.
- Umsetzung einmal beschlossener Maßnahmen innerhalb eines definierten Zeitrahmens.
- Monitoring von Sedimentstatus und -funktion während des gesamten Prozesses, d.h. vor, während und nach Umsetzung von Maßnahmen.
- Anthropogene (z.B. veränderte Landnutzung) und natürliche Faktoren (z.B. Klimawandel) führen zu Veränderungen des Systems. Anpassungen des Managementregimes daran müssen möglich sein.
- Initiierung eines sozialen Lernprozesses – lernen von anderen und mit anderen, geographisch, regulatorisch, technisch, methodisch etc.

Literatur

- [1] Walling, D.E. (2006) Human impact on land-ocean sediment transfer by the world's rivers. *Geomorphology* 79, 192–216
- [2] Owens, P.N., Batalla, R.J., Collins, A.J., Gomez, B., Hicks, D.M., Horowitz, A.J., Kondolf, G.M., Marden, M., Page, M.J., Peacock, D.H., Petticrew, E.L., Salomons, W. Trustrum, N.A. (2005) Finegrained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River research and Applications* 21 (693–717)
- [3] Travis, C.C., Hester, S.T. (1991): Global chemical pollution. *Environ. Sci. Technol.* 25(5), 815–818
- [4] Owens, P.N. (2005) Conceptual models and budgets for sediment management at the river basin scale. *J. Soils and Sediments* 5 (201–212)
- [5] IKSE (1995): Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Hrsg.). Aktionsprogramm Elbe. Magdeburg, 15.11.
- [6] IKSE (2009) Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Tagung, 21–22. Oktober
- [7] SedNet (2006) Sediment Management – an essential element of river basin management plans. Report of the SedNet Round Table Discussion. Venice, 22–23. November
- [8] Owens, P.N., Slob, A.S.L., Liska, I., Brils, J. (2008) Towards sustainable sediment management at the river basin scale. In: P.N. Owens (Hrsg.). *Sustainable management of sediment resources*. 1. Auflage. Elsevier, Amsterdam. S. 217–257

Management sedimentů v rámci MKOL

Viktor Kliment

Abstract

Water framework directive for water policy is aimed at achieving of good water status. Water status is set on the basis of parameters not only for evaluating water itself but also parameters for evaluating biological, hydromorphological status. Quality and quantity of sediments is an important part of the water status and both can affect biological, chemical and hydromorphological status.

If the aim of achieving good water status is treated in its full complexity, conditions for good status of sediments must be set. Keeping this philosophy in mind International commission for Elbe protection established expert group for management of sediment.

Mandate of the expert group covers all important aspects of sediment management including quantitative, qualitative and hydromorphological aspects.

The result of the expert group work will be report/conception document which will suggest good praxis of sediment management in the Elbe river basin. The document will cover:

- classification of sediment status from the point of pollutants and hydromorphology,
- risk assessment of the current goals related to the sediment management and
- analysis of all possible aspects of sediment management.

Směrnice evropského Parlamentu a Rady 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (Rámcová směrnice) si klade za cíl dosažení dobrého stavu vod. Stav vod v sobě zahrnuje ukazatele týkající se nejen samotné vodní složky, ale i ukazatele popisující biologické a hydromorfologické ukazatele a v neposlední řadě i ukazatele popisující pevnou složku unášenou vodními toky.

Pokud se k cíli stanoveném Rámcovou směrnicí, dosažení dobrého stavu vod, bude přistupovat komplexně, bude nutné stanovit cíle jak pro kvantitativní, tak kvalitativní stránku sedimentů a na jejich základě stanovit opatření vedoucí k dosažení dobrého stavu. Z tohoto důvodu byl v rámci Mezinárodní komisi pro ochranu Labe na 10. poradě skupiny expertů SW ve dnech 29. 1. a 30. 1. 2009 v Praze projednán a předložen pracovní skupinou WFD na poradě vedoucích delegací MKOL požadavek na ustanovení ad-hoc expertní skupiny, která se bude zabývat managementem sedimentů.

Mandát, který tato skupina je s ohledem na řešenou problematiku značně široký a je možné jej shrnout do následujících bodů:

1. Analýza charakteristik sedimentů zatížených znečišťujícími látkami v toku Labe a relevantních přítocích
2. Hodnocení a klasifikace sedimentů zatížených znečišťujícími látkami v toku Labe a relevantních přítocích
3. Vypracování návrhů opatření pro nakládání se sedimenty zatíženými znečišťujícími látkami v toku Labe a relevantních přítocích
4. Hodnocení morfologického stavu v toku Labe a relevantních přítocích; zdokumentování z hlediska toku sedimentů (množství) a substrátu říčního koryta
5. Prověření a vypracování návrhů na nakládání ke zlepšení hydromorfologického stavu v toku Labe a relevantních přítocích

Na základě zhodnocení náročnosti činností uložených mandátem byl stanoven pracovní a časový plán, který je koncipován tak, aby do termínu zasedání MKOL v roce 2012 by měly být podle současného plánu předloženy návrhy na „Správnou praxi nakládání se sedimenty v povodí Labe“ a návrh závěrečné zprávy.

Z výše uvedených bodů mandátu vyplývá, že se MKOL a národní organizace působící na Labi zpracováním takto rozsáhlé koncepce nakládání se sedimenty snaží o velmi inovativní koncepční řešení nakládání se sedimenty. Novost řešení spočívá především v záběru řešeného území, kterým je v tomto případě rozsáhlé mezinárodní povodí se složitými požadavky na využívání vod, velkým ekologickým významem, závažnými historickými zátěžemi v důsledku těžby surovin a průmyslu. Zároveň musí připravovaná koncepce zohlednit aspekt ochrany vnitrozemských a mořských vod, nakládání se znečišťujícími látkami a hydromorfologie

Základem pro připravovanou koncepci musí být důkladné obeznámení se všemi procesy, které mohou zásadním způsobem ovlivnit stav a chování sedimentů v těch částech povodí, které jsou relevantní v kontextu nadregionálního nakládání se sedimenty. Ad-hoc skupina expertů Management sedimentů tak musela svou práci na koncepci nakládání se sedimenty založit na rozsáhlé rešeršní činnosti. Rešerše se týkala jak legislativy, která se v obou státech sedimenty zabývá, tak údajů o jakosti a množství sedimentů. V neposlední řadě bylo nutné shromáždit i výsledky řady vědeckých projektů, které se zabývaly problematikou sedimentů v povodí Labe.

Jako velmi podstatný zdroj údajů se ukázaly monitorovací programy obou států. Na základě těchto programů, které poskytly řadu údajů, jak kvalitativních tak kvantitativních, byly vybudovány datové základny, které slouží jako podklady pro přípravu koncepce nakládání se sedimenty. Pro tuto koncepci budou použity data především z let 2003–2008.

Obecně lze konstatovat, že na základě hlavních cílů stanovených v podobě jednotlivých milníků se při vypracování koncepce pro nakládání se sedimenty v mezinárodním povodí Labe spojuje dohromady řada dílčích hodnocení (např. data z monitoringu či různých výzkumných projektů) a tyto výsledky jsou interpretovány způsobem, který umožní formulovat obecně platnou, koncepci nakládání se sedimenty v oblasti celého mezinárodního povodí Labe od pramene až po ústí do Severního moře.

Odborná práce skupiny expertů se týká čtyř obsáhlých tematických oblastí, ve kterých jsou vždy řešeny otázky týkající se znečišťujících látek a hydromorfologických podmínek:

1. stanovení indikátorů (kritérií) k popisu stavu a režimu sedimentů a jejich odstupňovaná aplikace pro klasifikaci.
2. hodnocení rizika pro relevantní operativní cíle (životní prostředí a využívání vod) v důsledku nevyhovujícího stavu a režimu sedimentů
3. analýza příčin (zdrojů) rizika
4. předložení volitelných možností pro nakládání se sedimenty ke zlepšení stavu a režimu sedimentů.

Výsledkem skupiny expertů bude zpráva/koncepce zahrnující doporučení pro správnou praxi nakládání se sedimenty v povodí Labe. Hlavní obsahovou náplní bude klasifikace stavu a režimu sedimentů z hlediska znečišťujících látek a hydromorfologie, hodnocení rizik v souvislosti s relevantními, nadregionálními operativními cíli, včetně analýzy příčin a možností pro nakládání se sedimenty. Klasifikace a hodnocení rizik se provádí výlučně na základě kritérií stanovených na základě vědeckého poznání. Pro převedení předložené koncepce pro nakládání se sedimenty do konkrétních plánů opatření, závazných na národní úrovni bude nutno stanovit v posledním kroku priority podle kterých se budou jednotlivá opatření aplikovat. Tento poslední krok se však již není přímo předmětem činnosti ad hoc expertní skupiny Management Sedimentů, neboť plánování jednotlivých opatření je v kompetenci jednotlivých států.

Vliv kombinace datových zdrojů v příhraničních oblastech na modelování ztráty půdy a erozního fosforu

M. Bauer, J. Krása, B. Janotová

ČVUT v Praze, FSv, Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství, E-mail: miroslav.bauer@fsv.cvut.cz

Abstract

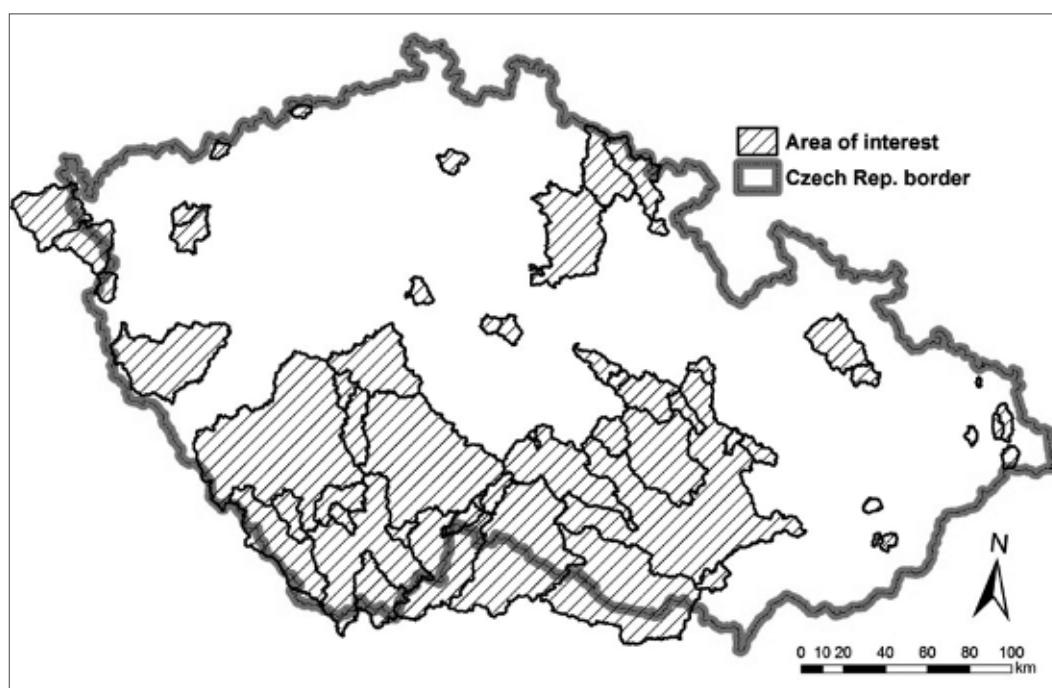
The NAAR project No. QI102A265 “Assessment of soil erosion and phosphorus loads causing eutrophication of stagnant water bodies” solve the transport of phosphorus among others from agricultural land to watercourses and reservoirs. Almost 40% of area of the Czech Republic is included in this project, which means tens of watershed to solve. The part of the project focused on phosphorus and soil loss is combined with other information about point pollution sources and amount of sediment in reservoirs.

The preparation of input data for Watem/SEDEM model is essential part before modeling itself. Basic part is also data sources combination in the border areas. This article is focused on combination of Czech, German and Austrian input data which is necessary for successful modeling whole area of interest.

Rámec projektu a zájmové území

Zajištění “Dobrého stavu vodních útvarů” je jedním ze základních požadavků Rámcové směrnice o vodách EU. Vodní útvary v České republice, zejména stojaté vody, jsou významně ohroženy eutrofizací. K těmto negativním důsledkům dochází díky vysokému obsahu živin, které jsou do vodních nádrží transportovány rovněž ze zemědělské krajiny. Nejvýznamnějším prvkem plošného znečištění, které vede k následné eutrofizaci a zhoršování stavu vodních útvarů je fosfor.

Cílem projektu NAZV QI102A265 „Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod” je bilanční posouzení významu jednotlivých zdrojů fosforu v povodích. Jedním z dílčích cílů je modelování ztráty půdy a transportu erozního fosforu na území, které zaujímá přibližně 40 % rozlohy ČR (31 000 km²). Oblast zájmu je ilustrativně zobrazena na Obr. 1. Cílem je zahrnout výsledky modelování do plánů pro jednotlivá povodí tak, aby došlo k intenzivní ochraně rizikových území a minimalizaci škod. Pro takto rozsáhlé území nelze úspěšně použít fyzikálně orientované metody modelování zejména proto, že není možné získat relevantní vstupní data potřebná pro tyto metody. Je nutné využít masivní podporu GIS nástrojů a zavedení jednodušších empirických vztahů. Pro tyto metody je možné získat odpovídající datové podklady a provést modelování na velkém území v relativně krátkém čase s dostatečnou přesností.



Obr. 1. Vyznačení zájmového území projektu

Vybraná povodí svojí morfologií částečně zasahují i na území jiných států (Rakousko a Německo). Pro tyto oblasti, stejně jako to tomu na území ČR, je nutné zajistit adekvátní datové vstupy, provést modelování, stanovit ztrátu půdy a erozního fosforu. Území zasahující za hranice ČR je možno vidět na Obr. 1, stejně jako celou oblast zájmu projektu. Úplná metodika řešení projektu a jeho dosavadní výsledky jsou popsány v příspěvku [1] a budou prezentovány na konferenci formou posteru.

Metody, vstupní data a výstupy z projektu

Výpočet ztráty půdy je založen na všeobecně známé, ověřené a často využívané empirické metodě USLE [2]. Samozřejmě se zahrnutím dalších inovativních přístupů zpřesňující původní vztah, např. RUSLE [3].

Tyto metody jsou v projektu aplikovány prostřednictvím modelu WaTEM/SEDEM [4, 5, 6]. Jedná se o empirický distributivní model erozních a transportních procesů, kterým je možno stanovit ztrátu půdy, její transport z každé části modelovaného území (včetně depozice před vstupem do vodních toků), následný transport vodními toky až po zachycení sedimentu v konkrétních vodních nádržích.

Obdobné modelování je možné aplikovat také na transport erozního fosforu při zahrnutí informací o obsahu fosforu v půdách, poměru obohacení a následné odpovídající úpravě datových vstupů [7].

Vstupní data byla zpracovávána pomocí GIS software ArcGIS 10 a Idrisi Taiga, jejichž kombinace je nezbytná k úpravě datových vstupů a úspěšné implementaci do modelu.

Pro modelování transportu splavenin a erozního fosforu pomocí WaTEM/SEDEM byla na území ČR použita tato vstupní data:

- Objekty databází DIBAVOD (VÚV T.G.M.) a ZABAGED (ČÚZK) pro charakteristiku topografie a topologie vodních toků a nádrží
- Prvky databáze ZABAGED a LPIS (MZE) pro určení tzv. využití území (Landuse)
- DMT (GEODIS) charakterizující morfologii území (rastr v rozlišení 10 m)
- Charakteristika srážek pomocí revidované mapy R faktoru [8]
- Půdní charakteristiky odvozené z map BPEJ (VÚMOP), z hodnot HPJ příslušný K faktor
- Osevních postupy pro jednotlivé oblasti, zahrnuté do výpočtu pomocí C faktoru [9]
- Teoretické doby zdržení v nádržích odvozené analýzou objemů a průtoků (ISVS voda, VHM 50, generel RaN, dílčí databáze podniků povodí, databáze TBD a.s., vlastní výpočet aj.)

Pro všechna vybraná povodí byly stanoveny průměrné dlouhodobé roční hodnoty ztráty půdy, transport splavenin do vodních toků včetně informací o jednotlivých úsecích toků, zachycení a transport splavenin ve všech nádržích včetně uzávěrových profilů. Totožné výpočty byly následně provedeny také pro celkový erozní fosfor. Dosavadní výsledky projektu tak tvoří velké množství podrobných dat pro každé řešené území. Pro vhodnou interpretaci došlo ke vzniku osmi specializovaných map s odborným obsahem pro povodí VN Hamry, Vrchlice, Seč I a Rozkoš. Na těchto povodích je možné identifikovat ztrátu půdy a vstup splavenin do vodních toků, stejně jako transport jednotlivými úseky vodních toků. Uvedené mapy budou následně sloužit zejména správcům jednotlivých povodí k identifikaci problémových lokalit a posouzení nutných opatření k minimalizaci škod.

Vstupní data zahraničních zdrojů – Rakousko

Ideální situace by dovolovala využít zahraniční data stejné podrobnosti a formátu členění jako v případě území ČR. Toto samozřejmě není možné z důvodů nejednotné datové základny ČR, Německa a Rakouska. Vodohospodářská data požadované podrobnosti jsou pořizována jednotlivými resorty a jednotný přístup např. v rámci celé EU bohužel není zatím uplatňován. Např. implementace INSPIRE zatím nepomáhá k získání jednotných dat s vysokým rozlišením.

Testování zahraničních dat proběhlo již v úvodu projektu, kdy byla zpracována studie na povodí Římov. Část tohoto povodí se nachází na území Rakouska. Pro úspěšné provedení studie na území tohoto povodí bylo třeba využít značnou část zahraničních zdrojů.

Po analýze dostupných internetových zdrojů byl osloven spolupracující subjekt – Institut pro půdu a vodu (Institut für Kulturtechnik & Bodenwasserhaushalt, BAW). Tento výzkumný ústav je významným rakouským nositelem projektů v oblasti eroze a transportu sedimentu a jeho publikační činnost nám umožňuje využít nejen zdrojová data GIS, ale rovněž odvozené vrstvy pro metodu USLE.

Data zajišťovaná pro povodí Lužnice a Dyje na Rakouské straně byla následující [7]:

- Resortní měřené údaje o průtocích a transportu splavenin
- Údaje o srážkách, případně přímo vrstva R faktoru
- Dílčí vrstvy využití území, případně kompletní mapa využití území
- Vrstvy výškopisu případně kompletní DMT
- Půdní mapy nebo vrstvy K faktoru
- Databáze vodních toků
- Databáze nádrží

Všechny vrstvy poskytované rakouskou stranou, jsou referencovány ve dvou místních souřadných systémech

- Bessel 1841 (TransverseMercator)
- Europe Lambert Conformal Conic

S převodem do S-JTSK si lze poradit pomocí dvojí transformace v prostředí ArcGIS, nicméně ne všechny podklady byly referencovány odpovídajícím způsobem tak, aby převod byl přesný. Polohopisná odchylka v některých případech dosahuje několika desítek metrů, což činí značné problémy při navázání vrstev na hranici mezi ČR a Rakouskem. Zejména je tento problém patrný, pokud je třeba propojit vrstvy odpovídajících si vodních toků a jiných polohopisných prvků. Problematickou zde vzhledem ke snížené přesnosti byla zejména vrstva Corine Land Cover. [7]

Zejména díky existenci a poskytnutí jednotlivých vrstev faktorů USLE, jejich následné modifikaci dle dostupných dalších informací a navázání na česká data bylo možné tyto zdroje použít pro modelování ve WaTEM/SEDEM.

Vstupní data zahraničních zdrojů – Německo

Situace na území Německa je obtížnější. Nachází se zde dvě povodí, která velkou mírou zasahují do Německa, na území spolkové země Bavorsko (povodí Skalka a Lužnice).

Podobně jako na území Rakouska, také na území Německa došlo k rešerši dostupných datových zdrojů a k oslovení příslušných orgánů ke spolupráci a poskytnutí dat pro potřeby projektu. Došlo k poskytnutí některých datových zdrojů:

Pro získání vstupních dat pro německou část povodí byl požádán o pomoc Vodohospodářský úřad Hof (Wasserwirtschaftsamt Hof). Ten poskytl pro účely projektu následující data [7]:

- CORINE 2000 – vektorová data o využití území (Land Cover)
- Vodní síť – vektorová data s informacemi o názvu toku a jeho délce. Chybí informace o průtocích
- Tekoucí voda – vektorová vrstva obsahuje informace o tocích III. a vyššího řádu
- Vodní plochy – vektorová vrstva obsahující informace o všech stojatých vodách, na toku i mimo ně
- Příčné objekty na toku I a II. řádu – vektorová vrstva, obsahující typ příčného objektu a umístění na toku a údaje o řešení migrační prostupnosti, další data chybí
- Příčné objekty na toku III. řádu - název objektu, název toku, okres
- Vodní elektrárny – vektorová vrstva obsahuje typ elektrárny a název i hydrologické číslo toku, dlouhodobý minimální průtok, průměrný roční průtok, výška hladiny v nadjezí a pod jezem a informace o rybím přechodu
- Digitální model terénu – obrázek rastrové vrstvy
- Srážková data – vektorová data o průměrných ročních srážkových úhrnech z let 1930–1969
- Geologie – vektorová data o horninách v povodí

Následně se povedlo zkontaktovat také Bavorský úřad životního prostředí (Bayerisches Landesamt für Umwelt), díky kterému došlo k poskytnutí dalších důležitých vrstev nutných pro implementaci výpočtů do modelu WaTEM/SEDEM. Na základě smlouvy o poskytnutí příslušných dat pro účely projektu se povedlo získat data:

- Podrobnějšího digitálního modelu terénu (10x10m) odpovídajícího rozlišení používanému na území ČR pro účely projektu
- ATKIS databáze s podrobnějšími informacemi o využití území než obsahuje systém CORINE
- Propustnost půd
- Průměrná roční dlouhodobá ztráta půdy získaná metodou USLE

Vrstvy poskytované německou stranou, jsou referencovány v místním souřadném systému

- Gauss-Krüger 4

V počátku řešení projektu se jednalo o nejvhodnější možné datové zdroje, které bylo možné zajistit. Mezi posledními zdroji je uvedena vrstva průměrné roční ztráty půdy vypočítaná pomocí metody USLE. Tento podklad, včetně částečných informací o vzniku se dochoval. Nicméně z důvodů nedostatečné archivace dat nejsou dostupné vstupní vrstvy uvedeného výpočtu. Existence jednotlivých datových vrstev pro USLE by umožnila data přímo převzít jako vstupy do modelu WaTEM/SEDEM. Došlo by tak k velkému přiblížení a poměrně dobrému sjednocení jednotlivých přeshraničních vrstev. Omezila by se odchylka dílčích podkladů a celkově by došlo k poměrně zásadnímu zpřesnění výsledků výpočtu ztráty půdy a erozního fosforu.

V současné době probíhá komunikace s vlastníkem zmíněných datových podkladů pro výpočet USLE o jejich existenci, kompletnosti území a případném poskytnutí pro účely projektu. Dle dostupných informací by měl daty disponovat Bavorský státní ústav pro zemědělství (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft). V současné době je velká šance existence všech datových vstupů pro stanovení ztráty půdy metodou USLE.

V případě následné nedostupnosti výše uvedených podrobných podkladů je vzhledem k relativní znalosti jednotlivých vstupů možné chybějící data s poměrně dobrou přesností odvodit a zpětně aplikovat pomocí modelu WaTEM/SEDEM. Snahou je co nejvíce přiblížit výpočet na českém území tomu, který je na přeshraničním území tak, aby došlo ke sjednocení vstupů i výstupů. Následně je možné výsledné hodnoty kvantifikovat a vzájemně je porovnávat.

V současné době probíhají operace s výše uvedenými daty, jejich úprava a implementace do celého výpočtu. Zároveň probíhají drobné úpravy v celé metodice výpočtu. Výpočty modelu na přeshraničních oblastech budou prezentovány na konferenci.

Shrnutí a závěr

Kombinace datových zdrojů je vždy problematickou záležitostí, zvláště pak, když se jedná o data, jejichž poskytovatelem jsou různé země. V tomto projektu je nutné kombinovat české datové zdroje s rakouskými a německými.

Ne vždy máme k dispozici data, která by účel projektu vyžadoval. Dochází tak k přijímání určitých kompromisů, které je nutné zahrnout do výpočtu tak, aby výsledky mohly být reprezentativní. Ačkoliv je vždy snahou zahrnout do obdobných výpočtu co nejmenší nejistotu a eliminovat tak výskyt jakýchkoliv nepřesností, mnohdy se jedná o nelehký úkol. Často naopak dochází k situaci, kdy disponujeme poměrně moderními daty, která mají velkou vypovídací hodnotu, ale jejich aplikace tak, aby byla srovnatelná s daty běžně dostupnými a využívanými v podmínkách ČR je problematická. Často si podobná aplikace vstupních dat vyžaduje vlastní výzkum.

V podmínkách tohoto projektu byla vhodně zvolená metoda USLE, jelikož na území okolních států je možné získat zdrojová data pro výpočet pomocí této empirické metody. Tato data jsou ne vždy kompletní, nicméně existuje možnost získání podkladů pro vytvoření vstupních vrstev. Vždy existuje řada problémů, při kterých je vhodné se obrátit na předchozí výzkum v této oblasti.

Poděkování

Výzkum je podporován v rámci projektu NAZV QI102A265 „Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod“.

Literatura

- [1] DOSTAL T., KRASA J., BAUER M., JANOTOVA B., DAVID V., DEVATY J., VRANA K. - Assessment of sediment load of water bodies in the Czech Republic, and its correspondence to goals of Water Framework Directive, Magdeburský seminář o ochraně vod 2012, Hamburg, 2012
- [2] WISCHMEIER W. H., SMITH D. D, Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning, Agr.handbook no. 537, Us dept.of agriculture, Washington, 1978
- [3] RENARD K.G., FOSTER G.R., WEESIES G.A., MCCOOL D.K., YODER D.C, Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), U.S. Department of Agriculture, Draft August 1993. 1993.
- [4] VAN OOST K., GOVERS G., DESMET P. J. J., Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage, Landscape Ecology, vol. 15, 2000, p. 577–589.
- [5] VAN ROMPAEY A., VERSTRAETEN G., VAN OOST K., GOVERS G. & POESEN J., Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. Earth Surface Processes and Landforms vol. 26, 2001, no. 11, p. 1221–1236.

- [6] VERSTRAETEN G., VAN OOST K., VAN ROMPAEY A., POESEN J., GOVERS G., Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling, *Soil Use and Management*, vol. 18, 2002, p. 386–394.
- [7] KRÁSA ET AL., Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod, dílčí zpráva projektu NAZV č. QI102265 za rok 2010, FSv ČVUT v Praze, 2010.
- [8] DOSTÁL T. ET AL., Metody a způsoby predikce povrchového odtoku, erozních a transportních procesů v krajině, výzkumná zpráva projektu COST 634, ČVUT v Praze, fakulta stavební, katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství, 2006
- [9] KRÁSA ET AL., Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod, dílčí zpráva projektu NAZV č. QI102265 za rok 2011, FSv ČVUT v Praze, 2011.

Nakládání se sedimenty jako součást managementu správy povodí Labe v úseku Mělník – Hřensko

Jindřich Zídek, Lukáš Drahozal

Management státního podniku Povodí Labe zajišťuje komplexní vodohospodářskou a ekologickou péči o vodní tok Labe, a to včetně labské vodní dopravní cesty.

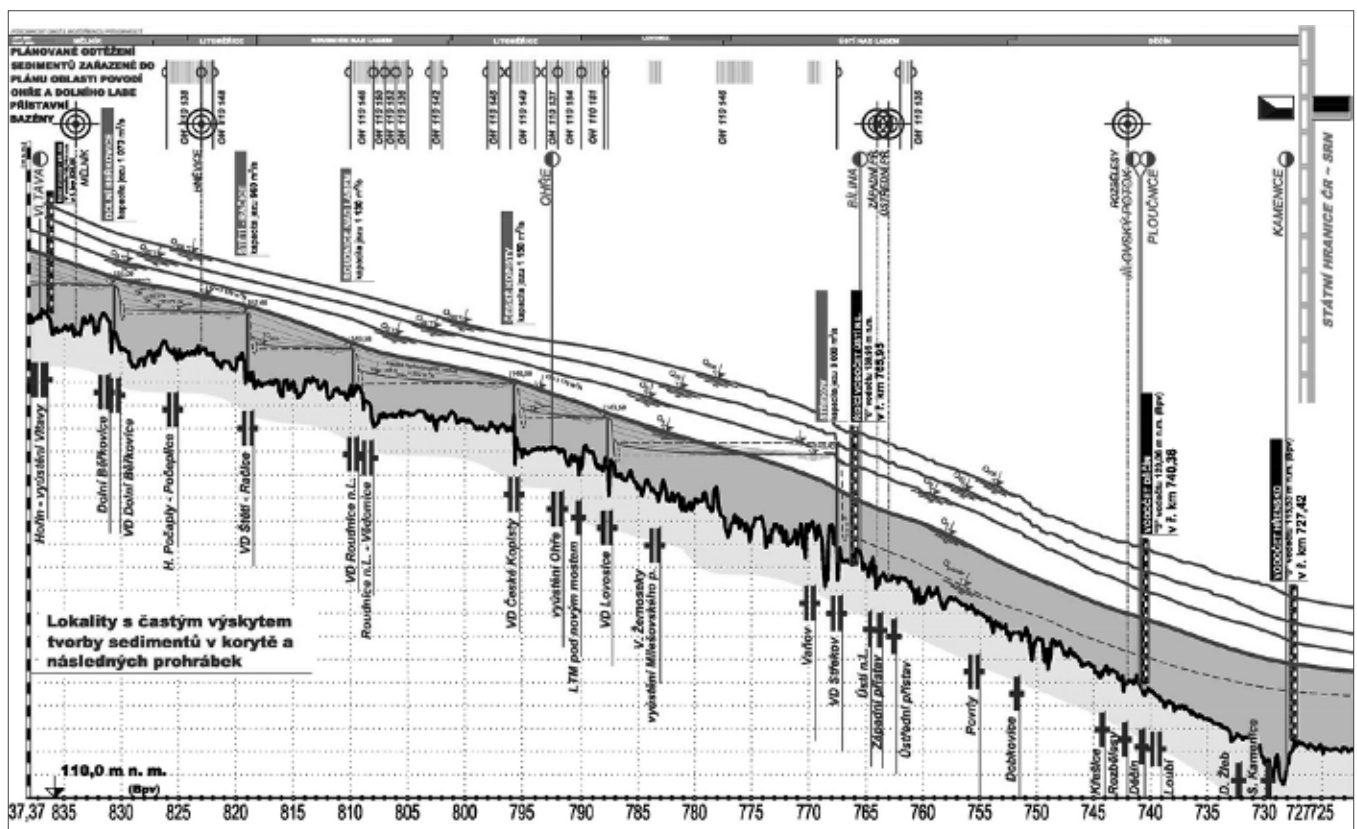
Zakladatelem státního podniku Povodí Labe je Ministerstvo zemědělství ČR, v dozorčí radě jsou zastoupena ministerstva zemědělství, životního prostředí a dopravy ČR a příslušníci krajských úřadů.

Nakládání se sedimenty, splaveninami usazenými v řečišti řeky Labe pro jejichž transport již tekoucí voda nemá dostatečnou energii, je významnou součástí provozní, vodohospodářské a ekologické činnosti managementu státního podniku Povodí Labe.

V příhraničním úseku Labe dlouhém 109 km od soutoku s Vltavou u Mělníka po státní hranici s Německem v Hřensku/Schöna protéká veškerá přebytečná povrchová voda z Čech. V hraničním profilu v průměrném roce odtéká pouze 28% celkového ročního objemu srážek v povodí Labe, zbytek vody srážek evapotranspiruje.

Již ve druhé polovině předminulého století v úseku od Mělníka po Hřensko byla realizována výstavba podélných a příčných koncentračních hrází na střední vodu, provedeny prohrádky plavební kynety zpevněny břehy a manipulační komunikace podél toku.

Následně začátkem minulého století od Mělníka po Ústí n.L. byly plavební podmínky vylepšeny vzduťm, výstavbou kaskády jezů v Dolních Beřkovicích, Štětí, Roudnici n.L., Českých Kopistech, Lovosicích a Střekově.



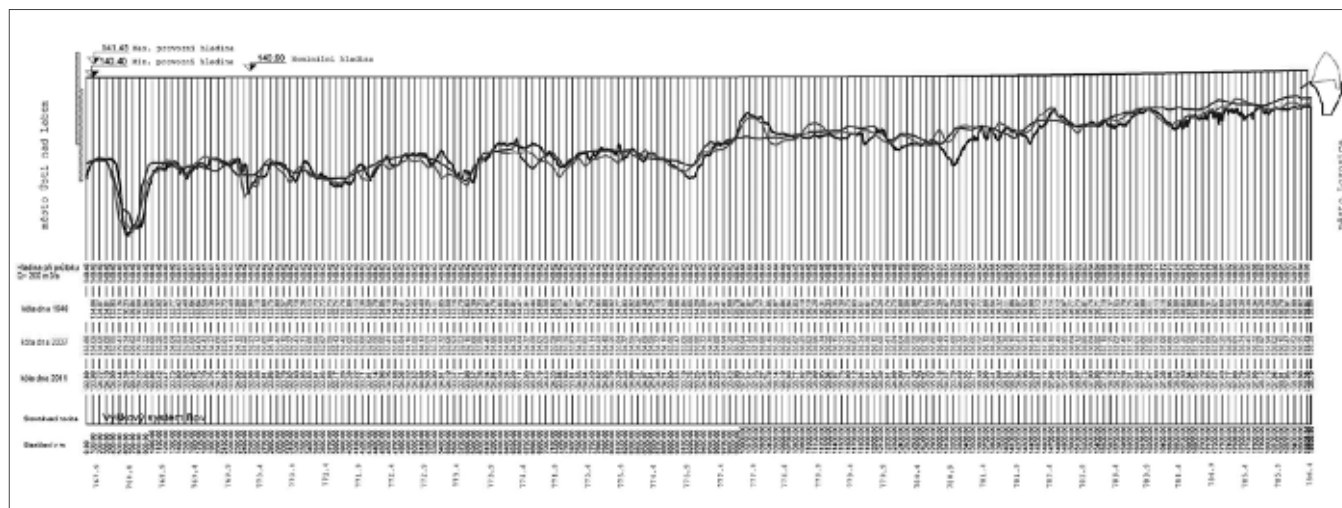
Obr.1. Podélný profil Labe v úseku Mělník - Hřensko s vyznačením lokalit se zvýšeným výskytem sedimentů

Management sedimentu v tomto úseku Labe ovlivňují dvě odlišně regulované části toku. Obecně platí, že mimo povodně splaveniny sedimentují při nižších průtocích a při vyšších průtocích postupně podle zrnitosti pokračují v přirozeném transportu řečištěm (Obr.1)

Jezy svým vzduším zejména v nadjezí výrazně snižují rychlost proudění vody, což způsobuje krátkodobé usazení splavenin, ale při vyšších průtocích zejména po vyhrazení jezových uzávěrů dochází prakticky k jejich úplnému splavení. Jezy vzduť část Labe tedy ovlivňuje pouze časový průběh splavenin nikoliv celkový objem. To potvrzuje mimo jiné opakované měření dna největší jezové zdrže Sřekov v období 1940 až 2011 (Obr.3).



Obr.2. Příčný řez jezy vzdutou vodní cestou



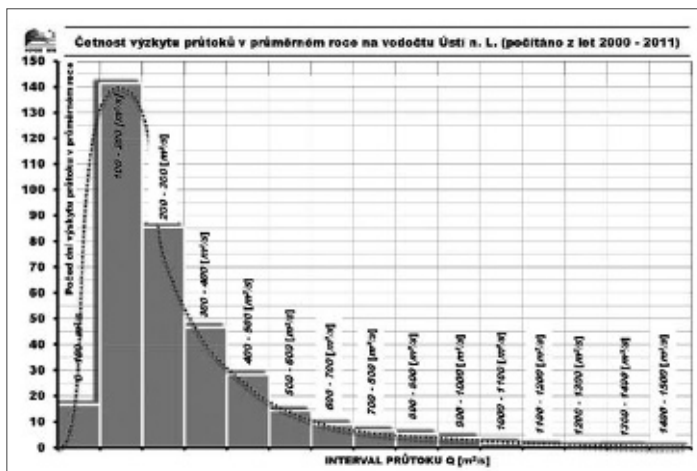
Obr.3. Podélný profil zdrže vodního díla Sřekov – porovnání úrovně dna v letech 1940, 2007 a 2011

Na plavebně pouze regulovaném úseku Labe splaveniny sedimentují v korytě řeky zejména při extrémně nízkých průtocích v rozšířených částech toků, v meandrech řeky u konvexního břehu a při středních povodních. (Obr.4.) V ochranných přístavních bazénech v Ústí n.L. a Děčíně se usazují jemné hlinitopísčité splaveniny průběžně.

Velkým handicapem plavebně regulovaného úseku Labe je, že vlivem výstavby koncentračních hrází, zužujících koryto řeky až na polovinu šířky se zvyšuje rychlost proudění vody, což vedlo k postupnému zahlubování dna koryta řeky a dlouhodobému vytváření nové přirozené takzvané dnové dlažby.

Český regulovaný úsek Labe má dvojnásobný sklon dna než následující německý úsek Labe, a proto dna řeky bylo v předminulém století stabilizováno umělými kamennými příčnými prahy. Proto se za posledních 50 let niveleta koryta Labe v úseku Mělník – státní hranice výrazně nemění, což prokazují pravidelná měření vodního toku.

Vyšší hladiny za povodně v roce 2002 při menším průtoku než v roce 1845 byly způsobeny nevhodnou zástavbou a zalesňováním aktivní inundace řeky Labe..



Obr.4. Rozložení průtoků v průměrném roce



Obr.5. Odstraňování sedimentů z plavební dráhy

Těžbu sedimentů z řeky Labe na českém dolním Labi management správy Povodí Labe provádí zejména u stabilně usazených sedimentů na okrajích řečiště a plavební kynety, a to za účelem zabezpečení průtočné kapacity koryta řeky, při revitalizaci prostoru za koncentračními hrázi nebo pro zajištění úředně stanovených plavebních hloubek. (Obr.5.)

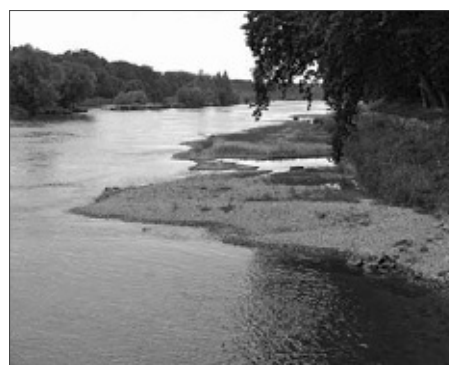
Konkrétní měření dna řeky provádí management Povodí Labe speciálními moderními plavidly s přesnou GPS navigací (Obr.6). V současné době bylo instalováno nejmodernější ultrazvukové měření na rekonstruované plavidlo Střekov.

Problematika zajištění úředně stanovených ponorů plavidel vyhlášených každé ráno v 9.00 hod. podle zajištěného vodního stavu na řídicím vodočtu Ústí je odborně náročná. Plavební hloubky na tomto úseku správce vodního toku zajišťuje průtokem přes VD Střekov, prohrábkami plavební kynety a údržbou již postavených koncentračních hrází. Prohrábkování na plavebně pouze regulovaném úseku Labe se provádí operativně, a to v menších objemech a častěji.

Vodohospodářsky, plavebně, ekologicky a ekonomicky nejvhodnějším způsobem těžby sedimentů je jejich přesun pouze z plavební kynety na stranu koryta řeky ke břehu (Obr.7 a 8). To umožňuje snížení hladiny v řece vlivem většího průtočného profilu plavební dráhy, a zároveň je tak možno vytvářet ekologicky zajímavé přírodně blízké příbřežní šterkové lvice.



Obr.6. Měřící loď „Valentýna“



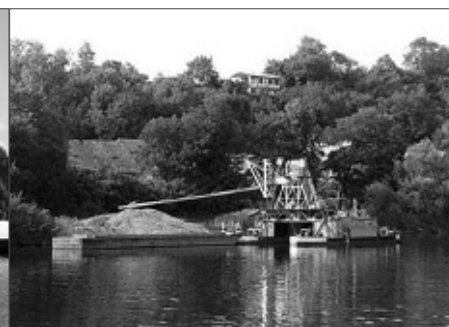
Obr.7. Šterkové lvice u Roudnice n.L.



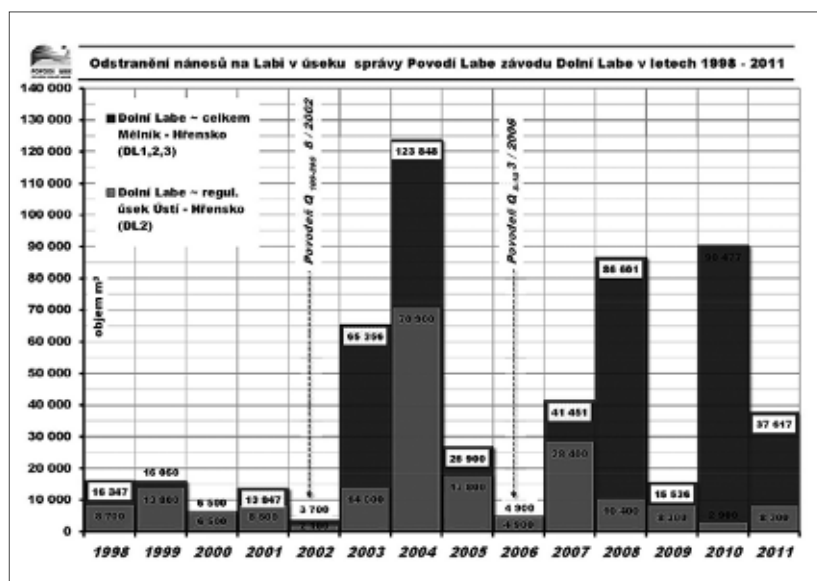
Obr.8. Podvodní dozer KOMATSU



Obr.9. Těžba drapákem



Obr.10. Korečkový bagr



Obr.11. Množství odtěženého sedimentu (1998–2011)

V ochranných přístavních bazénech v Ústí n.L. a Děčíně, a při revitalizaci prostoru za koncentračními hrázi se provádí zejména těžba písčitohlinitých nánosů (do 4 mm), a proto je zde využíván převážně korečkový bagr či drapákové rypadlo (Obr.9 a 10). Další těžba spíše hlinitopísčitých sedimentů je prováděna v plavebních kanálech a rejdách u jezů.

Na jezy vzdutém úseku je prováděna těžba sedimentů, zejména u zaústění šterkonosných přítoků, jako je například Ohře. Velký objem sedimentů je těžen také pod soutokem Labe s Vltavou. Vytěžené sedimenty jsou převážně kupeny v krajích koryta řeky ve vodě a následně nakládány plovoucími rypadly na čluny a odváženy na

překladiště, kde jsou překládány a odváženy na skládku, recyklaci či odprodej. Podle možnosti jsou využívány například pro stavbu protipovodňových hrází.

Celkové množství sedimentu vytěženého z Labe v úseku Mělník – Hřensko v letech 1998 až 2011 je 549 130 m³ z toho 343 630 m³ z jezy vzduťého úseku a 205 500 m³ z regulovaného úseku. Maximální roční objem sedimentu bylo vytěženo v roce 2004 jako následek povodně roku 2002 a to 123 848 m³. Minimální roční objem sedimentu byl vytěženo v roce 2002 a to pouze 3 700 m³ (Obr. 11 a 12). Průměrný roční odtěžený objem sedimentů v letech 1998–2011 je 39 224 m³/rok, roční průměr bez započítání mimořádných situací jako jsou povodně, činí 29 414 m³/rok. Průměrná roční mocnost odtěženého sedimentu přepočtená plochou koryta v úseku Mělník – Hřensko je 0,18 cm/rok, celková mocnost vrstvy odtěženého sedimentu za období 1998–2011 v úseku Mělník – Hřensko přepočtená na celou plochu sledovaného úseku činí 3,5 cm/14let.

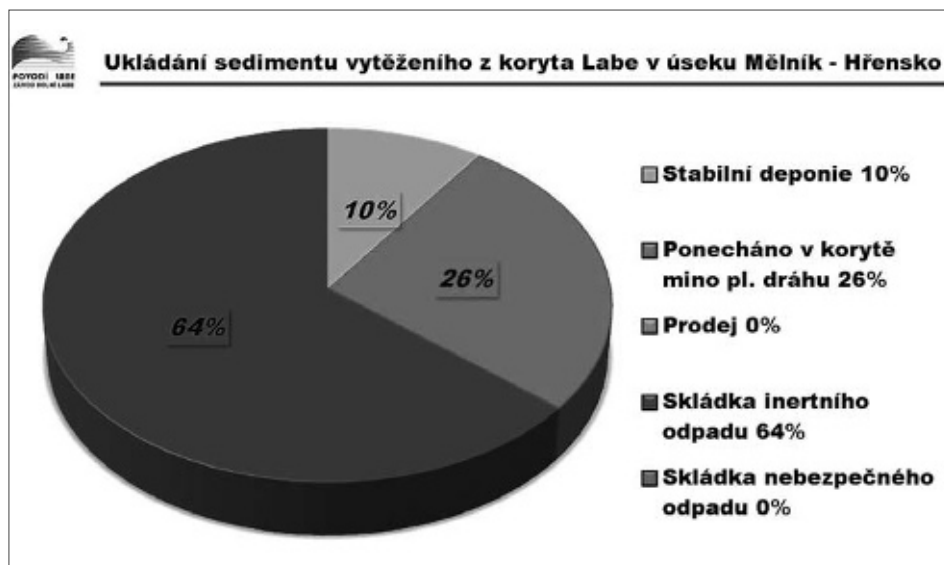


Obr.12. Příklad struktury Labského sedimentu

S odtěženým sedimentem je nadále nakládáno dle různých kritérií následovně (Obr.13) :

- A) sediment je odtěžen pouze z plavební dráhy a přesunut k okraji koryta
- B) sediment je odvezen na stabilní deponie v korytě toku
- C) sediment je odprodán případným zájemcům k dalšímu využití
- D) sediment je odvezen na řízenou skládku k recyklaci a případnému dalšímu využití (podmínkou jsou pozitivní laboratorní rozborů)
- E) sediment je odvezen na skládku nebezpečného odpadu (v případě že laboratorní rozborů sediment určí jako nebezpečný odpad)

V úseku správy závodu dolní Labe (Mělník – Hřensko) se podél toku nalézají čtyři stabilní deponie vytěženého materiálu (Loubí, Malšovice, M. Žernoseky – KUBO, Štětí) a tři řízené skládky (Vaňov – THL Luna, D. Beřkovice – KVD Plus, Borek). Cena za uložení na řízenou skládku se pohybuje podle specifikace materiálu od 50 Kč/ t (štěrkopísek) do 100 Kč/t (bahno). Náklady na vytěženi a odvoz sedimentu jsou různé vzhledem k vzdálenosti lokality těžby od skládky, v průměru se mohou pohybovat kolem 60 Kč/t.



Obr.13. Nakládání s vytěženým sedimentem

Z hlediska kvality vody se od roku 1991 projevilo „pravidelné zlepšování kvality sedimentů, což odpovídalo útlumu výroby v průmyslu a zemědělství a zavádění čistíren odpadních vod do provozu“. Naopak negativní vliv na kvalitu sedimentu dle [1] měl útlum vodní dopravy na českém úseku Labe. Ukázalo se, že lodní provoz zvyšuje přestup vzdušného kyslíku do vody, a tím se zvyšuje její samočistící schopnost. Tento jev byl ověřen výzkumem [2], a prokázal, že ukončení plavby energetického uhlí do Chvaletic (1997) způsobilo zhoršení kvality vody a sedimentů, a to přesto, že se souběžně začaly omezovat hlavní zdroje znečištění“.

Dle aktuálních rozborů sedimentů jsou těžené sedimenty z koryta řeky určeny jako nezávadné, pouze u jemnějších zrnitostí (do 4mm) bylo zjištěno mírné zvýšení obsahu některých kovů (kadmium, arzen), sedimenty těžené z přístavních bazénů se ukázaly jako kvalitativně horší než sedimenty z koryta, zejména pak v koncích přístavních

bazénů, byl zjištěn zvýšený obsah většiny kovů, monocyklických aromatických uhlovodíků, tri a tetrachloreteny polychlorovaných bifenylů a některých polycyklických aromatických uhlovodíků, nepochybných extrahovatelných látek, olova, některých polycyklických aromatických uhlovodíků, resp. barya a rtuti, nebyly však překročeny limity vyluhovatelnosti třídy I. (dle vyhl. Č. 294/2005) a sedimenty mohly být uloženy na řízenou skládku pro inertní odpad, tj odpad, který nemá nebezpečné vlastnosti a u něhož za normálních klimatických podmínek nedochází k žádné významné fyzikální, chemické nebo biologické přeměně.

Zvýšená pozornost vytěženým sedimentům je věnována například v oblasti zaústění řeky Bíliny, kde je předpoklad nebezpečí vyššího kvalitativního zatížení, avšak dosud na Labi zde nebyly zjištěny výrazně zvýšené hodnoty znečištění.

Literatura :

- [1] Rudiš, M. (2002) Sedimenty a plaveniny v českém dolním Labi a jejich kontaminace ve vztahu k výstavbě dolnolabských plavebních stupňů, Praha, Hydroprojekt, a.s.
- [2] Rudiš, M. (1997) Omezení lodního provozu na Labi a změny koncentrace kyslíku, VTEI
- [3] Gabriel, P. (1994) Zlepšení splavnosti Labe, v úseku Ústí n.L. – Střekov – st. Hranice, Praha, ČVÚT

Möglichkeiten zur Nutzung großer Flussauen in Sachsen-Anhalt vor dem Hintergrund stofflicher Belastungen in Böden und Sedimenten

Klaus Rehda, Christiane Röper, Hilmar Messal, Wolf von Tümpling

Abstract

Large wetland areas of the river Elbe are characterized by a high level of pollution load, caused by former mining and industrial activities. This considerably impedes and may restrict their usage. Due to this, a concept focusing on an integrated wetland management shall demonstrate means by which the risk of a possible impact of the pollutants, of dioxin in particular, on the food chain can be minimised and how the development potential in the cultivation of wetlands can be optimised.

To clarify the initial situation, the distribution of the pollution load in combination with the different land uses are demonstrated by means of charts. Doing so, the targeted fields of action for the most important stake holders and persons concerned in water management (shipping, fisheries), agriculture; forestry; economy (functionality of areas and infrastructures) as well as nature and monument protection subsequently arise. Comprehensive fields of action, such as flood prevention, green energy production, tourism and land development and zoning planning receive particular consideration.

Einleitung

Auen haben in Sachsen-Anhalt – wie auch in allen anderen Bundesländern – eine herausgehobene Funktion sowohl für den Naturschutz (fast die gesamte Elbeaue ist in Sachsen-Anhalt Teil des Biosphärenreservates Mittel Elbe), die Landwirtschaft als auch für den Hochwasserschutz. Bedingt durch zahlreiche verschiedene historische Altlasten und durch die extremen Einleitungen von Schadstoffen in die Gewässer bis 1989 ist eine großflächige Kontamination der Flussauen insbesondere im Elbeeinzugsgebiet in Sachsen-Anhalt zu verzeichnen. Nutzungskonflikte und Nutzungseinschränkungen sind die Folge. Das Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt hat deshalb das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) mit der Aufgabe betraut, Schritte für ein integriertes Auenmanagement an den großen Flussläufen in Sachsen-Anhalt zu prüfen. Ergebnisse der ersten Phase, in der es darum ging, wesentliche Informationen zunächst über die Flussauen der Elbe und der Mulde zusammenzutragen und erste Gespräche mit den zuständigen Behörden und betroffenen Nutzern zu führen, um in einem nächsten Schritt Vorschläge zur Art und Weise der Nutzung zu diskutieren, werden vorgestellt. Daraus lassen sich die folgenden Schritte ableiten.

Zusammenfassung wesentlicher Informationen zur gegenwärtigen Situation der Auen im Elbeeinzugsgebiet Sachsen-Anhalts

Mit Beginn der Industrialisierung haben sich vornehmlich große Betriebe an Gewässerläufen angesiedelt, um das für Produktionsprozesse notwendige Wasser leicht entnehmen und nach Gebrauch wieder ableiten zu können. Die jahrzehntelange Benutzung des Wassers führte zu Verschmutzungen, die durch Überschwemmungen auch in die Böden der anliegenden Flussauen getragen wurden.

In Sachsen-Anhalt sind es neben Belastungen mit Schwermetallen (Blei, Cadmium und Zink) und Arsen insbesondere solche durch organische Schadstoffe wie Dioxin, PCB oder HCH.

Die Untersuchung und der Nachweis der Kontamination der Flussauen mit organischen Schadstoffen, insbesondere mit Dioxin und HCH, sind kompliziert und analytisch sehr aufwändig. Seit 1990 wurden dazu umfangreiche Untersuchungen im Boden, in den Flusssedimenten und in Futtermitteln im Bereich der Auen durchgeführt. Diese Analysen haben deutlich gezeigt, dass in den Flussauen von Saale, Mulde und Elbe deutlich erhöhte Konzentrationen dieser Schadstoffe vorhanden sind. Als Ursache kommen oftmals historische Produktionsstätten der Chemieindustrie oder Metallproduktion in Frage, aus denen über Jahrzehnte Abwässer ungeklärt in die Gewässer eingeleitet wurden. Die Schadstoffe haben sich über die Sedimente großflächig in den Auen verteilt und lassen sich noch heute nahezu flächendeckend in unterschiedlichen Konzentrationen nachweisen. Über die Sedimente findet auch ein Transport in Richtung Elbemündung statt. Aufgrund der Verteilung der Kongenere konnte beispielsweise nachvollzogen werden,

wie die heutige Schadstoffbelastung durch Dioxine entstanden ist. In Abb. 1 ist die „Wanderung“ des Dioxin-beladenen Bodenmaterials flussabwärts deutlich zu erkennen. Hohe Einträge werden neben dem Spittelwasser in der Saale unterhalb der Einmündung der Bode festgestellt. Es gibt Hinweise, dass die vor allem im 2. Weltkrieg intensiv betriebene Magnesiumproduktion an den Standorten Bitterfeld, Aken und Staßfurt eine Ursache der existierenden Dioxinbelastung ist [1]. Alle drei Betriebsstätten wurden mit Kriegsende abgerissen, haben aber an den ehemaligen Betriebsstandorten Altlasten hinterlassen, die langfristig saniert werden müssen. Auch aus diesem Grund wurde 2009 in Sachsen-Anhalt die Entscheidung getroffen, ein Sedimentmanagementkonzept aufzustellen, um langfristig Maßnahmen zur Verhinderung einer möglichen weiteren Ausbreitungen dieser Schadstoffe ergreifen zu können.

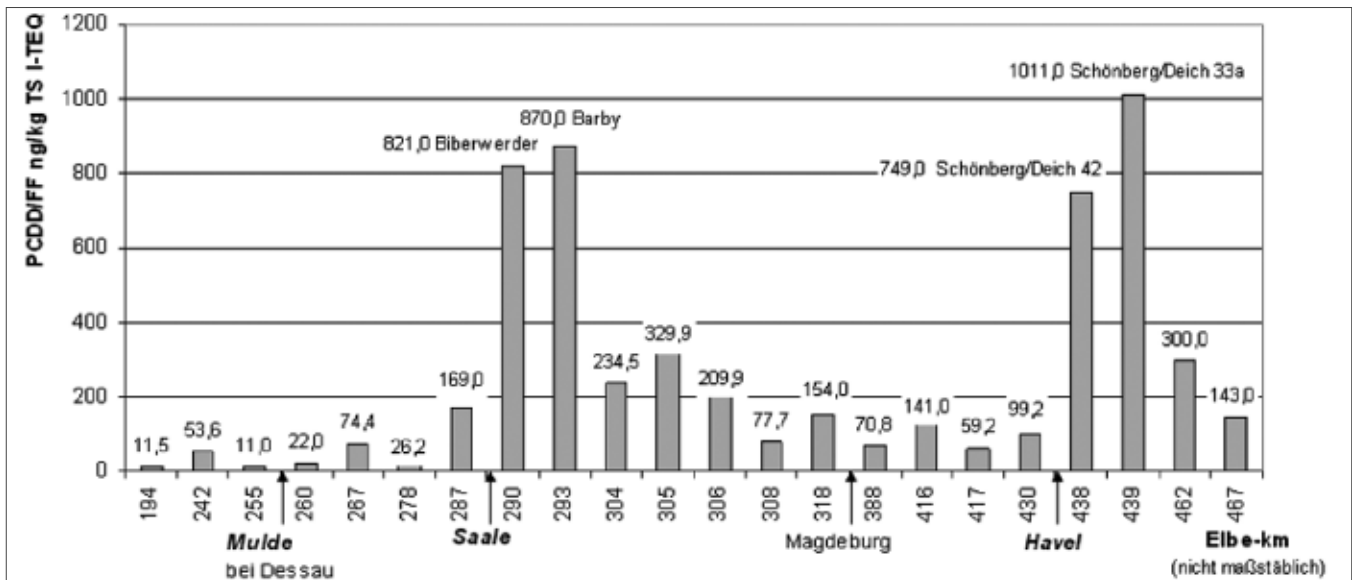


Abb. 1 Ergebnisse der Dioxin-Bodenuntersuchungen im Überschwemmungsbereich der Elbe in Sachsen-Anhalt aus den Jahren 2001 bis 2010

Nutzungseinschränkungen

Die Schadstoffbelastung der Flussauen führt regelmäßig dazu, dass Probleme mit verschiedenen Nutzungen auftreten. Dies betrifft insbesondere die Landwirtschaft, die im Rahmen der Beweidung der Grünflächen immer wieder vom Übergang von Schadstoffen aus Futtermitteln in Lebensmittel (Milch, Fleisch) betroffen ist. Zusätzlich bereitet die Schadstoffkonzentration erhebliche Probleme bei der ordnungsgemäßen Bewirtschaftung der Gewässer im Rahmen von Unterhaltungsmaßnahmen. Nicht zuletzt beeinträchtigt sie auch die touristische Nutzung insgesamt.

Überflutungsrisiken als Folge landwirtschaftlicher Nutzungsmaßnahmen

Die im Rahmen zahlreicher Untersuchungen gewonnenen wissenschaftlichen Erkenntnisse spielen eine große Rolle bei der zukünftigen Planung von Maßnahmen in den Auen und stellen einen wertvollen Baustein bei der weiteren Bearbeitung des Themas dar. Ein Beispiel dafür ist die Arbeit von Herrn Dr. Hilmar Messal (Universität Kiel), der in seiner Untersuchung „Überflutungsrisiken als Folge landwirtschaftlicher Nutzungsformen“ zu folgenden Ergebnissen kommt:

Die Bodenbearbeitung hat in Abflussbildungsgebieten einen großen Einfluss auf die spezifischen Erosionsfrachten beim Auftreten eines Extremniederschlagsereignisses (z. B. eines 100-jährigen 12-h-Niederschlags). Durch konservierende Bodenbearbeitung sinkt die spezifische Erosionsfracht. Bei Direktsaat ist die reduzierende Wirkung auf die Erosion noch größer. Weideland weist dagegen auch bei derartigen Starkniederschlägen (untersucht bei Gefällewerten von 5 % und sandigem Lehm) nahezu keine Erosion auf. Während bei Extremniederschlagsereignissen mit 100-jährigem Wiederkehrintervall die Rückhaltekapazität bezüglich der Wassermenge nach einiger Zeit erschöpft ist und durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen im Vorfeld nicht mehr signifikant vergrößert werden kann, nimmt die kumulative Erosionsfracht stetig zu. Die Menge des erodierten Bodenmaterials ist aber stark von der Bodenbearbeitungsart bzw. der Landnutzung abhängig.

Die Landnutzungen der Vorländer in Überschwemmungsgebieten haben einen großen Einfluss auf die Verteilung der longitudinalen Fließgeschwindigkeiten im Fließquerschnitt. Ersetzt man beispielsweise einen Teil der Grünlandnut-

zung durch Mais, so verringert sich auf den betreffenden Vorlandbereichen die longitudinale Fließgeschwindigkeit, wenn ein Umknicken der Maisstiele nicht berücksichtigt wird. Gleichzeitig vergrößern sich die longitudinalen Fließgeschwindigkeiten auf dem restlichen Vorland (Grünland) und im Hauptflussbett, da diese jetzt jeweils einen größeren Teilabfluss abführen müssen. Unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten bewirken ein unterschiedliches Erosions-/Sedimentationsverhalten. Dadurch beeinflussen die Vorlandnutzungen allein durch die Veränderungen der lokalen Fließgeschwindigkeiten das Erosions-/Sedimentationsverhalten eines Flussabschnittes, unabhängig davon, ob die entsprechende Landnutzung durch ein entsprechend starkes Wurzelgeflecht zusätzlich vor Erosion schützt.

In Überschwemmungsbereichen von Flussauen besteht eine Abhängigkeit des Wasserstandes von den Vorlandnutzungen bzw. deren relativen Anteilen und vom jeweiligen Abfluss. Die Zusammenhänge sind nichtlinear. Bei größeren Abflüssen sind die Wasserstandsänderungen durch Landnutzungsänderungen jeweils größer. Ersetzt man nach der Rodung von Auenwäldern die Nutzung durch Grünland, fällt der Wasserstand und die Fließgeschwindigkeit steigt. Ersetzt man dann abermals stufenweise das Grünland durch Mais, erhöht sich der Wasserstand wieder und die Fließgeschwindigkeit fällt. Die konkreten Werte hängen von der Flussgeometrie ab. Für die Vorlandbewirtschaftung ist die Nichtlinearität der Zusammenhänge entscheidend. Im Bereich der flacheren Kurvenabschnitte wirken sich bestimmte Nutzungsänderungen geringer auf Wasserstand und Fließgeschwindigkeit aus als in den steileren Kurvenpassagen (vgl. Abb. 2).

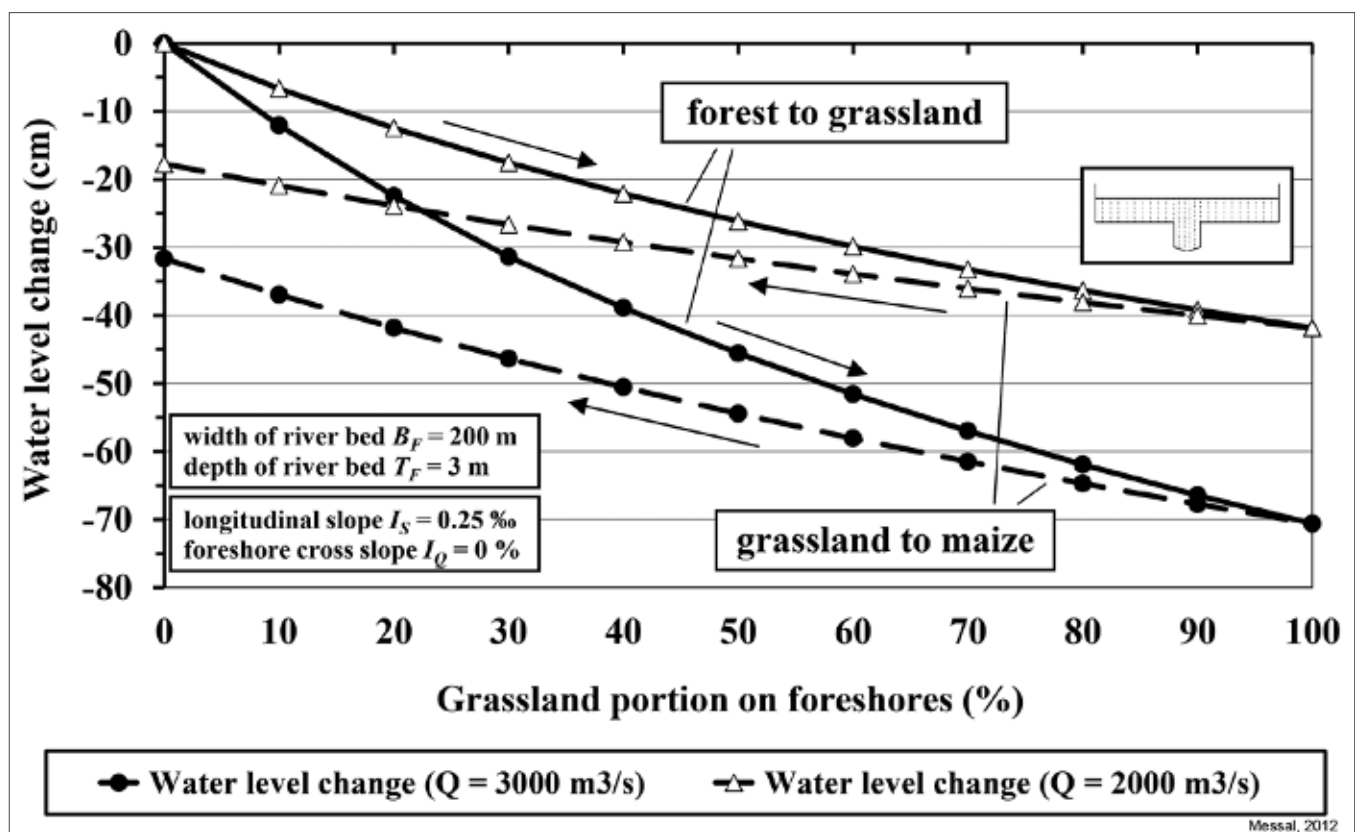


Abb. 2 Change of water level due to land use changes on foreshores (scenario [stepwise]: forest -> grassland -> maize)

Bei der Bewirtschaftung von Vorländern in Überschwemmungsgebieten besitzt die Wahl der Streifenbreite beim Wechsel der Nutzungen eine besondere Bedeutung. Es existiert dabei in Abhängigkeit von der Flussauengeometrie eine kritische totale Vorlandbreite, bei der die auftretenden Wasserstandsänderungen maximal sind. Bei Auen mit größeren Vorlandbreiten sind die Wasserstandsänderungen trotz vollständiger Substitution durch rauere Nutzungen (z. B. Mais) geringer. Dieser Sachverhalt sollte auch bei der Verlagerung von Deichen oder Deichneubauten berücksichtigt werden. Lässt man beispielsweise jeweils die Breite eines Maisstreifens konstant und vergrößert die Vorlandbreite, auf deren Erweiterung dann Grünland wächst, so stellt man fest, dass die Wasserstandsänderungen sehr schnell kleiner werden. So weist eine Aue (Hauptflussbreite 200 m, Wassertiefe 3 m, Fließgefälle 0,25 ‰, Abfluss $3000 \text{ m}^3/\text{s}$) mit einer totalen Vorlandbreite von 2000 m (600 m Mais und 1400 m Grünland) nur eine Wasserstandserhöhung von ca. 13 cm gegenüber der ausschließlichen Grünlandnutzung auf. Man sieht, dass durchaus ein großflächiger Maisanbau

ohne große hydraulische Beeinträchtigungen möglich ist, wenn ausreichend breite Grünlandkorridore, z. B. in Form von Gewässerrandstreifen, angelegt werden.

Weiterführende Betrachtungen zur Thematik der Minderung von Hochwasserrisiken durch nicht-strukturelle Landnutzungsmaßnahmen sind in QUAST et al. 2010 [2], QUAST et al. 2011 [3] und QUAST et al. 2012 [4] enthalten.

Überblick über Forschungs- und Monitoringergebnisse hochwassergefährdeter landwirtschaftlicher Nutzflächen

Einen umfassenden Überblick über durchgeführte Forschungen bietet das Internetportal MinHorLam (<http://project2.zalf.de/minhorlam/minhorlam-portal>). Auf diesen Seiten erhält man Informationen über die vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderte interdisziplinäre Studie zur Effektivität von nichtstrukturellen Landnutzungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Minderung von Hochwasserrisiken. Mit Bezug zu Kontaminationsrisiken in hochwassergefährdeten landwirtschaftlichen Gebieten ist ein Informationssystem für potentiell betroffene Landwirte und Fachbehörden integriert. Forschungsergebnisse über Schadstoffe und deren Dynamik, die die Nutzung der Aueböden einschränken können, sowie Maßnahmen, die dazu beitragen, eine wirtschaftliche Nutzung aufrechtzuerhalten oder zu verbessern sind darin flusseinzugsgebietsspezifisch zusammengefasst, verständlich dargestellt und erläutert. (<http://project2.zalf.de/minhorlam/ufz>).

Schlussfolgerungen

Betrachtet man die Flussauen insgesamt wird deutlich, dass aufgrund der hohen Schadstoffbelastung eine komplette Dekontamination auch in Zukunft sowohl technisch als auch finanziell nicht machbar sein wird. Gleichzeitig bietet es sich an, viele der bisher genutzten Flächen mit problematischen Schadstoffgehalten zukünftig stärker für Naturschutzbelange zu nutzen. Dafür ist es erforderlich, in enger Abstimmung mit den Erfordernissen des Hochwasserschutzes zu agieren und die zukünftige Bewirtschaftung eng abzustimmen. In Sachsen-Anhalt wird gegenwärtig ein Pilotversuch durchgeführt, ob und wie schadstoffbelastetes Mähgut in Biogasanlagen verwertet werden kann. Damit könnten zukünftig größere Flächen als Grünland bewirtschaftet werden.

Weiterhin sollten zukünftig im Rahmen der Flurneuordnung bzw. Raumordnung gezielt Planungen angestoßen werden, die eine schrittweise Nutzungsänderung in den Auen an problematischen Stellen ermöglichen, ohne dass dabei der Hochwasserschutz beeinträchtigt würde. Eine wichtige Rolle spielen dabei die kommunalen und regionalen Verwaltungsbehörden aber auch die Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe.

Eine wichtige Komponente des Auenmanagements wird auch zukünftig die Frage der Bewirtschaftung der Elbe insgesamt sein. Durch ihren Status als Bundeswasserstraße ist für die Unterhaltung die Wasser- und Schifffahrtsdirektion zuständig. Wir erleben hier gerade einen Wandel zu einer stärker naturschutzbezogenen und ökologischen Unterhaltung. Das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit haben ein gemeinsam formuliertes Eckpunktepapier für ein Gesamtkonzept Elbe vorgelegt, das die vielseitigen Interessen und Nutzungen auf und an der Wasserstraße Elbe unter Einbeziehung aller Betroffenen vereinen soll. Zentrales Thema ist die naturverträgliche schiffahrtliche Nutzung und die zeitgemäße Weiterentwicklung des gesamten Flusslaufs der Elbe – unter Erhalt und gleichzeitiger Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Naturraums. Das Land Sachsen-Anhalt unterstützt dieses Konzept ausdrücklich.

Neuere Erkenntnisse bezüglich des Einflusses von Vorlandnutzungen auf die Flusshydraulik sollten künftig bei Nutzungsänderungen, aber auch bei Deichverlegungen im Hinblick auf die Minimierung von Hochwasserrisiken berücksichtigt werden. Schon durch eine geringfügige Abänderung geplanter Maßnahmen ließen sich zukünftige Hochwasserereignisse relativ stark beeinflussen.

Ausblick

Ziel des Auenmanagements ist es, alle Maßnahmen aufeinander abzustimmen, dass die schadstoffbelasteten Bereiche langfristig so genutzt werden können, dass eine gefahrlose Verwendung der landwirtschaftlichen Produkte möglich ist, aber gleichzeitig sensible Bereiche für den Naturschutz bereit stehen und ein mögliches Freisetzen von Schadstoffen weitgehend verhindert wird. All dies muss nach wie vor unter Beachtung der Belange des Hochwasserschutzes erfolgen.

Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, wurden und werden die Ergebnisse von Forschungsvorhaben, die in der Vergangenheit zur Problematik der Flussauen, der Schadstoffbelastung der Auen und der Sedimentablagerungen sowie des Hochwasserabflusses durchgeführt wurden, mit in die Überlegungen einbezogen.

Mit seinen Arbeiten zum Auenmanagement will das LAU den weiteren beteiligten Akteuren wie Landesbetrieb für Hochwasserschutz (LHW), AG Sedimentmanagement Sachsen-Anhalt, Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Landesanstalt für Altlastenfreistellung (LAF), Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (LLFG), Landesamt für Geologie und Bergwesen (LAGB) u. a. eine Plattform zum Informationsaustausch zur Verfügung stellen.

Literatur

- [1] FGG Elbe (2011) Dioxine und PCBs in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee (Längsprofilaufnahme 2008)
- [2] QUAST, J., EHLERT, V., MESSAL, H., KNIERIM, A., SAWICKA, M., SCHMIDT, W., SBJESCHNI, A., VON TÜMPLING, W., BÖHME, M., JAECKEL, A., GOTTSCHICK, M., ETTE, J., SZERENC西斯, M. (2010): MinHorLam – Minderung von Hochwasserrisiken durch nicht-strukturelle Landnutzungsmaßnahmen in Abflussbildungs- und Überschwemmungsgebieten – eine transdisziplinäre Studie zur Effektivität solcher Maßnahmen –, Ergebnisbericht, ZALF, Müncheberg, Mai 2010, unter: <http://project2.zalf.de/minhorlam/ergebnisbericht/ergebnisbericht/>
- [3] QUAST, J., BÖHME, M., EHLERT, V., ETTE, J., GOTTSCHICK, M., JAECKEL, A., KNIERIM, A., MESSAL, H., SAWICKA, M., SBJESCHNI, A., SCHMIDT, W., SZERENC西斯, M., VON TÜMPLING, W. (2011): Flood risks in consequence of agrarian land-use measures in flood formation and inundation zones and conclusions for flood risk management plans. *Irrigation and Drainage* 60 (Suppl. 1), 105–112, DOI: 10.1002/ird.674
- [4] QUAST, J., MESSAL, H., EHLERT, V., SBJESCHNI, A., SCHMIDT, W. (2012): Model-based assessment of land use impacts on runoff and inundation caused by flood events. *Irrigation and Drainage* 61 (issue 2), 155–167, DOI: 10.1002/ird.642

Anschriften der Autoren:

Klaus Rehda
Dr. Christiane Röper
Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Reideburger Straße 47
06116 Halle
Präsident@lau.mlu.sachsen-anhalt.de

Dr. Hilmar Messal
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Institut für Natur- und Ressourcenschutz
Olshausenstrasse 75
D-24118 Kiel
hmessal@hydrology.uni-kiel.de

Dr. Wolf von Tümpling
Zentrales Labor Gewässeranalytik und Chemometrie
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ
Brückstraße 3a
39114 Magdeburg
wolf.vontuempling@ufz.de

Untersuchungen der Landeshauptstadt Dresden zu den Auflandungen in Folge von Hochwasserereignissen im Vorlandbereich der Elbe sowie den Möglichkeiten und der Wirksamkeit der Beseitigung dieser Auflandungen

Christian Korndörfer, Frank Wache

Einführung

Am 17. August 2002 erreichte die Elbe mit 924 cm den höchsten jemals am Pegel Dresden gemessenen Wasserstand. Obwohl der Abfluss sich nur geringfügig von dem des verheerenden Hochwassers vom September 1890 unterschied, lag der Scheitelpegel 80 bis 90cm höher. Diese Überhöhung des Scheitelpegels wurde weder oberhalb in Schöna noch unterhalb in Meißen beobachtet. Damit liegt nahe, sich die Veränderung der Abflussquerschnitte seit 1890, insbesondere der Hochflutprofile im Stadtgebiet Dresden und den unterliegenden Gemeinden, genauer anzusehen. Als eine der Ursachen wurde in nachfolgenden Untersuchungen erkannt, dass sich das Abflussprofil im Stadtgebiet auf Grund von Ablagerungen von Sedimenten in Folge von Hochwasserereignissen in den Vorländern und in den beiden Flutrinnen Großes Ostragehege und Kaditz in den letzten 100 Jahren erheblich verändert hat.

Ergebnisse der Untersuchungen zur Mächtigkeit der Ablagerungen und zur Wirksamkeit von großräumigen Abgrabungen

Vom Umweltamt der Landeshauptstadt Dresden beauftragte Baugrunduntersuchungen und Vergleiche mit ursprünglichen Querprofilen der Bundeswasserstraße Elbe und sonstigen historischen Karten haben großräumige Veränderungen belegt. Ausgewertet wurden historische Querprofile der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, historische Elbstromkarten und topografische Karten, alte Fotos sowie ausgewählte Bauakten von Hochbaumaßnahmen in Flussnähe. Zusätzlich wurden Baugrundschnürfe durchgeführt, um die im Rahmen der Elbstromregulierung im letzten Drittel des 19. Jahrhunderts angelegten Leit-/Deckwerke an ausgewählten Stellen freizulegen und damit die Mächtigkeit der Ablagerungen konkret festzustellen und zu überprüfen.

In einem ersten Schritt entstanden dann in den Jahren 2003 und 2004 sogenannte Maßnahmeblätter mit Darstellung der Ausgangssituation, den recherchierten und vorgefundenen Ablagerungen sowie Vorschlägen für deren Beseitigung. Diese Maßnahmeblätter enthielten Angaben zur Größenordnung der Ablagerungen, der bei unterschiedlichen Beseitigungsvarianten zu erwartenden Wirkung, wichtigen durchzuführenden Planungsabstimmungen und Zielkonflikten sowie eine Kostenprognose. Dies bildete auch eine wichtige Grundlage für die Antragstellungen der Landeshauptstadt Dresden zur Hochwasserschadensbeseitigung an diesen Stellen.

Diesen ersten Untersuchungen schlossen sich in den Jahren 2004 und 2005 detailliertere Studien jeweils für Teilabschnitte der Elbvorländer in Dresden an. Sie enthielten zusätzlich Aufschlussprofile (Baugrundschnittungen), Aussagen zu den bodenmechanischen Eigenschaften und umweltrelevanten Inhaltsstoffen (Zuordnung der Böden nach LAGA) der Ablagerungen.

In einer zusammenfassenden Studie wurde ermittelt, dass auf insgesamt 350 ha im Stadtgebiet Anlandungen infolge von Elbe-Hochwasser zu verzeichnen sind. Deren mittlere Mächtigkeit beträgt 0,86 m. Die Kubatur aller untersuchten Anlandungen und Auffüllungen auf den Vorländern hat eine Größe von 3.016.000 m³ [1].

Um einen Gesamtüberblick über die Mächtigkeiten der Hochflutablagerungen und sonstigen Auffüllungen in den Dresdner Elb-Vorländern zu erhalten, wurde 2005 im Auftrag des Umweltamtes in Auswertung aller Studien außerdem eine Isopachenkarte angefertigt. Die Mächtigkeiten schwanken zwischen 0,5 m bis zu mehr als 1,5 m. Hinzu kommen sonstige Aufschüttungen und Ablagerungen (z. B. Verbringung von Trümmerschutt nach dem 2. Weltkrieg außerhalb des Hauptabflussgebietes der Elbe).

Die nachfolgende Abbildung zeigt einen Ausschnitt solch einer Isopachenkarte.

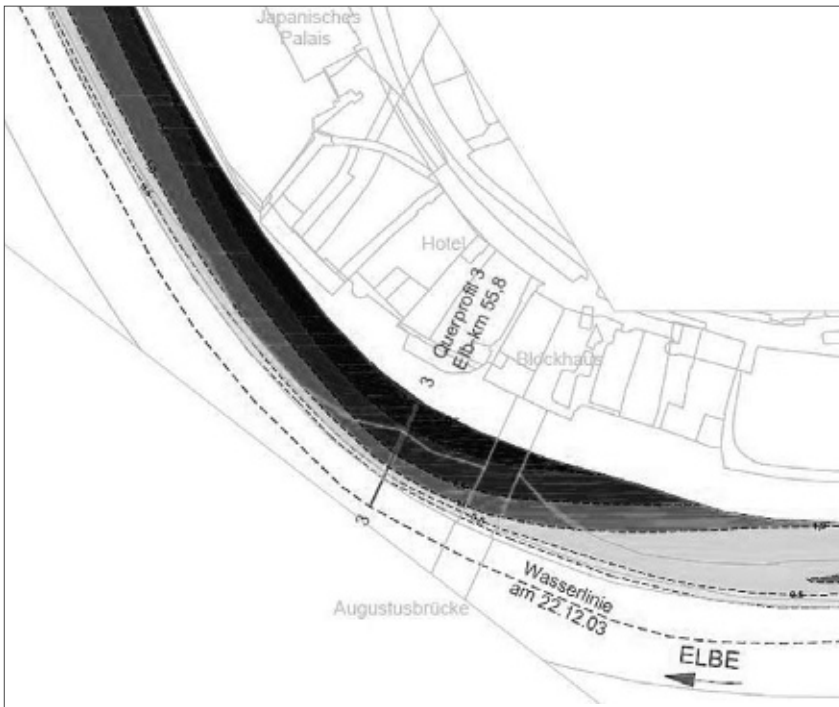


Abb. 1. Ausschnitt einer Isopachenkarte [2]

Im Jahr 2004 wurde das Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik der Fakultät Bauingenieurwesen der Technischen Universität Dresden beauftragt, mit einem 2d-HN-Modell die Auswirkung verschiedener Varianten von Profilierungen und Abgrabungen dieser Sedimente auf die Hochwasserstände der Elbe zu ermitteln. Eine erste Modellierung berechnete Abgrabungen auf der gesamten Vorlandfläche von 90 cm (wirksam 80 cm), zuzüglich Verbesserungen der Sohlgefälle- und Rauheitsverhältnisse in den beiden Flutrinnen und die Beseitigung sonstiger Abflusshindernisse. Bei großräumiger Realisierung dieser Maßnahmen können bei einem Hochwasser mittlerer Wahrscheinlichkeit (HQ_{100}) Pegelabsenkungen von bis zu 25 cm erreicht werden [3].

Im Zusammenhang mit der Vorbereitung der Planung einer öffentlichen Hochwasserschutzanlage für die Dresdner Innenstadt wurden die Abgrabungsuntersuchungen an der Technischen Universität Dresden im Jahr 2005 noch weiter vertieft und mehrere Varianten für Abgrabungen von jeweils 50 cm (wirksam 40 cm) und 90 cm (wirksam 80 cm) an den innerstädtischen Elbvorländern und den Flutrinnen Großes Ostragehege und Kaditz untersucht [4]. Festgestellt wurde in der Studie auch, wie sich die Sedimentation bei Hochwasser der Elbe in den einzelnen Bereichen je nach Linienführung des Flusses, der Ausbildung der Geschwindigkeitsverteilung sowie der hydraulischen Verhältnisse an den Schnittstellen Flutrinnen – Hauptfluss auch weiterhin wahrscheinlich einstellen wird. Ein Schwerpunkt der Anlandungen sind die Auslaufbereiche der Flutrinnen, da diese bereits bei kleinen Hochwasserereignissen von unterhalb eingestaut werden. Für die einzelnen Untersuchungsvarianten wurden signifikante Wasserspiegelabsenkungen von bis zu 10 cm festgestellt.

Die Ergebnisse haben insgesamt gezeigt, dass die Beseitigung der über viele Jahre kumulierten Auflandungen im Hochwasserabflussbereich nur dann nachweisbar positive Effekte auf den Hochwasserabfluss hat, wenn sie entlang großer Gewässerabschnitte kontinuierlich umgesetzt wird und periodische Unterhaltungsmaßnahmen der Vorländer erfolgen.

Beispiele für erste durchgeführte Abgrabungen im Stadtgebiet

Als Folge des Hochwassers vom August 2002 hat das Wasser- und Schifffahrtsamt Dresden von Oktober 2003 bis April 2004 am Neustädter Elbufer zwischen Carolabrücke und Augustusbrücke im Bereich des Deckwerkes ca. 26.600 m³ Auflandungen beseitigt.

Als Hochwasserschadensbeseitigung in Folge des Augusthochwassers 2002 bewilligte man der Stadt, ausgeführt durch das Umweltamt, zwei Maßnahmen an den rechtselbischen Elb-Vorländern:

- in Pillnitz, Hosterwitz, Niederpoyritz und Wachwitz zwischen den Fähranlegern in Pillnitz und Niederpoyritz, Ausführungszeitraum Dezember 2006 bis Juni 2007, Abtrag von 35.000 m³ Auflandungen auf 59.000 m² Fläche, Kosten ca. 820.000 EUR

- in Neustadt zwischen Albertbrücke und Marienbrücke, Ausführungszeitraum Dezember 2006 bis Mai 2007, Abtrag von 40.000 m³ Auflandungen auf 45.000 m² Fläche, Kosten ca. 759.000 EUR.

Eine weitere Abgrabung führte das Umweltamt im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen als Ausgleichsmaßnahme zur Hochwasserschutzanlage für die Dresdner Innenstadt aus:

- rechtselbisch auf der Neustädter Seite zwischen Augustusbrücke und Marienbrücke, Ausführungszeitraum Mai bis Juli 2010, Abtrag von 20.000 m³ Auflandungen auf 30.000 m² Fläche, Kosten ca. 750.000 EUR.

Der Planungsaufwand für alle drei Maßnahmen war teilweise erheblich, da es neben den naturschutzrechtlichen Restriktionen (Lage im Landschaftsschutzgebiet) und Belangen der Landwirte als Pächter der Flächen, vorhandene Ver- und Entsorgungsleitungen und komplizierte Baustellenzufahrten zu berücksichtigen galt. Hinzu kam ein kleineres Winterhochwasser Anfang 2007 (es wurde das ursprüngliche Profil an den Deckwerken aufgenommen und an historische Wege angeschlossen).



Abb. 2. Vorlandabgrabung auf der Neustädter Seite. Foto Umweltamt

Probleme bei der Planung und Durchführung von Abgrabungen

In [4] wurde für die dort behandelten Abgrabungsvarianten bereits auf vielfältige Probleme hingewiesen. Neben baulichen Hindernissen wie zum Beispiel zu flach liegenden Versorgungsleitungen bzw. Kanälen oder Trinkwasserschutzgebieten mit Wasserfassungen und deren besonderen Schutzansprüchen haben sich im Laufe der Zeit an vielen Stellen des Elbvorlandes naturschutzfachlich hochwertige Flächen entwickelt. Die ursprünglich an den Elbvorländern vorhandenen Nutzungen wie gepflasterte Ausschiffungs- und Lagerplätze wurden bereits vor Jahrzehnten aufgegeben und die Beräumung der nach einem Hochwasser abgelagerten Sedimente unterblieb. Aufgrund der geogenen Schwermetallbelastung kann das anfallende Material im Regelfall nicht als unbelastetes Material an anderer Stelle eingebaut werden (lt. LAGA Z 1.2 und schlechter), sondern muss teuer entsorgt werden.

Die betroffenen Flächen im Hochflutprofil der Elbe gehören in vielen Fällen privaten Eigentümern. Aus dem geltenden Wasserrecht lässt sich keine Verpflichtung der Grundeigentümer zur Sedimentberäumung herleiten, höchstens zur Duldung entsprechender Maßnahmen der öffentlichen Hand. Dies alles führt zu sehr aufwändigen Planverfahren und hohen Kosten.

Vor der Aufnahme von Sedimentabgrabungen und Profilgestaltungen in Hochwasserschutzkonzeptionen und Hochwasserrisikomanagementpläne sind auf Grund der oben erwähnten Beispiele in jedem Fall noch Vergleiche zu führen über Nutzen und Kosten bzw. Alternativen wie die Errichtung bzw. Wiedergewinnung von Rückhalteräumen z. B. in Form steuerbarer Polder. Insofern sind ganzheitliche Betrachtungen erforderlich, die eine Kommune, deren

Zuständigkeit auf das Gemeindegebiet begrenzt ist, nicht leisten kann. Die Verantwortlichkeiten müssen hier wie bei den Zuständigkeiten für die Gewässerunterhaltung allgemein und die Hochwasserschutzmaßnahmen an den Gewässern bei den in den Landeswassergesetzen und dem Bundeswasserstraßengesetz festgelegten Unterhaltungslastträgern liegen. Die Landeshauptstadt Dresden war bei den oben erwähnten Beispielen nur ersatzweise tätig und das auch nur, weil zu den Maßnahmen jeweils eine vollständige Finanzierung von anderer Stelle erfolgte. Unabhängig von den hohen Kosten und der nicht für jede Einzelmaßnahme gegebenen signifikanten, dauerhaften Wirksamkeit muss man sich dem Problem der Anlandungen nach den Hochwasserereignissen stellen. Die Dresdner Untersuchungen haben gezeigt, dass dies zu einer stetigen Verschlechterung der Abflussverhältnisse führt. Unserer Auffassung nach ist hier auch eine Gesetzeslücke gegeben, denn die betroffenen Vorländer sind oft viel größer als es der Gewässerbegriff einschließlich Gewässerrandstreifen abdeckt. Den jeweiligen Gemeinden oder auch Grundstückseigentümern kann die Verantwortung auf Grund der hohen Kosten nicht auferlegt werden.

Literatur

- [1] Baugrund Dresden Ingenieurgesellschaft mbH (2006) Studie zur Wiederverwertung für den Aushub aus Maßnahmen zur Abflussverbesserung in den Flutrinnen und im Elbevorland. Dresden.
- [2] Baugrund Dresden Ingenieurgesellschaft mbH (2005) Studie zur Beräumung von Ablagerungen im Überschwemmungsgebiet der Elbe, Ergänzung der Kartierung der Sedimentmächtigkeiten. Dresden
- [3] Technische Universität Dresden/Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik (2004) Forschungsbericht 2004/12, Wirksamkeit ausgewählter Sofortmaßnahmen zum Schutz vor Hochwasser der Elbe im Stadtgebiet von Dresden mittels 2d-Modellierung. Dresden.
- [4] Technische Universität Dresden/Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik (2005) Forschungsbericht 2005/17, Studie Abfluss verbessernde Maßnahmen – Flutrinne Großes Ostragehege, Flutrinne Kaditz, Vorland der Elbe auf Neustädter Seite zwischen Albert- und Marienbrücke. Dresden.

Investigations by the City of Dresden on the silting-up process following the flood events of the Elbe River as well as on the options for the removal of the cumulated silt and the effectiveness of the removal measures

Christian Korndörfer, Frank Wache

Introduction

On the 17 August 2002, the waters of the Elbe River reached, with 924 cm, the highest level ever measured at the gauge in Dresden. Even though the runoff did not differ much from the runoff during the disastrous flood in September 1890, the highest level of the flood was 80 to 90 cm higher. This exceeding of the level was neither observed above in Schöna nor below in Meißen. Consequently it appeared useful to take a closer look at the changes in the waterway profiles since 1890, especially in the high-flood profiles in the city area of Dresden and the municipalities situated below. Investigations later then showed as one cause for this that the water profile in the city area of Dresden has changed dramatically over the past 100 years due to the deposition of sediments as a consequence of flood events in the forelands and in the two flood channels Großes Ostragehege and Kaditz.

Results of the investigations on the thickness of the cumulated silt and on the effectiveness of large-scale excavations

Soil investigations commissioned by the Environmental Office of the City of Dresden and comparisons with original cross profiles of the federal waterway Elbe and with other historical maps have confirmed large-scale changes. Historical cross profiles of the Waterways and Shipping Administration, historical Elbe flow maps and topographic maps, old photographs as well as selected documentations of building construction measures near the river were analysed. Additionally to that, construction grounds were investigated to uncover control units and revetments built

in the last third of the 19th century in selected places within the framework of the Elbe flow regulation, thus making it possible to determine and to check the thickness of the deposits.

In 2003 and in 2004, in a first step, so called measure sheets were developed which contained a detailed description of the initial situation, of the deposits found and investigated, as well as suggestions on how to remove these deposits. Furthermore, these measure sheets contained information on the volume of the deposits, the effects to be expected when using different methods of deposit removal, on important plan co-ordinations and target conflicts as well as a cost forecast. This was also an important pre-condition for the successful submission of proposals by the City of Dresden for flood damage recovery at these places.

In 2004 and 2005, these first investigations were followed by detailed studies for part sections of the Elbe forelands in Dresden. These studies additionally contained profiles of subsoil layers, information on soil mechanics and environmentally relevant substances contained in the deposits (categorising of the soils in accordance with LAGA).

In a summarising study it was found that in an area of all in all 350 ha within the city boundaries, alluvial deposits can be registered as a consequence of Elbe floods. The mean thickness of these deposits amounts to 0.86 m. The cubage of all investigated alluvial deposits and fillings on the forelands has a volume of 3,016,000 m³ [1].

In 2005, commissioned by the Environmental Office and after analysis of the results of all studies, additionally an isopachic map was produced to get an overview over the thicknesses of the high-flood deposits and other fillings. The thicknesses varied between 0.5 m and up to more than 1.5 m. Additionally to that, other fillings and deposits have to be considered such as the depositing of debris from the Second World War outside the main runoff area of the Elbe River.

The following figure shows a section of such an isopachic map.

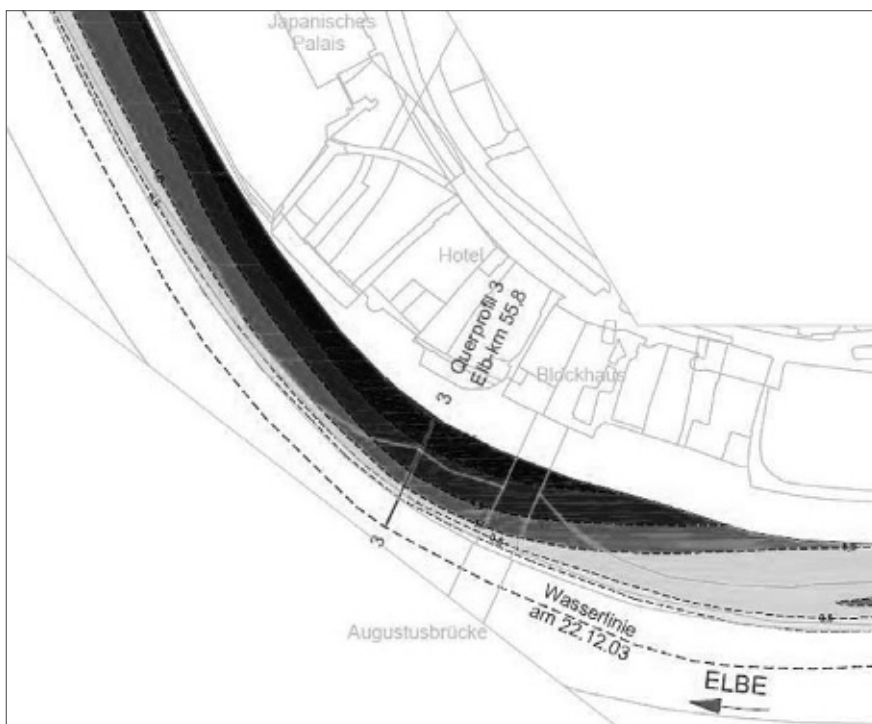


Fig. 1. Section of an isopachic map [2]

In 2004, the Institute for Hydraulic Engineering and Technical Hydromechanics at the faculty of civil engineering of the TU Dresden/Dresden University of Technology was commissioned to determine the effects of different variants of profiles and excavations of these sediments on the high-water levels of the Elbe by means of a 2D-HN model. A first modeling calculated excavations of 90 cm (effectively 80 cm) on the whole area of the foreland and improvements of the bed slope and roughness in the two flood channels as well as the removal of any other runoff obstacles. With a comprehensive realization of these measures, a water level reduction of up to 25 cm can be reached in case of a flood event of medium likelihood (HQ_{100}) [3].

In context with the preparation of the planning of public flood protection facilities for the inner city of Dresden the investigations and analyses of the excavations were intensified at the TU Dresden in 2005. Several variants of excavations of 50 cm (effectively 40 cm) and 90 cm (effectively 80 cm) at the inner city Elbe forelands and the flood

channels Großes Ostragehege and Kaditz were investigated [4]. The study also showed how the sedimentation in case of an Elbe flood will very likely develop also in the future depending upon the flow line of the river, the distribution of the flow rate as well as the hydraulic conditions at the interface of flood channel – main river. It is in the runoff areas of the flood channels where the silt is cumulating as it is retained already from below during smaller flood events. Significant water level reductions of up to 10 cm were found for the different investigation methods.

The results have shown that the removal of the silt, which cumulated over many years in the floodway area, has a verifiably positive effect on the runoff of the flood water only when this removal is continuously carried out over long watercourse segments and if the forelands see periodical maintenance measures being taken.

Examples for first excavations in the city area

As a consequence of the flood of August 2002, the Wasser- und Schifffahrtsamt Dresden (the Dresden Waterways and Shipping Office), from October 2003 until April 2004, removed approximately 26,600 m³ of cumulated silt and deposits on the Neustädter Elbe river bank between Carola Bridge and Augustus Bridge in the area of the revetment. To recover from the damage caused by the flood of August 2002, the City was allowed to take two measures on the downriver side in the Elbe forelands, to be carried out by the Environmental Office:

- in Pillnitz, Hosterwitz, Niederpoyritz and Wachwitz between the ferry landing stages in Pillnitz and Niederpoyritz, work period December 2006 until June 2007, removal of 35,000 m³ of silt and deposits on an area of 59,000 m², costs approx. 820,000 Euros
- in Dresden Neustadt between Albertbrücke and Marienbrücke, work period December 2006 until May 2007, removal of 40,000 m³ of silt and deposits on an area of 45,000 m², costs approx. 759,000 Euros.

Further excavations were carried out by the Environmental Office on behalf of the Landestalsperrenverwaltung (the Dams Administration of the Free State of Saxony) as compensatory measure to the flood protection system for the inner city of Dresden:

- on the downriver side in Dresden Neustadt between Augustus Bridge and Marien Bridge, work period May until July 2010, removal of 20,000 m³ of silt and deposits on an area of 30,000 m², costs approx. 750,000 Euros.

Plenty of time and effort had to be invested to realize all three measures as various interests had to be considered, regulations to be observed, such as restrictions due to nature protection laws (locations situated in landscape conservation areas), concerns on the part of the farmers who are tenants of the plots, existing supply lines and drain pipes as well as difficult-to-access construction sites. Additionally to all that, there was a minor winter high water at the beginning of 2007 (the original profile was taken up at the revetment plants and connected to historical pathways).



Abb. 2. Foreland excavations on the Dresden Neustadt side. Photo by Environmental Office

Problems in planning and carrying out such excavations

In [4], various problems are discussed in context with the excavations described therein. Despite many difficulties such as constructional obstacles like cables or pipes lying not deep enough in the ground or canals or drinking water protection areas with special protection requirements, in the meantime, often areas have been developed at many locations in the Elbe forelands where high-level environmental-protection criteria apply. The original usages in the Elbe forelands, like sealed landing stages and storage places, were abandoned already decades ago but mostly there had been neither cleaning nor any removal of sediments deposited after floods.

Due to geogenic heavy-metal contamination, the cumulated material usually could not be reintegrated as contamination-free material into other places (according to LAGA Z 1.2 and worse) but had to be disposed of.

In many cases, the affected areas in the high-flood profile of the Elbe River are private property. According to the Water Rights Act property owners are not obliged to remove cumulated sediments. Under certain circumstances they might have to tolerate though measures taken by the public authorities. All this leads to very complex planning procedures and high costs.

Before including such measures in the flood protection concepts and flood-risk management plans, further comparisons have to be made on the cost and effectiveness of the measures and alternatives such as the development or recovery of retention areas, e.g. in the form of controllable polders. This means, an integrated view on the whole issue is necessary but cannot be provided and developed by a municipality whose competence and responsibility is restricted to its area. The responsibility here should lie, like the responsibility for the waterway maintenance in general and the flood protection measures along the waterways, with the authorities responsible for the maintenance by law, specifically by the State Water Act and the Federal Waterway Act. In the examples mentioned above, the City of Dresden acted only as a substitute and was only able to do that as the projects were financed externally.

Independently of the high costs and the limited effectiveness of some individual measures the issue of silting-up processes after the flood events must not be ignored. The investigations and analyses in Dresden have shown that negligence in this context leads to a continuous deterioration of the floodwater runoff situation. In our opinion, there clearly is a legislative gap here as the affected forelands often are much larger than covered by the common terminology and definitions for waterways and waterway buffer strips. The respective municipalities and property owners cannot be made responsible to bear the high costs alone.

References

- [1] Baugrund Dresden Ingenieurgesellschaft mbH (2006) Studie zur Wiederverwertung für den Aushub aus Maßnahmen zur Abflussverbesserung in den Flutrinnen und im Elbevorland. Dresden.
- [2] Baugrund Dresden Ingenieurgesellschaft mbH (2005) Studie zur Beräumung von Ablagerungen im Überschwemmungsgebiet der Elbe, Ergänzung der Kartierung der Sedimentmächtigkeiten. Dresden
- [3] Technische Universität Dresden/Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik (2004) Forschungsbericht 2004/12, Wirksamkeit ausgewählter Sofortmaßnahmen zum Schutz vor Hochwasser der Elbe im Stadtgebiet von Dresden mittels 2d-Modellierung. Dresden.
- [4] Technische Universität Dresden/Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik (2005) Forschungsbericht 2005/17, Studie Abfluss verbessernde Maßnahmen – Flutrinne Großes Ostragehege, Flutrinne Kaditz, Vorland der Elbe auf Neustädter Seite zwischen Albert- und Marienbrücke. Dresden.

Das Sedimentmanagementkonzept des Landes Sachsen-Anhalt

Wolfgang Milch, Ulrike Hursie, Petra Kasimir

The sediment management concept of Saxony-Anhalt

In Saxony-Anhalt the contamination of river sediments plays an important role, because especially in the catchment areas of Mulde and Saale historic discharges of pollutants from chemical industry and mining took place. The widespread distribution of polluted sediments already resulted in problems using floodplains. Also for this reason the decision was made to establish a sediment management concept in Saxony-Anhalt in 2009.

The objectives of the sediment management concept are:

- Provide a summary of pollutant load of the main rivers and floodplains
- present the distribution of pollutants in concentration, load and mobilization, identify the potential pollutant sources
- consider possible reduction measures and recommendations for action of sediment management.

The sediment management concept of Saxony-Anhalt is an important element in the sediment management of the Elbe river basin developed in the ICPER. One result of the sediment management concept will be the development of a floodplain management starting in 2012.

1. Einleitung

Die Bewertung der Gewässer im ersten Bewirtschaftungsplan nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) [1] hat für einige Stoffe, die zur Beurteilung des chemischen oder ökologischen Zustandes heranzuziehen sind, gezeigt, dass Umweltqualitätsnormen überschritten sind und der Zustand „nicht gut“ ist. Wegen der Schadstoffbelastung können viele wasserwirtschaftlich relevante Anforderungen, die u.a. in EG-Richtlinien für Fischverzehr, Futtermittelsicherheit und Trinkwasser niedergelegt sind, ebenso wie Zielvorgaben der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaft nicht oder nur eingeschränkt erfüllt werden. Hinzu kommt eine mögliche Gefährdung von Meeresschutzzielen. In der Analyse der Ursachen wurde festgestellt, dass die aktuellen Belastungen der Elbe mit Schadstoffen im Wesentlichen aus nicht-rezenten Einträgen stammen und zu einem erheblichen Teil ein Problem partikulär gebundener Schadstoffe sind. Historische Schadstoffeinträge wurden vielfach in Sedimenten akkumuliert. Sedimente sind ein essenzieller und integraler Bestandteil der Flüsse sowie der von ihren Hochwässern beeinflussten ufernahen Strukturen. Sie haben eine zentrale Funktion für die Dynamik, Produktivität und Vielfalt der Gewässer. Der partikelgebundene Schadstofftransfer aus dem gesamten Elbegebiet führte bereits zu erheblichen Einschränkungen im Umgang mit Sedimenten. Für das Erreichen der überregionalen Bewirtschaftungsziele in der FGG Elbe ist die Betrachtung der partikulär gebundenen Schadstoffe zwingend erforderlich. Der Bewirtschaftungsplan der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) enthält daher als notwendige Maßnahme die Erarbeitung eines elbeweiten Sedimentmanagementkonzeptes.

In Sachsen-Anhalt spielt die Schadstoffbelastung der Sedimente von Fließgewässern eine bedeutende Rolle, da insbesondere in den Einzugsgebieten von Mulde und Saale historische Schadstoffeinträge aus der Chemieindustrie und dem Bergbau erfolgten. Die großflächige Verteilung der Schadstoffe mit den Sedimenten in den Flussauen führte in Sachsen-Anhalt bereits zu Problemen bei der Nutzung der Auen. In Sachsen-Anhalt begannen im Sommer 2009 die Arbeiten zur Erstellung eines Sedimentmanagementkonzeptes.

Das Sedimentmanagementkonzept Sachsen-Anhalt ist ein wichtiger Baustein für das elbeweite Sedimentmanagement, das in den Gremien der IKSE und der FGG Elbe entwickelt wird. Im Herbst 2009 hatte die Vollversammlung der IKSE beschlossen, ein Sedimentmanagementkonzept für das gesamte Einzugsgebiet der Elbe erarbeiten zu lassen. Ziel des internationalen Sedimentmanagementkonzeptes Elbe ist die Entwicklung von Maßnahmen und Handlungsempfehlungen zur Minimierung der von kontaminierten Sedimenten ausgehenden Gefährdung überregionaler Bewirtschaftungsziele der Flussgebietseinheit Elbe.

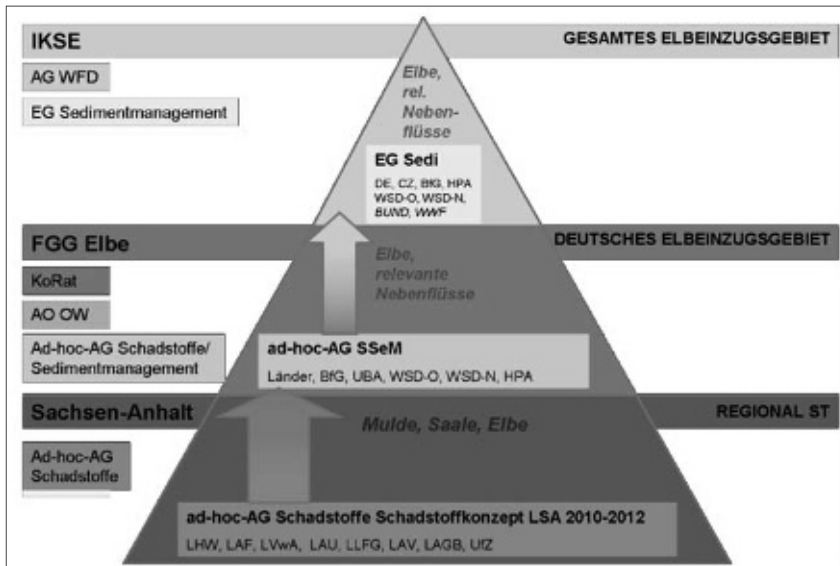


Abb. 1 Sedimentmanagement im Elbeinzugsgebiet

2. Ziele und Grundlagen der Erarbeitung

Grundlage für Aufstellung des Sedimentmanagementkonzeptes in Sachsen-Anhalt ist das Schadstoffkonzept Sachsens-Anhalts [2]. Die Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes erfolgt in einer Projektarbeitsgruppe unter Leitung des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW). In der Projektgruppe arbeiten medienübergreifend Akteure aller betroffenen Institutionen mit. Dazu zählen neben Behörden wie dem Landesverwaltungsamt (LVwA), dem Landesamt für Umweltschutz (LAU), den Ämtern für Landwirtschaft und Flurneuordnung (ALLF), der Landesanstalt für Altlastenfreistellung (LAF), dem Landesamt für Geologie und Bergwesen (LAGB), der Landesanstalt für Forsten und Gartenbau (LLFG) auch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) oder wissenschaftliche Einrichtungen wie das Helmholtz – Zentrum für Umweltforschung UfZ.

In der Projektgruppe erfolgt ein intensiver fachlicher Austausch und die Vorbereitung wichtiger strategischer Entscheidungen. Arbeitsergebnisse und fachliche Vorschläge werden zur Entscheidung an das Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt geleitet. Der Arbeits- und Zeitplan aller Gremien ist so gestaltet, dass Synergieeffekte zwischen den Arbeiten in Sachsen-Anhalt und den Fachgremien der FGG und IKSE genutzt werden können.

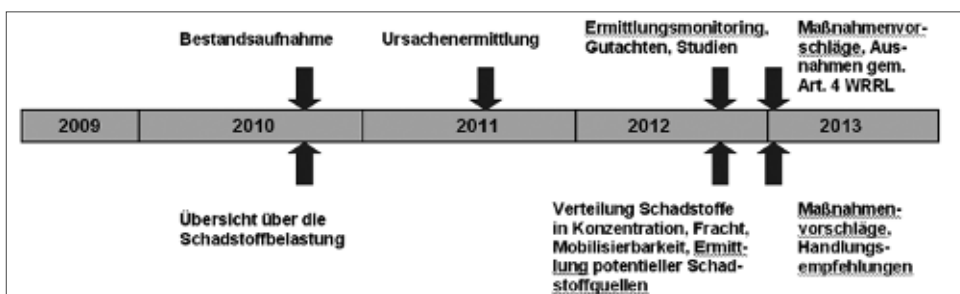


Abb. 2 Arbeits- und Zeitplan

Die Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes erfolgt in drei wesentlichen Arbeitsschritten:

- *Stufen 1 und 2:* Erstellung einer Übersicht über die Schadstoffbelastung der wichtigsten Gewässer und Flussauen im Land Sachsen-Anhalt für alle relevanten Schadstoffe
- *Stufe 3:* Darstellung der Verteilung dieser Schadstoffe in Konzentration, Fracht und Mobilisierbarkeit sowie Ermittlung potentieller Schadstoffquellen
- *Stufe 4:* Überlegungen möglicher Reduzierungsmaßnahmen und Handlungsempfehlungen für den weiteren Umgang mit Sedimenten und Nutzung der kontaminierten Flussauen für alle relevanten Nutzungsarten

Das Ergebnis der Projektgruppe soll 2013 vorgelegt werden. Neben dem Darstellen möglicher Reduzierungsmaßnahmen und Handlungsempfehlungen für den weiteren Umgang mit Sedimenten wird ein weiteres Ergebnis die Erarbeitung eines Auenmanagements sein. Das Auenmanagement wird die Möglichkeiten der Nutzung der kontaminierten Flussauen für alle relevanten Nutzungsarten bündeln. Die Arbeiten dazu haben 2012 begonnen.

3. Arbeitsergebnisse

Stufen 1 und 2: Übersicht über die Schadstoffbelastung der wichtigsten Gewässer und Flussauen im Land Sachsen-Anhalt für alle relevanten Schadstoffe

Eine der wichtigsten Aktivitäten des Landes Sachsen-Anhalt zur Umsetzung des Sedimentmanagementkonzeptes sind die Arbeiten zur Charakterisierung der Belastungsverhältnisse. Dazu wurden landesweit die relevanten Gewässer identifiziert und die Schadstoffbelastung auf der Grundlage der Daten der behördlichen Gewässerüberwachung bewertet. (Abb. 3)



Abb. 3 Identifizierung der relevanten Gewässer und der Schadstoffbelastung

Neben der Elbe sind die Nebengewässer Schwarze Elster, Mulde (mit Spittelwasser), Saale (mit Weißer Elster, Schlenze, Bode) und die Havel ausgewiesen worden.

Die Ermittlung der Schadstofffrachten erfolgte an Bezugsmessstellen, die der quantitativen und/ oder qualitativen Bilanzierung der Sedimentsituation in einem für das Sedimentmanagement relevanten Teilabschnitt der Elbe dienen.

Die Bestandsaufnahme der Schadstoffbelastungen der relevanten Gewässer und eine Einschätzung über mögliche Ursachen und Quellen ist bereits abgeschlossen. Entsprechend des fortschreitenden Kenntnisstandes aus laufenden Projekten oder Monitoringergebnissen erfolgen jährliche Aktualisierungen.

Zur Identifizierung der Ursachen und Quellen von Schadstoffbelastungen haben die jeweiligen Behörden die zu den verschiedenen Eintragungspfaden vorliegenden Daten (z.B. Angaben zu Altlasten und Abwassereinleitungen) zusammengestellt und ausgewertet.

Stufe 3: Darstellung der Verteilung dieser Schadstoffe in Konzentration, Fracht und Mobilisierbarkeit sowie Ermittlung potentieller Schadstoffquellen

Im Ergebnis der Bestandsaufnahme in Stufe 1 und 2 wurde festgestellt, dass zusätzliches Monitoring und weitere Untersuchungen für die Bestandsaufnahme und die Ermittlung des Remobilisierungspotenzials von Sedimenten erforderlich sind. Sedimente sind im Flussgebiet häufigen Sedimentations-/ Resuspensionszyklen unterworfen und können entlang des gesamten Flussgebiets transportiert werden. Als suspendiertes Material (Schwebstoff) kommen sie mit Schadstoffquellen im Einzugsgebiet in Kontakt und akkumulieren, konzentrieren und fixieren Schadstoffanteile an ihre partikuläre Struktur. Im Rahmen dieses Prozesses können Kontaminationen und Kontaminationsgemische entstehen, die in der Wasserphase nicht oder in sehr viel geringerer Konzentration auftreten. Die Aufenthaltszeit der Sedimente und Schwebstoffe und der an ihnen akkumulierten Schadstoffe im Flussgebiet beträgt ein Vielfaches des frei fließenden Wasserkörpers.

Mit den Projekten „Bestandsaufnahmen belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts“ und „Remobilisierungspotenzial belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts“ sollen Bewertungsgrundlagen zu Umfang und Mobilisierbarkeit von belasteten Sedimenten geschaffen werden. Die Bearbeitung erfolgt vorrangig für die relevanten Nebengewässer im Rahmen des elbweiten Sedimentmanagements. Im Rahmen des Projektes „Bestandsaufnahmen belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts“ wurde der verfügbare Datenbestand zu Sedimentaufkommen und Sedimentbeschaffenheit recherchiert, ausgewertet und dokumentiert. Es erfolgten Gewässerbegehungen und die messtechnische Bestimmung von Sedimentmächtigkeiten sowie die Ableitung der entsprechenden Sedimentvolumina an den identifizierten Gewässerschwerpunktbereichen. Gegenwärtig werden ausgewählte Sedimentablagerungen beprobt und hinsichtlich des bodenmechanischen Zustandes und der chemischen Zusammensetzung untersucht.

Im Ergebnis werden folgende Aussagen erwartet:

- Aktueller Bestand an relevanten Sedimentablagerungen in den untersuchten Gewässern,
- Bewertung des chemischen und bodenmechanischen Zustandes der Sedimentablagerung,
- Ableitung und lagebezogene Abgrenzung von Gewässerschwerpunkten mit belasteten Altsedimenten.

Das zweite Projekt soll das „*Remobilisierungspotenzial belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts*“ untersuchen. Die Sedimentdynamik in Fließgewässern und die damit verbundenen biologischen und chemischen Prozesse sind eng an hydrodynamische Vorgänge gekoppelt. Die Erosion von kontaminierten Sedimenten an der Gewässersohle, die Neubildung von Schwebstoffen sowie deren Transport und Sedimentation sind entscheidend für die Ökologie des Gewässers. Zur Untersuchung dieser Prozesse werden an kohäsiven ungestörten Sedimentablagerungen Vor-Ort-Messungen („in situ“) zur Ermittlung der Erosionsstabilität ausgeführt und ungestörte Sedimentkerne für weitergehende labortechnische Untersuchungen entnommen.

Das Projekt soll folgende Fragen beantworten:

- Unter welchen hydraulischen Bedingungen kommt es zu einer relevanten Remobilisierung der untersuchten Sedimentablagerungen?
- Welche Erosionsraten werden in Abhängigkeit der Lagerungsdichten erreicht?
- gibt es geeignete Maßnahmen zur Sedimentbewirtschaftung in den identifizierten Schwerpunktbereichen

Das Projekt schließt u.a. räumlich unmittelbar an Untersuchungen der LAF an, die im Rahmen eines Projektes zu Möglichkeiten der Frachtreduzierung des Schlüsselstollens Überlegungen zur Ableitung verhältnismäßiger Maßnahmen im unmittelbaren Bereich der Quellen anstellt.

Zusätzlich tragen verschiedene Forschungsprojekte zu einer Verbesserung des Prozessverständnisses bei. Dazu zählt auch ein weiteres Projekt der LAF zur Frachtreduzierung des Spittelwassers.

Stufe 4: Überlegungen möglicher Reduzierungsmaßnahmen und Handlungsempfehlungen für den weiteren Umgang mit Sedimenten und Nutzung der kontaminierten Flussauen für alle relevanten Nutzungsarten

Anhand der vorliegenden Ergebnisse ist zu entscheiden, welche Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung durch kontaminierte Sedimente ergriffen werden können. Dazu ist der Umgang mit kontaminierten hot spots ebenso zu diskutieren wie mögliche Sanierungsmaßnahmen bis hin zur kompletten Dekontamination bestimmter Flächen oder klar abgegrenzter Bereiche in Gewässern. Es erfolgt eine Auswahl von Schwerpunktbereichen für die Maßnahmenplanung und eine objektkonkrete Maßnahmenauswahl. Für die möglichen Maßnahmen werden Wirkungsprognosen, Verhältnismäßigkeitsprüfung durchgeführt. Für den Fall, dass es keine verhältnismäßigen Maßnahmen gibt, die den Zustand der betroffenen Wasserkörper verbessern können, sollen Grundlagen für die Inanspruchnahme von Ausnahmen gemäß Art. 4 EG-WRRL vorbereitet werden.

Ausblick

Ziel des internationalen Sedimentmanagementkonzeptes an der Elbe ist die Entwicklung von Maßnahmen und Handlungsempfehlungen zur Minimierung der von kontaminierten Sedimenten ausgehenden Gefährdung von Bewirtschaftungszielen der Flussgebietseinheit Elbe. Die Arbeiten in Sachsen-Anhalt sind dafür ein wesentlicher Baustein. Es wird aber auch regionale Handlungsempfehlungen für die weitere Nutzung von kontaminierten Flächen geben, die unter Einbeziehung der betroffenen Grundstückseigentümer und Nutzern dieser Flächen entwickelt wurden [3]. In der Folge ist dann darauf zu achten, dass die Ergebnisse von den zuständigen Behörden in ihrem Verwaltungshandeln berücksichtigt werden.

Literaturverzeichnis

- [1] Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1), zuletzt geändert durch die Richtlinie 2009/31/EG (ABl. L 140 vom 5.6.2009, S.114)
- [2] Konzept zum Umgang mit Schadstoffen im Grundwasser und in Oberflächengewässern Sachsen-Anhalts aus diffusen und Punktquellen, Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt, 23.6.2010, unveröffentlicht
- [3] integriertes Auenmanagement Sachsen-Anhalt, LAU, 2012, unveröffentlicht

Sedimentmanagement für den Hamburger Hafen

Axel Netzband, Hamburg Port Authority

English Summary

Continuous maintenance dredging is necessary to maintain safe water depths for navigation in the Port of Hamburg. In the tidal Elbe 15–20 Million m³ have to be dredged annually like in many other North Sea estuaries. In 2008 HPA and the German Federal Waterway Administration published the River Engineering and Sediment Management Concept for the tidal Elbe as a comprehensive approach. In the estuary fresh sediments have to be relocated in the aquatic system. Tidal dynamics require relocation from regions in the upper estuary to seaward regions in order to balance the sediment budget. A tidal sediment management plan is under progress.

Although sediment contamination significantly decreased over the last 20 years the situation is still not satisfactory. Contamination sources are mainly problem sites “in or near the river” in the Elbe upstream regions. The situation and varying requirements are illustrated using the example of Hexachlorobenzene. HCB concentrations at the Czech-German border are significantly higher than in the estuary, where German dredged material standards are still exceeded. Nevertheless the comparable Dutch standard would allow placement in the North Sea of nearly all sediments being dredged in Hamburg. Future emphasis should be put on remediation in the Elbe catchment context. Measures should primarily tackle at or near sources in order to avoid secondary contamination and at the same time to efficiently spend limited funds. Also in future HPA will operate its treatment and disposal facilities for contaminated sediments and support river basin remediation in the context of the IKSE/MKOL. Here the Elbe sediment management plan which is under progress becomes very important.

Vorbemerkung

Wie in weltweit fast jeden Hafen muss auch in der Tideelbe regelmäßig gebaggert werden, um die Wassertiefen für die Schifffahrt und damit die Zugänglichkeit zum Hamburger Hafen zu erhalten. In Europa fallen die größten Baggermengen im Bereich der Nordseeküsten an; dazu tragen natürliche Sedimenttransporte in der See bei. Die Baggermengen der Tideelbe liegen mit 15–20 Mio. m³ pro Jahr in einer ähnlichen Größenordnung wie für andere Ästuar, z.B. von Rhein oder Schelde.

Wesentliche qualitative und quantitative Herausforderungen und Lösungsansätze für ein übergreifendes Sedimentmanagement der Tideelbe wurden auf dem 12. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2006 dargestellt [5]. 6 Jahre später ergibt sich eine veränderte Situation.

Sedimentmanagement Tideelbe

In Anbetracht stark angestiegener Sedimentmengen wurde im Jahr 2008 von HPA und Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes das Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe [4] vorgelegt. Es sieht verschiedene Maßnahmen vor, um dieser Entwicklung zu begegnen. U.a. soll mit strombaulichen Maßnahmen negativen Entwicklungen der Tidekennwerte entgegengewirkt und damit Einfluss auf die zu baggernden Sedimentmengen genommen werden. Das kann auch anderen Zielstellungen, wie solchen des Natur- oder des Hochwasserschutzes, entsprechen. Solche Maßnahmen können erst langfristig umgesetzt werden; in diesem Beitrag liegt der Schwerpunkt auf dem Sedimentmanagement für die Tideelbe.

Im Ästuar vermischen sich grobkörnige Sedimente, die mit der Tide aus der Nordsee und dem Wattenmeer eingetragen werden, mit Feinsedimenten aus dem oberstromigen Einzugsgebiet. Natürliche Prozesse haben immer wieder zu Veränderungen der Morphologie des Flusses wie auch im Wattenmeer geführt, so wurden in den letzten Jahrzehnten viele 10 Millionen m³ sandiges Material im Bereich der Elbmündung mobilisiert. Diese Prozesse wurde im Laufe der Jahrhunderte durch menschliche Tätigkeiten, wie Eindeichungen, Hochwasserschutz und Flussvertiefungen etc. überformt. Diese Prozesse haben erheblichen Einfluss auf die Sedimentation und damit auch den Baggermengenanfall.

Beim Sedimentmanagement gilt es, ein Gleichgewicht zwischen den natürlichen Prozessen und Anforderungen aus menschlichen Nutzungen zu finden („Working with Nature“):

- Für die Schifffahrt sind die genehmigten, erforderlichen Tiefen zu erhalten. Das soll aus Gründen der Ökologie wie der Wirtschaftlichkeit mit möglichst geringem Aufwand erfolgen.
- Grundsätzliches Ziel des Sedimentmanagements ist es deshalb, die zu baggernden Sedimente im Gewässer zu belassen und dort umzulagern, d.h. zu einer anderen Stelle zu verbringen.
- Die Feststoffbilanz des Ästuars sollte ausgeglichen bleiben. Weder sollte es zu verstärkten Auflandungen noch zu Erosion kommen. Es sollte nur so viel Material aus dem System entnommen werden, wie auch hineingelangt.

Im Bereich des Hamburger Hafens ergeben sich daraus besondere Herausforderungen. Die feinkörnigeren Sedimente setzen sich bevorzugt in strömungsberuhigten Bereichen ab, wie z.B. den Hafenbecken. Im Bereich Hamburgs sind in der warmen Jahreszeit, wenn der Oberwasserabfluss gering ist, Sedimentation und damit Baggermengenanstieg besonders hoch; stellen-/zeitweise kann die Sedimentation 1 m pro Monat betragen. Gleichzeitig ist zu dieser Zeit die Elbe im Hamburger Bereich besonders empfindlich (Gewässerökologie, Sauerstoffhaushalt). Zum Schutz von Gewässergüte und -lebensgemeinschaft werden dann Umlagerungen nicht vorgenommen. Zur Sicherung der Hafenfunktion sind häufig gerade dann Baggerungen erforderlich, allerdings können diese Mengen nicht innerhalb der Landesgrenzen Hamburgs umgelagert werden.

Das Strombau- und Sedimentmanagementkonzept sieht vor, Sedimentkreisläufe zu durchbrechen, d.h. Baggergut in Bereiche stromab zu verbringen, damit sich die Baggermengen durch Rücktransport mit der Tide nicht „aufschaukeln“. Dieser Stromauftransport im Ästuar ist auch von der Höhe des Oberwasserabflusses abhängig. Auf diese Zusammenhänge wird im Beitrag von Entelmann/Gätje [2] eingegangen. Dabei ergeben sich für die feinkörnigen Sedimente besondere Herausforderungen.

Schadstoffbelastung von Sedimenten und Baggergut

Im Hinblick auf Schadstoffe weist die Tideelbe Besonderheiten auf:

- Die Schadstoffbelastung der Elbesedimente hat sich seit der politischen Wende vor über 20 Jahren erheblich verbessert, stagniert aber seit ca. 10 Jahren auf einem noch nicht befriedigenden Niveau.
- Die Belastung hat ihre Ursachen überwiegend in Schadstoffquellen aus Altlasten im und am Gewässer; s. dazu auch Hintergrundpapier Schadstoffe [3]. Im Ballungsraum Hamburg kommen Einträge hinzu, zu nennen ist (noch) TBT aus Antifoulinganstrichen der Schiffe.
- Im Ästuar stellt sich ein deutlicher Schadstoffgradient in Richtung Nordsee ein. Grund ist die Vermischung mit marinen, praktisch unbelasteten Sedimenten; die Schadstofffracht verändert sich dabei kaum. Dieser Gradient ist gerade im Bereich Hamburgs besonders steil.

Somit bestehen für das Sedimentmanagements Herausforderungen:

- Das Durchbrechen von Sedimentkreisläufen erfordert (zeitweise) eine Verbringung in Bereiche deutlich stromab.
- Dadurch werden mit der Verbringung infolge des Schadstoffgradienten Schadstoffe in Bereiche mit geringerer Belastung verlagert; gleichwohl ist die Baggerung nicht der eigentliche Verursacher.
- Internationale Baggergutregelungen sehen eine quellnahe Sanierung vor. Im Kontext des Flussgebiets-Sedimentmanagement sind die Meeresschutzanforderungen mit die höchsten. Wie können diese Ansprüche im Flussgebiet wirksam gemacht werden?

Die oberstromigen Sedimentbelastungen resultieren weitgehend aus remobilisierungsfähigen Altablagerungen im und am Gewässer. Solche sind aus etlichen Nebenflüssen bekannt, sie verlagern sich insbesondere bei erhöhten Abflüssen (Extremereignisse) in den Hauptstrom. Es ist anzunehmen, dass einige dieser Altablagerungen entnommen und gesichert untergebracht werden könnten und damit zu einer Entlastung beitragen würden. Andere Ablagerungen werden sich dagegen kaum wirtschaftlich festlegen lassen. Eine quantitative Abschätzung steht noch aus; eine Prognose über die weitere Entwicklung der Schadstoffbelastung ist nur sehr schwer möglich.

Bei etlichen Parametern liegt die Schadstoffbelastung der Sedimente der Tideelbe aufgrund der oberstromigen Schadstoffeinträge über den deutschen Baggergutrichtwerten. Die komplexen Zusammenhänge werden hier am Beispiel des Hexachlorbenzols exemplarisch dargestellt. HCB ist international als POP (Persistent Organic

Pollutant) und im Rahmen der WRRL als prioritär gefährlich eingestuft und reichert sich in Sedimenten an. Das Hintergrundpapier der FGG Elbe [3] gibt für HCB und die Bilanzmessstellen Schmilka und Schnackenburg jeweils einen Reduzierungsbetrag von 98 % an, bis eine vollständige Einhaltung aller Umweltnormen erreicht ist.

Die HCB-Konzentrationen in frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten lagen im Jahresmittel vor 2000 in Schmilka noch im Bereich 600–1000 µg/kg, im Jahr 2010 dann bei 78 µg/kg; die Werte in Schnackenburg lagen vor 2000 im Bereich 100 bis 400 µg/kg, im Jahr 2010 bei 42 µg/kg. Die Verbesserung der Belastung ist erheblich. So hat sich die HCB-Jahresfracht der Elbe in Schnackenburg von in der Größenordnung 200 kg/a vor noch etwa 15 Jahren auf knapp 9 kg in 2008 verringert. Die weitere Verbesserung verläuft nunmehr nur noch sehr langsam. Grund dafür dürfte sein, dass schon länger keine Einleitungen mehr erfolgen und die höher belasteten Sedimente sich langsam im Flussgebiet verteilen und dabei verdünnt werden.

Ursprüngliches Quellgebiet für die HCB-Belastung sind die Tschechische Republik (insbesondere die Bilina) sowie der Muldebereich. Primär müsste bei diesen Hot Spots angesetzt werden, soll nicht auf Dauer das gesamte Flussgebiet bis hin in die Nordsee belastet werden. Diese Erkenntnis ist wahrlich nicht neu, jedoch wird es mit zunehmender Verteilung zunehmend schwierig werden, Maßnahmen gezielt und wirtschaftlich anzusetzen.

Aufgrund der Oberstrombelastung ist das Sediment im östlichen Bereich des Hamburger Hafens mit im Mittel etwa 10–20 µg/kg HCB belastet, im westlichen Bereich zwischen 5 und 15 µg/kg (Daten der Jahre 2005–2010). Im Bereich Cuxhaven liegt die entsprechende Belastung bei im Mittel 1,4 µg/kg. Die deutsche Baggergutregelung GÜBAK [1] definiert für HCB einen oberen Richtwert von 5,5 µg/kg (Alle Angaben für die Fraktion < 63 µm). Die Belastung des Baggerguts aus dem Hamburger Bereich liegt oberhalb dieses Wertes. Die GÜBAK sieht in diesem Fall neben einer Prüfung der Herkunft der Schadstoffbelastung und Drängen auf deren Beseitigung eine Prüfung der Möglichkeit einer technischen Behandlung des Baggergutes und eine Abwägung von See- und Landablagerung vor.

Seit Jahrzehnten wird in Hamburg Baggergut an Land entsorgt. Jährlich werden bis zu 1 Mio. m³ Baggergut an Land verbracht, der Aufwand dafür beträgt fast 50 Mio. Euro. Damit entnimmt Hamburg dem Gewässer eine Schadstofffracht, die mehr als einem Drittel der bei Schnackenburg gemessenen entspricht. Weder finanziell noch politisch wäre zu vermitteln, diese Kapazitäten weiter zu erhöhen, um alles Baggergut an Land zu entsorgen. Dies würde einen zusätzlichen Finanzbedarf von 100–200 Millionen Euro pro Jahr (!) bedeuten, abgesehen davon, dass diese Maßnahmen öffentlich kaum vermittelbar wären.

Der niederländische HCB-Grenzwert für die Verklappung von Baggergut in die Nordsee beträgt 20 µg/kg als Gesamtgehalt. Die Belastung praktisch der gesamten Menge des in Hamburg umgelagerten Sediments liegt unter diesem Wert. Auch diese Zusammenhänge sind für einen Hafen zu bedenken, der im Wettbewerb mit anderen Häfen steht. In Rotterdam fällt eine ähnliche Baggermenge wie in Hamburg an, dort ist der finanzielle Aufwand für die Baggergutentsorgung jedoch erheblich geringer.

Sedimentmanagement für die Elbe

Die Belastung der Elbesedimente mit HCB und anderen Schadstoffen ist noch erhöht und bedarf der weiteren Verbesserung. Von dieser Belastung ist auch das Baggergut betroffen, das bei den regelmäßigen Unterhaltungsarbeiten zur Sicherung der Wassertiefen im und zum Hamburger Hafen anfällt. Für den Großteil dieser Mengen verbleibt nur die Umlagerung im Gewässer, mit der eine gegenüber dem natürlichen Transport beschleunigte Verlagerung von Schadstoffen erfolgen kann.

Die Elbegemeinschaft hat die Schadstoffbelastung der Sedimente als wichtige überregionale, wasserwirtschaftlich relevante Frage erkannt und zur Entwicklung von Lösungen Arbeitsgruppen eingerichtet. Das wird aus Sicht der HPA ausdrücklich begrüßt und unterstützt. Das Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe hat sowohl die Anforderungen der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie im Hinblick auf den Nordseeschutz wie auch die der WRRL zu berücksichtigen. Es ergibt sich die Frage, wie ein mittelfristiger Handlungsweg für die Tideelbe aussehen kann.

Aufgrund natürlicher Sedimentationsprozesse ist der (Hamburger) Hafen eine Sedimentfalle, in der sich schadstoffbelastete Sedimente aus dem Elbegebiet absetzen. Deshalb wird der Hafen seinen Teil zur Sanierung des Flussgebietes beitragen. Aufgrund von lokalen Emissionen zu hoch belastete Sedimente werden dem Gewässer entnommen. Die vorhandene Landentsorgung in Hamburg wird weiter betrieben, um höher belastete

Altsedimente zu entsorgen. Die Landentsorgung kann im Einzelfall auch für Dritte genutzt werden; so wurde in der METHA mit TBT belastetes Baggergut aus dem Hafen Husum behandelt. Mit dem Projekt Elbe-Sanierung ELSA unterstützt Hamburg Sanierungsmaßnahmen auch Oberstrom.

HPA und WSV werden das Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe weiter umsetzen; dabei ist es ein Ziel, die Baggermengen zu minimieren. Dazu ist es u.a. erforderlich, Sedimentkreisläufe zu durchbrechen und Baggergut in deutlich weiter seewärts gelegene Bereiche zu verbringen. Als eine Referenz für umzulagernde Sedimente dient die Sedimentbelastung in Geesthacht; so kann eine Verknüpfung mit Sanierungserfolgen im tideunbeeinflussten Elbegebiet erfolgen.

Die Lösung der Schadstoffproblematik der Elbe sollte im Rahmen der Solidargemeinschaft Elbe, d.h. von FGG Elbe und IKSE, erfolgen. Wenn Quellen und Schadstoffflüsse bekannt sind, sollten überregionale Handlungsziele gemeinsam festgelegt werden. Über begrenzt vorhandene Mittel sollte im Gesamtkontext entschieden werden. Der Schwerpunkt sollte auf eine quellnahe Sanierung von Schadstoffflüssen gelegt werden. So können ein effektiver Einsatz der Mittel erfolgen und eine Folgeverschmutzung von frisch sedimentierten Feststoffen vermieden werden.

Eine umfassend Risikoabwägung sollte neben Umwelanforderungen weitere Aspekte, wie Umsetzbarkeit, Wirksamkeit und mögliche Alternativen berücksichtigen. Weder können alle Quellen kurzfristig saniert werden, noch kann der Hamburger Hafen den Schadstofffilter für die Elbe vor der Nordsee darstellen.

Das in Arbeit befindliche Sedimentmanagementkonzept der IKSE stellt den Flussgebietsrahmen dar, der mit der Fortschreibung des Tideelbe-Sedimentmanagements jetzt lokal präzisiert wird. Dabei ist auch eine Berücksichtigung der Naturschutzbelange erforderlich, da sich entlang der gesamten Tideelbe bis hin ins Wattenmeer Natura-2000- und andere Schutzgebiete befinden. Auf dieser Grundlage sind verlässliche Rahmenbedingungen für den gezielten Mitteleinsatz möglich, die eine weitere Verbesserung im Elbegebiet ermöglichen und eine sichere Grundlage für den Welthafen Hamburg darstellen können.

Literatur

- [1] Anonym (2009): Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zwischen Bund und Ländern zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern (GÜBAK)
- [2] Entelmann, I./Gätje, B. (2012): Sedimentmanagement in the Tidal Elbe – Optimisation of relocation strategies, Magdeburger Gewässerschutzseminar, Hamburg.
- [3] FGG Elbe (2009): „Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Belastungsschwerpunkt Schadstoffe“
- [4] HPA und WSV (2008): Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe
- [5] Netzband, A. (2006): Sedimentmanagement in der Tideelbe. 12. Magdeburger Gewässerschutzseminar.



Posterpräsentationen

Posterová sdělení



Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012

Magdeburský seminář o ochraně vod 2012



Feststofftransportmodell zur Simulation von Geschiebezugaben in der Erosionsstrecke der Elbe

Matthias Alexy, Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), Karlsruhe

Problem und Zielstellung

Seit dem 19. Jahrhundert konnte in der sogenannten Erosionsstrecke der Elbe zwischen Mühlberg (El-km 120) und Saalemündung (El-km 290,7) eine Eintiefung der Sohle beobachtet werden, welche bis heute anhält. Deshalb wurde 1996 begonnen, durch die Zugabe von Geschiebeersatzmaterial das Geschiebedefizit zu vermindern und so die Sohlenerosion einzudämmen.

Im Rahmen der nachfolgend vorgestellten Untersuchungen wurden die Geschiebezugaben zwischen 1996 und 2009 mit Hilfe eines eindimensionalen Feststofftransportmodells simuliert. Nach der Kalibrierung und Validierung des Modells erfolgte die Ermittlung der Sohlenlagenänderungen für ein nur im Modell zu realisierendes Szenario ohne die zwischen 1996 und 2009 durchgeführte Verklappung von Geschiebeersatzmaterial. Langfristig und großräumig betrachtet haben die Geschiebezugaben einen im Vergleich mit den natürlichen Umlagerungen geringen und deshalb messtechnisch schwer zu erfassenden Einfluss auf die Sohlenlagenentwicklung. Deshalb konnte nur durch Modellsimulationen ermittelt werden, inwieweit die Einbringung des Geschiebeersatzmaterials die weitere Sohlenerosion verringert hat.

Feststofftransportmodell

Das für den Abschnitt El-km 120-294,8 erstellte eindimensionale Feststofftransportmodell basiert auf dem Programmsystem HEC6-T mit dem von der BAW entwickelten Pre- und Postprozessor HASE und schließt an frühere Untersuchungen der BAW an [1]. Die Modellgeometrie beruht auf einer Vermessung der Elbe aus dem Jahr 2004 (Querprofilpeilungen). Der Querprofilabstand beträgt in der Regel 100 m. Als Nebenflüsse wurden die Schwarze Elster, die Mulde und die Saale inklusive ihres Feststoffeintrages berücksichtigt. Die Grundlage für die im Modell vorzugebende Korngrößenverteilung der Sohle und des Feststoffeintrags bildeten die von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG [2]) in der Erosionsstrecke der Elbe durchgeführten Untersuchungen zur Kornzusammensetzung des Sohlenmaterials (BfG [2]) sowie verschiedene Geschiebe- und Schwebstoffmessungen.

Die Simulation der Geschiebezugaben erfolgte taggenau in den jeweiligen Zugabebereichen. Dabei wurden neben den verklappten Massen auch die Kornverteilungen des Zugabematerials berücksichtigt.

Modellkalibrierung und -validierung

Anhand verfügbarer Wasserspiegelfixierungen erfolgte die hydraulische Kalibrierung des Modells so, dass über eine Anpassung der Rauheitswerte und den Ausschluss nicht durchströmter Vorlandbereiche die gemessenen und die berechneten Wasserspiegel in Übereinstimmung gebracht wurden.

Den Kernpunkt der anschließenden morphologischen Kalibrierung stellte das „Nachfahren“ der für den Eichzeitraum bekannten Abflussganglinie dar. Dabei wurde die Entwicklung der mittleren Sohlenlagen im untersuchten Flussabschnitt mit Naturbeobachtungen verglichen. Mit der Verwendung einer speziell an den Elbeabschnitt angepassten Transportformel gelang es, die zwischen 1962 und 2004 beobachtete Entwicklung der Sohlenlagen auch im Detail sehr gut wiederzugeben (Abb. 1).

Im Rahmen der Modellvalidierung wurden die beobachteten und berechneten Sohlenlagenveränderungen für einen Abschnitt des Kalibrierungszeitraumes von 1996 bis 2004 und für die sich anschließenden fünf Jahre von 2004 bis 2009 verglichen. Auch hier zeigte sich eine gute Übereinstimmung zwischen den Modelluntersuchungen und den Naturbeobachtungen. Wegen der kurzen Zeiträume traten in der Natur nur geringe Sohlenlagenänderungen auf, so dass diese Vergleiche leider nicht sehr aussagekräftig waren.

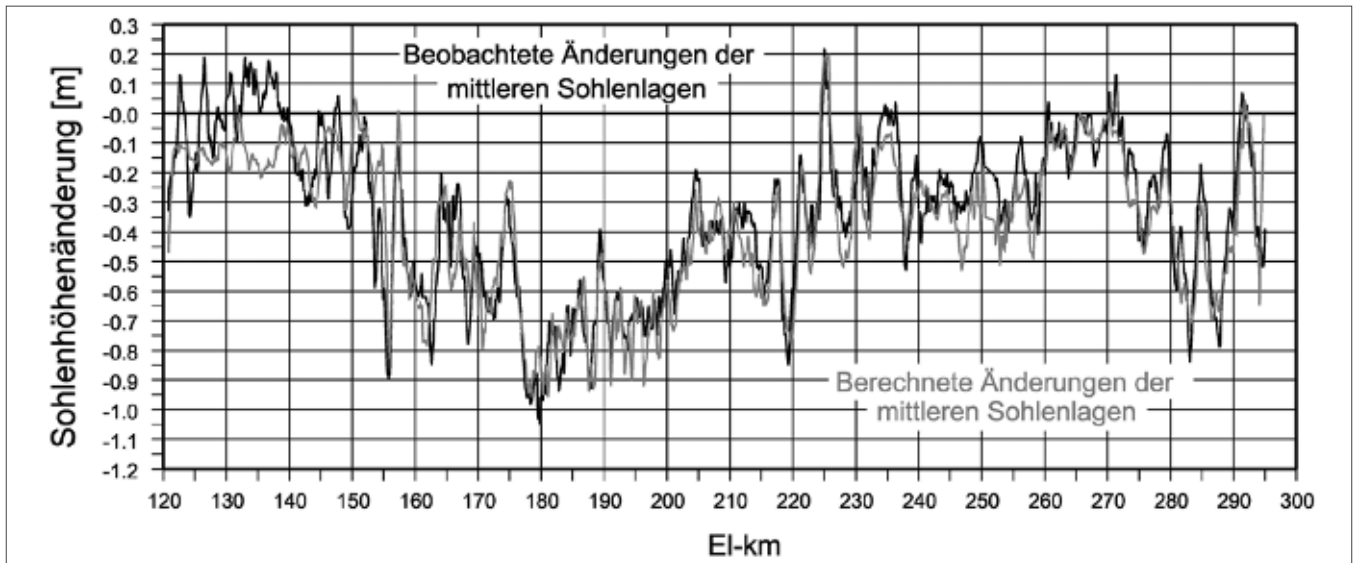


Abb. 1: Beobachtete und berechnete Änderungen der mittleren Sohlenlagen in der Erosionsstrecke der Elbe zwischen 1962 und 2004

Szenarienrechnungen

Um den Einfluss der Geschiebezugabe auf die morphologische Entwicklung im untersuchten Elbeabschnitt abzuschätzen zu können, wurde ein Szenario ohne die durchgeführten Geschiebezugaben gerechnet. Abb. 2 zeigt die Differenzen in der Entwicklung der mittleren Sohlenlagen mit und ohne die Zugabe von Geschiebeersatzmaterial sowie die an den verschiedenen Abschnitten verklappten Mengen. Die horizontalen Linien zeigen in der Grafik verschiedene über die gesamte Zugabestrecke gemittelte Sohlenlagendifferenzen. Das sind zum einen die aus der Rechnung erhaltenen Differenzen für die Jahre 2009 (unmittelbar nach Ende der Zugabe) sowie 2048 und zum anderen die aus dem Zugabevolumen über die mittlere Sohlenbreite (68 m) und die Flusslänge (70 km) berechnete mittlere Sohlenerhöhung.

Im Vergleich zu einem Szenario ohne Geschiebezugabe wurde eine durch die Zugabe bedingte mittlere Sohlenerhöhung von 5,6 cm berechnet. Verteilt man das zugegebene Geschiebeersatzmaterial gleichmäßig über die gesamte Strecke, ergäbe sich eine Sohlenerhöhung von 9,4 cm. Somit ist davon auszugehen, dass knapp die Hälfte des zugegebenen Materials aus der Strecke ausgetragen wird.

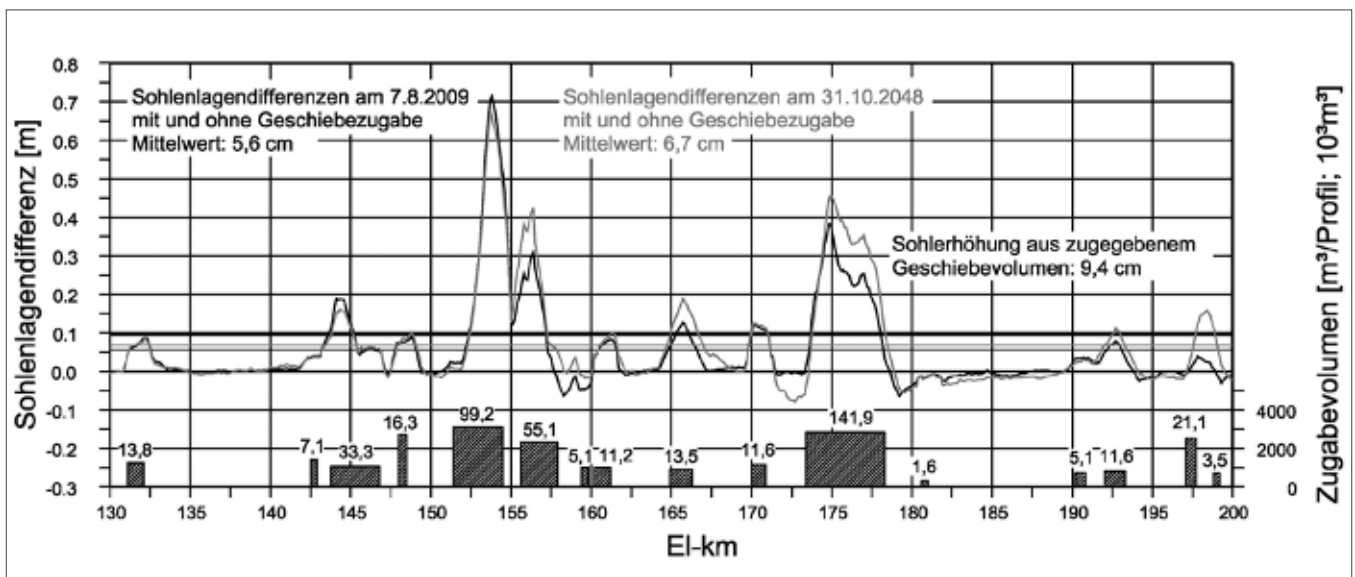


Abb. 2: Zu verschiedenen Zeitpunkten berechnete Sohlenlagendifferenzen zwischen den Szenarien mit und ohne Geschiebezugabe sowie aus dem Zugabevolumen berechnete Erhöhung der Sohlenlagen

Bis 2048 hat sich das zugegebene Material weiter nach stromab bewegt und insbesondere in Bereichen mit Geschiebezugabe zu höheren Sohlenlagen geführt. Gleichzeitig erhöhte sich die über die gesamte Strecke gemittelte Sohlenhöhe auch ohne weitere Zugaben im Zeitraum 2009–2048 von 5,6 cm auf 6,7 cm. Die Ursache liegt in der Zugabe von Geschiebe, welches im Vergleich zum vorhandenen Sohlmaterial meist grobkörniger war. Durch diese Grobkornanreicherung kommt es insbesondere in den Zugabebereichen zu einer Stabilisierung der oberen Sohl-schichten (Sohlabpflasterung) und damit zu einer Verringerung der Erosion.

Zusammenfassung

Die im Zeitraum von 1996 bis 2009 realisierten Geschiebezugaben führten zu einer Verringerung der Sohleneintiefung, wobei die Tendenz zur Erosion nur vermindert, aber nicht aufgehoben wurde. In den Zugabebereichen konnte durch die Zugabe von im Vergleich zur Sohle relativ grobem Material eine verstärkte Tendenz zur Sohlstabilisierung registriert werden. Dadurch wurde auch für den Zeitraum nach der Geschiebezugabe eine geringere Erosion verzeichnet.

Literatur:

- [1] Alexy, M. (2004) Feststofftransportmodell zur Simulation von Geschiebezugabeszenarien zur großräumigen und langfristigen Stabilisierung der Elbsohle in der Erosionsstrecke. TU Dresden, Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen, Heft 27, S. 459–471.
- [2] Bundesanstalt für Gewässerkunde (1994) Kornzusammensetzung der Elbsohle von der tschechisch-deutschen Grenze bis Geesthacht (unveröffentlicht).

Summary

In a section of the German part of the River Elbe between Mühlberg and Barby (km 120 to 294), called the Erosion Reach, the river suffers from a steady morphological degradation process which has been observed since the 19th century. Since 1996 artificial bed load is supplied on the river bed in the upper reaches of the River Elbe. These artificial bed load supply were accompanied by investigations with a numerical bed load transport model to improve the knowledge about how much feeding is required to stabilise the river bed.

Arbeitskreis „Sedimente und Gewässergüte“ der Wasserchemischen Gesellschaft

Martina Baborowski, Lutz Zerling

Der Arbeitskreis Sedimente und Gewässergüte ist seit 2002 innerhalb der Wasserchemischen Gesellschaft, einer Fachgruppe der Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh), etabliert. Er versteht sich als Diskussionsplattform und möchte das Augenmerk der Gewässerchemiker auf alle Facetten des Themas Sediment, dessen Status und Funktion lenken. Er sucht daher die Zusammenarbeit mit Fachgruppen anderer Gesellschaften/Vereine wie dem DWA Fachausschuss „Bewirtschaftung kontaminierter Sedimente“ oder auch dem Europäischen Sedimentnetzwerk „SedNet“. Im Poster wird über Funktion und Expertise des Arbeitskreises informiert, dessen Anliegen es u.a. ist:

- I. Arbeiten auf dem Gebiet der Gewässer- und Sedimentforschung voranzutreiben, Wissenslücken aufzuzeigen und neue Forschungsansätze zu vermitteln;
- II. Erkenntnisse aus Praxis und Forschung zusammen zu führen, z.B. als Hilfestellung bei der Umsetzung der EG Wasserrahmenrichtlinie (WRRL);
- III. das Prozessverständnis durch wissenschaftliche Zusammenschau von experimentellen Methoden und Techniken mit praxisorientierten Fallstudien zu fördern;
- IV. Probleme der Vergleichbarkeit von Methoden und Techniken zu überwinden, als Voraussetzung für einen interdisziplinären Betrachtungsansatz.

German Working group on “Sediments and Water Quality” of the Water Chemistry Society

The Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) is the largest chemical society in continental Europe with members from academic institutions, industry and other sectors. The society was founded in 1949, although it builds on a long tradition that began in 1867. The work of the society is structured by divisions and working groups, among them the Water Chemistry Society. Under the umbrella of the Water Chemistry Society, a working group on „Sediments and Water quality“ was established in 2002. Main function and expertise of the group are:

- I. platform for discussions with focus on sediments;
- II. research, related to various aspects of sediment quality, e.g. status and functions of river systems, biotic and abiotic influences on sediment transport, relevance of contaminated sediments for the implementation of the EU Water Framework Directive (WFD);
- III. identification and development of new scientific and practical approaches related to sediment- and water-quality issues;
- IV. bridging practical and scientific expertise in this field, e.g. for the optimization of monitoring and management strategies.

Depth Depending Pattern Recognition – a tool for visualization of spatial and temporal similarities of properties in sediment cores

Olaf Büttner, Martina Baborowski

Introduction

Depth Depending Pattern Recognition (DDPR) is a new simple tool for the visualization of spatial and temporal similarities of measured parameters in a set of sediment cores. It was developed to support the multivariate analysis of data of sediment cores taken in a still water area of the River Elbe [1].

The idea behind is the assumption that correlations in spatial or temporal distributions of environmental parameters can be visualized by different ways and that a distance between two patterns can be defined with mathematical methods. So the similarity of two patterns can be quantified and assessed by a catalog of subjective rules. Generally, defining one reference pattern, the computation of a distance matrix for different parameter distributions is easily possible. Consequently, the three main steps of the algorithm are a) the creation of the pattern from the measurements, b) the definition of the distance calculation and c) the interpretation and assessment of the distance matrix.

The method can be used in addition to classical uni- or multivariate statistical methods like regression analysis, principal component analysis, correlation analysis etc. DDPR supports hypothesis testing and explanation of relationships. In the poster DDPR is explained and the method is presented for two examples, an artificial one and one with data from sediment cores.

Material and Methods

For the sake of clarity only two data sets X and Y are used. $X=(x_1, \dots, x_N)$ and $Y=(y_1, \dots, y_N)$ with N denotes the number of samples (e.g. element concentrations of sediment cores in a certain depth).

The following steps have to proceed:

- a) Create a pattern from the data with a given algorithm P
Calculate $A=P(X)$ and $B=P(Y)$, let A be the reference pattern without loss of generality
- b) Calculate the distance D between A and B with algorithm P_D and define a similarity coefficient SC with algorithm P_{SC}
 $D= P_D(A-B)$ and $SC = P_{SC}(D)$
The similarity coefficient SC is given in per cent. SC = 100% denotes identity and SC = 0% denotes a maximum distance from reference pattern relative to all compared patterns.
- c) Interpretation and assessment of results

There are some degrees of freedom in choosing the algorithms P, P_D and P_{SC} . The authors used for P a linear interpolation algorithm based on interpolation between irregular distributed data. PD was defined as Euclidian distance between the matrices A and B. Another possibility is to use the eigenvalues as measure of similarity. SC was calculated as normalized D by dividing D by max (D) and multiplying by 100. Afterwards SC was adjusted so that high values mean high similarity and low values mean low similarity:

$$P_{SC}: SC = 100 - 100 \cdot D / \max(D).$$

With the assumptions a) to c) DDPR delivers a set of contour plots and a well defined similarity coefficient. The decision about the similarity of patterns is based on an individual defined threshold of a calculated similarity coefficient.

Results and discussion

Example 1:

There are three datasets A1, A2 and A3 of 2D normal distributed data with different distribution parameters μ and σ (Fig.1). Dataset A1 (Fig. 1a) was chosen as reference. With DDPR, dataset A2 was classified to be more similar respective to the reference than dataset A3. The classification is based on the calculated SCs and meets the visual impression. It reflects the (expected) fact that a greater change in standard deviation causes greater changes in the distribution values. An interpretation of the patterns could be that the pattern of A2 (Fig. 1b) looks more like a circle than pattern A3 (Fig. 1c) and hence it is more similar to the reference.

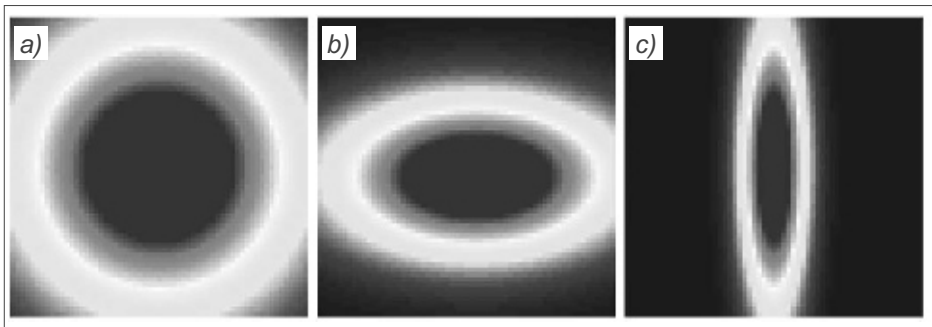


Fig. 1. Two-dimensional normal distribution $N(\mu, \sigma)$ with a) dataset A1(reference), $SC = 100$: $\mu_1 = \mu_2 = 0, \sigma_1 = \sigma_2 = 1$; b) dataset A2, $SC = 46$: $\mu_1 = 0.1, \mu_2 = 0.1, \sigma_1 = 1, \sigma_2 = 0.3$; c) dataset A3, $SC = 0$: $\mu_1 = \mu_2 = 0, \sigma_1 = 0.05, \sigma_2 = 1$

Example 2

High spatial heterogeneity of physical and chemical sediment properties was observed in both horizontal and vertical directions of deposits in a still water area of the Middle Elbe. DDPR was used to compare patterns of different elements. It was concluded that elements with similar patterns can be interpreted as similar regarding their main sources and transport properties. Data and results are given in detail in [1].

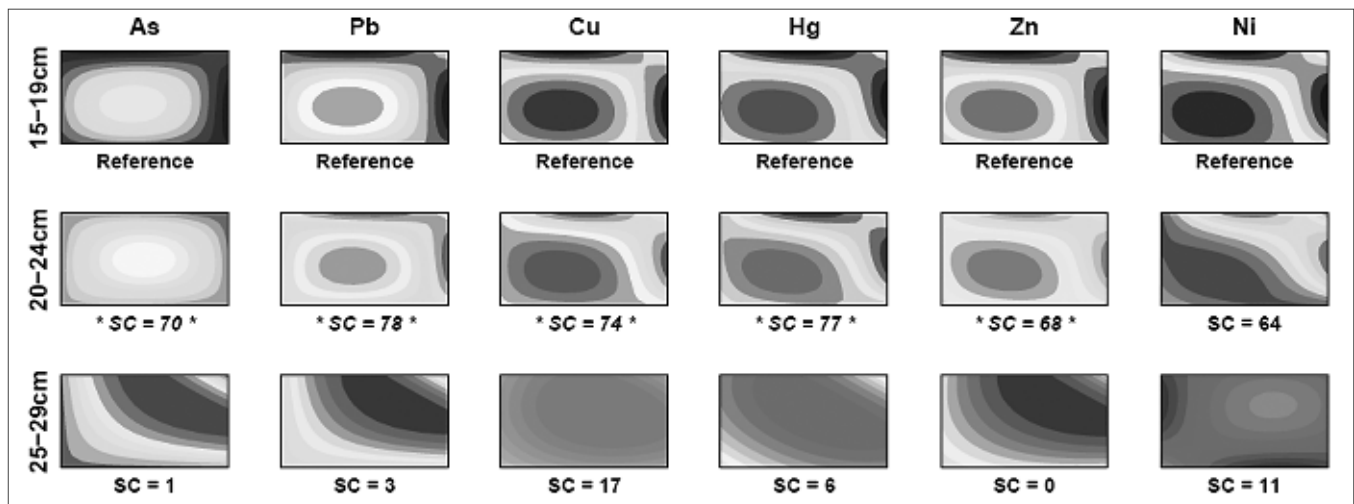


Fig. 2. Patterns from normalized concentrations of elements were used for comparison of sediment layers. Cursive SCs marked with an asterisk indicate more similarity of the layer (20–24cm) to the reference layer (15–19cm) than the deeper layer. The comparison was done for the layers with respect to the elements.

A threshold of 65% was set in example 2 to decide whether the layers are similar or not. Obviously the transport and deposition regime in the deepest layer (25–29cm) was different from the layers above.

It should be noted, that the generated patterns generally are artificial and independent from the true spatial distribution of parameters so that an interpretation of the pattern itself should be done carefully.

References

[1] Baborowski M., Büttner O., Morgenstern P., Jancke T., Westrich B. (2012) Spatial variability of metal pollution in groyne fields of the Middle Elbe – Implications for sediment monitoring, *Environmental Pollution*, 167,115–123

Fluvial Lakes of the Elbe River – Water and Sediment Quality

Dagmar Chalupová, Bohumír Janský

The contribution shows results of research on several fluvial lakes of the Elbe River between Hradec Králové and Mělník. The area has been influenced by human activity since the Middle Ages, but the main anthropogenic pollution was produced in the 20th century (Langhammer, 2009). The studied lakes were chosen to differ in intensity of communication with the river, distance from the sources of pollution and surrounding land use (Fig. 1).

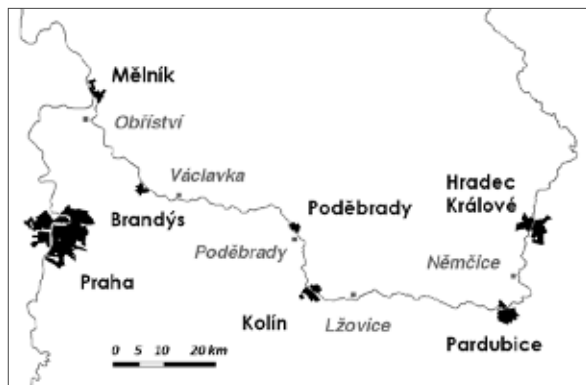


Fig. 1: Investigated fluvial lakes

Lake Němčice – the meander was split in 1920s; nowadays with restricted surface communication with the river. With regard to its position, this old meander was chosen as a comparative lake that has not been affected by the industrial production in Pardubice.

Lake Lžovice – the meander formed the main river bed till the seventies of the last century; nowadays still with intensive surface communication. This lake was exposed to a significant industrial pollution coming from the industrial plants in Pardubice.

Lake Poděbrady – the meander was split from the Elbe River between 1914 and 1918 during the regulation works and the lake still communicates by surface with the river. The lake is surrounded by floodplain forest, thus there is no agricultural land or settlement in the vicinity that represents a source of local pollution.

Václavka pool – this small lake is located several hundreds of meters away from the current river bed with no connection even during a five-year flood. Václavka pool represents a lake that was saved from the direct influence of the Elbe River.

Lake Obříství – the lake was created between 1908 and 1913, and nowadays it is separated by a concrete dam and has one tributary. A few kilometers upstream the Elbe River, the plant Spolana, Inc. in Neratovice is located, which used to be a significant producer of river contamination.

Methods

The morphometric measurements of the lakes were carried out by total geodetic station Leica TCR 705, GPS device Leica GS 50, the echo sounder Garmin GPS map 178C Sounder and a calibrated stick. The data were processed in Surfer and MapInfo programmes (Česák, Šobr, 2005). To evaluate the hydrological regime of the lakes, water gauges were installed. Seasonal determinations of physical and physical-chemical parameters in the water column (T, pH, conductivity, dissolved oxygen) were carried out with multi parametric sonde YSI 6920 with a data logger YSI 650 MDS; the transparency and colour of water were stated with help of Secchi desk. Water samples were collected in 2006/2007 approximately in monthly intervals when in situ measurements of temperature and concentration of dissolved oxygen were determined by the sonde Oxi330i Merck. The determinations of other parameters were carried out in accordance with the Czech State Norms in the laboratories of Povodí Labe, s. p.. The taking of subaquatic sediment profiles was made from boats with help of Eijkelkamp sampler. Grain structure analysis was carried out according to the Czech State Norms. As for the chemical analysis of the sediments, the grain fraction up to 20µm was used and the profiles were divided in 10 cm thick layers. Concentrations of metals and arsenic in non-silicate fraction were determined by the use of nitric and hydrochloric acid (ISO 11466 Soil quality – Extraction of trace elements soluble in Aqua Regia) with further determination by FAAS method. The concentrations of mercury were established with the help of AMA 254 device; the amount of organic carbon was determined by burning at the temperature of 450°C for 4 hours. Concerning the comparison with the water and sediment quality in the Elbe River, data from the nearest sampling sites of the State Monitoring Network was used. PCA statistics was used to evaluate the significance of obtained results. The evaluation of sediment contamination was determined due to Prange (1997), Müller (1979) and the methods of Arge Elbe.

Water quality

The results of the research show that the water quality of lakes separated from the Elbe River displayed certain specifications according to local sources of pollution. The concentration of organic matter, conductivity and amount

of other substances reached higher values in these oxbow lakes than in the river at the nearest measuring stations; nevertheless in the majority of monitored localities the concentration of nitrates as well as the amount of phosphorus indicating non-point sources of pollution was higher in the Elbe measuring stations (Janský, 2002). The evaluation of water quality displayed similarities of the lakes connected with the river regardless the land use around (lakes at Lžovice and Poděbrady). Due to the improvement of water quality in the Elbe, the lowest levels of conductivity, ANC, BOD₅, COD_{Mn}, etc., were found in those lakes which also showed some features corresponding with the stagnant character of water. On the contrary, cut lakes with restricted surface communication (lakes at Němčice, Čelákovice and Obříství) proved the highest average values in most of measured parameters and significant specifications reflecting mainly local conditions (Chalupová, 2011).

As shown, better quality of water was determined in the lakes connected with the river, therefore possible recovery of the surface connection would have a positive impact not only on the lakes but also on the river which might gain precious biotopes that would restore the diversity of species and the stability of the water ecosystem.

Sediment quality

The highest concentrations of metals in sediments were determined in Lake Lžovice, which was exposed to the pollution coming from industrial plants upstream (Pardubice, Hradec Králové). Similar situation was monitored in Lake Obříství located near Neratovice. Sediment cores analysed in these lakes also showed distinct distribution of the elements referring to changes in sedimentation dynamics. The lowest values of all metals were found in the lake at Čelákovice which was split from the river already in the 19th century (Tab. 1) (Chalupová, 2011).

Contaminated sediments of fluvial lakes representing the old anthropogenic load of the Elbe River floodplain can be remobilized during floods in which case this material represents a secondary source of pollution. Under certain hydrological conditions or, for example, during accidents in the industrial plants situated on the river, due to the change in pH of the water, redox potential etc. or by the presence of certain substances in water, stable solid forms of toxic metals can be changed into soluble forms and these further contaminate the environment and are more easily consumed by living organisms and enter the food chain. The problem of contaminated river sediments should be solved in the future. The emphasis should be placed not only on metals and arsenic but also on other toxic organic and inorganic substances that can be of significant risk for the water ecosystem.

Sampling site	Sediment profile (cm)	Concentration (mg.kg ⁻¹)										
		Ag	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Němčice	67	2,3	20	0,8	121	61	944	0,44	400	31	76	478
Lžovice A	151	11,2	20	4,6	232	209	890	3,99	531	38	89	563
Lžovice B	103	8,5	20	2,2	137	97	900	2,66	540	33	84	557
Poděbrady	204	2,5	37	1,8	113	85	912	1,80	538	34	96	483
Václavka	67	0,4	20	0,2	22	58	912	1,17	429	30	50	310
Obříství A	163	5,8	25	3,1	125	121	928	1,36*	1072	43	124	594
Obříství B	187	1,6	22	1,6	46	79	936	3,41	784	29	79	629

Fig. 1: Average concentrations of sediment profiles

* only 3 samples

Literature

- Česák, J.; Šobr, M. (2005): Metody batymetrického mapování českých jezer. *Geografie - Sborník ČGS*, 110, 3, 141–152.
- Chalupová, D. (2011): Water and sediment chemistry of fluvial lakes of the Elbe River. Dissertation. Faculty of Science, Charles University in Prague.
- Janský, B. (2002): Changing Water Quality in the Czech Part of the Elbe Catchment Area in the 1990s (Twelve Years of Cooperation of Czechs and Germans on the Elbe River). *Geografie – Sborník ČGS*, 107, 2, 98–110.
- Langhammer, J. (2009): Water quality changes in the Elbe River Basin, Czech Republic, in the context of the post-socialist economic transition. *GeoJournal*, Springer. DOI: 10.1007/s10708-009-9292-7
- Müller, G. (1979): Schwermetalle in den sedimenten des Rheins – Veränderungen seit 1971 *Umschau* 24, 778–783.
- Prange, A. et al. (1997): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies, Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung. GKSS, Geesthacht.

Assessment of sediment load of water bodies in the Czech Republic, and its correspondence to goals of Water Framework Directive

Dostal T., Krasa J., Rosendorf P., Bauer M., Janotova B., David V., Devaty J., Vrana K., Strouhal L.

Abstract:

Water Framework Directive set up a set of parameters, defining “good status of water bodies”. Eutrophication is one of the processes, significantly hazardous for reaching this goal. First part of the poster describes setting up limiting P concentrations in flowing waters and reservoirs. According to the newly proposed limits 58 large standing water bodies (out of 71 in total in the Czech Republic) were defined as endangered. The erosion phosphorus loads are modeled by WATEM/SEDEM model adapted for the purpose. Sediment transports modeled by WATEM/SEDEM and total phosphorus contents in soils are firstly used as inputs to the equation of Sharpley (1995) to get the phosphorus enrichment ratio. The soil erodibility factor of WATEM/SEDEM (K-factor) is then replaced by phosphorus erodibility potential. Finally the erosion phosphorus transport is computed getting also phosphorus retention in all reservoirs in target watersheds. In 2011, the methodology was applied to 28 catchments (ranging from 7.1 km² to 1253.2 km²) and the total P balances from other sources here were assessed. In 2012 sediment transport is being modeled in all other catchments. Assessment of silting of thousands or reservoirs within the stream network of the target catchments is important “side output” of the project.

Introduction

The four-year project consists of several ongoing steps. (1) Setting of new environmental objectives for phosphorus concentration in reservoirs and selecting the non-satisfactory watersheds for assessment; (2) gathering all available data sources on phosphorus fluxes from point and non-point sources; (3) connecting the data to monthly flow rates and building the balance equation of phosphorus sources; (4) modeling particulate phosphorus flow in streams as a result of soil erosion within catchments (accounting for ponds’ retention); (5) assessing the phosphorus retention in sediment and its eutrophication potential (not finished yet, not covered by this paper).

The paper cannot describe all the project parts in details; we will cover only the methodology framework and then we focus on erosion phosphorus transport modeling.

Sediment and phosphorus transport modeling

WATEM/SEDEM (Van Rompaey et al., 2001) input and calibration parameters are used in correspondence to previous studies: PTEF (arable, forest, grassland) = (0, 75, 75); Parcel connectivity (arable, others) = (40, 75); K_{TC} (arable, others) = (35, 55). For our project 10 m raster resolution was selected as appropriate. It is based on the most detailed DTM available for the entire Czech territory (stereo photogrammetric DTM acquired by GEODIS Brno Company, provided by the Czech Ministry of Agriculture). Preparing the input layers in appropriate scale and level of detail is the most time consuming task of the solution. Stream network and reservoirs were taken from DIBAVOD (Water Research Institute), the sediment is routed by the model along all streams. Depending on catchment size the number of river segments varies from thirty up to tens of thousands. Each segment is then assessed – reporting the values for sediment input from neighboring parcels; sediment input from upstream; sediment trap (if on reservoir) and sediment output downstream. This way for each catchment the sediment transport maps are delivered. Database of 20 477 reservoirs (spatial information taken from DIBAVOD) within CR has been built up during the project and all available information on volumes and flow rates in the reservoirs is collected. From these, 9 890 reservoirs lay in the target area and to estimate the sediment trapping efficiency their volumes and average annual flow rates have to be assessed. The official databases offer less than 10% data coverage so especially for smaller reservoirs the volumes and flow rates have to be derived by analogy using pond area and catchments specific runoff. Brune curves method readjusted by Dendy (1978) is then used for sediment trap efficiency estimation. WATEM/SEDEM model had to be further adapted for modeling phosphorus fluxes within catchments. The ratio of nutrient concentra-

tion in eroded sediment to that in the original soil (the enrichment ratio, ER) commonly drops down with raising the soil loss. We used the dependence proposed by Sharply (1995).

Conclusions

Balancing phosphorus sources with attempt to find the importance of erosion for eutrophication is a complicated task. The regular monthly monitoring network in streams and reservoirs is an important source of data for balancing phosphorus sources but often misses the episodic erosion inputs. WATEM/SEDEM shows up to be reasonable tool for sediment transport and particulate phosphorus transport within large catchments, even though getting relevant high resolution input data is a limiting factor for assessment. The topography and land-use data are good enough for defining the spatial pattern of erosion and deposition, but for getting actual sediment transport volumes there are not enough data on precipitation, and stream hydrology. The databases of Czech reservoirs have almost no actual data on flows and volumes for smaller ponds. The project aims to define the most important eutrophication sources and to design the strategies for water quality enhancement. After assessing 28 out of 58 target catchments we can say that soil erosion importance is usually highly overrun by point sources where the dissolved phosphorus content is much higher. Nevertheless the sediment transport has also other negative impacts on the streams, reservoirs and agricultural land.

Acknowledgements

Research is supported by the NAZV project No. QI102A265 "Assessment of soil erosion and phosphorus loads causing eutrophication of stagnant water bodies" and QI91C008 "Optimization of design of technical soil erosion control measures".

References

- Dendy, F.E., and W.A. Champion. 1978. Sediment Deposition in U.S. Reservoirs. MP-1362. U.S. Dept. Agr., Agr. Res. Serv.
- Sharpley A. N.: Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 24, (1995), p. 920–926.
- Van Rompaey A, Verstraeten G, Van Oost K, Govers G & Poesen J, 2001. Modeling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms* 26 (11), 1221–1236.

Management of gravel as a mitigation measure applicable to waterways – a case study

Katarzyna Drongová, Lenka Tajmrová

Introduction

The present article summarizes the results of a case study entitled „Management of gravel,“ which dealt with the application of one of the types of mitigation measures that are part of the project of Děčín weir in variant 1b. General methodology for the application of the measure to investment projects of a similar nature within the CR was also proposed within the study. The proposal of management measures follows the recommendations of the Environmental Impact Study of the project of Děčín weir [1]. It analyzes and develops into a practical project form the measures related to the use of autochthonous material from the Elbe section between Střekov and Hřensko.

The project dealt with the balance of maintenance works and use of the material extracted from the fairway during dredging, granulometry analysis of the river-bottom material and calculations and model analyses of the relationships between grain size fractions of the material in the studied section of the Elbe and the flow velocity fields in the Elbe that was divided into typical sections. Concrete sites suitable for the implementation of the management of gravel were proposed.

Objectives

The main objective of the proposed measure is to maintain gravel material within the river system and thus to limit so-called „starving“ of the water-course in terms of sediment dynamics, even in the German stretch of the Elbe. Cross barriers cause a long-term depletion of the water-course of its sediments, which are deposited in the backwater. Lack of sediments under the barriers results in river-bed deepening and other undesirable impacts.

The problem of lacking sediments in the water-course can be intensified by maintenance of the channel. Natural flow of sediments results in deposits of the material in certain parts of the channel – in places where flow velocity decreases and a corresponding fraction of the material can no longer be transported. This material is then removed from the water-course to maintain required fairways parameters or ensure the required flood protection level. The material is usually not returned back to the river but used for various construction purposes. Therefore, the aim of the management is to maintain the sediments within the channel and prevent transportation of the material outside the river floodplain.

Another expected effect of the measure is the promotion of gravel alluvial deposits, which form a system of valuable natural habitats in the cross-border section of the Elbe. Gravel banks occurring in this river stretch offer good conditions for some specialized and rare species of flora and fauna [2].

Several of these valuable sites would disappear in the backwater of the proposed Děčín weir and, therefore, such measures are proposed, which are expected to mitigate the impact of the project on this habitat. New suitable habitats (beaches) will be created within the backwater and more sites are proposed also beyond the backwater where the goal is to enhance the function of existing beaches.

Selection of suitable sites

The basis of the planning of gravel management is the selection of sites suitable for all types of measures related to a comprehensive solution to the management of river sediments. These include sites designated for:

- a) the extraction of river sediments,
- b) creation of new beaches, and
- c) temporary deposits of excavated material.

Sites designated for creation of gradual beach sections must be chosen carefully based on the knowledge of the terrain, historical maps of the water-course, and ideally also on up-to-date models of channel depths within the river section and maps of flow velocity fields. The choice of these sites should also respect the basic principles of natural erosion-accumulation processes in the river. Sites should be located primarily at the end of deposition (convex) banks and, to support existing beaches, on the shores with gentle slopes and shallow water.

For proper functioning of the beach it is important that the proposed beach meets certain parameters, especially in relation to the fluctuation of water level with regard to the biota that should be supported by the beach (Fig. 1.).

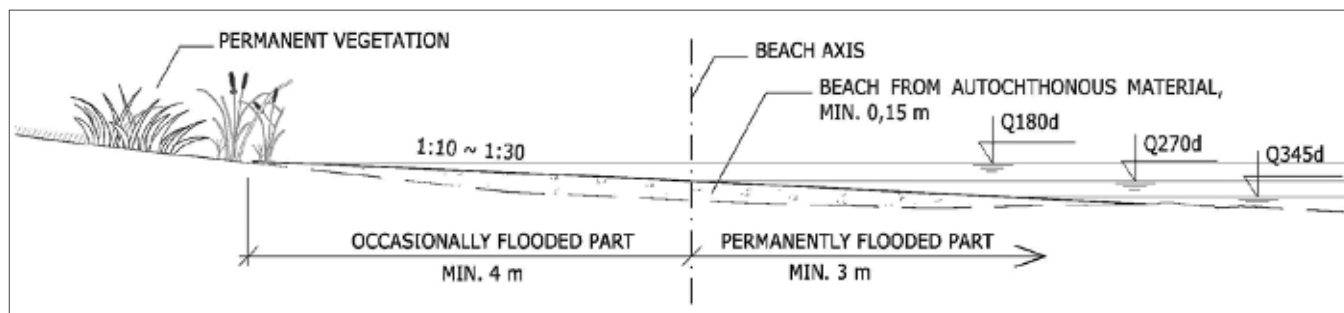


Fig. 1. Model cross-section of a beach

Substrate analysis

To evaluate the possibility of using river sediments from dredging, it is necessary to analyze their grain size composition. For example, material with prevailing large size fraction (boulders, stones) is not suitable for the creation of artificial regularly flooded river banks because it does not allow the attachment of seeds or roots of annual plants. Clay fractions are unsuitable too because they are relatively unstable.

Together with the analysis of excavated material grain size composition, it is also necessary to analyze the composition of natural gravel alluvial deposits in the vicinity of sites selected for the implementation of planned measures, which serve as reference of the natural representation of different fractions in places where sedimentation naturally occurs. Substrate analysis is also necessary at temporary deposits of the material, which are needed if the material cannot be used directly at suitable sites, e.g. during the breeding season of potentially affected animals (March–June).

Technical design of a beach

Results show that the optimal slope of the beach surface ranges from 1:10 to 1:20 (maximum 1:30) as neither massive erosion of the gravel material nor siltation should occur under normal discharges. Newly created beaches should be at least 7 m wide and 10 m long. The uppermost layer of the beach, which is used by roots of annual plants, should be at least 15–20 cm thick. Autochthonous gravel material must be used.

Vertical position of the beach against characteristic m-day continuous discharges in the river is a fundamental parameter. It determines the character of the beach from the perspective of its flooding and exposure. If the purpose of a new beach is the support of annual vegetation of river banks (natural habitat 3270), it is necessary to create at least 4 m wide strip between water levels corresponding to Q_{180d} and Q_{270d} . Moreover, this strip of the beach should be exposed continually for at least 6 weeks every year to ensure the development of annual vegetation. In case of beaches created within backwater of a weir, it is appropriate to adjust their vertical position to possible fluctuations of water level that are controlled by the manipulation of the weir.

Monitoring and Management

Regular monitoring is necessary for the evaluation of the functioning of the implemented measures. It should be focused on erosion-accumulation processes at the sites of final disposal of the material, character of sediments designated for extraction and biota of temporary deposits of excavated material and sites of its final disposal. It is necessary to evaluate morphological changes of the beaches (changes of slopes, erosion of the upper layers of material, etc.), develop a balance of the excavated material and compare it with the „storage capacities“. Biological monitoring of the sites selected for the implementation of the measure should be carried out before and after the creation of the beach.

Literature

- [1] WELL Consulting, s.r.o. (2010) Dokumentace vlivů záměru na životní prostředí dle §8 zákona č. 100/2001 Sb. Plavební stupeň Děčín
- [2] Mudra, S. (2009) Analýza a návrhy možných managementových opatření k řešení podpory zájmů ochrany přírody pro dotčené fenomény z pohledu řešení projektu Plavební stupeň Děčín
- [3] WELL Consulting, s.r.o. (2011) Zpracování krajinářského řešení záměru Plavební stupeň Děčín

Assessing the dioxin-like activity of sediment and soil samples from the Elbe associated flood area – Bioassays as an alternative for chemical analysis

Kathrin Eichbaum¹, Thomas-Benjamin Seiler¹, Steffen H. Keiter¹, Kerstin Winkens¹, Markus Brinkmann¹, Gunther Umlauf², Burkhard Stachel³, Georg Reifferscheid⁴, Sebastian Buchinger⁴ & Henner Hollert¹

¹ Institute for Environmental Research, RTWH Aachen University, Worringerweg 1, 52074 Aachen, Germany

² Rural, Water and Ecosystem Resources Unit, Institute for Environment and Sustainability, European Commission - Joint Research Centre, T.P. 290, Via E. Fermi 2749, I-21027 Ispra (VA), Italy

³ Ministry of Urban Development and Environment Hamburg, Dep. of Water Management, Billstrasse 84, 20539 Hamburg, Germany

⁴ German Federal Institute of Hydrology (BfG), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Germany

1. Introduction:

While the water quality of many European streams improved in recent years, sediments as sinks and potential sources of secondary pollutions are underestimated by the European Water Framework Directive [1]. Extreme flood events like the Elbe flood of August 2002 pose a risk to remobilize sediment associated persistent organic pollutants (POPs) like dioxins and other dioxin-like compounds that can adversely affect wild life and humans [2,3,4]. The aim of the present study was to compare the dioxin-like activity of Elbe sediments from the year 2008 and soil samples of the Elbe associated flood area, sampled after the Elbe flood of August 2002.

2. Sampling locations:

The Sediments from the year 2008 originated from Czech and German river sections as well as from the North Sea (Fig. 1; red dots). They were considered to reflect the present pollution of the Elbe River without a mentionable flood influence. In contrast, the soil samples of the Elbe associated flood area, taken after the Elbe flood of August 2002, rather represented the remobilization potential of POPs during extreme flood events. The soil samples originated from three transects. Transect Glinde was located downstream the confluences of the Elbe tributaries Mulde and Saale, whilst the transects Mulde und Wörlitz were located close to and upstream the Mulde confluence, respectively. Hence, they also might indicate the influence of the tributaries on the contamination of the Elbe River [5].

3. Sample treatment and bioassays:

All samples were freeze-dried and extracted with n-hexane:acetone (1:1, v/v) by means of pressurized liquid extraction. To assess their dioxin-like activity, two different in-vitro bioassays were used, the 7-ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) assay with liver cells from the rainbow trout (Waterloo 1; RTL-W1) and the H4IIE-luc assay with the eponymous transfected rat hepatoma cell line. Both bioassays are based on the activation of the Aryl hydrocarbon receptor (AhR) [5]. This receptor is activated by many POPs, which are structurally related to the most potent AhR-inducer 2,3,7,8-tetrachloro-dibenzo-p-dioxin. This study is focused on polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans (PCDD/F), dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCB) as well as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), which are all known to activate the AhR [6,7].

4. Dioxin-like activity of sediment and soil samples:

All samples showed elevated dioxin-like effects in both bioassays, except for two samples taken from the North Sea, which only showed dioxin-like activity by means of the EROD assay. In general, both bioassays gave a high correlation ($r_p=0.77$), but EROD data were constantly higher. The calculated Bio-TEQs ranged between 1307 pg/g dw and 10462 pg/g dw and identified the Czech sampling site Lysa nad Labem as the highest contaminated site, which was probably caused by several industrial plants in this area – such as the chemical plant Spolana [8]. The lowest effectiveness was found for the samples taken at Klavary (Czech Republic) and Elbhafen Brunsbüttel (Germany) in the EROD and H4IIE-luc assay, respectively. The floodplain soils (Bio-TEQs from 1058 pg/g dw to 13244 pg/g dw) were contaminated at levels, which were in the same order of magnitude compared to the sediments of the Elbe River. A flood influence, however, could only be supposed due to missing pre-flood data and soil sampling depths (10–30 cm) that gave no information about freshly

deposited matter during the Elbe flood of August 2002. Moreover, an influence of the Elbe contamination through its tributaries could not be found, because all transects exhibited comparable Bio-TEQs. A normalization of the Bio-TEQ values to their respective total organic carbon contents revealed two North Sea samples to be the highest contaminated samples of the entire sampling campaign. This contamination is probably caused by former dumping of sewage sludge from Hamburg in this area, but could also reflect a contamination of the North Sea by the whole Elbe River [5,9].

5. Comparison between Bio and Chem-TEQ values:

A further comparison of Bio-TEQs with their respective Chem-TEQs [2,3,4] for the sum of PCDD/F and DL-PCB was performed. The Chem-TEQs accounted between 0.1 % and 11.9 % for the observed Bio-TEQs (**Fig. 3**; darker grey bars), indicating that the majority of the observed in-vitro effects was caused by non-priority and non-persistent pollutants. Moreover, distinctly lower percentages were found for sediments than for soils, which gives evidence that PCDD/F and DL-PCB are more important for the contamination of floodplains.

6. Sample fractionation and mass-balance-approach:

Three extracts of the transects Glinde and Mulde were chosen for a multilayer fractionation to eliminate the moderately persistent pollutants. In doing so, 73 % (Glinde) and about 20 % (Mulde) of the calculated Bio-TEQs could be explained by the respective Chem-TEQs, more precisely by the sum of PCDD/F and DL-PCB. An additional active coal-celite fractionation divided the extracts in PCB and PCDD/F-containing fractions. The PCB-containing fractions showed no effects, whilst between 8 % and 57 % of the Bio-TEQs accounted for the Chem-TEQs of the PCDD/F-containing fraction. The fractionation gave clear evidence that the majority of dioxin-like activity in Elbe sediment and soil samples of the associated flood areas was caused by non-priority and non-persistent pollutants.

7. Conclusion:

The present study shows the importance of ecotoxicological sediment assessment, especially in times of climatic change and increasing flood events. It also clearly shows evidence that chemical investigations can underestimate the toxic potential of sediments due to missing data of non-classical AhR-inducers. As a consequence, bio analytical endpoints should also be considered when assessing the toxicity of complex environmental samples.

References:

- [1] Hollert H, Heise S, Keiter S, Heininger P, Förstner U (2007): Wasserrahmenrichtlinie – Fortschritte und Defizite. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 19, 58–70
- [2] Stachel B, Jantzen E, Knoth W, Kruger F, Lepom P, Oetken M, Reincke H, Sawal G, Schwartz R, Uhlig S (2005): The Elbe flood in August 2002 – Organic contaminants in sediment samples taken after the flood event. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 40, 265–287
- [3] Stachel B, Christoph EH, Götz R, Herrmann T, Krüger F, Kühn T, Lay J, Löffler J, Pöpke O, Reincke H, Schröter-Kermani C, Schwartz R, Steeg E, Stehr D, Uhlig S, Umlauf G (2006): Contamination of the alluvial plain, feeding-stuffs and foodstuffs with polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs), dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs) and mercury from the River Elbe in the light of the flood event in August 2002. *Science of The Total Environment* 364, 96–112
- [4] Umlauf G, Bidoglio G, Christoph EH, Kampheus J, Krüger F, Landmann D, Schulz AJ, Schwartz R, Severin K, Stachel B, Stehr D (2005): The Situation of PCDD/Fs and Dioxin-like PCBs after the Flooding of River Elbe and Mulde in 2002. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 33, 543–554
- [5] Umlauf G, Mariani G, Skejo H, Mueller A, Amalfitano L, Stachel B, Goetz R (2010): Dioxins and dioxin-like PCBs in solid material from the river Elbe, its tributaries and from the North Sea. *Organohalogen Compounds Vol. 72*, 95–99
- [6] Hilscherova K, Machala M, Kannan K, Blankenship A, Giesy J (2000): Cell bioassays for detection of aryl hydrocarbon (AhR) and estrogen receptor (ER) mediated activity in environmental samples. *Environmental Science and Pollution Research* 7, 159–171
- [7] Safe S (1990): Polychlorinated Biphenyls (PCBs), Dibenzo-p-Dioxins (PCDDs), Dibenzofurans (PCDFs), and Related Compounds: Environmental and Mechanistic Considerations Which Support the Development of Toxic Equivalency Factors (TEFs). *Critical Reviews in Toxicology* 21, 51–88
- [8] Heinisch E, Kettrup A, Bergheim W, Wenzel S (2007): persistent chlorinated hydrocarbons (PCHCS), source-oriented monitoring in aquatic media 6. strikingly high contaminated sites, Freising
- [9] Stachel B, Mariani G, Umlauf G, Götz R (2011): Manuskript, Dioxine und PCBs in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee (Längsprofilaufnahme 2008)

Geschiebebewirtschaftung in der oberen Mittelelbe

Petra Faulhaber, Elke Kühne

The River Elbe between Mühlberg (km 120) and Barby (km 294) suffers from a morphological degradation process. Recently, alternative methods to provide material were tested in field experiments. One promising method is to exhaust groyne fields.

Problem und Ziel

2009 wurde von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) ein Sohlstabilisierungskonzept aufgestellt [1], das anknüpfend an bisherige Maßnahmen zur Verminderung des Geschiebedefizits (Geschiebezugabe) weitere Gegenmaßnahmen benannte. Neben größeren baulichen Veränderungen, wie z.B. Uferabgrabungen, die umfangreicher Planungen und Untersuchungen bedürfen (Pilotprojekt Klöden), können Maßnahmen im Rahmen der verkehrlichen Unterhaltung unter Einbeziehung der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung umgesetzt werden.

Bei der Geschiebebewirtschaftung der WSV liegt bisher der Schwerpunkt auf der Bewirtschaftung des Flussschlauches zwischen den Regelungsbauwerken. Damit wird hauptsächlich das Material, das sich in Kontakt mit der Sohle bewegt – das Geschiebe, betrachtet. Als Entwicklungsziel wird die Stabilisierung der mittleren Sohlhöhe bei Erhalt oder Förderung der morphologischen Dynamik angestrebt.

Maßnahmen

Da der Fluss kaum Material in die sog. Erosionsstrecke von Oberstrom einträgt, wird seit 1996 zwischen El-km 130 und 200 an verschiedenen Stellen Geschiebeersatzmaterial eingebracht (Geschiebezugabe). Da trotz des Mittelwasser-Regelungssystems der Elbe kein ausreichend gleichmäßiger Geschiebetransport entlang der Strecke und über das Durchflussspektrum gewährleistet ist, wird zusätzlich durch Baggern und Verklappen Sohlmaterial so umgelagert, dass die Wassertiefen für die Schifffahrt an den Anlandungsstellen vergrößert werden.

Unterhalb der Elstermündung (El-km 198,5) sinkt die mittlere Korngröße des Sohlmaterials unter 5 mm. Die Sohle ist schon bei geringen Durchflüssen in Bewegung. Dabei erfolgt der Geschiebetransport in Form von Unterwasserdünen. Bauwerksschäden und ein unvollkommenes Regelungssystem verstärken den ungleichmäßigen Geschiebetransport. Die Buhnen wurden überwiegend im 19. Jahrhundert gebaut. Seither sind die großen Buhnenfelder zunehmend verlandet.

Im Rahmen der Umsetzung des Sohlstabilisierungskonzeptes wurde unterhalb der Elstermündung mit Naturversuchen zu neuen Methoden der Geschiebebewirtschaftung, u. a. Maßnahmen zum Reaktivieren der Buhnenfelder, begonnen. Buhnenfelder stellen einen Ersatz für in der Aue verloren gegangene Lebensräume in Wasserwechselbereichen mit über den Durchfluss variierenden Strömungsbedingungen dar. Obgleich Buhnen systematisch angelegt wurden, unterscheiden sich die Buhnenfelder u. a. in Größe der offenen Wasserflächen, Wassertiefe, Substrat, Uferbewuchs und Strömungsausprägung. Erste Buhnenfelder wurden dort ausgeräumt, wo dies aus ökologischer Sicht wünschenswert war. Das im Buhnenfeld entnommene Material wurde vorher auf Unbedenklichkeit hinsichtlich Schadstoffe geprüft und dem Strom wieder zugeführt.

Untersuchungen

Derzeit werden durch Kontrollpeilungen an den bereits ausgeräumten Buhnenfeldern Kenntnisse über die Verlandungsgeschwindigkeit gesammelt. Künftig sollen wasserbauliche, hydraulisch-morphologische und ökologische Kriterien als Entscheidungshilfe die Standortauswahl für die Beräumung von Buhnenfeldern erleichtern. Die Peilungen können zusätzlich in seit dem Jahr 2000 laufende Naturmessungen an Buhnenfeldern eingeordnet werden, bei denen entlang der Elbe an verschiedenen baulich veränderten oder ungestörten Buhnenfeldern mehrfach Messungen der Topographie, Wasserspiegelhöhe und Geschwindigkeit bei um- und überströmten Buhnen durchgeführt wurden [2].

Im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes (WSA) Dresden wurden u. a. in zwei stark verlandeten und bewachsenen Buhnenfeldern bei El-km 213 im Februar 2011 8.230 t gebaggert, die bei El-km 208 wieder im Hauptstrom zugegeben wurden. Ziel war die Schaffung von Strukturvielfalt, die Wiederherstellung der hydraulischen Wirksamkeit der Buhnen und die Gewinnung von Geschiebezugabematerial. In Abb. 1 werden Kontrollpeilungen für diese zwei Buhnenfelder gezeigt. Der Zustand vor der Beräumung wurde mit Hilfe des Geländemodells 2003/04 und einer Peilung im März 2010

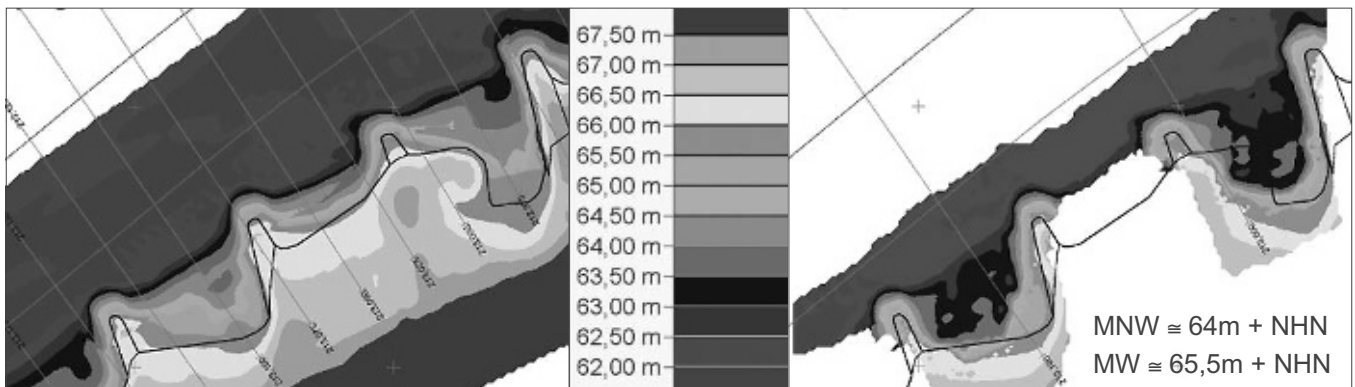


Abb. 1: Geländemodell vor (links) und nach der Beräumung der Bühnenfelder bei EI-km 213

rekonstruiert. Den Zustand nach der Beräumung dokumentieren Peilungen im August/November 2011. Für das Bühnenfeld EI-km 213,0 wurden daraus 2.370 m³ und für EI-km 213,1 1.608 m³ Volumendifferenz ermittelt (insgesamt 7.555 t). Das Monitoring wird weitere Kenntnisse zur Entwicklung von Bühnenfeldern bringen.

Die hydraulische Wirkung des Ausräumens von Bühnenfeldern wurde am Beispiel der Pilotstrecke Klöden in einem dreidimensionalen numerischen Modell untersucht [3]. Um die Prognosesicherheit der numerischen Modelle bei Maßnahmen zu überprüfen, die mit Änderungen des Strömungswiderstandes durch Austauschprozesse einhergehen, werden in der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) systematische Untersuchungen in einer hydraulischen Rinne (unbewegliche Feinkiessohle) und in einer morphologischen Rinne (bewegliche Sandsohle) durchgeführt (Abb. 2). Beispielhaft wird im Folgenden eine Untersuchung in der hydraulischen Rinne vorgestellt.

In der 2,5 m breiten hydraulischen Laborrinne mit ca. 60 m nutzbarer Versuchsstrecke wurde als Referenzvariante V1 ein Regelungssystem bestehend aus 1 m langen Bühnen im Abstand von 1,5 m eingebaut (etwa ein halbes Flussbett wird abgebildet). In einer 12 m langen Variantenstrecke werden verschiedene Modifikationen des Regelungssystems vorgenommen. Neben Durchfluss und Wasserspiegel werden Geschwindigkeiten an der Oberfläche (flächige Aufnahme der horizontalen Komponenten) und an definierten Punkten im Wasserkörper gemessen. Abb. 2, Mitte zeigt die Geschwindigkeiten an der Wasserspiegeloberfläche bei umströmten (obere 2 Bilder) und bei in halber Bühnenhöhe überströmten Bühnen für die Variante V1 (Regelbühnen) und V2. In V2 wurden in der Variantenstrecke zwischen Station 34 m und 46 m die Bühnenfelder als Deckwerk verfüllt. Bei umströmten Bühnen unterscheidet sich die Strömung bei Bühnen oder Deckwerk nur geringfügig, da die Rauheitswirkungen im untersuchten Fall ähnlich sind. Bei Überströmung wird die Strömung über den Bühnenrücken stark beschleunigt und innerhalb des Bühnenfeldes verzögert. Dagegen wird das Deckwerk, gleichmäßig überströmte, was zur Verringerung der Geschwindigkeit im Flussschlauch gegenüber V1 und damit zu einem geringeren Transportvermögen des Flusses führt.

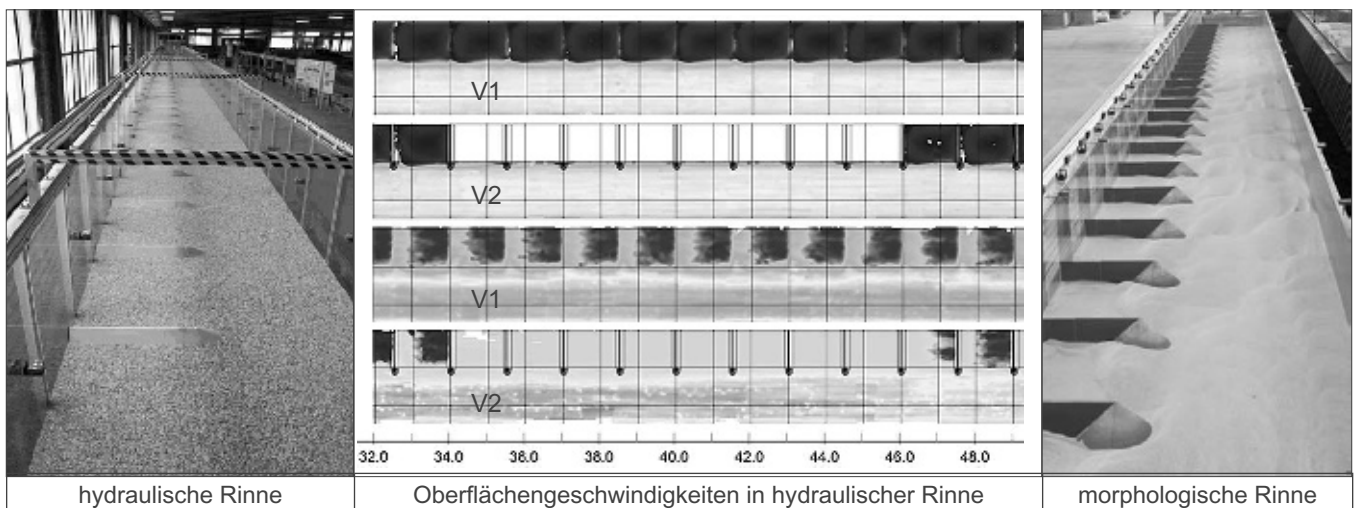


Abb. 2: Laborrinnen

Zusammenfassung

Verschiedene Naturversuche und systematischen Modell-Untersuchungen verbessern die Kenntnisse über die Wirkung des Regelungssystems und damit über die Handlungsoptionen bei der Geschiebemanagement in der Praxis. Mit den Messdaten werden darüber hinaus die numerischen Modelle validiert, so dass die Prognosesicherheit von Streckenmodellen zur Untersuchung konkreter Fragestellungen erhöht wird.

Literatur

- [1] Gabriel, T.; Kühne, E.; Faulhaber, P.; Promny, M.; Horchler, P. (2011) Sohlenstabilisierung und Erosionseindämmung am Beispiel der Elbe. In Wasserwirtschaft Heft 6/2011, S. 27–32.
- [2] Henning, M.; Hentschel, B. (2006) Morphodynamik in Bühnenfeldern – Naturuntersuchungen an der Elbe. TU Dresden, Wasserbauliche Mitteilungen Heft 32., S. 105–115.
- [3] Faulhaber, P.; Patzwahl, R.; Alexy, M. (2010) Wege zur Umsetzung des Sohlstabilisierungskonzeptes der Elbe am Beispiel der Pilotstrecke Klöden. TU Dresden, Wasserbauliche Mitteilungen Heft 40, S. 115–124.

Another ubiquitous organic contaminants are herbicide Glyphosate and its metabolite AMPA. Glyphosate is the pesticide with the highest amount applied in the Czech Republic, 962612 kg in 2011 [4], and worldwide as well. Results of sediment monitoring of the River Elbe, its main tributaries and smaller brooks of agricultural and mountainous regions, altogether 92 sampling sites, in two sampling campaigns in spring and autumn period 2011, in total 184 samples are summarized in **Tab. 2**.

Tab. 2 The number of results of Glyphosate and AMPA in 182 samples of sediments in 2011.

range of concentrations in µg/kg	Glyphosate				AMPA			
	< 25	25–100	101–500	> 500	< 25	25–100	101–500	> 500
number of values	101	60	22	1	39	88	53	4
% of all	55	32,5	12	0,5	21	48	29	2

Because Glyphosate undergoes microbial decomposition to more stable AMPA, findings of AMPA are considerably frequent. 79 % of values are higher than the limit of quantitation (LOQ, 25 µg/kg) in comparison to Glyphosate where 45 % of values are higher than LOQ (25 µg/kg). Glyphosate is not only used in agriculture, but significantly in forestry and non-agricultural usage (the defoliation on transport lines and parking places, pavements, etc.). For that reason can be Glyphosate and AMPA used as markers of the anthropogenic pollution occurrence.

Significant endocrine disrupting contaminants are technical nonylphenols and Bisphenol A oftentimes present in the river water affected by effluents from waste water treatment plants (WWTP) or not treated community wastewaters. Concentrations of Bisphenol A are in the tens to hundreds µg/kg and nonylphenols in the hundreds to thousands of µg/kg.

The concentrations of polar pesticides (Atrazine, Isoproturon, Diuron or Linuron) were usually below LOQ (2 µg/kg) in SPM's Elbe samples. The exceptions were Chlorotoluron and Terbutylazine, which concentrations range were in the interval from LOQ (2 µg/kg) up to 25 µg/kg, because of their low sorption coefficients on soil organic carbon ($K_{oc} < 1000$) [5].

Conclusion

Modern analytical instrumentations (GC-NCI-MS, GC/MS/MS, HPLC/MS/MS) and developed analytical methods enable us to monitor organic contaminants at trace levels. It is essential to focus our attention not only to traditional contaminants, priority substances and substances with environmental quality standards (EQS), but also on other relevant contaminants widely used in industry or everyday life, possessing harmful or toxic properties to humans or water organism communities.

References

- [1] Vohralík, G. (2011) Využití techniky GC/ECNI-MS pro stanovení bromovaných difenylether a chloralkánů v povrchových vodách. Collection of papers: Hydroanalytika 2011, Hradec Králové, 13.–14.9.2011, ISBN 978-80-904986-0-0.
- [2] Ferenčík, M., Schovánková, J. (2012) Stanovení pesticidů, jejich metabolitů a farmaceutických látek ve vodách a sedimentech pomocí LC-MS/MS. Collection of papers: Hydrochémia 2012, Bratislava, 16.–17.5.2012, ISBN 978-80-89062-86-7.
- [3] Wikipedia search of decabromodiphenyl ether.
- [4] http://eagri.cz/public/web/file/163009/spotreba_UL_2011_angl_verze.pdf on State Phytosanitary Administration web page published on 24th May 2012.
- [5] Hornsby, A.G., Wauchope, D.W., Herner, A.E., (1996) Pesticide Properties in the Environment, Springer-Verlag New York, Inc., ISBN 3-540-94353-6.

The influence of the Mulde to the Elbe river – Look at the sources of arsenic and heavy metal pollution and their temporal evolution in the last 20 years

Annia Greif, Werner Klemm

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie, Brennhausgasse 14, 09599 Freiberg, Germany

Introduction

The river Mulde is for a long time considered as an important polluter of arsenic and heavy metals (mainly Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, U, Zn) in the river Elbe and consequently in the Port of Hamburg (especially their sediments) as well as the North Sea.

Situation at the mouth

Long-term studies (1996–2010) at the water quality station in Dessau/Mulde show that some of the problematic heavy metal concentrations (Cd, Cu, Ni, Zn) in the water phase (weekly mixed samples) (Fig. 1) and of suspended particulate matter (monthly mixed samples <20 µm) decrease slowly and continuously. In the observation period the arsenic concentration in the water phase increased, the decreasing concentrations in particulate matter stagnate since 2000. In the sediments (<20 µm) the situation improved at the point Dessau past the flood 2002 predominantly, e.g. spring 1992 → spring 2003: As 430 → 250 mg/kg, Cd 50 → 31 mg/kg, U 113 → 24 mg/kg [2] [3].

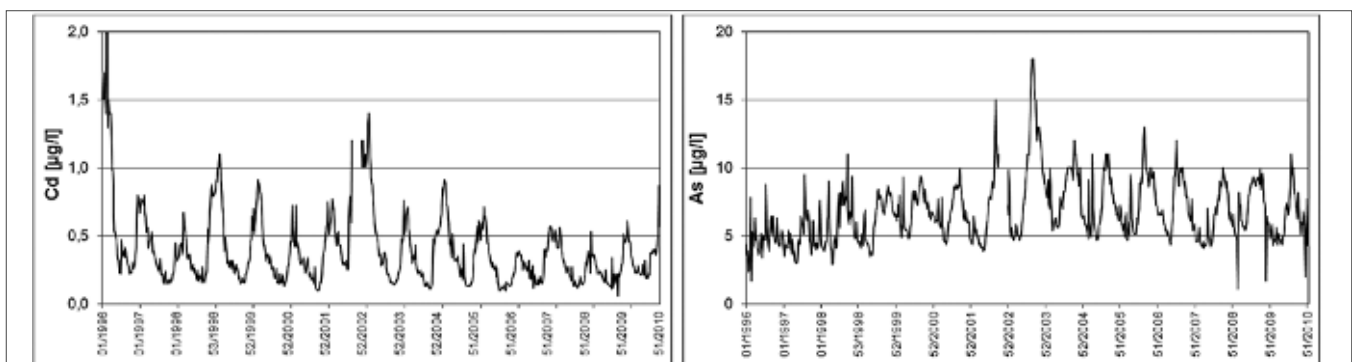


Fig. 1: Cadmium- and Arsenic-Concentrations in the water phase (unfiltered weekly mixed samples) at the water quality station in Dessau / Mulde (data from [1])

Current requirements

A good ecological and chemical status required by the European Water Framework Directive (2000/60EG, 2008/105/EG) (WFD) is actually not reached, because the chemical quality standards are not adhered area-wide. Leading critical elements are arsenic in particulate matter/ sediments (>40 mg/kg) and cadmium in the dissolved water phase (>0,08 µg/l depending on water hardness).

Sources of arsenic and heavy metals in the catchment area

The causes for the elevated arsenic and heavy metal contents in the Mulde river system are only partially in anthropogenic sources, rather, the catchment area consists of a variety of geochemically specialized rocks of different genesis, and numerous mineralizations and ore deposits occur. These were for hundreds of years the subject of intense mining activity, which resulted in combination with the metal processing industry in widespread arsenic and heavy metal emissions and the contamination of soils and waters.

Temporal evolution in mining regions

First investigations in the catchment area of the Mulde river in 1991/1993 showed an initial load of the Freiburger and Zwickauer Mulde with arsenic and heavy metals at entering the two most important mining regions of the Erzgebirge: Freiberg respectively Aue-Schlema [2]. In both areas there is a permanent additional delivery of these

elements from point and diffuse sources, which was also detected after the flood of 2002 [3] and until today in water phase (for example cadmium, Fig. 2) and in particulate sediments (for example zinc, Fig. 3).

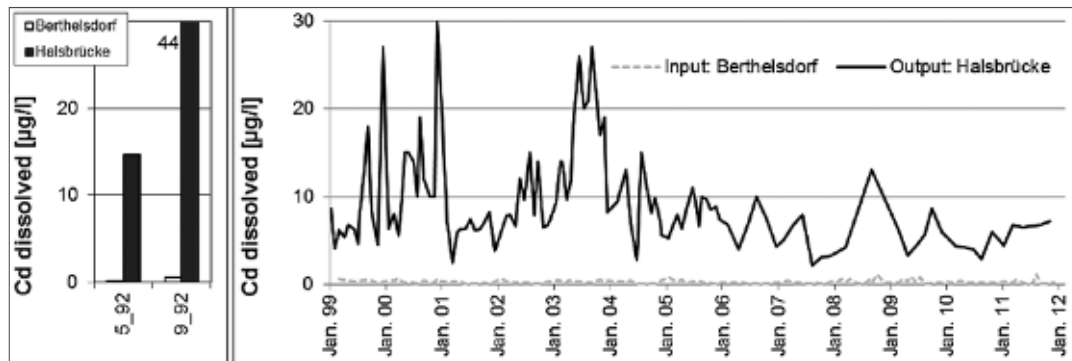


Fig. 2: Cadmium concentrations in dissolved water phase in the mainly polluted river section Freiberg/Freiburger Mulde, Input: Berthelsdorf, Output: Halsbrücke (data from [2], [4])

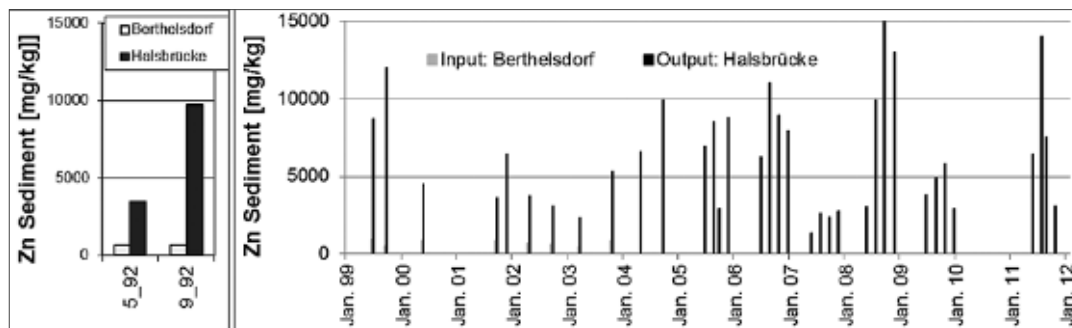


Fig. 3: Zinc concentrations in particulate sediments (fraction <math><20\ \mu\text{m}</math>) in the mainly polluted river section Freiberg/Freiburger Mulde, Input: Berthelsdorf, Output: Halsbrücke (data from [2], [4])

Outlook

All single sources and some processes of dispersion of elements from primary and secondary contaminated sites are still not clear today. Several authorities, universities and companies investigate the problems in their surroundings. So, in the areas affected by mining, were carried out many remediation activities which led to an improvement of the local situation. But not all kind of anomalies can be remediated. Areas with naturally elevated (geogenic) element levels remain in conflict with the requirements of the WFD. For the definition of remediation objectives respectively background levels, it is indispensable to identify the actually sources, to quantify their pollutant in relation to the total load of the river section and control the evolution over time.

In the lower section of the river Mulde, a reservoir named “Muldestausee” exists since 1975. It has a great importance as sediment and pollutant sink. The sedimentation rate of metal loads in the reservoir was in the case of arsenic at 52 %, in case of lead at 84 % and in case of cadmium at 72 % [5]. The reservoir works as a retention area to this day and reduce the pollutant load of the river Elbe significant.

References

- [1] ARGE Elbe (2010): Daten Gewässergütestation Dessau/ Mulde. - <http://www.arge-elbe.de/wge/Allgem/VeroeffJb.php>, under construction by FGG Elbe <http://www.fgg-elbe.de>
- [2] Beuge, P.; Greif, A.; Hoppe, T.; Klemm, W.; Kluge, A.; Martin, M.; Mosler, U.; Starke, R.; Alfaro, J.; Anders, B.; Behrens, K.; Grunwald, N.; Haurand, M.; Knöchel, A.; Meyer, A.; Potgeter, H.; Staub, S.; Stocker, M. (1999): Die Schwermetallsituation im Muldesystem. – TU Bergakademie Freiberg und Universität Hamburg, Bd. 1–3
- [3] Klemm, W.; Greif, A.; Broekaert, J.A.C.; Siemens, V.; Junge, F.W.; van der Veen, A.; Schultze, M.; Duffek, A. (2005): A Study on Arsenic and the Heavy Metals in the Mulde River System. – Acta hydrochim. et hydrobiol. 33, 5, S. 475–491
- [4] LfULG (2012): Freiburger Mulde 1999–2011. – <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/7112.htm>
- [5] Zerling, L.; Müller, A.; Jendryschik, K.; Hanisch, C.; Arnold, A. (2001): Der Bitterfelder Muldestausee als Schadstoffschenke. – Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Math.-naturwiss. Klasse 59, 4, 69 S.

Interlaboratory comparison of the sediment analyses as part of the 2nd collective sampling campaign MKOL – Valy in September 2011

Hájek P., Medek J., Král S., Dolének P.

One of the tasks of the „Surface water“ (SW – MKOL) group of experts and of all the laboratories participating in the International Elbe Monitoring Programme is quality assurance and comparability of results within the entire international Elbe river basin. Collective sampling and subsequent analyses are practicable methods to achieve this aim. The collective sampling took place at Elbe – Valy locality in September 2011. The Czech and the German laboratories were present. Apart from water samples, river sediments were analysed and compared for the first time. The aim of the poster is to introduce results of this interlaboratory comparison and to present final conclusions of this experiment.

Jakost plavenin a sedimentů v povodí českého úseku Labe nejen z pohledu NEK

Jarmila Halířová, Dušan Hypr

Úvod

V souladu se směrnicí 2008/105/ES o normách environmentální kvality (dále jen NEK) oblasti vodní politiky byly v české legislativě přijaty hodnoty norem environmentální kvality pro vybrané nebezpečné látky v matrici sediment (NV 23/2011 Sb.) [1]. Normou environmentální kvality se rozumí koncentrace znečišťující látky nebo skupiny látek ve vodě, sedimentech nebo živých organismech, která nesmí být překročena z důvodu ochrany lidského zdraví a životního prostředí. Hodnoty NEK byly do českého normativu převzaty z evropského návrhu kvalitativních standardů z roku 2005. V současné době je jejich věrohodnost revidována a pravděpodobně budou některé z limitů podle nových vědeckých poznatků změněny (v řadě případů jde původně o hodnoty orientační).

Podle uvedeného předpisu byly vyhodnoceny výsledky monitoringu jakosti pevných matric v ukazatelích vybraných prioritních a prioritních nebezpečných látek přílohy X směrnice 2000/60/ES - antracen, atrazin, PBDE, kadmium, choralkany C10–13, DEHP, fluoranten, HCB, HCBd, HCH, olovo, rtuť, nikl, 4-nonylfenol, 4-terc oktylfenol, pentachorbenzen, pentachlorfenol, suma 5 PAU, simazin, tributylcin. Vyhodnocení bylo provedeno dle překročení resp. nepřekročení hodnot NEK profilovými ročními průměry koncentrací, v případě organických látek standardizovaných koncentrací uvedených látek. S limity norem environmentální kvality byla porovnána data ze 13 profilů sítě situačního monitoringu plavenin a sedimentů v povodí Labe za rok 2011.

Metodickými pokyny [2], [3] předepsaná transformace dat, která se mají porovnávat s limity NEK, v sobě obsahuje tři významné negativní momenty. Jsou to prozatím malý počet látek pro něž jsou NEK stanoveny, malý počet vzorků (dat) neumožňující považovat roční aritmetický průměr za číslo, které by mělo vůbec nějaký statistický nebo praktický význam a problém standardizace dat, která významně zkresluje koncentrační poměry mezi vzorky. Statisticky lze prokázat, že neexistuje významná korelace mezi obsahem celkového uhlíku a obsahem nebezpečných látek ve vzorcích sedimentu nebo plaveniny. Neparametrické testy a výsledky statistických analýz prokazují, že obsahy látek ve vzorcích se liší podle profilů (tedy regionální příslušnosti) a nikoliv podle obsahu TOC. Předepsanou normalizací se tedy nemůže docílit korektního přepočtu koncentrace látek ke standardnímu sedimentu. Důvodem jsou nehomogenita organické hmoty, její nestejná kvalita, různá zralost a odlišné sorpční vlastnosti. Podobný problém je standardizace koncentrací kovů podle obsahu hliníku. Obsah Al_2O_3 ve vzorcích není spojen dostatečně těsným korelačním vztahem s obsahem jílových minerálů (s organickým uhlíkem jsou to významní nositelé sorpčních vlastností) ale závisí i na kolísajících obsazích řady dalších minerálů a na kontaminaci hliníkovým prachem antropogenního původu. Navíc, v případě vzorků situačního monitoringu, je obsah Al_2O_3 zkreslen typem rozkladu vzorku před analýzou. Zpravidla jen z malé, proměnlivé a nedefinovatelné části (podle typu látek) dochází k rozbití vazeb hliníkokřemičitanů a hliníků v nich obsažený pak z velké části stojí mimo analytický výsledek.

Hodnocení podle norem environmentální kvality

V případě organických látek byly limity NEK překročeny průměry standardizovaných dat nejčastěji v obsazích látek skupiny PAU; fluoranten na všech sledovaných profilech s nejvyšším násobkem překročení na horním Labi (34 x), suma 5 PAU (*benzo(b)fluoranthren*, *benzo(k)fluoranthren*, *benzo(a)pyren*, *benzo(g,h,i)perylene* a *indeno(1,2,3-c,d)pyren*) na třech profilech (horní Labe a Jizera) a antracen na třech profilech horního a středního Labe. Z dalších organických látek překročily NEK koncentrace hexachlorbenzenu na Bílině a dolním Labi pod Děčínem (až 158 x) a dále v závěrovém profilu středního úseku Labe v Obříství (1,4 x). Tributylcin (analyzován pouze v plaveninách a sedimentovatelných plaveninách) nesplňuje kvalitativní požadavky nejvýznamněji na středním úseku Labe na profilech Valy, Lysá, Obříství (až 900 x) a rovněž na Bílině, Ohři a dolním Labi pod Děčínem.

V obsazích kovů, při zohlednění přirozené koncentrace globálního geogenního pozadí [4] a bez standardizace, překročily v povodí Labe normu nejčastěji koncentrace olova (7 profilů), dále rtuť (6 profilů), kadmium (3 profilů), a nikl (2 profily). V plaveninách se jedná o Bílinu a Ohři nad Nechranickou nádrží (poměr koncentrací kovů k NEK je nejvýše v úrovni 1,5 násobku), v sedimentech bylo zjištěno významnější překročení u Hg na Bílině v Ústí n. Labem (6 ti násobek) a na dolním Labi pod Děčínem (2 násobek). V úseku horního a středního Labe bylo v obou matricích vyhodnoceno překročení NEK pouze u rtuti (Valy, Obříství) a olova (Vestřev, Obříství, Jizera – Předměřice). Přesto, že v uvedených případech byly normy environmentální kvality překročeny, jde u kovů s výjimkou rtuti o relativně nevýznamné překročení. V případě použití ho-

dnot geogenního pozadí stanoveného pro jednotlivé regionálně geologické jednotky v oblasti povodí Labe bychom mohli získat jiné výstupy hodnocení dle NEK.

Ve všech dílčích oblastech povodí Labe byly některé z uvedených NEK překročeny nejméně v jednom případě (viz výše - fluoranten). Nejvyšší počet ukazatelů (7 z 9) překročil limit NEK i z celorepublikového pohledu v dílčí oblasti povodí Ohře a dolní Labe (kadmium, olovo, nikl, rtuť a hexachlorbenzen, fluoranten, tributylcin) a Horního a středního Labe (olovo, rtuť, suma 5 PAU, antracen, fluoranten, tributylcin). Nejhůře hodnoceným profilem je jednoznačně Bílina v Ústí nad Labem, kde byly v pevných matricích překročeny hodnoty NEK v 6 ukazatelích.

Některé ze zjištěných a uvedených extrémních násobků překročení vyvolávají určité pochybnosti o oprávněnosti standardizace naměřených koncentrací organických látek na TOC. V souvislosti s případy překročení NEK se současně otevírá otázka budoucích opatření s cílem dosažení dobrého chemického stavu vod dle směrnice 2000/60/ES.

Dlouhodobá charakteristika jakosti plavenin a sedimentů

Pro podrobnější hodnocení charakteru kontaminace plavenin a sedimentů českého úseku Labe byl proveden výběr látek ze standardně sledovaných látek. Vybrány byly látky s překročením zvoleného kvalitativního limitu a látky s vyšší mírou koncentrace a látky podle procedury COMMPS. Jako signalizace ekotoxikologicky závažnější míry kontaminace bylo použito hodnocení překročení kritérií MŽP ČR [5], a to překročení limitu kategorie B nebo C hodnotou maxima profilových dat látek. Jako doplňková signalizace přítomnosti vysokých hodnot byl použit index Igeo. Z prioritních látek podle COMMPS byly do výběru zařazeny látky s nejvyššími indexy priority.

Základem zpracování byla konstrukce histogramů koncentrace látek, přičemž oblasti histogramu byly současně klasifikovány podle Ideo indexu a kritérií A, B, C MŽP (nepřekročení A jako A1, překročení A jako A2), kde A1 dopovídá neogennímu pozadí, A2 mírnému znečištění, B odpovídá znečištění s možným negativním vlivem na zdraví člověka a kategorie C znečištění s významným rizikem pro zdraví člověka a ekosystém. Následoval výpočet běžného stavu koncentrace v okolí hlavního módu, identifikace vysokých hodnot koncentrace z pohledu překročení limitů, určení regionální pozice a popis vývoje koncentrace látek na profilech v časové řadě. Analýza dat rozřídila od sebe profily s trvalejším charakterem zvýšeného zatížení a možným ekotoxikologickým rizikem a profily, kde je kontaminace ojedinělá nebo v průběhu 10 let epizodická. Ukázalo se, že ne všechny látky s vyššími indexy priority jsou přítomny v závažnější míře. Sezonalitu koncentrační úrovně látek spojenou s významnými epizodami mimořádných srážko-odtokových situací provázených snosem nebezpečných látek do vodního prostředí a regionální charakter kontaminace plavenin a sedimentů prokázalo zpracování desetiletých časových řad dat koncentrací látek v sedimentovatelných plaveninách na profilech MKOL a v plaveninách a sedimentech na profilech situačního monitoringu řek v České republice metodami vícerozměrné statistiky [6].

Přehled profilů a látek s významnější kontaminací plavenin a sedimentů uvádí následující tabulka. Jsou to případy s vysokými hodnotami obsahu látek, přičemž průběh koncentrace má charakter setrvalého znečištění nebo výraznou sezonalitu, případně výrazný epizodický charakter kolísání koncentrace s překročením zvolených kvalitativních limitů.

Profil	tok	plaveniny					sedimenty										
		As	Hg	p-kresol	HCB	endrin	As	Hg	Pb	B(a)P	1,1,2,2, tetrachlorfeno	benzen	toluen	HCB	p,p' DDT	p,p' DDD	
Předměčice	Jizera																
Obříství	Labe																
Terezín	Ohře																
Ústí nad Labem	Bílina																
Prostřední žleb	Labe																

Plaveniny

Vyšší míru a setrvalejší charakter kontaminace mají As, Hg a HCB na profilu Bíliny v Ústí nad Labem. Zejména As a Hg představují významné znečištění víceméně setrvalého charakteru. Koncentrační úroveň kolísá; arsen je v úrovni A2 až C, přičemž vysoké hodnoty odpovídají epizodám mimořádných srážko-odtokových situací (zimní obleva, jarní tání, letní intenzivní srážky, výraznější podzimní

srážky) a mimo ně jsou měřeny vesměs nižší hodnoty). Mírně zvýšená je úroveň koncentrací hexachlorbenzenu. Běžný stav je v úrovni A2 až B. Lze od sebe rozlišit dva stavy koncentrace HCB, které se objevují ve dvou časových obdobích. V období 2001–2004 jsou vrcholy kolísající kontaminace v úrovni B až C a od konce roku 2004 jsou vysoké hodnoty maximálně v úrovni A2 (ojediněle B). Většina vysokých hodnot je spojena s epizodami letních a podzimních srážek.

Arsen má mírně zvýšenou koncentrační úroveň ještě na profilu Ohře v Terezíně. Nad běžný stav v úrovni A1/A2 zasahují koncentrace během epizod mimořádných srážko-odtokových situací (vysoké A2 a B). Lze rozlišit tři časově odlišné časové úseky s různou mírou kontaminace. Do 1/2004 je koncentrace v úrovni A1/A2 s peaky B (i C), pak do 4/2009 je úroveň koncentrace v kat. A1/A2 a později jen v kat. A1. Kolísání a vyšší hodnoty odpovídají obdobím mimořádných srážko-odtokových situací.

Na profilech Nepasice, Obříství, Prostřední žleb a Předměřice jsou extrémní maxima p-kresolu provázena vždy ještě několika dalšími extrémními daty nebo alespoň vysokými daty v rámci následující nižší kategorie. Ukazují na častější nepravidelný epizodický výskyt vysokých hodnot v rámci běžného kolísání koncentrací. Běžné hodnoty jsou v úrovni hranice A1/A2, peaky vyšších hodnot v pozici A2, B a C.

Sedimenty

Na profilu Bíliny v Ústí nad Labem mají vyšší míru a často setrvalejší charakter kontaminace zejména As, Hg, HCB, p,p' DDT a p,p' DDD. Koncentrace As a Hg představující silné znečištění víceméně setrvalého charakteru. V případě arsenu 33,5 % dat přesahuje do kategorie MŽP B (event i C), u rtuti hodnoty spadající do kat B a jsou dokonce součástí bezprostředního okolí hlavního modu. Koncentrační úroveň obou kovů kolísá a v časové řadě se střídají různě vysoké hodnoty v rozmezí A2 až C. Olovo je obvykle v úrovni A1/A2 s častějším překročením B (i C) v řadě kolísajících hodnot mírně zvýšeného epizodického zatížení. Trvale zvýšené znečištění se jeví u hexachlorbenzenu v úrovni A2, přičemž hodnoty druhého modu (vysoké hodnoty v A2) a extrémní hodnoty (kat.C) mají spíše epizodický charakter. Izomery p,p' DDT a p,p' DDD mají také trvale zvýšenou koncentraci (převaha A2) a extrémní hodnoty kat C (DDT) nebo A2 a B (DDD) mají v kolísající časové řadě epizodický charakter.

Častější vysoké hodnoty koncentrací mají ještě na profilu Bíliny v Ústí nad Labem 1,1,2,2-tetrachlorethen a toluen. Koncentrace obou látek obvykle spadá nejvýše do kategorie A2 a přítomnost naměřených hodnot B nebo C má epizodický charakter. V případě 1,1,1,2-tetrachlorethenu je jeho koncentrace regionálně pod mezí stanovitelnosti (na profilu v Ústí je pod mezí 44 % dat).

Vysoké hodnoty benzenu C v Terezíně mají také jenom epizodický charakter. Obvyklá úroveň koncentrace je v úrovni A1/A2. Vyšší hodnoty se vyskytovaly do 10/2006. Benzen je regionálně pod mezí stanovitelnosti (na profilu Terezín je pod mezí 30 % dat).

V případě ostatních látek, jak v matici plaveniny, tak i matici sedimenty, jsou signály zatížení (podle maxim) vzácným či ojedinělým výkyvem, který v průběhu 10 let nebyl vícekrát změřen. Pro detailnější analýzu charakteru kontaminace je nedostatečná úroveň informace daná malou četností vzorkování. Je pravděpodobné, že další výkyvy nemusely být s ohledem na velmi malou vzorkovací frekvenci zjištěny. Nelze ale potvrdit, zda takové častější překročení koncentrací nad běžný koncentrační stav skutečně existuje. Výsledky analýzy překročení koncentračních limitů a vymezené spektrum látek s významnější mírou či setrvalým charakterem kontaminace na profilech českého úseku Labe potvrzují regionální povahu kontaminace i sezonalitu výskytu hodnot vyšších koncentrací nebezpečných látek.

Literatura

- [1] NAŘÍZENÍ VLÁDY ze dne 22. prosince 2010, kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb.- Sběrka zákonů č. 23/2011 Částka 8, str. 186–262.
- [2] METODICKÝ POKYN odboru ochrany vod MŽP ze dne 16.2.2012 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č.229/2007 Sb. a nařízení vlády č. 23/2011 Sb.
- [3] VYHLÁŠKA MŽP a MZ ze dne 30. března 2011 o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod.- Sběrka zákonů č. 98/2011 Částka 37, str 970–1013.
- [4] TUREKIAN K.K., WEDEPOHL, K.H. (1961) Distribution of the Elements in some major units of the Earth's crust. Geological Society of America, Bulletin 72: 175–192.
- [5] METODICKÝ POKYN odboru ochrany vod MŽP ze dne 31. července 1996: Kritéria znečištění zemin, podzemní vody a půdního vzduchu
- [6] HYPR D., HALÍŘOVÁ, J.(2010) Stav a vývoj znečištění plavenin a sedimentů v tocích ČR na základě monitoringu ČHMÚ. Sborník příspěvků a posterových abstraktů, Hydrologické dny 2010. Voda v měnícím se prostředí. Sekce 2, str. 177–186. Hradec Králové, 2010

Dynamika transportu plavenin v českém úseku Labe

Jarmila Haliřová, Pavel Stierand

Úvod

Systematickým pozorováním režimu plavenin a bilancováním transportu plavenin v povodích hlavních toků se v ČR zabývá výhradně ČHMÚ od roku 1985 v rámci hydrologických činností. Výskyt a pohyb plavenin v řekách souvisí s erozí a ztrátou zemědělského půdního fondu, zanášením a znečištěním vodních toků a nádrží. Síť sledování na Labi byla původně založena tak, aby obsáhla změny v hydrologických charakteristikách toku a reprezentovala úseky jak s přirozenými podmínkami proudění, tak regulovanou část toku a rovněž vliv transportu významnými přítoky. Výběr profilů byl limitován i lokalizací stávajících hydrologických stanic s pravidelným vyhodnocováním průtoků vody a měřením srážek. Na přelomu 20. a 21. století pak na tuto síť navázal i monitoring kvality pevných matric, nejprve v rámci výzkumných projektů [1] a později od roku 1999 v rámci komplexního monitoringu jakosti vod [2]. Síť pozorování režimu plavenin se stala zčásti základem pro návrh sítě monitoringu pevných matric v souladu s požadavky Rámcové směrnice v rámci situačního monitoringu, který běží od roku 2007. V povodí Labe je v současné době pozorováno a vyhodnocováno 7 profilů na toku Labe – jedná se profily Vestřev, Němčice, Valy, Lysá, Obříství, Dolní Beřkovice a Prostřední (Dolní) Žleb. Dále jsou to závěrové profily významných přítoků jejichž transport plavenin představuje významnější přínos do Labe, jsou to Orlice, Loučná, Jizera, Cidlina, Vltava, Ohře, Bílina a Ploučnice.

Metodika

Základním vyhodnocovaným údajem pro sledování režimu a bilancování transportu je koncentrace plavenin – množství nerozpuštěných látek, které se pohybují v suspenzi, udávané v jednotkovém objemu vody.

Odběry vzorků pro stanovení koncentrace plavenin se původně prováděly ručním vzorkovačem integrálním způsobem v jedné reprezentativní svislici, která byla určena na základě celoprofilových měření. Na některých stanicích se původní metoda odběru nezměnila, v rámci automatizace sítě byly na vybraných stanicích zavedeny automatické vzorkovače plavenin, tzv. samplery typu ISCO6700, které ve zvolených časových intervalech odebírají kontinuálně vzorky z jednoho bodu v toku. Vzorkování samplery může být řízeno programem dle zadaných výšek hladiny, případně dle hodnot zákalu pomocných měřicí sondy YSI. Standardně je automatické vzorkování nastaveno na odběr 1x denně, jeho řízení jinými parametry je ve fázi testování.

Přehled dlouhodobých charakteristik transportu plavenin na Labi za období 2001–2010

Průměrná roční koncentrace plavenin na profilech Labe kolísá mezi 8 až 59 mg/l, vyšší obsahy plavenin jsou dlouhodobě vyhodnoceny v přirozeném úseku horního Labe (Němčice, dlouhodobý roční průměr 34 mg/l), směrem po toku dochází k mírnému poklesu obsahů v podstatě až k závěrovému profilu středního úseku Labe v Obříství (21 mg/l). Pouze v letech s extrémními srážkoodtokovými situacemi a významnějšími povodněmi je měřeno v tomto úseku zvýšené množství plavenin vzhledem k horní části povodí. Na středním úseku Labe se projevuje vliv četných příčných staveb v toku, kdy při zpomaleném proudění vody dochází k sedimentaci části suspendovaného materiálu přinášeného z horní části povodí. Stabilně nižší průměrné roční hodnoty koncentrací plavenin jsou vyhodnoceny v profilu Labe - Dolní Beřkovice pod zaústěním Vltavy (dlouhodobý průměr 14 mg/l) a konečně pouze mírný nárůst koncentrací je pak měřen v hraničním profilu Labe ve Žlebu (dlouhodobý průměr 17 mg/l) v úseku s přirozeným prouděním vody již bez většího vlivu jezů.

Zvýšené koncentrace plavenin se na **horním Labi** v uvedeném období vyskytovaly nejčastěji a pravidelně v souvislosti s epizodami oblev a tání sněhu v měsíci březnu, případně v lednu či únoru (dle klimatické situace) s hodnotami mezi 300–400 mg/l, dále v letních měsících během epizod intenzivních a přívalových srážek (v červenci, srpnu), kdy maximální koncentrace dosahují hodnot mezi 500 až 2000 mg/l a méně často i v říjnu již s nižšími hodnotami koncentrací okolo 100 až 300 mg/l. Proměnlivě se projevuje také zvýšený chod plavenin při oblevě a tání první sněhové pokrývky ve vyšších polohách v průběhu prosince s hodnotami opět do 300 mg/l. Nejvyšší změřená denní hodnota 2 700 mg/l byla zaznamenána na horním Labi v červenci 2010 při přívalových srážkách. Charakteristické je pro tuto část povodí rychlé odeznívání zvýšeného chodu plavenin obvykle v průběhu 1–3 dnů.

Plaveninový režim **středního úseku Labe** je ovlivňován jak srážkoodtokovými situacemi v horním povodí, tak na četných přítocích (Loučná, Chrudimka, Cidlina, Jizera). Charakteristické jsou déle trvající dotokové epizody (5 až 7 denní) zvýšeného chodu plavenin ovšem s výrazně nižšími denními hodnotami, než jsou měřeny na horním úseku Labe. V případě jarních povodní jsou obvykle koncentrace plavenin v úrovni 50 % maxim horního Labe. Výjimkou byl zvýšený chod plavenin v březnu 2006, kdy při povodňových průtocích změřená denní maxima 1300 mg/l několikanásobně převýšila hodnoty koncentrací plavenin na horním Labi. V tomto období byla na profilu Obříství vyhodnocena i nejvyšší průměrná měsíční koncentrace plavenin (195 mg/l). Vliv přítoků na chod plavenin se projevil nejmarkantněji v srpnu 2010 po intenzivních srážkách v s. a sv. části republiky na Cidlině a zejména na Jizeře, kde byly současně vyhodnoceny měsíční maxima koncentrací plavenin za celé sledované období. V Obříství dosáhla v tomto období průměrná měsíční koncentrace 60 mg/l, na horním profilu Labe ve Valech pouze 25 mg/l. Rovněž mezi profily na středním Labi směrem po toku jsou zaznamenávány pravidelně diference a zejména v úseku mezi Valy a Obřístvím snížení koncentrací plavenin (např. v květnu 2010 zde byl vyhodnocen po lokálních srážkových epizodách až 60% pokles obsahů plavenin).

Chod plavenin na **dolním Labi** je dlouhodobě charakteristický zejména snížením obsahů plavenin v Labi v profilu Dolní Beřkovice pod zaústěním Vltavy (o 10 až 50%). Výjimkou byly následující dva roky po katastrofální povodni v roce 2002, kdy lze předpokládat změny v korytu Labe ale i antropogenní ovlivnění režimu pracemi při čištění toků a odstraňování povodňových škod v tocích. Vltava celkově přináší do Labe poměrně malé množství plavenin (průměrně 11 mg/l) a projevuje se spíše ředícím efektem. V případě regionálních epizod, např. v období jarního tání jsou koncentrace v tomto úseku srovnatelné s horní částí toku, pokud nedojde vlivem časové zpoždění chodu plavenin v povodí Vltavy k ředění. V hraničním profilu Labe pod Děčínem nejvyšší zaznamenané denní koncentrace dosáhly nejvýše 350 mg/l. I v období srpnových povodní roku 2002 nejvyšší změřená koncentrace nepřesáhla 300 mg/l. Typické zde jsou déletrvající 10 až 14 ti denní epizody postupného odeznívání zvýšeného chodu plavenin s hodnotami mezi 50 až 100 mg/l při jarních oblevách a regionálních intenzivních srážkových epizodách jako odraz srážkoodtokové situace v celém povodí.

Podobný charakter změn v transportu plavenin dokumentují názorněji i **diference v odtocích plavenin** mezi sledovanými profily během jednotlivých mimořádných epizod srážkoodtokových situací provázených zvýšeným chodem plavenin. Na základě bilancí odnosů a změn v transportu plavenin ve stávající síti profilů lze identifikovat úseky toků se zvýšenou sedimentací (střední úsek Labe) nebo přechodně zvýšeným odnosem (Labe pod Střekovem). Odhadem lze vyčíslit i množství materiálu, které během jednotlivých epizod sedimentovalo nad jezy v jezových zdržích, případně v přehradních nádržích. Nejčastěji a opakovaně dochází k deficitu množství transportovaného materiálu, řádově v tisících až desetitisících tun, v úsecích Valy – Lysá, Lysá – Obříství, Obříství - Dolní Beřkovice a rovněž v úseku mezi stanicí Dolní Beřkovice a Děčín (např. období března až května 2006 v tomto úseku sedimentovalo odhadem 150 000 t). Příkladem zanášení nádrží je pak epizoda zaznamenaná na horním Labi ve stanici Vestřev, kdy při letních přivalových deštích v červenci 2009 bylo během 3 dnů (s koncentracemi mezi 1000 až 2800 mg/l) transportováno do dolní části povodí odhadem 8 000 t materiálu, který byl z velké části zadržen a sedimentoval v nádrži Les Království.

Závěr

Hraničním profilem Labe v Děčíně Prostředním Žlebu bylo za dekádu 2001–2010 transportováno úhrnem 2 688 000 t nerozpuštěných látek. Vzhledem k tomu jaký význam má pro jakost vod znečištění v partikulární fázi, jde o významný fenomén transportu znečištění i v přeshraničním měřítku. V roce 2010 bylo hraničním profilem Labe transportováno do německé části povodí Labe ve vazbě na plaveninách (při celkovém odnosu plavenin 347 000 t) kupříkladu 5 t arsenu, 25 t olova, 300 kg kadmia, 400 kg rtuti, 10 kg p,p'DDT. Bez spolehlivých a podrobných údajů o množství plavenin pohybujících se v tocích v podstatě nelze věrohodně kvantifikovat množství a pohyb kontaminantů vázaných v partikulární fázi. Této problematice budeme nadále věnovat pozornost včetně zdokonalování metod měření a vyhodnocování transportu plavenin.

Literatura

- [1] Petrůjová, T., Halířová, J. (1999) : Sledování plavenin a sedimentů v povodí Labe, Moravy a Odry, jako metodická podpora komplexního sledování jakosti vody podle směrnic EU. Závěrečná zpráva úkolu PPŽP 510. Brno 1999.
- [2] Rieder, M. a kolektiv (1999) : Komplexní sledování jakosti vody podle směrnic Eu. Studie ČHMÚ, Praha 1999.

Summary

The Czech Hydrometeorological Institute (CHMI) has been engaged in systematic observation of suspended solids regime and evaluation of suspended solids transport in catchments of important rivers in the Czech Republic within a framework of its hydrological activities since 1985. This contribution presents an overview of used methods for the monitoring. Characteristic natural patterns of suspended solids transport were described according to observation results using discharge evaluation in seven gauging stations on Elbe river and in outlet sections of its significant tributaries in 2001–2011 period. Representative extreme runoff events were analyzed and also their influence on suspended solids transport including flood events in years 2002 and 2006 was evaluated. The changes of suspended solid transport along longitudinal section of both natural and regulated Elbe river banks and the changes in suspended solids' total load were reviewed and compared including the assessment of total solids "export" to the German part of Elbe river basin in this period. The significance of suspended solids quantity monitoring in watercourses from point of view of quantification of transport of contaminants bound on solid particles was illustrated by a balance of selected dangerous substances at border profile Děčín – Prostřední Žleb (Schmilka).

Revize seznamu prioritních látek v plaveninách a sedimentech řeky Labe a jeho přítoků

Dušan Hypr

Abstrakt

Metoda COMMPS (combined monitoring-based and modelling-based priority setting scheme) umožňuje na základě míry zastoupení chemické látky a jejích ekotoxikologických parametrů stanovit prioritu (pořadí ve vztahu k jiným chemickým látkám). V České republice byla metoda použita pro roky 1999–2001 pro území celého státu a v roce 1999–2004 pro sestavení pořadí závažnosti výskytu a nebezpečnosti chemických látek i v jednotlivých dílčích oblastech povodí. S ohledem na rozšíření informační základny, zejména o koncentracích sledovaných chemických látek, byl revidován původní seznam prioritních látek pro prostor českého úseku řeky Labe pro matrice plaveniny a sedimenty. Zpracována byla data monitoringu ČHMÚ za období 1999–2010. Seznam prioritních látek je konfrontován s hodnocením kvalitativních parametrů jednotlivých látek podle klasifikačních limitů.

Klíčová slova: plaveniny, sedimenty, monitoring COMMPS (combined monitoring-based and modelling-based priority setting scheme), index priority, kvalitativní kritéria

1. Aplikace metodiky COMMPS

Pro český úsek Labe byly zpracovány kvalitativní údaje výběru látek v maticích plaveniny a sedimenty. V případě matrice plaveniny byly za období 2001–2010 zahrnuty látky, které měly více jak 25% hodnot nad mezí stanovitelnosti (odběry odstředěných vzorků, 70 látek, 16 profilů, 1179 profilových průměrů). V matici sedimenty byly do výběru za období 1999–2010) zahrnuty látky, které rovněž měly více jak 25% hodnot nad mezí stanovitelnosti (bodové vzorky, 70 látek, 16 profilů, 1253 profilových průměrů). Metodika byla použita podle Kleina [1], Leppera [2, 3] a Hypr, Halířová, Beránková [4].

2. Stručné hodnocení výsledků procedury COMMPS

Výstupem procedury COMMPS jsou seznamy látek seřazené podle indexu priority. Výsledky dřívějších zpracování kratších časových řad jsou obdobné (1999–2001 a 1999–2004). Podobnost je jak časoprostorová, tak i při porovnání obou matic (plavenin a sedimentů). Podobnost obou matic je s ohledem na shodu mechanismů sorpce, a tím i na relativní shodu koncentračních poměrů, logická.

Metoda COMMPS umožňuje relativně jednoduché sestavení seznamu prioritních nebezpečných látek respektujících ekotoxikologické údaje a míru přítomnosti příslušných látek v daném regionu. Účinnost metody je částečně omezena dostupností relevantních dat. Některé soubory dat jsou malého rozsahu a pro některé látky nejsou k dispozici údaje o jejich toxicitě. Přítomnost látek je ve sledovaných maticích v průběhu času proměnlivá. Z tohoto pohledu je třeba provádět aktualizace výpočtu v kombinaci s expertním posouzením priority látek s důvodným předpokladem toxicity a současně s absencí dat umožňujících výpočet indexu priority. Výsledné seznamy prioritních látek nelze považovat za definitivní a uzavřené.

Stabilně na prvních příčkách žebříčku jsou podle indexu priority olovo, kadmium, nikl, měď, arsen a z organických látek téměř všechny PAHs (*benzo(a)antracen*, *benzo(g,h,i)perylene*, *dibenzo(a,h)antracen*, *benzo(a)pyren*, *benzo(k)fluoranthene*, *benzo(b)fluoranthene*, *indeno(1,2,3-c,d)pyren*, *pyren*) a dále endrin, hexachlorbenzen, fluoren, a deriváty DDT.

3. Signál přítomnosti znečištění profilových dat českého úseku Labe

Norma environmentální kvality (NEK) představuje ukazatele přípustného znečištění sedimentů [7, 8, 10]. Předepsaná transformace dat porovnávaných s limity NEK, v sobě obsahuje tři významné negativní momenty. Jsou to prozatím malý počet látek pro něž jsou NEK stanoveny, malý počet vzorků (dat) neumožňující považovat roční aritmetický průměr za popisnou statistickou charakteristiku a problém standardizace dat, která významně zkruskuje vzájemné koncentrační poměry látek.

Index průmyslové kontaminace CIP [6] hodnotí profily podle obsahu skupiny kovů. Výstup má regionální povahu a signalizuje zatížení profilů. Nejvyšší průmyslové zatížení dokumentuje CIP na profilu Bíliny v Ústí

nad Labem a druhé nejvyšší na Labi v Prostředním Žlebu. V sedimentech se shodně ukazuje nejvíce zatížený profil Bíliny v Ústí nad Labem. V obou matricích patří k nejméně zatíženým profily Nemošice, Nepasice, Sány a Dašice.

Hodnocení věrohodnosti profilových průměrů je součástí procedury COMMPS [4] a zčásti se v hrubých rysech shoduje se signalizací hodnocení maxim látek celého úseku českého Labe (kritéria MŽP nebo Igeo). Podává obraz logicky bližší výstupu Igeo a na rozdíl od něho podrobnější a bez zavádějícího zkruslení (signalizace zatížení ovlivněných a zkruslených průměru či percentilů) a zčásti odlišný od výstupu založeném na ekotoxikologické škále (MŽP). Řada signálů je shodná a další, s ohledem na povahu stanovení prahu (limitu), signalizují sice přítomnost vyšších hodnot, ale v řadě případů bez ekotoxikologické závažnosti.

Jako signalizace ekotoxikologicky závažnější míry kontaminace bylo použito hodnocení **překročení kritérií MŽP ČR [9]**, a to překročení limitu kategorie B nebo C hodnotou maxima profilových dat látek. Jako doplňková **signalizace přítomnosti vysokých hodnot** byl použit index **Igeo** [5]. Překročení kritérií MŽP je na jednotlivých profilech pro každou sledovanou látku doplněno procentuálním vyjádřením počtu dat překračujících limity kategorií. Součástí výstupu je i zařazení ostatních statistických parametrů souborů dat (např. průměr, 90% percentil apod.). V případě zpracování dlouhodobých dat je zařazení statistických parametrů pro vyhodnocení věrohodné a pro hodnocení použitelné. V ročních řadách je výstupem signál založený na klasifikaci maxima. Kritéria MŽP zůstávají prozatím nejspolehlivějším nástrojem hodnocení kvalitativních parametrů. Jejich použitelnost byla zákonně zúžena, právě jen pro použití jako signálu znečištění.

V matrici plaveniny (období 2001–2010) panuje shoda signálů klasifikace MŽP a Indexu Igeo zejména u As, Cd, Pb, Zn a většiny látek PAU. Vyšší míru kontaminace signalizuje alespoň jedna z použitých škál (např. Hg, Cr, Se, Cu, Ni, toluen, pentachlorbenzen, p-kresol, HCB a o-xylen). Vesměs se jedná o látky, které se umístily v popředí žebříčku podle indexu priority (COMMPS).

V matrici sedimenty (období 1999–2010) je zjevná shoda výstupu signálů klasifikace MŽP a Indexu Igeo u As, Cd, Pb, Hg a většiny látek PAU. Vyšší míru kontaminace signalizuje alespoň jedna z použitých škál (např. Se, Zn, benzen, 1,1,1,2-tetrachlorethen, toluen, p-kresol, p,p´ DDT, p,p´ DDD a HCB). Vesměs jde o látky, které se umístily v popředí žebříčku podle indexu priority (COMMPS).

4. Závěr

Výstupem procedury COMMPS je pořadí nebezpečných látek podle indexu priority obsahující v sobě měřítko ekotoxikologického rizika (index efektivity) a měřítko přítomnosti (index expozice). Výstupem použitých procedur hodnocení kvalitativních parametrů souborů profilových dat je signalizace přítomnosti vyšších hodnot a pokud použijeme kritéria MŽP ČR z roku 1996 tak i ekotoxikologická závažnost. V obou matricích jsou ve srovnatelném období 2001–2010 signalizovány vyšší obsahy především těžkých kovů, látek skupiny PAU a také některých dalších nebezpečných látek s hodnotami koncentrací překračujícími limit kat. B a C MŽP a (nebo) se zvýšenou koncentrací podle indexu Igeo (třídy 3 až 5) Spektrum těchto látek odpovídá látkám dlouhodobě se vyskytujících na předních příčkách pořadí nebezpečných látek podle indexu priority vypočteného procedurou COMMPS.

5. Literatura

- [1] KIEIN W., et al., 1999: Revised Proposal for list of Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive (COMMPS procedure), Fraunhofer Institute of Umweltchemie and Okotoxikologie, 1999, Germany
- [2] LEPPER P., 2001: Development of Methods for the Derivation of Quality Standards for priority substances. draft report of the study, Fraunhofer-Institute Environmental Chemistry and Ecotoxicology, October 2001
- [3] LEPPER P., 2002: Towards the Derivation of Quality Standards for Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive. Final report of the study. Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, September 2002
- [4] HYPR D., HALÍŘOVÁ J., BERÁNKOVÁ D. 2003: Metody odvození priorit nebezpečných látek a jakostních cílů. In Rieder, M. a kol.: Výskyt a pohyb nebezpečných látek v hydrosféře ČR. Závěrečná zpráva projektu. ČHMÚ, Praha 2003
- [5] MÜLLER G., 1986: Schadstoffe in sedimenten – Sedimente als Schadstoffe. – Mitt. Österr.geol.Ges. 79(1986), Umweltgeologie-Band, s.107–126, Wien 1986

- [6] GERŠLOVÁ E., GERŠL M., ZELENKOVÁ K., NÝVLT D., 2011: Modely transportu sedimentů a organických polutantů vázaných na suspendovanou hmotu v povodí Dyje. Závěrečná zpráva projektu SP/1b7/156/07. MS Česká geologická služba Brno 2011
- [7] NAŘÍZENÍ VLÁDY ze dne 22. prosince 2010, kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb.- Sbírka zákonů č. 23 / 2011 Částka 8, str. 186–262.
- [8] VYHLÁŠKA MŽP a MZ ze dne 30. března 2011 o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod.- Sbírka zákonů č. 98 / 2011 Částka 37, str 970–1013.
- [9] METODICKÝ POKYN odboru ochrany vod MŽP ze den 31. července 1996: Kritéria znečištění zemin, podzemní vody a půdního vzduchu
- [10] METODICKÝ POKYN odboru ochrany vod MŽP ze dne 16.2.2012 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č.229/2007 Sb. a nařízení vlády č. 23/2011 Sb.

The ELSA-Project – Remediation of contaminated Elbe sediments

Keller, I. & Schwartz, R., Ministry of Urban Development an Environment, Hamburg

The transfer of pollutants from the whole Elbe River Basin poses substantial risks to the marine environment and severely limits the options available to sediment management in the tidal area. Pollutants have their origin (primary point sources & secondary diffuse sources) throughout the whole Elbe River Basin.

The economic and ecological importance of risk-based sediment management is revealed by the volumes of dredged material necessary to maintain the navigational depth to and also within the Port of Hamburg. The contamination of sediments restricts the relocation options within the river. The volume of dredged material in the Port of Hamburg must partly treated and disposed of on land at high costs due to its contamination.

In 2010 the Ministry of Urban Development, Hamburg in cooperation with the Hamburg Port Authority and the Ministry of Economy, Hamburg initiated a project called “Remediation of contaminated Elbe Sediments – ELSA”.

The most pressing interest from a Hamburg point of view is to initiate the straight improvement of the contamination levels in the Elbe – especially those of the sediments – and further give professional advice and if required financial support. Measures are to be conducted and implemented by the local ministries. Basically a co-financing is possible, but modalities have to be discussed on a case specific basis.

For more information about ELSA, visit www.elsa-elbe.de

Projekt „Schadstoffsanierung Elbsediment – ELSA”

Die Belastungssituation der Elbe mit anorganischen und organischen Schadstoffen hat sich insbesondere in den 1990er Jahren deutlich verbessert. Dennoch stellt die verbliebene Schadstoffbelastung der Elbsedimente immer noch eine erhebliche Herausforderung dar. Nach wie vor kommt es stellenweise zu Einschränkungen beim Verzehr von Elbefischen und zu Futtermittelbelastungen in den Elbauen. Die Schadstofffracht der Elbe trägt weiterhin zur Belastung der Nordsee bei und betrifft damit Aspekte des Meeresumweltschutzes.

Aus diesen Gründen ist ein ganzheitliches Sedimentmanagement im gesamten Elbeeinzugsgebiet erforderlich und hat eine ausschlaggebende Bedeutung für die zur Sicherung der Seeschifffahrt unverzichtbare Umlagerung von Sedimenten im Gewässer. Hierzu gehören auch Maßnahmen zur Schadstoffreduzierung im oberstromigen Bereich. Diese dienen gleichermaßen der Erfüllung umweltrechtlicher Anforderungen wie z.B. der EG-Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) und der EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL).

Insbesondere für den Hamburger Hafen hat die aktuelle Schadstoffbelastung der Schwebstoffe und Sedimente weiterhin gravierende finanzielle und ökologische Konsequenzen. Zur Sicherung der erforderlichen Wassertiefen müssen regelmäßig große Sedimentmengen gebaggert und verbracht werden. Die Schadstoffbelastung führt zu Einschränkungen bei der angestrebten Umlagerung im Gewässer und hat teilweise eine sehr aufwändige und kostenintensive Landentsorgung der Sedimente zur Folge.

Im April 2010 wurde das behördenübergreifende Projekt „Schadstoffsanierung Elbsedimente - ELSA“ unter Federführung der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt und Beteiligung der Hamburg Port Authority, der Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Innovation sowie der Senatskanzlei eingerichtet.

Ziel des Projektes „Schadstoffsanierung Elbsedimente – ELSA“ ist es, Maßnahmen, die der Verbesserung der Schadstoffsituation der Elbe und insbesondere der Elbesedimente dienen, zu initiieren, fachlich zu begleiten und bei Bedarf finanziell zu unterstützen. Mittelfristig bis langfristig soll damit eine Schwebstoff- / Sedimentqualität erreicht werden, die folgende Nutzungen gefahrlos ermöglicht:

- Einhaltung der einschlägigen Umweltvorschriften (Umwelt-Qualitätsnormen der EG- Wasserrahmenrichtlinie und der Tochterrichtlinie „Prioritäre Stoffe“ sowie der Vorgaben der IKSE- und OSPAR-Abkommen)
- Umweltverträgliche Umlagerung von gebaggerten, frischen Elbesedimenten im Gewässer im erforderlichen Umfang

- Ermöglichung aller weiteren relevanten Nutzungsansprüche an den Fluss (z.B. unbedenklicher Fischverzehr und Futtermittelproduktion)
- Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft im Fluss, Küstengewässer und dem Meer

Die Arbeiten des ELSA-Projektes erfolgen in enger Abstimmung mit der Arbeitsgruppe „Schadstoffe / Sedimentmanagement“ der Flussgebietsgemeinschaft Elbe sowie der Expertengruppe „Sedimentmanagement“ der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (vgl. Abb. 1).

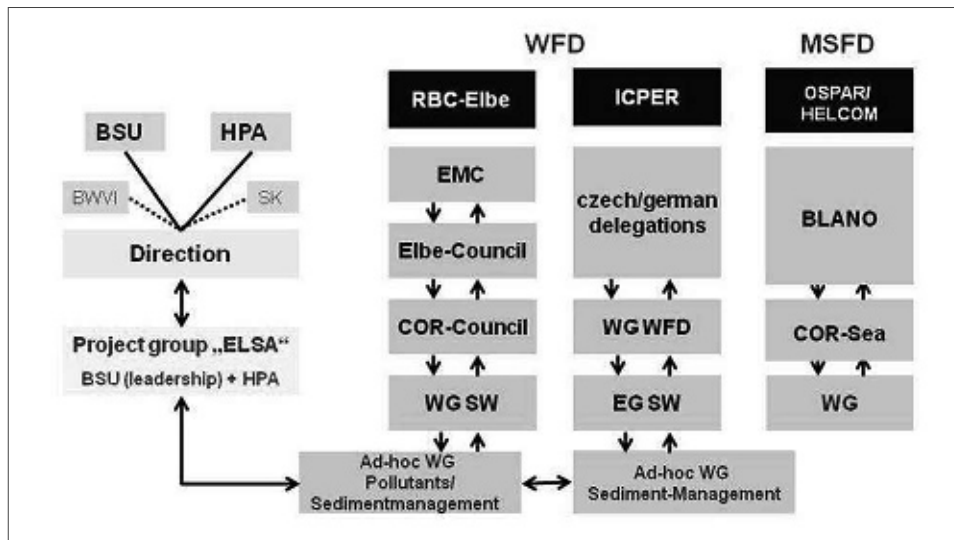


Abb. 1: Organizational structure

- BLANO: Bund Länder Ausschuss Nord- und Ostsee, Confederation of North and Baltic Countries
 BSU: Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Ministry of Urban Development and Environment
 BWVI: Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Innovation, Ministry of Economy
 COR-Council: Koordinierungsrat, Coordination Council
 CorSea: Koordinierungsrat Meer, Coordination Council Sea
 Czech/german delegations: Tschechische und deutsche Delegation, Czech and German Delegations
 EG SW: Expertengruppe Oberflächengewässer, Expert Group Surface Water
 Elbe-Council: Elbe-Rat, Elbe-Council
 EMC: Elbe-Minister-Konferenz, Ministers Conference
 HELCOM: Kommission für den Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum, Baltic Marine Environment Protection Commission
 HPA: Hamburg Port Authority
 ICPER: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, International Commission for the Protection of the Elbe River
 MSFD: EG-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie, EC-Marine Strategy Framework Directive
 OSPAR: Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks, International Cooperation on the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic
 SK: Senatskanzlei, Senate-Office (coordinating agency of the Senate)
 RBC-Elbe: Flussgebietsgemeinschaft Elbe, River Basin Commission Elbe
 WFD: EG-Wasserrahmenrichtlinie, Water Framework Directive
 WG: Arbeitsgruppen, Working Groups
 WG SW: Arbeitsgruppe Oberflächengewässer, Working-Group Surface Water,
 WG WFD: Arbeitsgruppe EG-Wasserrahmenrichtlinie, Working Group Water Framework Directive

Weitere Informationen zu ELSA finden Sie unter: www.elsa-elbe.de

Results of long-term monitoring of particle-bound contaminants in the Elbe estuary

C. Kleisinger, N. Grope, H. Haase, U. Hentschke, B. Schubert

Although contaminant concentrations in the River Elbe have in general strongly decreased since the late 1980s, concentrations of several contaminants in sediments of the river's inland reach have remained high [1,2]. In order to monitor concentrations of particle-bound contaminants (trace metals and selected organic contaminants) in the Elbe estuary, the German Federal Institute of Hydrology (BfG) and the River Basin Community Elbe (FGG Elbe) are operating seven monitoring sites. At most of these sites, suspended particulate matter (SPM) and, alternatively, freshly deposited sediments have been sampled for more than 20 years, usually on a monthly basis. As particle-bound contaminants tend to accumulate in fine-grained sediment or SPM fractions, trace metal concentrations were measured directly in these fractions ($<20\ \mu\text{m}$). For assessing organic contaminants, the BfG normalized the concentrations, which are usually measured in the sample $<2\ \text{mm}$, to fine-grain fractions $<20\ \mu\text{m}$ or $<63\ \mu\text{m}$. Despite the variations of concentrations due to varying freshwater flows, a decrease of concentrations has been detected since the end of the 1980s. Trends of the contaminant concentrations in SPM were more distinct in the upper part of the Elbe estuary where concentrations were higher than downstream. The Mann-Kendall-Test [3] revealed, for example, a significant decrease in the annual median concentrations of cadmium, mercury, nickel, and arsenic at Wedel, Elbe-km 642. However, this decrease was not significant at Bützfleth, Elbe-km 657.5 (shown for cadmium in Fig. 1), where sampling started only in 1999. These results demonstrate that more than 10 years of monitoring and high sampling frequency are needed to detect temporal trends in such highly dynamic water bodies like the Elbe estuary [4].

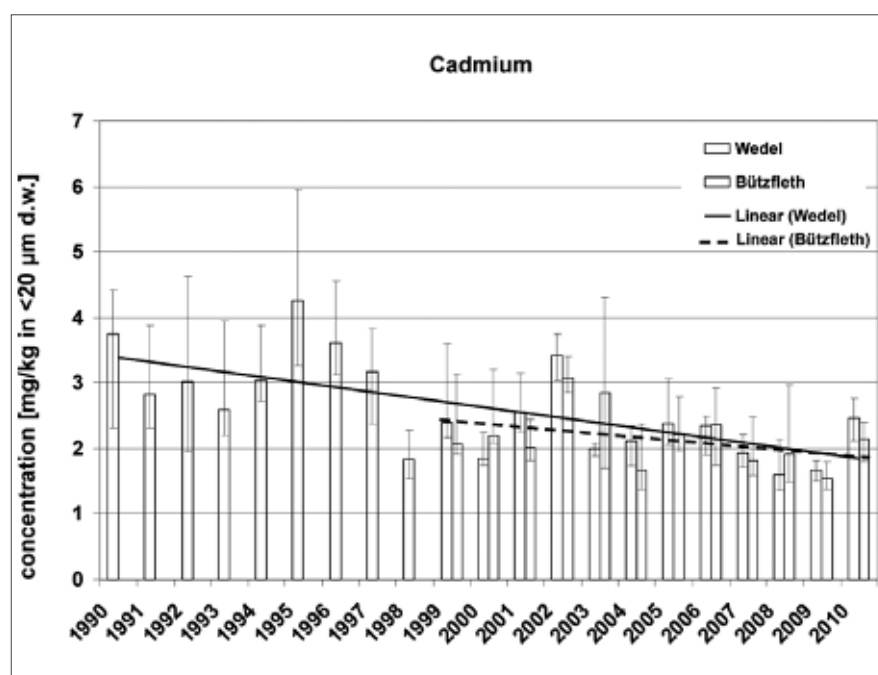


Fig.1: Annual median cadmium concentration in suspended particulate. The vertical bars represent the 25% and 75% percentiles.

Like in many other estuaries [e.g. 5, 6], contaminants that have their main sources in the inland parts of the rivers or in the upper estuary decrease in their concentrations from the inner Elbe estuary towards the river mouth, [e.g. 6]. This decrease is attributed to the fact that towards the sea the highly contaminated fluvial sediments that enter the estuary are mixing more and more with growing volumes of only slightly contaminated sediments of marine origin. Particularly in the mixing zone of marine and fluvial particulate matter, considerable within-year variations of concentrations have been observed with many contaminants. With increasing discharge the concentrations of contaminants increase too, and in times of low freshwater discharge, contaminant concentrations are low as well.

Usually, maximum concentrations were observed after strong freshwater discharges and statistical analyses confirmed a significant dependence of contaminant concentrations on freshwater discharge (Fig. 2). The maxima of contaminant concentrations (March–May) were delayed against the maxima of freshwater flow (February–April) that were measured at Neu-Darchau, Elbe-km 536. This temporal shift depends on the location and the intensity of the extreme floodflow. The monitoring station Wedel observed temporal shifts of 1–10 weeks and that at Brunsbüttel of 5–14 weeks (Fig. 2) [1].

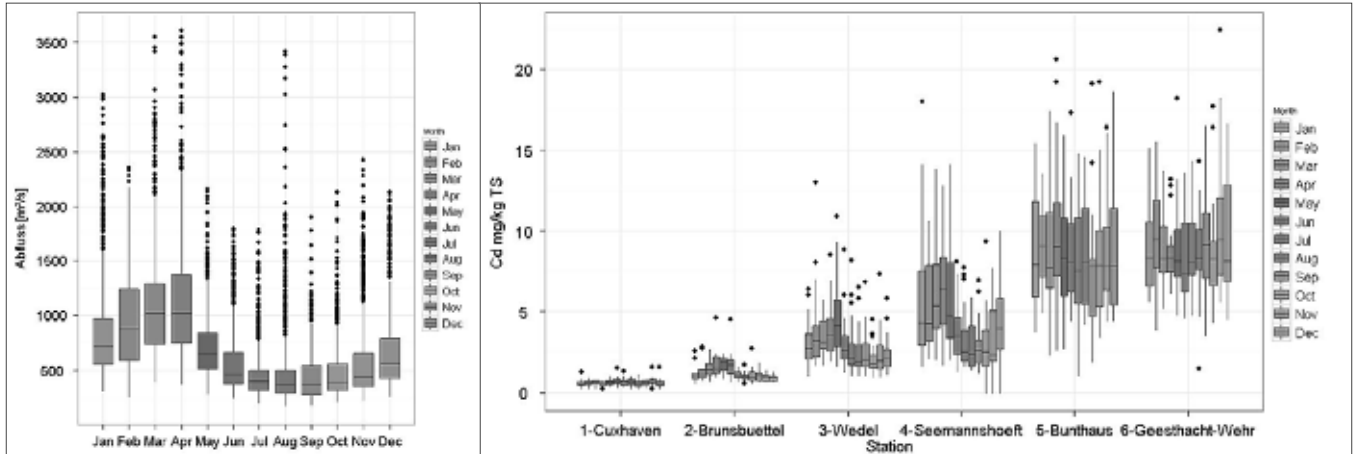


Fig. 2: Mean freshwater discharges at Neu-Darchau Elbe-km 536 (long-term monthly averages) and cadmium concentrations (long-term monthly averages) at six monitoring sites in the Elbe estuary (Geestacht Wehr, Elbe-km 586, Bunthaus (FGG Elbe), Elbe-km 610, Seemannshoift (FGG-Elbe), Elbe-km 629, Wedel, Elbe km 642, Brunsbüttel, Elbe-km 696, Cuxhaven, Elbe-km 727)

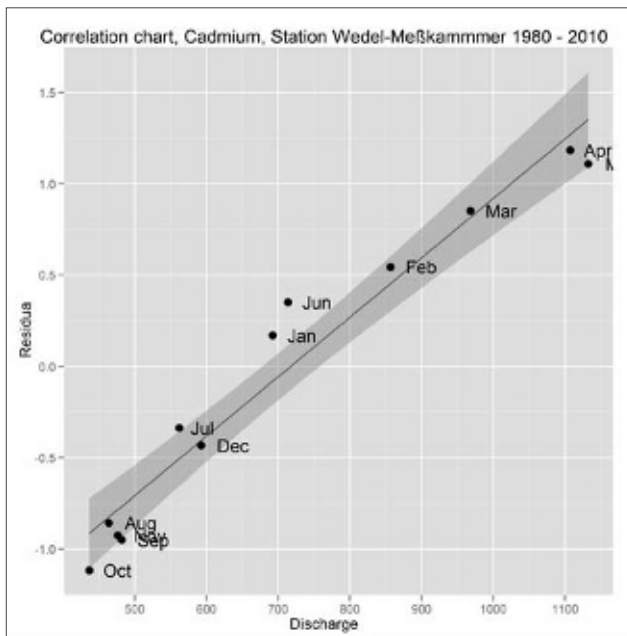


Fig. 3: Significant linear correlation ($r^2 = 0,949$) between river discharges and cadmium concentrations at the monitoring station Wedel

In the first step the time series was detrended by the moving average method. In the second step the estimated mean travel time (four weeks) of the annual flood wave at the gauge Neu-Darchau down to the gauge at Wedel was added to the residues as a phase shift. Calculating at least the linear regression a significant correlation of contaminant concentrations in particulate matter, $<20 \mu\text{m}$ (tested for cadmium, mercury and zinc) and the freshwater discharge can be detected (Fig. 3 shows cadmium).

Similar variations were observed in organic contaminants, but the existing time series still are too short for detecting statistically significant correlations. (At the monitoring sites operated by the BfG, regular monitoring of organic contaminants did not start before 1999.)

Also in future, monitoring of contaminants in particulate matter will be of importance: The Daughter Directive 2008/105/EC to the Water Framework Directive, for example, requires chemical monitoring of sediments and/or biota in water bodies “with the aim of ensuring that existing levels of contamination will not significantly increase” [7]. Moreover, monitoring data may be helpful in understanding transport processes and sediment dynamics, and consequently, be

useful for optimizing the dredged-material management in the Elbe Estuary [2]. Continuous monitoring programmes enable to recognise the developments in contamination due to changing natural and anthropogenic conditions. Future trends of contaminant concentrations may be influenced by the expected climate change mainly through changes in freshwater discharge and sea level variations. Sediment-management practices, fairway construction works, and measures taken to achieve the objectives of the Water Framework Directive and the Marine Strategy Directive may also affect the concentration levels of particle-bound contaminants in the estuary.

References

- [1] River Basin Community (FGG) Elbe (2008): Elbe Report
- [2] Ackermann, F., Schubert, B. (2007) Trace metals as indicators for the dynamics of (suspended) particulate matter in the tidal reach of the River Elbe, in Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers (eds. U. Förstner and B. Westrich), Springer-Verlag, Berlin
- [3] Gilbert, R.O. (1987) Statistical methods for environmental pollution monitoring, New York, USA

- [4] Schubert, B., Heininger, P., Keller, M., Ricking, M., Claus, E. (2012) Monitoring of contaminants in suspended particulate matter as an alternative to sediments, *TrAC* 36, 58–70
- [5] Huntley, D.A., Leeks, G.J.L., Walling, D.E. (2001) *Land-Ocean Interaction – Measuring and Modelling Fluxes from the River Basin to the Coastal Seas*. IWA Publishing, London
- [6] Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE Elbe) (1980) *Schwermetalldaten der Elbe. Bericht über die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen im Elbabschnitt von Schnackenburg bis zur Nordsee 1979/1980*
- [7] European Commission, Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 200/60/EC, 2008
- [8] Marine Strategy Framework Directive, 2008/56/EC, (2008)

Present changes in water soil erosion hazard and the response to suspended sediment load

Zdeněk Kliment, Jakub Langhammer, Jiří Kadlec, Barbora Vysloužilová

A noticeable change in water soil erosion hazard and an increase of extreme meteorological effects at the same time are characteristic for the Czech landscape for the last twenty years. Formerly agriculture cultivated area have been grassed or forested in mountain and sub mountain regions. Crop management has been substantially also changed. Longer and more frequently dry periods, more intensive local rainfalls and temperature more gentle winter periods we can observe in the present climate development.

The aim of this contribution is to demonstrate the magnitude and spatial relationship between changes in water soil erosion hazard by way of example of model river basins in different areas of the Czech Republic (Blšanka, Loučka, Olšava, Opava, Blanice and Černiči). The field research, remote sensing data, GIS and model approaches (MEFEM-multicriterial erosion factors evaluation model, USLE, RUSLE, WaTEM/SEDEM, AnnAGNPS and SWAT) were used for erosion hazard assessment. The findings were comparing with the balance, regime and trends of suspended load. Research in the model Blšanka catchment area, based on our fifteen-year monitoring of suspended load, can be considered as basic.

Monitoring of suspended sediments

There are many approaches for studying of water erosion processes (field, laboratory and dating methods, modeling). High important are hydrological methods associated with suspended sediment load measurement. For the whole Czech territory systematic monitoring of suspended sediments has been carried out by the Czech Hydro-meteorological Institute (CHMI) since the 1985. Daily manual and automatic monitoring includes some 50 gauging stations. The highest annual specific sediment discharge values are registered in the Odra River and in the Morava River tributaries (even more than 50 tkm⁻²yr⁻¹). In our research, suspended sediment load was in detail evaluated in comparison of medium size Blšanka Loučka and Olšava river basins (350–400 km²) with different soil erosion hazard [6] – Table 1. The highest values of suspended load were recorded in Olšava river basin in flysch Carpathian region. Values of the average suspended sediment concentration (SSC) correspond with the calculation of erosion hazard. In the course of the year suspended sediment load was determined by the period of water discharge and SSC increase. 7090 % of suspended sediments of yearly amount are transported in discharges higher Q₃₀. Specific attentions were paid to evaluation of significant rainfall-runoff erosion events with value of SSC higher than 500 mg l⁻¹. Four types of events were distinguished: intensive short-term summer rainfalls (for Blšanka 40 %), local intensive summer rainfalls (7 %), several days' rainfalls (20%) and melting of snow (32 %). In higher altitude river basins the soil erosion effects of snow melting were more significant. A certain decreasing of total suspended sediment transport in the relationship to water discharge parameters during last twenty years has been evident.

Table 1 Mean annual precipitation, water discharge, suspended load and erosion hazard values

River	Period	H (mm)	Q (m ³ s ⁻¹)	c (mg l ⁻¹)	c-max (mg l ⁻¹)	G (t yr ⁻¹)	qsusp. (t yr ⁻¹ km ⁻²)	G - Q ₃₀ (%)	MEFEM (points)
Blšanka	1995–2004	519	0.68	56.3	4872	2624.6	7.0	69.3	492 329
Loučka	1985–2000	655	2.08	44.3	9826	8283.4	21.5	76.9	440 794
Olšava	1985–2000	713	2.08	64.5	7500	18572.7	46.3	89.4	658 826

H-precipitation, Q-discharge, c-SSC, G-total suspended load, q-suspended sediment yield, G-Q₃₀-rate of suspended load in discharges higher Q₃₀, MEFEM-sum of points of erosion influencing factors

Modelling of soil erosion hazard and suspended sediment load changes

For evaluation of changes in soil hazard, field survey and modelling on the basis of empirical and semiempirical erosion models were used: 1/ To compare erosion condition in different large basins, a simplified model MEFEM based on point evaluation of the principal erosion factors was used [7], [8]. Five main factors were taken into consideration: relief factor expressed by inclination (S), geological underlayer by the value to resist weathering and

erosion processes (G), soil erodibility (P), land cover (L) and precipitation (H) expressed as index H_{20}/H . The factors were assigned degrees of susceptibility to erosion according to a sixpoint scale in unified grids 100x100 m. 1/ The traditional USLE equation and its modification, e.g. RUSLE [2], are well-known and widely used due to good available input data and easy implementation in a raster GIS environment. Calculation of the mean long-term soil loss by erosion G ($t \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$) = R.K.L.S.C.P included rainfall erosivity factor R, soil erodibility factor K, topography factor LS, crop management factors C and erosion-control measures factor P [1]. The LS factor was calculated with the help of USLE 2D programme, C factor was derived from Land Cover CORINE database as arable, forest and grassland areas (1990, 2000), and P factor was not calculated. For the model Blšanka river basin and Černičí experimental micro-basin, the C factor was determined on the basis of detailed agriculturally management data for individual plots. Results of both models confirmed decreasing of erosion hazard in mountains and submountains landscape. 3/ The WaTEM/SEDEM erosion model, based on RUSLE and transport capacity coefficient was tested for modelling of erosion and deposition processes for four different real scenarios (1994, 2001, 2003 and 2009) in Černičí experimental rural catchment area [4], [10]. The average erosion rate per hectare varies between 4.5 and 28.1 $t \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ (the total soil loss from the catchment between 0.18 and 2.33 $t \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$) in relationship to maize production. 4/ Two simulation semi-distributed erosion and transport models AnnAGNPS [5] and SWAT [3], using measured data, were tested for the period 1995–2004 in the Blšanka river basin. Land use changed significantly in parts of the river basin during observation period. Many hop-gardens have been dismantled (reduction of area from 25 km^2 in 1995 to 17 km^2 in 2004), maize fields (from 21 km^2 to 9 km^2) have been reduced and arable land was partially converted to grassland and pasture (increasing of area from 32 km^2 to 49 km^2). According to both models, suspended sediment load was reduced after the land use changes by 10%–30%, which was in agreement with decreasing sediment discharge [9] -Fig. 1.

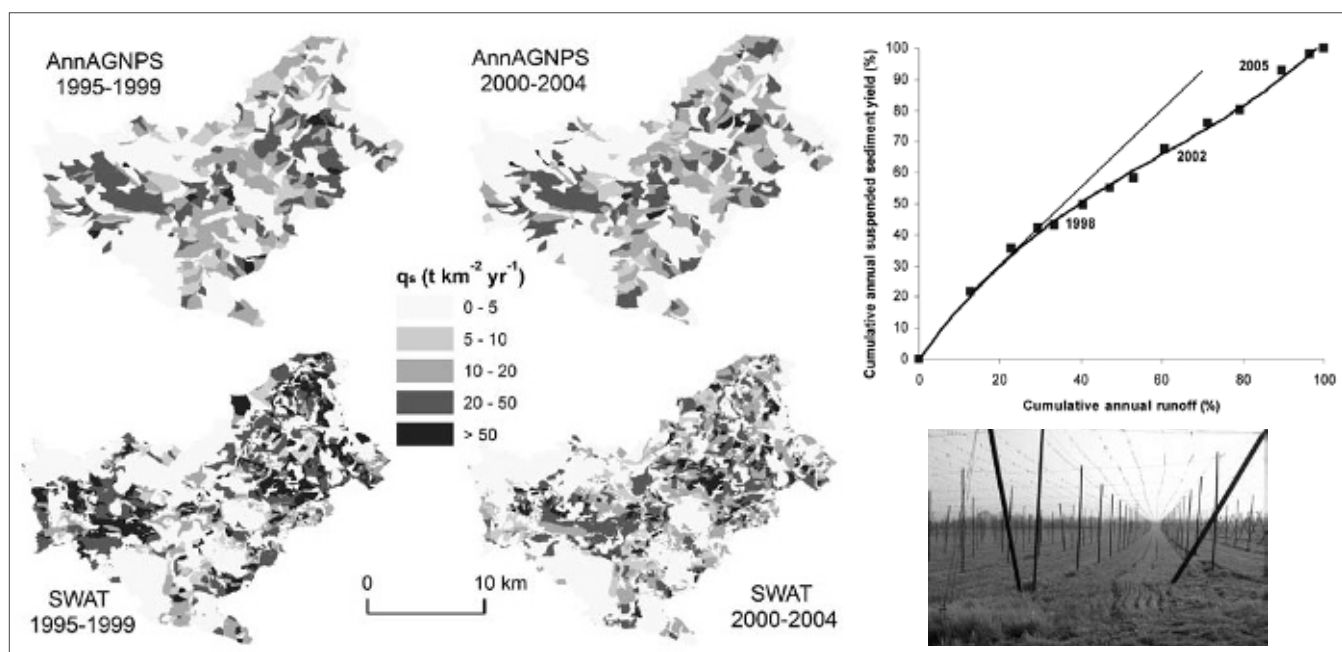


Fig. 1 Changes of suspended sediment yield in the Blšanka river basin: results of AnnAGNPS and SWAT models (left), double mass curve of annual discharge and suspended load (right up), hop-garden used for cereals production (right down).

Literature

- [1] Janeček, M. et al. (1992) Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodiky pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe, 5. ÚVTIZ, Praha.
- [2] Renard, K.G., Foster, G.R., Yoder, D.C., McCool, D.K. (1994) RUSLE revisited: status, questions, answers, and the future. *Journal of Soil and Water Conservation* 49, 213–220.
- [3] Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., Williams, J. R. (1998) Large area hydrologic modelling and assessment: part I: model development. *Journal of American Water Resources Association*. 34, 73–89.
- [4] Van Rompaey, A., Verstraeten, G., Van Oost, K., Govers, G., Poesen, J. (2001): Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms* 26(11), 1221–1236.

- [5] Binger, R.L., Theurer, F.D. (2003) AnnAGNPS Technical processes: Documentation version 3. Available at: <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=7000>. Accessed 11.10.2006.
- [6] Kliment, Z., 2005. Plaveniny jako produkt a indikátor vodní eroze půdy v geograficky rozdílných podmínkách České republiky. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 53(4): 231–244.
- [7] Kliment, Z., Kadlec, J. (2007) Erozní ohrožení půdy důsledku povodní na příkladě povodí Blanice. In: *Povodně a změny v krajině* (J. Langhammer ed.), Univerzita Karlova, Praha, s. 245-256, ISBN 978-80-86561-86-8.
- [8] Kliment, Z., Langhammer, J. (2007) Modelling of the erosion risk in the Blšanka river basin. In: *Modelling natural environment and society* (P. Dostál, J. Langhammer eds.). Nakladatelství P3K, Praha, s. 75–94, ISBN-80-903584-7-8.
- [9] Kliment, Z., Kadlec, J., Langhammer, J. (2008) Evaluation of suspended load changes using AnnAGNPS and SWAT semi-empirical models. *Catena*, 73(3): 286–299.
- [10] Vysloužilová, B., Kliment, Z., 2012. Modelování erozních a sedimentačních procesů v malém povodí. *Geografie*, 117(2): 170–191.

Determination of New Widely Applied Organic Pollutants in Solid Matrices

Milan Koželuh, Lumír Kule, Lenka Váverková and Ladislava Vajnerová
Povodí Vltavy, státní podnik

1. Introduction

This paper discusses new analytical approaches to the determination of different groups of organic compounds in solid materials in rivers and lakes (sediments, suspended solids). The current legislation doesn't contain specified limits for them. Due to the expansion and massive use of other types of organic compounds (in agriculture, industry and everyday life of human population), we can see pressure on river ecosystems. Monitoring of water and solid matrices is necessary to focus on the new compounds.

State Enterprise Vltava River, regularly focuses on assessing the quality of river sediment profiles at selected laboratories and is responsible for providing sampling and chemical analysis. The scope of analysis is based upon technical possibilities and capacity of laboratories, plus must also be considered within financial constraints. Over the last years the model of monitoring river sediments in 30 locations around the Vltava river basin is applied, with a frequency of sampling once a year. The range of parameters is extended annually.

2. Methods

The aim was to describe the multi-parameter methods for determination of several groups of specific organic pollutants. Sediment sampling is done with a specially modified small shovel or container on a pole. The fresh sediment was sampled, i.e. the upper layer, up to a depth of 5 cm. The sample was freeze-dried and then prepared as individual sieve fractions. For the determination of organic compounds ground fraction <2 mm was used.

2.1 Methods for PCBs, pesticides, musk compounds and brominated diphenylethers

0.75 to 1.5 g of milled lyophilized material was extracted with hexane-acetone mixture (1:1) in an ultrasonic bath for 60 minutes. Extracts were then filtered through PTFE filters of 0.45 µm porosity. Sample clean-up is by a combination of gel permeation chromatography (GPC) to remove small molecules of sulfur compounds, and column chromatography to remove polar compounds. For GPC, as mobile phase ethyl acetate-cyclohexane (1:1) and column WATREX 250X16 mm, PAH-PREP 10 mm was used. Subsequently, the purified extract is cleaned on Florisil column. Quantitative method of analysis is gas chromatography with different detection methods.

Tab. 1. Chromatography conditions (constant flow rate of 1 ml/min)

Groups	Column	Injection	Detection
PCBs, organochlorine pesticides	HP5 (60x0,25x0,25)	PTV inlet	µ-ECD, MSD-EI
Herbicides, musk compounds	HP5 (60x0,25x0,25)	PTV inlet	MSD-EI
Brominated diphenylethers	HP5 (30x0,25x0,1)	PTV inlet	MSD-NCI (methane as collision gas)

2.2 Method for decabromodiphenylether (BDE-209), Phthalates and Chloralkanes C₁₀-C₁₃

Decabromodiphenylether (BDE-209) could not be put to a group of other brominated diphenyl ethers, but it was necessary to develop a separate method that guarantees acceptable validation results (recovery, repeatability). Phthalates and chloralkanes C₁₀-C₁₃ may be measured together with BDE-209. 0.75 to 1.5 g of milled lyophilized material was extracted with hexane-acetone mixture (1:1) in an ultrasonic bath for 120 minutes. Extracts were evaporated to dryness, dissolved in 1 ml of heptane and purified on Florisil column. Quantitative analysis is a method GC-MSD/NCI, HP-5 column (30 mx 0.25 mm x 0.1 micron), PTV inlet, methane as collision gas, constant flow rate of 1 ml/min.

2.3 Method for hydrocarbons C₁₀-C₄₀

Approximately 2 g of milled lyophilized material was extracted with hexane-acetone mixture (1:1) in an ultrasonic bath for 60 minutes. To remove polar substances, clean-up by column chromatography (silica gel) was used. Quantitative analysis - ZB-1ms column (15 mx 0.25 mm x 0.25 micron), on-column injection, FID detector, constant flow rate of 1 ml/min.

2.4 Method for volatiles organic compounds (VOC)

Approximately 5 g of fresh material was extracted with water in an ultrasonic bath for 10 minutes. Quantitative analysis – purge&trap (Vocarb 3000), HP-1 ms column (105 m x 0.53 mm x 3.0 micron), MS detector, constant flow rate of 4 ml/min

Tab. 2. Limits of quantification (LOQ) and validation parameters

Groups	LOQ (µg/kg)	Repeatability (%)	Calibration (µg/kg)	Recovery (%)
PCBs, Organochlorine Pesticides	1-10	4,0-15	1-225	69-125
Volatiles Organic Compounds (VOC)	10	2,0-12	10-1000	28-99
Phenols	20-200	3,1-9,0	5-400	55-94
Herbicides (Triazines, Urea derivatives)	5-50	5,3-14	5-625	16-100
Musk compounds	5-20	1,5-12	5-400	76-128
Brominated diphenylethers	2	5,4-20	2-160	43-121
Decabromodiphenylether (BDE 209)	10	11,6-14	10-1000	44-97
Phtalates	10-400	5,2-15	10-8000	64-98
Chloralkanes C ₁₀ -C ₁₃	200	10,9-15	200-4000	50
Hydrocarbons C ₁₀ -C ₄₀ (mg/kg)	100 *	4,6-6,9	100-4450 *	86-94

* these parameters are in mg/kg

The entire analytical procedure is verified by analyzing certified reference materials Sandy - PCBs and PBDEs on sediment Fresh Water, Fresh Water – PAHs, PCBs and Pesticides on Fresh Water Sediment and Mineral Oil Contaminated sediment. For other groups of parameters, similar materials are not available, so the recovery was determined by a validation process in which substances were added into an extraction reagent. This control has been carried out in the presence of a similar matrix. The whole process is also monitored with surrogates.

3. Conclusions

The paper summarizes the analytical methods for determination of specific organic compounds. Some of them are persistent substances listed in the Stockholm Convention (2001). Other compounds are considered as relevant for monitoring the solid matrix from surface waters. In the future, we can expect further development of methods for determination of organic compounds in solid matrices, such as herbicide metabolites, drugs, perfluorinated compounds, etc. Another option is to monitor these compounds in biological components – bioaccumulation monitoring, or using passive samplers (POCIS), etc.

Literature

- [1] Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- [2] Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy.
- [3] International Commission for the Protection of the Elbe (IKSE-MKOL): List of physico-chemical parameters for the International Programme on the Elbe 2012, sub-program measurements in solid matrices.
- [4] Decree 257/2009 Coll., on the use of sediment on agricultural land
- [5] www.portal.srs.cz: Consumption of plant protection products
- [6] Koželuh, M., Kule, L.: Rozšířené sledování organických látek v pevných maticích. Lecture at the conference Sedimenty vodních toků a nádrží 2009, Bratislava
- [7] Koželuh, M., Kule, L.: Monitoring persistentních organických látek v sedimentech povrchových vod v Povodí Vltavy. Lecture at the conference Sedimenty vodních toků a nádrží 2011, Bratislava

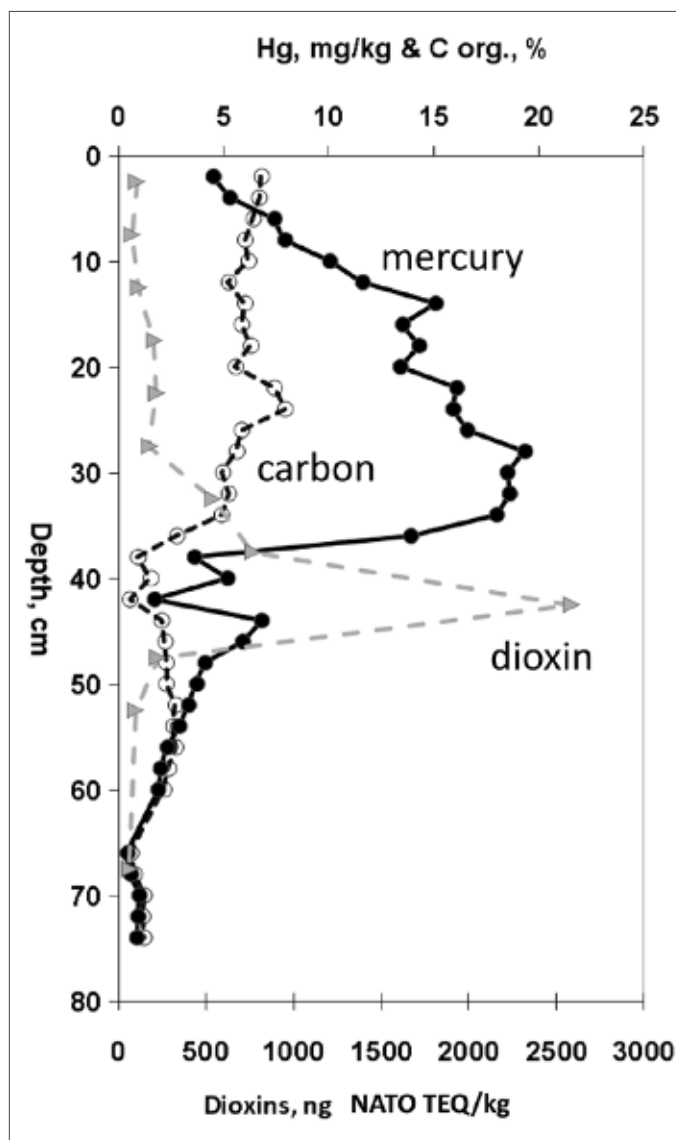
Identification of floodplain contamination hot spots by reconstructing Elbe river pollution load history and high flood sediment distribution during inundation

Krüger, F.; Weniger, T.; Haensch, M.; Urban, B.

Leuphana Universität Lüneburg, Fakultät Nachhaltigkeit, Institut für Ökologie, Scharnhorststr. 1, 21335 Lüneburg, frank.krueger@leuphana.de

Summary

The widespread topsoil contamination of Elbe river floodplains downstream of Mulde and Saale tributaries with heavy metals and organic micropollutants (dioxins) caused an enrichment of pollutants in grassland vegetation and tissues of animals. In consequence authorities issued land use recommendations to minimise accumulation of contaminants in the human food chain. Our research activities supported these efforts, aiming the identification of floodplain contamination hot spots. Our work is based on three assumptions. The topsoil quality of grasslands is analysed over a depth of 10 cm. The contamination level of floodplain soils depends on both: high flood sediment quality and sedimentation rates.



Research activities were carried out in the Lower Saxony Elbe river section between Schnackenburg and Lauenburg. It consists of investigations of soil depths profiles, topsoils, the measurement of high flood deposition since 2006 until 2011 and the interpretation of historical maps.

Contaminants, e. g. mercury and dioxins show different contamination load histories (Fig. 1), caused by different origin. Dioxins reached highest concentrations between 1950 und 1960 (up to 7680 ng WHO TEQ/kg, Götz et al., 2007), heavy metals show highest concentrations subsequently. In consequence heavy metals cannot be used as a tracer for dioxin contaminations. But specific heavy metal pattern (close Pb/Zn relations) could be worked out, having an indicator function for high dioxin concentrations in topsoils (Fig. 2).

The comparison of topsoil findings with recently measured sedimentation rates and floodplain reconstructions with the help of historical maps clearly indicates, that contamination hot spots are located in depression locations, which are cut off from recent sedimentation (Fig. 3). On the other hand, locations which are characterized by high sedimentation rates show topsoil qualities similar to Elbe river sediments, which are nowadays much less contaminated than in former times.

Fig. 1: Contamination load of mercury and dioxins in Elbe river floodplains near Wehningen

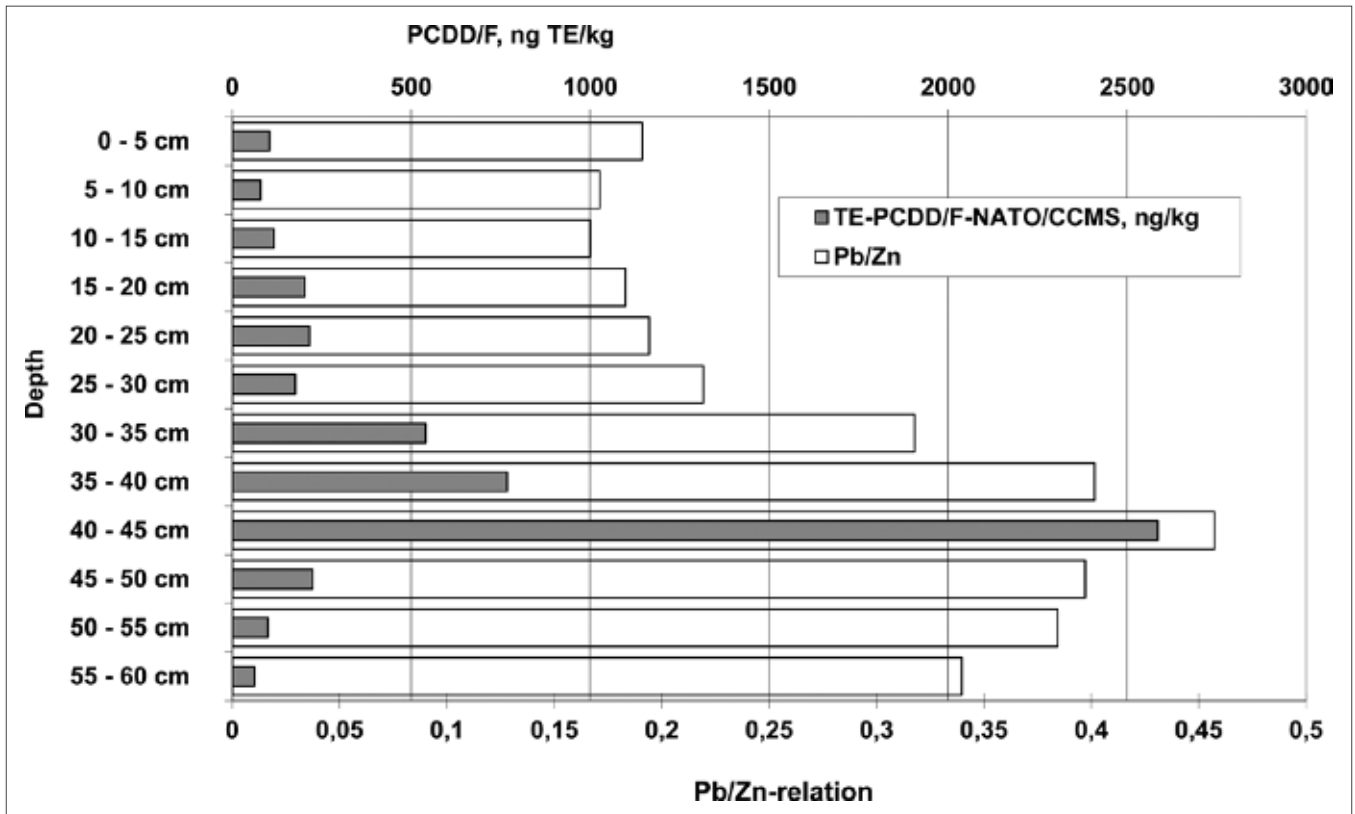


Fig. 2: Element pattern (Pb/Zn-relation) and dioxins in Elbe river soil depth profile.

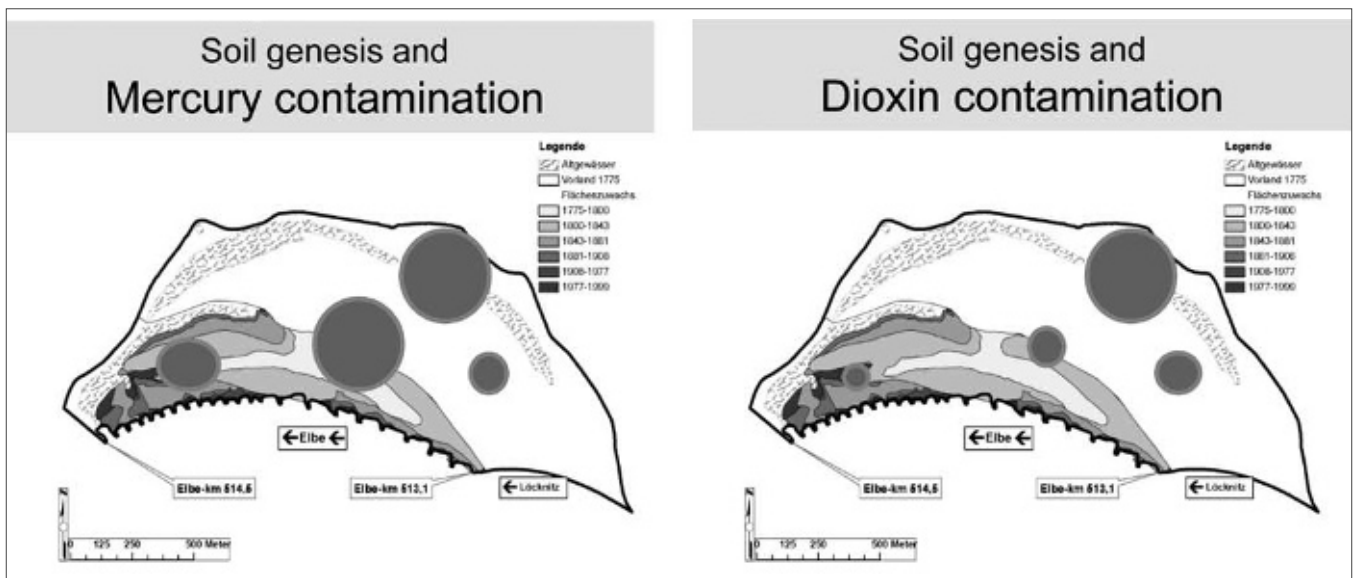


Fig. 3: Soil genesis and topsoil contamination of Elbe river floodplains near Wehningen, km 513-514.

Reference

Götz R, Bauer O-H, Friesel P, Herrmann T, Jantzen E, Kutzke M, Lauer R, Paepke O, Roch K, Rohweder U, Schwartz R, Sievers S, Stachel B (2007): Vertical profile of PCDD/Fs, dioxin-like PCBs, other PCBs, PAHs, chlorobenzenes, DDX, HCHs, organotin compounds and chlorinated ethers in dated sediment/soil cores from flood-plains of the river Elbe, Germany. Chemosphere 67, 592–603.

The assessment of natural and artificial radionuclides in river sediments and suspended solids in the Czech Republic in the period 2000–2010

Diana Marešová¹, Eduard Hanslík¹, Pavel Šimek¹, Pavel Stierand²

¹ T. G. Masaryk Water Research Institute, Public Research Institution, Podbabská 30, 160 00 Prague 6, Czech Republic

² Czech Hydrometeorological Institute, Na Šabatce 17, 143 06 Prague 4, Czech Republic

1. Introduction

Monitoring of radioactive substances in river sediments in the Czech Republic has a long history which started in the 60's years. The permanent monitoring of river sediments and suspended matter, which includes gamma-spectrometric analysis, was initiated in 1999 under a programme carried out by the Czech Hydrometeorological Institute (CHMI). The aim was to improve the knowledge of natural background levels and anthropogenic influences on the content of radionuclides in sediments and suspended solids. The results of the monitoring for the period 2000–2010 are evaluated in the paper.

2. Methods

The monitoring network covered the Czech Republic and included 22 river sites in the first year (1999), 44 sites in 2000 and 45 sites in 2003. Based on the evaluation of the results in 2004 [1], the monitoring was extended by an additional 33 sites in 2006, which cover the areas of former uranium mining and processing. The frequency of the sampling was twice per year. Grain size of the sediment samples was generally less than 2 mm. Samples were analysed at the Radiological Laboratory of the TGM WRI. Sediment samples were dried at 105°C, hermetically sealed in containers and measured for the activities of caesium-137 (¹³⁷Cs), radium-226 (²²⁶Ra) and radium-228 (²²⁸Ra) by using gamma-spectrometric methods in accordance with Czech National Standard ISO 10703 [2],[3]. The data from the basic sites were analysed for possible time trends in the ¹³⁷Cs, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra values (equation (1)). The trend was considered to be significant for values of R² greater than 0.2. Effective half-life was calculated according to equations (2) and (3) [4], [5]:

$$\ln a = -\lambda_{\text{eff}} \cdot t + q \quad (1)$$

where a is radionuclide activity in sediments (Bq/kg); T_{eff} , effective decay constant of radionuclide (1/year); t , time (year); and q , natural logarithm of radionuclide activity at the beginning of observation (Bq/kg).

$$T_{\text{eff}} = \frac{\ln 2}{\lambda_{\text{eff}}} \quad (2)$$

where T_{eff} is effective half-life of radionuclide (year).

$$\frac{1}{T_{\text{eco}}} = \frac{1}{T_{\text{eff}}} - \frac{1}{T_{\text{p}}} \quad (3)$$

where T_{eco} is ecological half-life of radionuclide (year) and T_{p} is physical half-life of radionuclide (year).

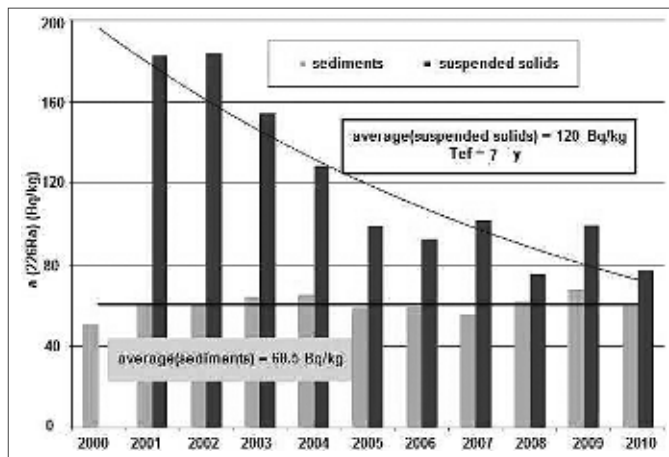
3. Results

3.1. Caesium-137

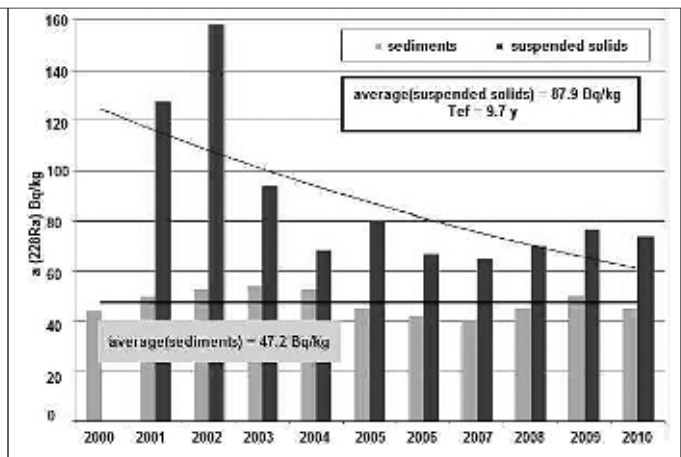
The concentrations of artificial radionuclides were assessed by using ¹³⁷Cs, which represents the residual contamination in the environment after nuclear weapons tests in the atmosphere and also the nuclear reactor accident at Chernobyl in 1986. The half-life of ¹³⁷Cs is 30.2 year [5].

Differences in the ¹³⁷Cs concentrations of sediment between the monitored sites corresponds to the available information on the distribution of ¹³⁷Cs in the Czech Republic after the accident at the Chernobyl nuclear reactor [6]. The range of annual minimum and maximum activity of ¹³⁷Cs in river bottom sediments is 0.5-124 Bq/kg. The range of annual average activity of ¹³⁷Cs is 10-17.6 Bq/kg, with average of 14.0 Bq/kg. The highest activities of ¹³⁷Cs, with an average of 88 Bq/kg and range from 38.9 to 124 Bq/kg, were detected at the Topělec site on the Otava River. Annual average activity of ¹³⁷Cs in suspended solids at each selected profiles ranged 5-76.9 Bq/kg with an average of 25.0 Bq/kg. Average activity of ¹³⁷Cs in suspended solids was more than 3 times higher than sediment.

The annual average values were used for determining the effective half-life of ¹³⁷Cs for sediments and suspended solids.



(Fig. 1)



(Fig. 2)

3.2. Radium-226 and 228

The isotopes ^{226}Ra and ^{228}Ra are among the most representative of the natural decay series of uranium and thorium, with half-lives of 1600 years and 5.7 years, respectively [5].

The range of annual minimum and maximum activity of ^{226}Ra in river bottom sediments is 11.6–375 Bq/kg. The range of annual average activity of ^{226}Ra is 50.8–67.9 Bq/kg, with average of 60.5 Bq/kg. The range of annual minimum and maximum activity of ^{226}Ra in suspended solids in the individual profiles were observed between 22.8–295 Bq/kg. For the whole area of the Czech Republic the annual average ranging from 75.5 to 184 Bq/kg with an average of 120 Bq/kg. The range of annual minimum and maximum activity of ^{228}Ra in river bottom sediments is 10.5–211 Bq/kg. The range of annual average activity of ^{228}Ra is 40.2–53.9 Bq/kg, with average of 47.2 Bq/kg. The range of annual minimum and maximum activity of ^{228}Ra in suspended solids in the individual profiles were observed between 38.3–358 Bq/kg. For the whole area of the Czech Republic the annual average ranging from 65–158 Bq/kg with an average of 87.9 Bq/kg. Development of annual average values of activity of ^{226}Ra and ^{228}Ra in sediments and suspended solids for the period 2000–2010 is shown in Figure 1 and 2.

4. Conclusions

Activities of ^{137}Cs , ^{226}Ra and ^{228}Ra in river sediments were monitored during the period 2000–2010. The mean concentrations of ^{137}Cs were 14.0 Bq/kg in sediments and 25.0 Bq/kg in suspended solids. This reflects the residual contamination after nuclear weapons tests and the Chernobyl accident. Natural background levels in river bottom sediments were 47.8 ± 24.1 Bq/kg for ^{226}Ra and 47.2 ± 23.9 Bq/kg for ^{228}Ra . Natural background levels in suspended solids were 73.4 ± 54.1 Bq/kg for ^{226}Ra and 87.9 ± 45.9 Bq/kg for ^{228}Ra .

The effective ecological half-lives of ^{137}Cs were derived for sediments 23.8 years and suspended solids 11.4 years. In sediment was not observed trend of decrease or increase in annual average values for ^{226}Ra or ^{228}Ra . In the case of suspended solids was observed decreasing trend with effective half-life of 7 years for ^{226}Ra and 9.7 years for ^{228}Ra .

References

- [1] Hanslík, E., Kalinová, E., Brtvová, M., Ivanovová, D., Sedlářová, B., Svobodová, J., Jedináková-Křížová, V., Rieder, M., Medek, J., Forejt, K., Vondrák, L., Jahn, K., and Jusko, J. Radium isotopes in river sediments of Czech Republic. *Limnologica*, 2005, vol. 35, No. 3, p. 177–184. ISSN 0075-9511.
- [2] ČSN ISO 10703 (75 76 30) Jakost vod – Stanovení objemové aktivity radionuklidů spektrometrií záření gama s vysokým rozlišením. ČNI, 1999.
- [3] ČSN ISO 10703 Jakost vod – Stanovení objemové aktivity radionuklidů spektrometrií záření gama s vysokým rozlišením, ČNI, 2008.
- [4] Lederer, CM. and Shirley, VS. Table of isotopes, 7th ed. A Wiley-Interscience Publication, USA, 1978.
- [5] Hanslík, E., Jedináková-Křížová, V., Ivanovová, D., Kalinová, E., Sedlářová, B., and Šimonek, P. Observed half-lives of ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in hydrosphere in the Vltava River basin (Bohemia). *Journal of Environmental Radioactivity*, 81, 2005, p. 307–320.
- [6] Smith, JT. and Beresford, NA. Chernobyl Catastrophe and Consequences. Chichester, UK: Praxis Publishing, 2005. ISBN 3-540-23866-2.

Monitoring říčních sedimentů jako součást provozního monitoringu povrchových vod za období 2004–2011

Jiří Medek, Pavel Hájek, Petr Ferbar, Martin Ferenčík, Miloš Petřík

Vzhledem k tomu, že podle našeho názoru nelze splnit některé úkoly vyplývající z implementace Rámcové směrnice 2000/60/ES bez sledování a hodnocení jakosti říčních sedimentů, zahrnuli jsme jejich monitoring do Programu provozního monitoringu povrchových vod v oblasti povodí Horního a středního Labe a do nám místně příslušné části oblasti povodí Dolního Labe a Ohře jako jeho nedílnou součást, neboť říční sediment je integrální složkou hydrosféry. Návrh volby odběrových profilů i sledovaných ukazatelů vychází z dosavadních zkušeností, kdy byly sedimenty od konce devadesátých let pravidelně rutinně sledovány jednak v síti profilů ČHMÚ, jednak v doplňkové síti monitoringu správce povodí. V aktuálním programu monitoringu je obsaženo cca 60 odběrových profilů na cca 30 řekách, které plošně pokrývají celou oblast námi spravovaného povodí počínaje řekou Labe přes významné přítoky až po významné atypické lokality. Odběry sedimentů se provádějí 2x ročně, tj. na jaře a na podzim. U vzorků se sledují sumární ukazatele (TOC, AOX, celkový fosfor), těžké kovy a metaloidy (zejm. Fe, Mn, Zn, Ni, Pb, As, Cu, Se, Hg, Cd, Ag, V, Cr, Al, Co, Ba, Be, Mo, Sb, B, U), organické polutanty (zejm. aromatické uhlovodíky, těkavé chlorované uhlovodíky a chlorbenzeny, PCB a chlorované pesticidy, polycyklické aromatické uhlovodíky, fenoly a chlorfenoly, vybrané pesticidy a jejich metabolity, vybraná léčiva a jejich rezidua). U některých lokalit se navíc v minulosti sledovaly gamaspektrometricky vybrané isotopy jako subdodávka radiologické laboratoře Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.M v Praze. U některých lokalit se sleduje i zrnitostní složení sedimentů jako subdodávka laboratoře Polymer Institute Brno. Souhrnné výsledky sledování jakosti sedimentů v oblasti působnosti státního podniku Povodí Labe za období 2004–2008 byly souborně publikovány na konferenci Sedimenty vodních toků v Bratislavě v roce 2009 [1].

Při volbě odběrových míst je rozhodující, aby v daném místě bylo vůbec možné pravidelně odebírat vzorky sedimentu. Je třeba zvolit takové místo, kde dochází k jeho usazování, např. změnou rychlosti proudění či změnou morfologie toku. Při volbě způsobu odběru, resp. při volbě techniky odběru je důležité nejen, jaká je mocnost sedimentu a z jaké hloubky se má odebrat, ale i účel odběru, resp. analýzy. Pro účely pravidelného monitoringu, kdy nás zajímá aktuální stav a vývoj znečištění, je potřeba vzorkovat „čerstvý, mladý“ sediment, tj. povrchovou vrstvu sedimentu. Výhledově počítáme i s využitím speciálních odběrových zařízení, umístěných v toku, resp. na jeho dně, ve kterých dochází k sedimentaci za přesně vymezené časové období (např. sedimentační disky či nádoby). Zde je třeba dořešit jejich umístění na splavněné toky a zejména způsob jejich ochrany před vandalismem.

Pro analýzy sedimentů se využívají standardní analytické metody, které jsou buď přímo určeny pro analýzy pevné matrice (TOC, AOX, granulometrie,...), nebo jsou ve své koncepci shodné či obdobné metodám pro stanovení vody, resp. jiným složkám hydrosféry (kovy a metaloidy, organické polutanty,...). Odlišnosti bývají v předúpravě vzorku a jeho přípravě k analýze, kdy je potřeba zohlednit nejen technické možnosti laboratoře a vhodnost dané metody pro daný účel, ale i navazující hodnocení, resp. účel sledování. Pro účely monitoringu se v České republice a zatím i v mezinárodní oblasti povodí Labe sledují sumární a organické ukazatele ve frakci sedimentu menší než 2mm a kovy a metaloidy se sledují ve frakci menší než 20 μm , kterou získáme z vymraženého vzorku sedimentu suchým a mokřím síťováním. Použité analytické metody jsou akreditovány Českým institutem pro akreditaci v souladu s normou ČSN EN ISO 17025:2009.

Pro hodnocení výsledků monitoringu se využívají standardy kvality hydrosféry na národní či mezinárodní úrovni (např. normy environmentální kvality podle nařízení vlády č.23/2011 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb.). Uvedený posterový příspěvek si klade za cíl představit přístup Povodí Labe, státního podniku k monitoringu jakosti říčních sedimentů, který pokládáme za nedílnou součást provozního monitoringu povrchových vod, a představit některé zajímavé výstupy a výsledky tohoto monitoringu.

Literatura

- [1] Medek, J. (2009) Monitoring říčních sedimentů jako součást provozního monitoringu povrchových vod, In.: Sedimenty vodních toků a nádrží, VÚVH Bratislava

Heavy metals in Saale sediments – chemometric investigations of the spatial distribution from 1994 to 2010

Stefan Möller, Jürgen W. Einax

1. Introduction

An extensive investigation of river sediments provides information about the medium- and long-term pollution of a river. It is also possible to determine geogenic and anthropogenic contaminations. To these belong historical as well as new industry inputs. The river Saale rising in Zell in the Fichtelgebirge, passes through the federal states of Bavaria, Thuringia, and Saxony-Anhalt. After 427 kilometer it discharges between Breitenhagen and Barby left-handed into Germany's third-largest river, the Elbe.

Basis for our investigation provides three similar sampling campaigns. The first was conducted in 1994 by the Friedrich Schiller University of Jena [1] and the second, by the Saxonian Academy of Science in Leipzig in 2000 [2]. In 2010 a third sampling campaign was performed and the obtained results were compared to the first two campaigns. By means of this comparison 27 sampling points and 10 heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn) could be considered.

2. Results and discussion

Cobalt and nickel have their geogenic origin in the surrounding mountains in the upper reaches. The cadmium, copper, and zinc contents did not vary very much for the three campaigns, but a significant increase can be detected for the last eight sampling points and probably caused by the industrial area around Halle or the tributary Weiße Elster. The high metal contents for manganese in the 1990s could not be detected in the two following campaigns. However, the mean manganese content after a barrage increases from the first to the third campaign. Chromium (Abb. 1) and mercury (Abb. 2) are the most interesting investigated metals. While chromium could be detected unchanged at the same sampling points with comparable metal contents (from 1994 to 2010), the results for mercury pointed out a transfer and a reduction of the heavy metal contamination. This could be explained by some flood occurrences in the 1990s and 2000s.

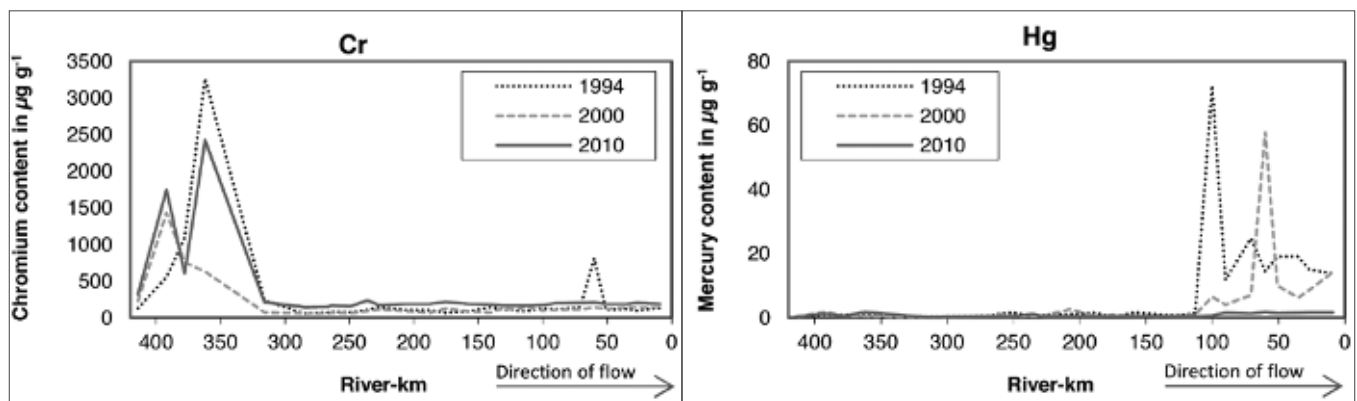


Abb. 1. Chromium content in the river Saale

Abb. 2. Mercury content in the river Saale

3. Conclusion

Despite of the increase shutdown of industry factories next to the river Saale after the German reunification, the heavy metal contents did not decrease from the 1990s to 2010 as expected. Through these contaminations and since the Saale is one of the largest tributaries of the Elbe, there is an urgent need for further monitoring on these river sediments in periodical intervals.

Literature:

- [1] Einax, J. W., Truckenbrodt, D., Kampe, O. (1998) River pollution data interpreted by means of chemometric methods. *Micr. J.* 58, 315–324
- [2] Hanisch, C., Zerling, L., Junge, F. W., Müller, A. (2003) Heavy metals in Saale sediments – changes in the contamination since 1991. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 31, 368–377

Nakládání se sedimenty v oblasti povodí Labe

Ladislav Novak

V rámci zpracování prvního plánu povodí oblasti povodí Labe identifikovala Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL) zatížení vnosy znečišťujících látek jako významný nadregionální problém nakládání s vodami. Z velké části jsou to dnes již historické vnosy znečišťujících látek do vodních toků v povodí Labe, které zapříčiňují aktuální problém zejména u znečišťujících látek vázaných na sedimenty.

Pro dosažení cílů Rámcové směrnice o vodách v povodí Labe je tudíž nezbytně nutné se problematikou znečišťujících látek v sedimentech důsledně zabývat. MKOL zřídila proto z tohoto důvodu na základě usnesení z porady vedoucích delegací MKOL ve dnech 12. 5. a 13. 5. 2009 ad hoc skupinu expertů „Management sedimentů“ a pověřila ji vypracováním konceptu managementu sedimentů zatížených znečišťujícími látkami pro Mezinárodní oblast povodí Labe. Objektivní systém hodnocení má umožnit stanovení priorit pro nutná, ale ekonomicky a ekologicky únosná sanační opatření při vypracování 2. plánu povodí.

Management sedimentů má kvalitativní a kvantitativní stránku. Transport znečišťujících látek je úzce spojen s unášením sedimentů, takže znalosti této problematiky a režimu sedimentů jsou významným předpokladem pro hodnocení rizikového potenciálu na základě zatížení znečišťujícími látkami a pro vypracování nápravných opatření. Mimo rámec látkových úvah mají zásahy do režimu sedimentů přímý vliv na charakter a kvalitu struktury vodních toků a dnového substrátu a mohou tak mít vliv na biologickou kvalitu vodních toků.

Odborná práce ad hoc skupiny expertů se týká čtyř obsáhlých tematických oblastí, kde je vždy adresně pojednán aspekt znečišťujících látek a hydromorfologický aspekt:

1. stanovení indikátorů (kritérií) k popisu stavu a režimu sedimentů a jejich odstupňovaná aplikace pro klasifikaci,
2. hodnocení rizika pro relevantní operativní cíle (životní prostředí a využívání vod) v důsledku nevyhovujícího stavu a režimu sedimentů,
3. analýza příčin (zdrojů) rizika,
4. předložení volitelných možností pro nakládání se sedimenty ke zlepšení stavu a režimu sedimentů.

Výsledkem práce ad hoc skupiny expertů bude zpráva zahrnující doporučení pro správnou praxi nakládání se sedimenty v povodí Labe. Hlavní obsahovou náplní bude:

1. klasifikace stavu a režimu sedimentů z hlediska znečišťujících látek a hydromorfologie,
2. hodnocení rizik v souvislosti s relevantními, nadregionálními operativními cíli, včetně analýzy příčin a možností pro nakládání se sedimenty.

Klasifikace a hodnocení rizik se provádí výlučně na základě přírodních kritérií.

Pro transformaci předložené koncepce pro nakládání se sedimenty do konkrétních plánů opatření, závazných na národní úrovni, budou na základě vyhodnocení rizikovosti existujících úložišť dle množství kontaminovaných sedimentů a jejich remobilizovatelnosti stanoveny v závěrečném kroku potřebné priority nutných opatření pro jednotlivé lokality a vypracován návrh ekonomicky a ekologicky únosného sanačního opatření včetně technického popisu, rámcových podmínek a restrikcí. Toto není výlučně předmětem činnosti ad hoc skupiny expertů „Management sedimentů“ MKOL, nýbrž podléhá instancím České republiky a Německa.

Sedimentmanagement in der Flussgebietseinheit Elbe

Die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) hat im Rahmen der Erstellung des ersten Bewirtschaftungsplans für die Flussgebietseinheit Elbe die Belastung durch Schadstoffeinträge als wichtige überregionale Wasserbewirtschaftungsfrage ermittelt. Zum großen Teil handelt es sich um heute bereits historische Schadstoffeinträge in die Fließgewässer im Einzugsgebiet der Elbe, die insbesondere bei den sedimentgebundenen Schadstoffen ein aktuelles Problem verursachen.

Zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Elbe ist es also unerlässlich, sich konsequent mit der Schadstoffproblematik im Sediment zu beschäftigen. Deshalb hat die IKSE auf der Grundlage eines Beschlusses der Beratung der Delegationsleiterinnen der IKSE am 12.05. und 13.05.2009 die Ad-hoc-Expertengruppe „Sedimentmanagement“ eingerichtet und sie mit der Erarbeitung eines Konzepts für das Schadstoffsedimentmanagement in der internationalen Flussgebietseinheit Elbe beauftragt. Ein objektives Bewertungssystem soll es ermöglichen, Prioritäten für erforderliche, aber auch ökonomisch und ökologisch vertretbare Sanierungsmaßnahmen bei der Aufstellung des 2. Bewirtschaftungsplans zu setzen.

Das Sedimentmanagement hat eine qualitative und eine quantitative Seite. Der Schadstofftransport ist eng an den Sedimenttransport gekoppelt, so dass die Kenntnisse darüber und über den Sedimenthaushalt eine wesentliche Voraussetzung für die Bewertung des von der Schadstoffbelastung ausgehenden Gefährdungspotenzials sowie für die Erarbeitung von Gegenmaßnahmen sind. Jenseits stofflicher Erwägungen haben Eingriffe in den Sedimenthaushalt einen direkten Einfluss auf die Ausprägung und Güte von Gewässerstruktur und Sohlsubstrat und können sich so auf die biologische Güte der Gewässer auswirken.

Die Facharbeit der Ad-hoc-Expertengruppe erstreckt sich auf vier große Themenbereiche, in denen jeweils der Schadstoff- und der hydromorphologische Aspekt zu adressieren sind:

1. Festlegung von Indikatoren (Kriterien) zur Beschreibung von Sedimentstatus und -haushalt und deren abgestufte Anwendung zur Klassifizierung
2. Bewertung des Risikos für relevante Handlungsziele (Umwelt und Gewässernutzung) infolge eines unzulänglichen Sedimentstatus und -haushalts
3. Analyse der Ursachen (Quellen) des Risikos
4. Unterbreitung von Managementoptionen zur Verbesserung von Sedimentstatus und -haushalt

Das Ergebnis der Ad-hoc-Expertengruppe wird ein Bericht mit Empfehlungen zur guten Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet sein. Wesentliche Inhalte werden:

1. die Klassifizierung von Sedimentstatus und -haushalt aus Schadstoff- und hydromorphologischer Sicht,
2. die Risikobewertung bzgl. relevanter, überregionaler Handlungsziele einschließlich einer Ursachenanalyse sowie die Unterbreitung von Sedimentmanagementoptionen sein.

Die Klassifizierung und die Risikobewertung erfolgen ausschließlich anhand naturwissenschaftlicher Kriterien.

Für die Überführung des vorgelegten Sedimentmanagementkonzepts in die konkreten Maßnahmenpläne, die auf der nationalen Ebene verbindlich sind, werden auf der Grundlage der Auswertung des Risikopotenzials der vorhandenen Ablagerungen je nach Menge der belasteten Sedimente und ihrer Remobilisierbarkeit in einem abschließenden Schritt die notwendigen Prioritäten der für die einzelnen Standorte erforderlichen Maßnahmen festgelegt und ein Vorschlag für eine ökonomisch und ökologisch vertretbare Sanierungsmaßnahme einschließlich technischer Beschreibung, Rahmenbedingungen und Restriktionen erarbeitet. Dies ist nicht ausschließlich Gegenstand der Tätigkeit der Ad-hoc-Expertengruppe „Sedimentmanagement“ der IKSE, sondern obliegt den Instanzen Deutschlands und der Tschechischen Republik.

ELLI – The *Elbe Literature Data-base*

Kirsten Offermann¹, Susanne Heise¹, Ilka Keller², René Schwartz²

¹ Hamburg University of Applied Sciences

² Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt

The Elbe River has been in the focus of research since the 19th century, which has resulted in a vast number of reports and scientific publications ever since. This information is now widely scattered on various websites, can be found in numerous literature data-bases or is only available in libraries or at public authorities. Thus, scientific information about the Elbe River is often difficult to access.

In the frame of the project “Schadstoffsanierung Elbsedimente - ELSA“, all current Elbe-specific information is collected by the Ministry of Urban Development and Environment, Hamburg, Germany (BSU) and compiled in the Elbe literature data-base “ELLI“. It contains historical writings, records and data as well as the latest literature and gets continuously updated. The Elbe library is compiled in the commercial reference management software EndNote.

The “ELLI“ data-base contains more than 1000 Elbe-relevant references and maps from various sources. All references are categorised into both thematic and regional issues, resulting in more than 130 thematic keywords attributed to each reference and covering topics such as geology, sediment dynamics, formalities and societal aspects. A categorisation into regional aspects such as Saale, Mulde and estuary enables the specific search for region-based literature. Table 1 exemplifies the structure of the regional aspects.

The data-base presents itself with a window containing fields that range from general information such as author, title and year to information specific to the reference such as abstract and the keywords mentioned above. In addition, reference links to full-text articles on the Internet are included and simplify retrieving the respective PDFs.

The “ELLI“ data-base addresses everyone interested in literature about the Elbe River. Due to the large accumulation of widely-sourced Elbe-specific information, “ELLI“ provides a good overview from historical development to current knowledge of Elbe topics. Categorising each reference to regional and thematic issues enables a targeted and fast search. Based on a keyword list, which (in German only) can be requested at the BSU, the BSU can comply with literature requests for defined keywords and provide a reference list of all available literature, including general information, abstract and the link to the article on the Internet.

For further information please contact: info@elsa-elbe.de

Die Anfang der 1990er Jahre gestarteten Aktionsprogramme der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) sowie die Berichterstattung der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE Elbe) bzw. deren inhaltliche Nachfolge die Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) und die durch das BMBF im Rahmen der „Elbe-Ökologie“ geförderten Forschungsvorhaben ergaben in den letzten Jahren eine erhebliche Anzahl an Veröffentlichungen zu ökologischen und hydraulischen Auswirkungen menschlicher Aktivitäten an der Elbe.

Insbesondere nach dem Augusthochwasser 2002 rückte die Elbe und ihre Schadstoffbelastung erneut in den Fokus der Elbe-Forschung. Die Extremsituation hat die Notwendigkeit der genauen Betrachtung der komplexen Thematik rund um die natürlichen Dynamik des Abflussgeschehens und den Einfluss wirtschaftlichen Handelns verdeutlicht [1].

Die Ursachen und Trends der Schadstoffbelastung sowie die hieraus resultierenden Risiken wurden von Heise et al. (2005, 2007) umfassend beschrieben [2].

Zur Erleichterung der Recherche und Bündelung der zahlreichen Publikationen zu Elbe-spezifischen Themen mit dem Schwerpunkt Schadstoffe wurde eine Literaturdatenbank entwickelt. Die Elbe- Literaturdatenbank („ELLI“) soll

eine gezielte Recherche zu ausgewählten Aspekten rund um das Thema „Schadstoffe im Einzugsgebiet der Elbe“ ermöglichen. Über eine detaillierte Schlagwortliste in den zwei Hauptfeldern regionale und thematische Aspekte sowie über die Suchfunktionen lassen sich auf verschiedenen Wegen Literaturangaben zu ausgewählten Fragestellungen (z.B. Schadstoffinventar von Nebenflüssen, Bewertungsverfahren, ökotoxikologische Wirkung) finden.

Derzeit befinden sich 1006 Literaturangaben in der Datenbank. Die Literaturangaben sind mit PDF-Dateien der vollständigen Dokumente hinterlegt. Das breite Spektrum der Quellenangaben reicht von Themen aus der Geologie über Sedimentmanagement bis hin zu gesellschaftlichen Aspekten. Mehr als 130 thematische Stichworte wurden ausgewählt und den jeweiligen Referenzen zugeordnet, die auch im Hinblick auf Regionen (z.B. Saale, Bilina, Nordsee-Küste) kategorisiert sind (vgl. Tab.1).

Tab. 1: *Categorisation of regional aspects into different groups. Literature referring to specific regions is attributed to the respective group.*

Groups	References
Aue	73
Bilina	3
Bode	1
Buhnenfelder	23
Hafen	71
Havel	22
Moldau	11
Mulde	58
Nordsee – Küste	15
Saale	41
Schwarze Elster	20
Spittelwasser	9
Talsperren	22
Tideelbe	192
Triebisch	1
Tschechische Republik	48
Weißer Elster	6

Neben dem Autor, Titel und dem Erscheinungsjahr ist es ebenso möglich nach entsprechenden „Keywords“ (Bsp.: Sediment, Sauerstoff, Erosionsstabilität) suchen zu lassen. Die Liste der „Keywords“ ist auf Anfrage erhältlich (nur Deutsch). Links zu Artikeln sind in der Datenbank enthalten und machen es einfach, die entsprechenden PDF-Dateien abzurufen. Eine regelmäßige Aktualisierung ist vorgesehen. Die Datenbank soll einen einfachen Zugang zu verfügbaren Informationen ermöglichen. An das ELSA-Projekt können Literatur-Anfragen zu bestimmten Stichwörtern gerichtet werden, als Information bekommt der Fragende eine Liste von Referenzen mit den zugehörigen Zusammenfassungen der Texte. Ebenso können Publikationen im PDF-Format in die Elbe-Literaturdatenbank über das ELSA-Projekt aufgenommen werden.

Für weitere Information fragen Sie: info@elsa-elbe.de

Literatur

- [1] Geller, W. und K. Ockenfeld (2004): Vorwort. In: Geller, W., Ockenfeld, K., Böhme, M. und A. Knöchel (Hrsg.) (2004) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002 – Endbericht des Ad-hoc-Verbundprojekts. Magdeburg
- [2] Heise, S., Claus, E., Heining, P., Krämer, T., Krüger, F., Schwartz, R. und U. Förstner (2005) Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet. Hamburg
 Heise S., Krüger F., Baborowski M., Stachel B., Götz R., Förstner U. (2007) Bewertung der Risiken durch Feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg. 349 Seiten. Hamburg.

Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects

Ina Quick

Summary

This sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects serves as orientation how management of sediments and dredged material supports type-specific development of surface water body types and a targeted waterway management. The concept shows how an adapted sediment management ensures the safety of navigation on waterways and protects and improves the hydromorphological conditions of rivers, lakes, transitional and coastal water bodies regarding the achievement of the objectives related to the European Water Framework Directive (EG-WFD 2000).

Sediments and hydromorphology

The status of the German watercourses regarding the hydromorphological conditions is one of the most determining factors of failing to meet the objectives of the WFD and the Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011). The “good ecological status” and “good ecological potential” will probably not be reached unless the consistent realisation of measures are taken to improve the quality of river morphology. Sediments and hydromorphological quality components are closely linked. Sediments are relevant for the characteristics of hydromorphology and vice versa the hydromorphological elements also influence the sediment budget and the sediment transport processes like sedimentation and erosion. Hydrological conditions as well as morphological structures and processes provide a variety of habitats in river ecosystems. Alterations of the hydromorphological conditions of a water body can affect the ecological functioning of the system. Therefore the hydromorphological quality elements support the biological quality elements for classification of the ecological status in the context of the WFD. Moreover, the hydromorphological situation and the utilisation serve as basis of decision for the designation of heavily modified water bodies. Hence, hydromorphological conditions near those that would naturally occur are basic requirements for assuring the quality of the living conditions of fauna and flora and for achieving the “good ecological status” and the “good ecological potential”.

Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects

Next to qualitative aspects related to sediments, the management of sediments (e.g. bed load extraction, dredged material relocation, placement of dredged material) should consider the improvement of, or at least, prevent the degradation of the quantitative and hydromorphological characteristics of different affected surface water body types, especially if biological quality elements are affected. For this reason concepts are needed. The sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects was developed at the German Federal Institute of Hydrology (BfG) [1] and deals especially with morphological/sedimentological aspects of hydromorphology.

This concept serves as orientation how the management of sediments and dredged material supports type specific development and an improvement of hydromorphological structures and processes in large navigable rivers and therefore helps to achieve the objectives of the WFD. Safety of navigation is assured at the same time. The conceptual management proposal for the protection and/or improvement of the hydromorphological situation (see Fig. 1 Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects) is applicable to non-cohesive and cohesive sediments. The concept is applicable over the full range of surface water body types and for natural as well as heavily modified and artificial water bodies. It could serve as a basis for sediment and dredged material handling. Additionally, the concept of sediment management in consideration of hydromorphological aspects will benefit the initiation of bridging the gaps concerning the sediments pursuant to the WFD.

Fig. 1 shows and explains the conceptual framework how to deal with sediments and dredged material. Based on the knowledge of the system the current status will be identified. An assessment is possible by comparing the current and the reference conditions. Considering the demands of navigability/utilisation and type-specific sediment management aims concrete development objectives (“target status”) and appropriate measures can be selected and implemented. The need for action is caused by the comparison of current- and target-status, see Fig. 1. If the requirements of acting will be adhered to and no deterioration of the hydromorphological situation exists according to an efficiency control, the management practice will support the hydromorphological aspects (see Fig. 1). The concept may be an essential step

in ensuring the sustainable combination of human activities (e.g. navigation, dredging) and environmental protection. Today, an improvement of the hydromorphological conditions of surface waters including an adapted sediment management is necessary for river basin management, particularly with regard to biology.

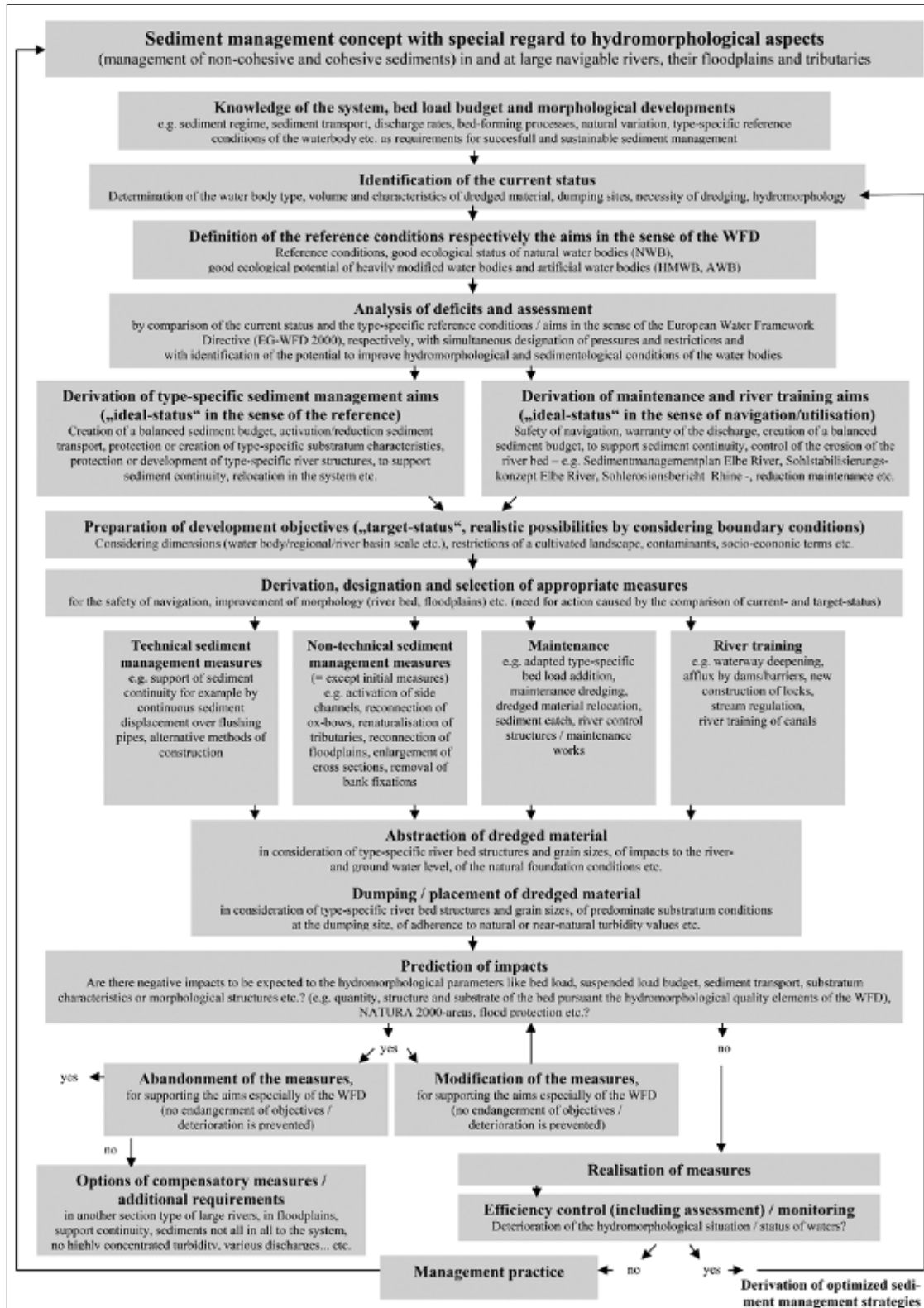


Fig. 1. Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects [1, modified]

References

- [1] Quick, I. (2009, 2010) Konzept zum Sedimentmanagement unter hydromorphologischen Aspekten/Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects. Pres. AK Baggergut, Dec. 2009. Koblenz; BMVBS, June 2010. Bonn. BfG, Koblenz/German Federal Institute of Hydrology, Koblenz.

Sediment removal – one of the methods to improve water quality in the Mseno reservoir

Ludek Rederer, Vaclav Koza

The Mseno waterwork reservoir is more than one hundred years old water dam, which is located, close a center of the Jablonec upon Nisa town. Due to convenient position the water basin is very attractive bathing water for the most inhabitants of the town (population nearly 50 000 inhabitants). At the beginning of the new millennium the excessive growth of algae water bloom occurred there for several times. The water body suffered from high phosphorus load in tributaries and from heavy sediment deposition at two smaller basins upstream the major reservoir.

The detailed monitoring was initiated and there were supported such measurements which could be reduce the amount of available phosphorus in the water column. The greatest emphasis has been placed on the decrease of the external nutrient transport. But the system consisting of two less basins and a main reservoir allows the other possibility – removal of the nutrient rich sediment.

The first stage was done in autumn of 2005. It was removed sediment in the volume approximately 6000 m³, in course of season with low water level. In this way has been treated one third of whole area in the medial reservoir of the Mseno waterwork. But the scheduled activities had to be interrupted, because of water-bearing layer under bottom was occurred and heavy excavator could not continue on the operation.

During the second stage the suction dredging technique will be used in 2012 and it allows a completion of the whole project in the medial basin. Moreover the sediment will be removed in the highest basin upstream too.

Both stages were preceded a thorough exploration of deposited sediment. And due to it is able to assemble the detailed colored maps, showing the distribution of phosphorus in sediment and the layer thickness of the sediment.

Comparison of PAH in sediment samples vs. SPM of the Elbe-Basin System

Mathias Ricking, Christa Schröter-Kermani, Evelyn Claus

Abstract:

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) are ubiquitous in the environment. PAH have gained serious attention in the scientific community due to their persistence and toxic potential. Under the Water Framework Directive (WFD) the monitoring of priority substances like PAH is an important tool to observe the reduction of contamination to achieve the good ecological and chemical status by the year 2015.

The Federal Institute of Hydrology (BfG) and the Environmental Specimen Bank (ESB) of the Federal Environmental Agency (FEA) are compiling monitoring data of PAH. The BfG is sampling sediments at about 20 sampling locations (surface sediments – grab samples on an annual basis) in the river course and in important tributaries (Saale, Mulde, Havel, Schwarze Elster) since 1992. The ESB is collecting suspended particulate matter (SPM) at five sampling locations along the Elbe River Basin and two major tributaries, the Saale (Wettin) and the Mulde (Dessau) on a monthly basis since 2005. For the years 2005 to 2008 the contamination of surface sediments is compared with SPM. The PAH contamination of surface sediments and SPM (as yearly homogenates) along the monitoring sites is in a good agreement. The comparability of the investigation is made by an appropriate technique of samplings. Surface sediments have to be freshly deposited and fine grained. In addition TOC-values and the grain size distribution of the sediments were measured.

The specific load of the aquatic systems is fairly constant throughout the system, with decreasing concentrations in the lower reaches of the Elbe system.

The ratio of specific PAH indicate mostly pyrogenic sources. Some comparisons indicate different processes like tidal pumping in Hamburg, rapid deposition during flooding events (e.g. Barby) and changes in contamination pattern in recent years relative to early results from the 1990s and before. The problem in using dated sediment cores (>10 years) in river systems is addressed.

Introduction:

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) are ubiquitous in the environment. They occur in high structural diversity. PAH have gained serious attention in the scientific community due to their persistence and toxic potential. Under the Water Framework Directive (WFD) the monitoring of priority substances like PAH is an important tool to observe the reduction of contamination to achieve the good ecological and chemical status by the year 2015.

The Federal Institute of Hydrology (BfG) and the Environmental Specimen Bank (ESB) of the Federal Environmental Agency (FEA) are collecting monitoring data of PAH. The BfG is sampling sediments at about 20 sampling locations (surface sediments – grab samples on an annual base) in the river course and in important tributaries (Saale, Mulde, Havel, Schwarze Elster) since 1992. The ESB is collecting suspended particulate matter (SPM) at five sampling locations along the Elbe River Basin and two major tributaries, the Saale (Wettin) and the Mulde (Dessau) on a monthly basis since 2005 (fig 1 Elbe River Basin). For the years 2005 to 2008 the contamination of surface sediments is compared with SPM.

Methods:

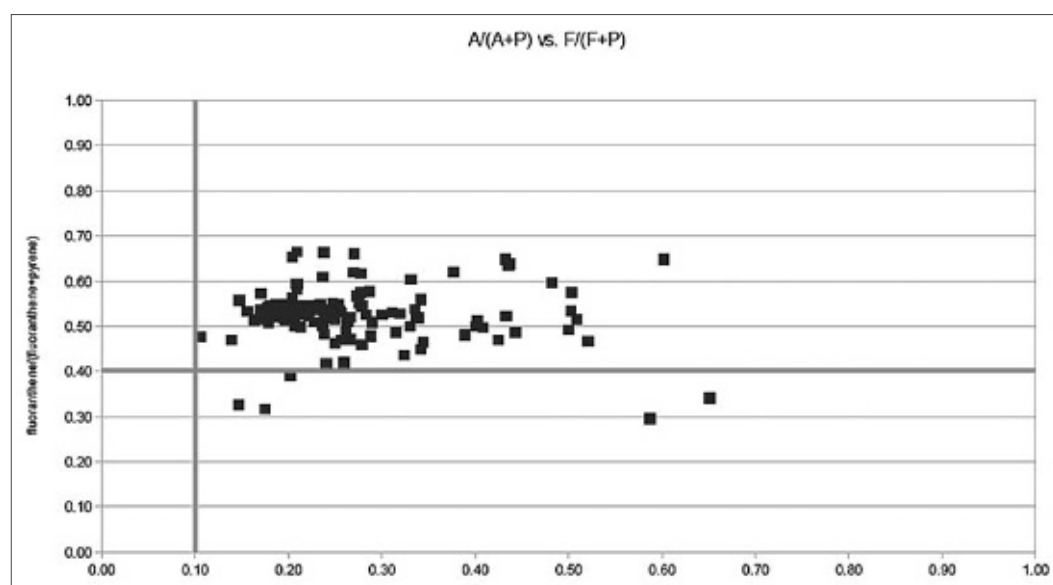
The sediment samples of the BfG are taken by means of a Van Veen grab sampler at carefully pre-selected sites once a year. The ESB takes SPM samples by means of sedimentation boxes on a monthly basis and the sediment cores are taken with a liquid nitrogen coring system [1]. The freeze-dried material is solvent extracted and analysed via GC-MS according to Standard Operation Procedures (SOP). In addition, TOC-values and the grain size distribution of the sediments were measured. For comparison with the biota specimen of the ESB the monthly collected samples are homogenised and grouped together to build up the yearly homogenate. The dating of the sediment core samples was realised via ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs for the last decades.



Picture 1: Sampling locations of the Elbe River Basin

Results and Discussion:

The PAH contamination (15 analytes) of surface sediments and SPM along the monitoring sites are in a good agreement. The matchableness of the investigation is made by an appropriate technique of samplings. Surface sediments have to be freshly deposited and fine grained. The time series indicates decreasing concentrations from 1994 to recent years, reaching almost the recent level in 1995 (based on data of the ARGE Elbe, here not shown). The ratios are based on the ratios of anthracene/(anthracene and phenanthrene) vs. fluoranthene/(pyrene and fluoranthene) according to Yunker et al. [2], and Hu et al. [3]. Pyrogenic sources are indicated by a [ant/(ant+phe)] value above 0.1 and a [flu/(flu+pyr)] above 0.4 (see fig. 2). The pattern also shifts from a mixed petrogenic-pyrogenic pattern in the early 1990s (below the red line) to a mostly pyrogenic dominated pattern in recent years. These few data points without a clear source identification are identified as partially petrogenic contaminated. All available SPM data show no clear seasonal trend in the Elbe, Saar, Danube and Rhine River Basin (here not shown, ARGE Elbe, ESB).



Picture 2: Plot of anthracene/ (anthracene-phenanthrene) vs. fluoranthene/ (fluoranthene-pyrene)

Conclusions and Recommendations:

The recommendations for compliance monitoring of the Elbe River Basin within the WFD are fulfilled with the current approach by the BfG and ESB. Both approaches deliver comparable results. The initial approach of taking sediment cores every 5 years is not recommended due to erosion-deposition processes within flooding events, leading to disturbed cores over a period of 5 years or more.

According to Heise et al. [4] a reduction by 67 % of PAH till 2015 at the sampling location Geesthacht (end of the tidal influence) and even by 87 % at Hamburg (Blankenese) is a challenge for the River Basin Management. Actually, three contradicting EQS for particle-sorbed PAH are available. Based on particle transport fluxes in 2008 at the sampling locations Schmilka, Geesthacht and Seemannshöft the annual transfer of regulated PAH to the North Sea is 496 kg/yr, 982 kg/yr and 675 kg/yr, respectively. The specific load of SPM decreases from 3104 µg/kg at Schmilka to 2360 µg/kg at Geesthacht and 784 µg/kg at Blankenese in Hamburg.

Literature:

- [1] Schulze T., Ricking M., Schröter-Kermani C., Körner A., Denner H.-D., Weinfurter K., Winkler A., Pekdeger A. (2007) The German Environmental Specimen Bank. Sampling, processing, and archiving sediment and particulate matter. *J Soils Sediments*, 6, 361, DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/jss2007.08>
- [2] Yunker M., Macdonald R., Vingarzan R., Mitchell, R., Goyette D., Sylvestre S. (2002) PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33, 489.
- [3] Hu N., Shi X., Huang P., Liu J. (2011). Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of Laizhou Bay, Bohai Sea, China. *Environmental earth Sciences*, 63, 121.
- [4] Heise, S., Krüger, F., Baborowski, M., Stachel, B., Götz, R., Förstner, U. (2007). Bewertung der Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority; BIS/TuTech, 349.

Adaption of the Environmental Specimen Bank sedimentation box (ESB-SB) to small and low-flow rivers

Biggi Schieszl, Martin Recker, Andrea Körner, Mathias Ricking

Abstract:

Since 2005 the Environmental Specimen Bank (ESB) collects suspended particulate matter (SPM) at 16 sampling locations. This is performed on a monthly basis by means of custom-built sedimentation basins (SB).

Within the framework of a diploma thesis the heavy metal pollution by SPM in the river Panke, a small river with a mean discharge of 0,5 m³/s, was investigated to adapt SBs to small and low-flow rivers. The application of this sampling technology is required for monitoring of tributaries to main streams according to the Water Framework Directive (WFD). The river Panke spring is located nearby Bernau (Brandenburg) and discharges finally into the Spree (Berlin). With a total length of about 30 km the river Panke stretches across the urban area of Berlin and is extremely affected by anthropogenic deformation. The artificial river bed is characterized by a low mean SPM content in the range of 10 mg/l and a low water depth of 5 -10 cm, with occasional dry falling in summer. The adapted ESB-SB is tested during a 6 month period in combination with a flow-through centrifuge. This low-cost and highly effective sampling tool serves as an alternative means for monitoring small rivers within the WFD, keeping in mind the continuous time-integrated collection of the SPM, even during flood events.



Picture 1: Panke-SB

Introduction:

The adaption of the ESB-SB to small and low-flow rivers is based on experiences within the ESB, accomplished by the Freie Universität Berlin, Dept. of Earth Sciences, since 2005 [1]. The diploma thesis is based on the idea of a comparison of sampling methods for SPM in association with established regulations of the WFD. The research partly focuses on sampling SPM by the mobile sedimentation box and by comparison of heavy metal results collected via the mobile centrifuge (Westfalia Separator KA 1-06-525). Referring to the recommendation of the group of experts “Schwebstoffe” [2] adapted from CMA 2010 [3], the fraction < 63 µm has to be separated for trace element determination. Thereby the comparison with SPM sampled by the centrifuge can be applied directly [4]. Close to the inflow into the Spree River at Schulzendorfer Strasse best conditions for the exposure are met. In *pict. 1* the Panke-SB and the downstream directed suspension are imagined. The investigated river Panke differs considerably from monitored rivers within the ESB requiring constructional adaption. Detailed investigation results for the Panke according to the WFD are described elsewhere [5] [6].

Constructional requirements:

The concept of the Panke-SB has to be adapted to water depth, discharge conditions and river structure. Following aspects have to be considered:

- low water levels during dry water discharge
- fast and distinct hydraulic reaction during heavy rainfall events → high discharge variation
- low mean of SPM content especially during dry water discharge

The specific river parameters are presented in **tab. 1**. Generally, the Panke-SB (**fig. 1**) appears as a flat and stretched SB with sampling efficiency. In contrast, the ESB-SB dimensions are 40 cm x 30 cm x 25 cm (length x width x height) [1]. A total number of six in-flow openings (Ø10 mm) ensures an optimised standard inflow of SPM enriched water during dry water discharge. Five blades are responsible for the sedimentation, even at rainfall events, keeping in mind that high flow velocities in the range of 1 m/s affect the sampling efficiency of SPM negatively [7]

Table 1: Specific river parameters (Sept.2010 – Feb.2011) – Schulzendorfer Str.; Panke (recorded level: Kühnemannstr.; data set SenGuv*)

lowest water level [cm]	mean discharge [m ³ /s]*	river width [m]	mean SPM-content [mg/l]
14	0.67	6	7.8

The schematic flow conditions of the adapted ESB-SB are illustrated in **fig. 1**.

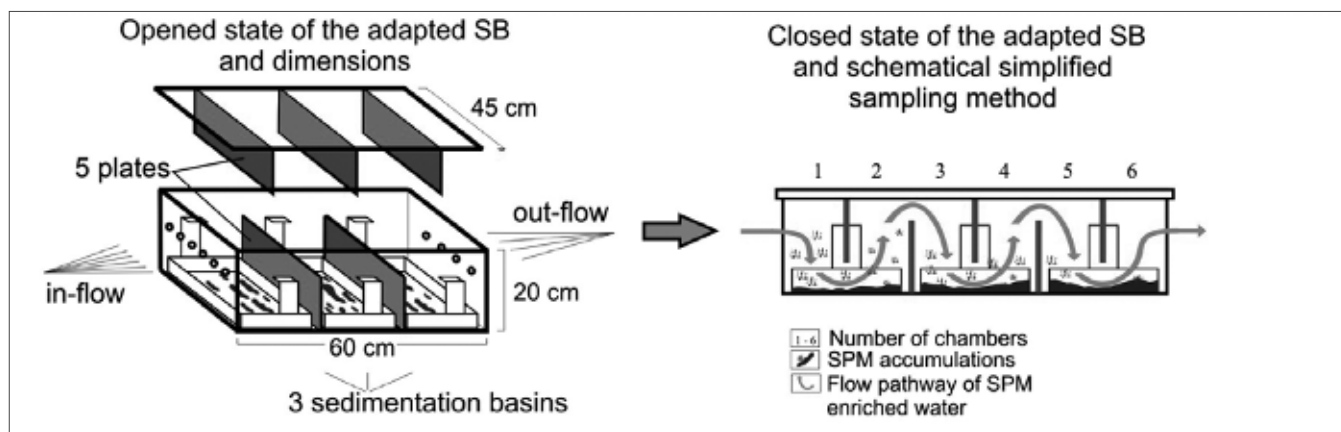


Figure 1: Schematic illustration of the adapted SB.

Results:

During a six month test-period the Panke-SB effectively collected SPM (**tab. 2**). Seasonal discharge variations control the monthly amount of SPM. Mean high discharges (**tab. 2**) starting in November increase the SPM-load in combination (Nov. 2010, Jan. and Feb. 2011) with the separate sewage system discharge. Additional discharge maxima may affect sampling efficiencies quantitatively (Sept. 2010, Dec. 2010).

Table 2: Monthly sampled SPM amounts by the Panke-SB (Sept.2010 – Feb.2011) and mean Q (data set SenGUV*)

	Sept. 2010	Oct. 2010	Nov. 2010	Dec. 2010	Jan. 2011	Feb. 2011
SPM [g]	4229	1939	3307	2200	4695	5510
Q_{mean} [m ³ /s]*	0.2	0.2	0.7	0.7	1.2	1.0

The decreasing SPM loads are represented by low amounts of SPM in Oct. 2010. Actually, a particle-size distribution of the Feb. 2011 sample specifies fine-grained material with a fine sand fraction of 47.6 % and a fraction <63 μm of 41.1 %. The fraction between 250 μm and >2 mm comprises 10.4 %.

Conclusions:

The sampled amounts of SPM confirm the sampling method by means of the adapted ESB-SB. The particle-size distribution offers adequate amounts of SPM related to the fraction < 63 μm . In comparison with the sampling by flow-through centrifuges the Panke-SB is an effective and low-cost system for SPM quality monitoring according to the WFD. It is adaptable to tributaries providing the continuous time-integrated collection of the SPM, even during flood events.

Literature:

- [1] Schulze T., Ricking M., Schröter-Kermani C., Körner A., Denner H.-D., Weinfurtner K., Winkler A., Pekdeger A. (2007) The German Environmental Specimen Bank. Sampling, processing, and archiving sediment and particulate matter. *J Soils Sediments*, 6, 361, DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/jss2007.08>
- [2] Ad-hoc AG Schadstoffe der AG OW der FGG Elbe (2010) Empfehlungen für Schwebstoffuntersuchungen an Überblicks-messstellen im Elbeinzugsgebiet, 15
- [3] CMA (2010) Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive (WFD)-Draft
- [4] Oberflächengewässerverordnung (17.03.2011) Bundesrat, Verordnung der Bundesregierung, Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Drucksache 153/11. Bundesanzeiger Verlagsgemeinschaft mbH, Köln
- [5] SenGUV (März 2009) Panke Pilotprojekt zur vorbereitenden Maßnahmeplanung. Berlin, 383
- [6] SenGUV (Dez. 2009) Modellanpassung und Aufstellung eines integralen Hochwasserschutz- und Regenbewirtschaftungskonzeptes Panke. Berlin, 157
- [7] LAWA (2002) Probenahme von Schwebstoffen und Sedimenten. AQS-Merkblatt P-8/4

Monitoring of Sediment Quality in the Vltava River Basin (in the years 2007–2011)

Kateřina Soukupová, Milan Koželuh, Marek Liška, Václav Tajč and Jan Válek

Povodí Vltavy, State Enterprise, Holečkova 8, CZ-158 00, Prague 5, Czech Republic; e-mail: katerina.soukupova@pvl.cz

Since 2007, there had been monitored the following parameters in sediments of rivers in the territorial scope of the State Enterprise Povodí Vltavy, within the frame of operational monitoring of surface waters: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), polychlorinated biphenyles (PCB), organochlorinated pesticides, volatile organic substances, adsorbed organic halogens (AOX), hydrocarbons C₁₀-C₄₀, phosphorus, total organic carbon (TOC), metals (Hg, Cu, Zn, Fe, Cd, Ni, Pb, Cr, As, Co, Al, B, Se, Sb, Be). This monitored spectrum of parameters was gradually extended also on triazinic and uronic pesticides, MUSK substances, polybrominated diphenylethers (PBDE), and from 2012 also on chlorinated phenoles, chlorinated alkanes C₁₀-C₁₃, glyphosate and AMPA (aminomethyl phosphonic acid) metabolite. Metals are assessed on a granularity fraction up to 20 µm, organic substances are assessed on a total fraction up to 2 mm.

Evaluation of measured results

The results measured were compared mainly with limits stated in the Government Order No. 61/2003 Coll. of Laws, as subsequently amended [1], and with limits stated in the Decree No. 257/2009 Coll. [2]

Government Order No. 61/2003 Coll.: In accordance with the Government Order No. 61/2003 Coll. [1], the measured results were normalized to content of organic carbon, according to the following formula: $c_{\text{normNEK}} = c_s \cdot \text{TOC}_{\text{NEK}} \cdot \text{TOC}_s^{-1}$, index s – measured values in the sample

TOC_{NEK} is equal to 50 g/kg (NEK=EQS /Environmental Quality Standard/) for content of TOC in sediment.

It is necessary to take in account, that when measured values are normalized, it can overvalue the resulting concentrations of organic substance (mainly at concentrations of TOC lower than 10 g/kg). Among indicators often exceeding Environmental Quality Standard (EQS), belong these substances: fluoranthene, anthracene and the sum of 5 PAH (benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, benzo(g,h,i)perylene and indeno(1,2,3-c,d)pyrene).

By comparing measured values of metals with EQS limits, it was found that in all profiles EQS is exceeded by nickel, in half of monitored profiles EQS is exceeded by lead, in one quarter profiles by mercury, and in 10 % profiles by cadmium. The highest concentration of cadmium (220 mg/kg) and lead (6700 mg/kg) in the sediment, were detected in the profile Litavka-Trhové Dušínky (river km 37,3). This profile is influenced by discharge of wastewater from the metalworking company Kovohutě Příbram. In this profile are also frequently measured high concentrations of metals in surface waters. The highest concentrations of lead (16 mg/kg) in sediment were measured in the profile Hamerský Brook-Otín (river km 3,4). The highest concentrations of nickel (290 mg/kg) were detected in the profile Křemžský Brook-Holubov, below the village (river km 3).

The value of natural (geogenic) background is always crucial for data interpretation. Exceeding EQS need not clearly mean damage of water ecosystem. This may be caused by an increased geogenic background. An illustrative example is e.g. a seven times higher exceeding of limit value for nickel (EQS=3 mg/kg) in the profile Vltava-Pěkná (river km 373,5), which is considered as a profile almost untouched by human activity (it is taken as reference profile). Due to the fact, that geogenic background values for particular locations in Czech Republic are not known, the measured values could not be corrected. Other important and relevant substances (which however do not have stated a EQS value in the Government Order No. 61/2003 Coll. [1]), are the following: other substances from the PAH group, DDT and its metabolites, some congeners of PCB and furthermore galaxolide (MUSK). In fig. 1, there are indicated measured concentrations of DDT and its metabolites in the Vltava River Basin.

Decree No. 257/2009 Coll.: As an indication, established concentrations were compared with the Decree on using sediments in agricultural land No. 257/2009 Coll. [2]. For a potential use of sediments in agriculture, the following indicators are especially limiting: the sum of 12 PAH, hydrocarbons C₁₀-C₄₀, BTEX (the sum of benzene, toluene, ethylbenzene and xylene), and sporadically also higher concentrations of PCB or DDT and its metabolites. This mostly concerned to brooks known as to be anthropogenically strongly influenced: e.g. Klabava, the brooks Bojovský and Zákolanský, and other. As for metals, there were most frequently exceeded concentrations of cadmium, zink or lead.

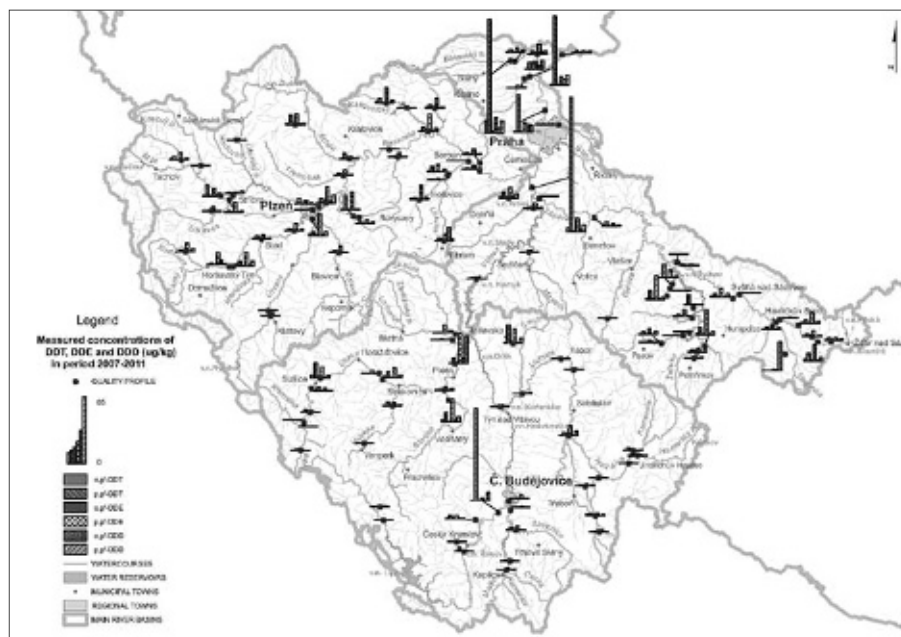


Fig.1 Measured concentrations of DDT, DDE and DDD (ug/kg) in sediments in period 2007–2011

Suspended sediments

Within the frame of the monitoring for the International Commission for the Protection of the Elbe River (ICPER), there were regularly monitored every month the suspended sediments in the profile Vltava-Zelčín (river km 4,5).

The results of suspended sediments were then compared with EQS values, indicated in Government Order No. 61/2003 Coll. [1]. For normalization according to the above mentioned formula, it was used a TOC_{NEK} value equal to 100 g/kg, according to the methodological instruction. Average year values exceeded EQS as for indicators fluoranthene, the sum of 5 PAH (benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, benzo(g,h,i)perylene and indeno(1,2,3-c,d)pyrene), and in 2009 also for hexachlorbenzene. According to Government Order No. 61/2003 Coll. [1], the cation of tributyltin cannot be evaluated, because the limit of determination is many times higher than the EQS value. As for metals, EQS limits were fulfilled only for cadmium.

From the point of view of ecosystem approach, a comparison of values was done for sediments, as well as for suspended sediments, and that for data of 2007 in the profile Vltava-Zelčín. It was found, that higher concentrations (approx. a triple) of most of tracked organic substances, were measured in suspended sediments, and vice versa, higher metal concentrations were detected in sediments.

Conclusion

The results clearly show relevant presence of some substances in sediment. It deals particularly with polychlorinated biphenyles and some organochlorine pesticides and their metabolites. Over against concentration of these substances in water is almost unmeasurable.

In basis of results of analyses of sediments, obtained within the frame of an operational monitoring of surface waters, there were identified problematic locations, contaminated by some toxic metals (e.g. cadmium, lead and mercury) and by organic substances, particularly by polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyles and certain volatile organic substances (e.g. benzene, toluene, xylene).

It results from data evaluation the need to take into account the natural geogenic background, in particular for some trace elements, that are naturally occurring in ecosystems.

The use of normalized concentrations for content of organic carbon (TOC) in sediment, may in some cases of organic substances cause an overvalue of the results, which can lead to a non-compliance with the limit values.

Literature:

- [1] Government Order No. 61/2003 Coll., on the indicators and values of permissible pollution of surface water and wastewater, mandatory elements of the permits for discharge of wastewater into surface water and into sewerage systems, and on sensitive regions, as amended by Regulation of Government No. 23/2011 Coll.
- [2] Decree No. 257/2009 Coll., on using sediments in agricultural land.

Selected priority substances in water and in sediments of the sectional river basins related to the benthic invertebrates community structure

Jan Špaček, Martin Ferenčík, Jiří Medek, Pavel Hájek

An observation of the presence of priority substances in water and in sediments of the three sectional river basins was started in 2011. River basins were chosen in relation to a hypothetical variety in antropogenic load and a diverse land use. The Cidlina river basin is highly populated, it has an intensive agricultural and industrial production and a small forest area. The sea level is 186–580 m.s.l. , the river basin area is 1177 sq.km. The Klejnárka river basin has a medium rate of population represented by small villages, an intensive agricultural production, a small industrial production and an average forest area. The sea level is 194–533 m.s.l., the river basin area is 344,8 sq.km. The Divoká Orlice river basin in its upper part is sparsely populated, without any industrial production, with an extensive agricultural production and a dense forest area. It is an important holiday resort. Lower part of the Divoká Orlice river basin is highly populated area with an intensive industrial and agricultural production. The main stream Divoká Orlice is divided by the Pastviny dam reservoir. The sea level is 247–695 m.s.l., the river basin area is 806,5 sq.km.

According to Strahler, 38 monitoring profiles were chosen on the head streams of individual river basins and stream tributaries of the 4th and higher stream order. Most of these profiles are being observed during an operational monitoring . Apart from the regular observation the range of assessment was enriched by biocides and farmaceuticals such as Diclofenac, AMPA, Glyphosat or Ibuprofen.

General chemical status of the stream and detected biocide figures are being put into relation with the ecological status which is evaluated according to the state and structure of the benthic invertebrates community.

Changes of the benthic invertebrates communities from the perspective of sediment changes and changes of the river bed structures in the Frydlant region after the 2010–2011 floods

Jan Špaček, Pavel Hájek

In the years 2010 and 2011 an area of the Frydlant hook in the northern part of Bohemia was threatened by floods. Most streams in this region have their river bottom made of floating sediments. A goal of the research was to detect an impact of the changes in the sediment character and complete river bottom structure through the impact of floods on the benthic invertebrates community and its restoration. In the area 12 profiles were chosen on medium-sized and small-sized streams. These profiles were continually observed during regular operational monitoring or on streams with sufficient amount of water diversion data before the flood occurrence. The streams have dissimilar extent of antropogenic effects. These effects were observed by chemical analysis specialized in nutrient ratio and by presence of some metals. During the benthic invertebrates diversion the river bottom structure and sediment changes were observed and then recorded in the terrain sampling records. Antropogenic effects and technical alterations of a stream appear to be the most influential during the benthic invertebrates community restoration.

DDT and its metabolites (DDE, DDD) occurred most frequently. 12 pesticides of 28 pesticides authorized for use in the Czech Republic were found in sediments whereas 20 pesticides were found in SPM. Glyphosate and its metabolite AMPA were the authorized substances found most frequently in both sediments and SPM. The highest concentration of individual pesticide (hexachlorobenzene) of 2290 $\mu\text{g}/\text{kg}$ was found in sediments, the highest concentration of individual pesticide (glyphosate) in SPM was 3100 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Generally speaking, AMPA and glyphosate are the authorized pesticides found frequently in high concentrations (hundreds of $\mu\text{g}/\text{kg}$) in SPM and sediments. Spatial distributions of authorized pesticides frequently found in high concentrations in SPM and sediments are shown in Fig. 3 and 4. Pollution of sediments and SPM by 19 legacy pesticides was similar, different situation was found for 28 authorized and recently used pesticides, where more SPM samples were contaminated than sediment samples, probably due to the difference in time available for degradation (SPM is considered “fresher” medium with less time left for degradation of pesticides than sediment in case of “modern” pesticides with shorter half-life used nowadays).

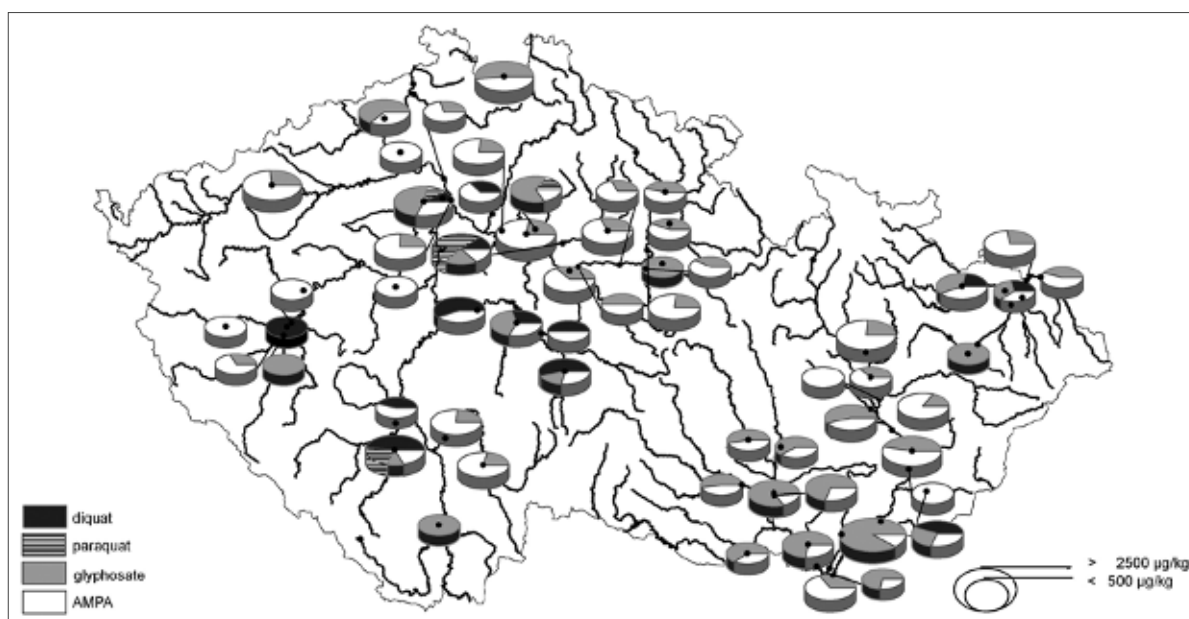


Fig. 3. Occurrence of pesticides with highest concentrations in SPM

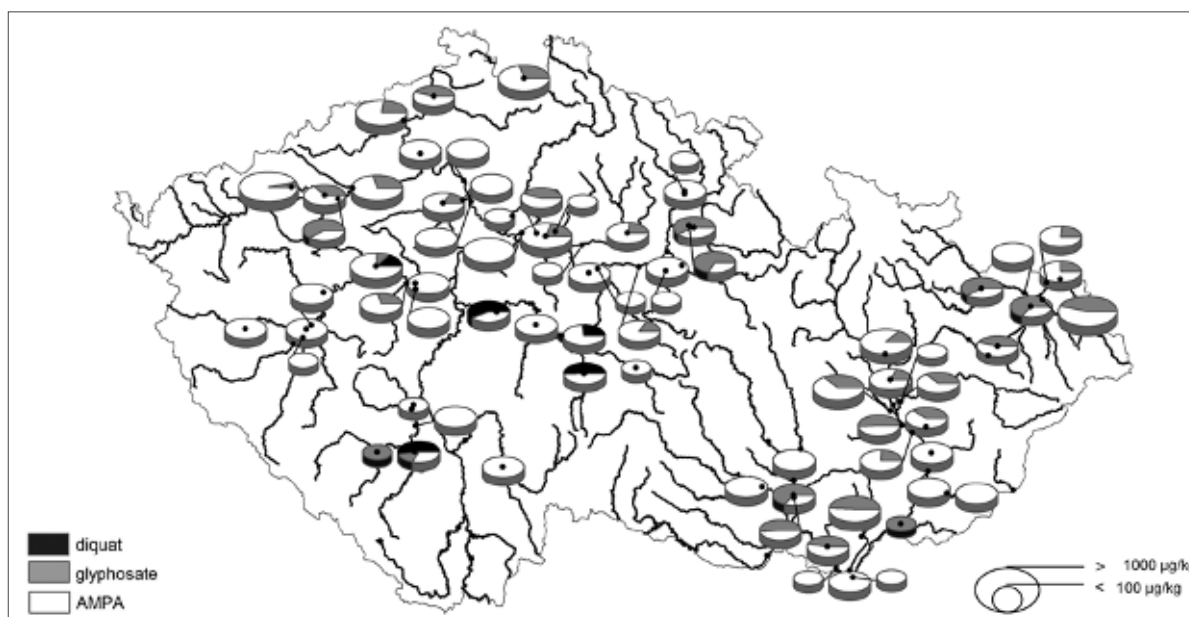


Fig. 4. Occurrence of pesticides with highest concentrations in sediment

Acknowledgment: Authors acknowledge the financial support of grant No. 2B06095 by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic.

Zurück in die Warmzeit? Im Trend der Körbchenmuschel *Corbicula fluminea*

Olaf Zeiske

Abstract

In 2010 a school project with senior students in the educational profile „eco system research“ at the Goethe-School Harburg concentrated their work on the distribution of the invasive Asian clam in a stretch of the river “Süderelbe” in the vicinity of Hamburg. Results show, that the Asian clam climate-sensitive inhabits the sub- and eulittoral of the Lower Elbe River around Hamburg. Cold winters with long frost periods, as e.g. the winter of 2009/2010, result in the death of all Asian clams in the eulittoral and a potentially widespread death in the sublittoral.

The spat fall of young Asian clams in the summer of 2010 however shows that adult animals will not totally disappear from the eco system of the Lower Elbe River in, for this region, very harsh winter conditions. It could be possible that warm water emissions from industrial plants play a role, which could have a significant impact in serving as a local point of origin for a resettlement of these very effective r strategy organisms, as our samples from the sublittoral in a typical stretch of the Süderelbe River showed extensive shell material, including shells of dead adult Asian clams, but not a single live clam which was bigger than the new cohort of juvenile clams. Live juvenile clams were sparse in the sublittoral samples.

The middle and upper parts of the eulittoral seem to be key areas for the sedimentation of juvenile clams. In years with convenient climatic conditions the eulittoral of the tidal Elbe River should be able to function as a large nursery area for Asian clams, whereas in years with harsh winter impacts the clams are not able to survive. Therefore the eulittoral zone might win a significant influence to the total population dynamic of Asian clams under tidal conditions in the Lower Elbe River, sometimes taking effect against higher abundances.

1. Einleitung

Im August und September 2010 beschäftigten sich Schüler im Oberstufenprofil Ökosystemforschung der Goethe-Schule Harburg mit der Asiatischen Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* in der Unterelbe. Ziel war es, einen Bildungsbeitrag für die Hamburger Klimawoche 2010 zu entwickeln, der im Rahmen des Klimaforschungsprojekts Klimzug-Nord Schnittstellen zwischen angewandter Umweltforschung und Schulbildung thematisieren lässt.

Es gab drei miteinander korrespondierende Leitfragen:

- Die Asiatische Körbchenmuschel hat in den vergangenen 30 Jahren Südwesteuropa besiedelt und ist inzwischen auch in Frankreich, den Niederlanden und im Einzugsgebiet des Rheins flächenhaft verbreitet. Im Gewässersystem des Rheins kommt es zu Massenentwicklungen dieser Muschelart mit weitreichenden Veränderungen der Lebensgemeinschaften [3]. Vermutlich im Verlauf der 90er Jahre hat diese Muschelart auch die Elbe bei Hamburg erreicht [1], doch blieben hier bislang Schreckensmeldungen aus. Warum?
- In Nordwest-Europa waren morphologisch identische Gattungsvertreter der Körbchenmuschel typisch für das Eem-Interglazial (vor ca. 126.000–115.000 Jahren) und ihre Schalen blieben so zahlreich fossil erhalten, dass sie als Leitfossilien für dieses Interglazial dienen [2]. Der Verbreitungsstatus von Körbchenmuscheln im Rhein mag der im Eem-Interglazial ähneln. In Folge des Klimawandels könnte sich die Situation im Gewässersystem der Elbe angleichen.
Welchen Verbreitungsstatus erreicht die Asiatische Körbchenmuschel derzeit in der Unterelbe?
- Eine Besonderheit der Unterelbe ist ihre Tideabhängigkeit. Eine unterschiedliche Dauer der Wasserbedeckung hat Konsequenzen für das Mikroklima am Lebensstandort einer Muschel. Wie verteilen sich Körbchenmuscheln im Eulittoral?

2. Untersuchungsgebiet und Beprobung

Die Untersuchung fand in einem Abschnitt der Süderelbe, Flusskilometer 613, statt und integriert ein typisches Bühnenfeld (Abb. 1). Zur Klärung der Verteilung im Eulittoral wurden drei Transsekte zwischen Sub- und dem oberen Ende des Eulittorals beprobt. Dieses wurde in vergleichbarer Weise jeweils am 24.08. und 07.09.2010 durchgeführt. Dabei wurde parallel sowohl mit breiteren Stechröhren wie auch einer eigens definierten Abtragsmethode systematisch Boden nach Muscheln abgesucht. Bei letzterer wurde mit flachen Schaufeln sehr vorsichtig das Substrat abgekratzt, so dass die Muscheln durch optische Kontrolle gefunden wurden. Das Sublittoral wurde am 07.09.2010 mit Hilfe eines

Bodengreifers vom Messboot Nekton des Instituts für Wasserbau an der Technischen Universität Hamburg-Harburg in einem an das Eulitoral bis nahe der Fahrrinne erstreckenden Beprobungsraster erfasst (Abb. 2).



Abb. 1. Probefläche im Bühnenfeld, Flusskilometer 613.

Abb. 2. Beprobungsmuster im Eulitoral

3. Die Situation im Sublitoral

Im Sublitoral fanden sich in einigen Bodengreiferproben größere Mengen Muschelschill überwiegend aus Schalen der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha*, aber auch in geringerer Menge Schalen von Körbchenmuscheln. Andere Greiferproben zeigten zwar für die Besiedlung geeignete grobkörnige Sande, Muschelschalen fehlten allerdings. Im Sublitoral kommt es entsprechend zu Sortierungserscheinungen durch die Strömung. Entscheidend ist aber, dass ausschließlich und durchaus nur spärlich lebende Körbchenmuscheln gefunden wurden, die alle 2010 geschlüpft sind. Im Muschelschill fanden sich sowohl leere große Schalen von also mehrjährigen Körbchenmuscheln, die wenig verwittert waren und größerflächig noch den gelblichen Farbton lebender Körbchenmuscheln aufwiesen – wie auch solche, die bereits stärker verwittert waren. Dies werten wir als Hinweis auf eine über mehrere Generationen andauernde, höhere Abundanzen aufbauende Besiedlungsphase der Körbchenmuschel, die durch den Winter 2009/2010 unterbrochen wurde.

4. Die Situation im Eulitoral

Die Benthosproben ergaben höhere Abundanzen junger Körbchenmuscheln im mittleren bis oberen Eulitoral. Vor allem dort, wo schwach aussickerndes Hangwasser schluffige Sedimente oberflächlich weg transportiert hatte und eventuell auch die Sauerstoffsituation unterhalb der Bodenoberfläche verbesserte, fanden sich bis mehr als 40 Jungmuscheln/m². Aus dem Vergleich der Schalenmesswerte vom 24.08. und 07.09.2010 ergibt sich ein mittleres Schalenwachstum von ca. 1 mm/Woche, genug um spätestens von einem auf ein weiteres Jahr reproduktive Individuen aufwachsen zu lassen. Nachbeprobungen Anfang November 2010 (nicht im Poster enthalten) ergaben Schalenlängen von bis zu 21 mm. Im Sediment des Eulitorals fanden wir außerdem zahlreich Schalen abgestorbener Körbchenmuscheln mit Schalenlängen von über 30 mm. Viele dieser Schalen waren wenig verwittert, etliche sahen so frisch aus, dass erst das Öffnen der Schalenhälften Sicherheit gab, dass sie abgestorbenen Individuen zuzuordnen waren. Fleischreste fehlten vollständig, insgesamt ergab sich der Eindruck eines massiven, flächendeckenden Absterbens im Winter 2009/2010.

Literatur

- [1] Glöer, P. & Diercking, R. (2010) Atlas der Süßwassermollusken. Rote Liste, Verbreitung, Ökologie, Bestand und Schutz. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg. 133.
- [2] Meijer, T. & Preece, R.C. (2000) Geologie en Mijnbouw/Netherlands Journal of Geosciences 79 (2/3): 241–255
- [3] Meister, A. (1997) Lebenszyklus, Autökologie und Populationsökologie der Körbchenmuscheln *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis* (Bivalvia; Corbiculidae) im Inselrhein. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz (Schriftenreihe Hessisches Landesamt für Umwelt), Wiesbaden, Heft 238.

Measuring the Runoff and Sediment Transport on an Experimental Agriculture Catchment

David Zumr, Václav David, Jan Devatý, Tomáš Dostál, Josef Krása, Martina Sobotková

Introduction

Different rainfall-runoff conceptual models are being used to estimate the hydrological response of a small catchment to storm events. Realistic prediction of precipitation transformation into stream runoff hydrograph is crucial for catchment management and soil erosion estimation. Understanding the routing of the precipitated water, its pathways and residence time in the subsurface are the important prerequisite for the description of solute transport processes [1, 2, 3]. Sediment and nutrient transport from agricultural land into rivers and reservoirs is one of the major problems in the Czech Republic. This problem was highly accelerated almost 50 years ago during the strong collectivization that resulted in destruction of traditional landscape patterns [4]. Our goal is the proper linkage between surface and subsurface processes that should help to uncover the principle of runoff generation and soil and nutrient transport throughout the vegetation season.

A new experimental agriculture catchment, Nucice, has been recently established and equipped with meteorological station, measuring gauge, water sampler and turbidimeter to monitor rainfall runoff processes and to quantify sediment and nutrient transport.

Soil structure and soil degradation

Soil structure impacts water availability, nutrient uptake and leaching, stability of the soil aggregates and hydrological response of the catchment on rainfalls. Thereby the soil structure indirectly affects ground and surface water supplies. Tillage and subsequent reconsolidation due to wetting and drying cycles have an impact on macroscopic soil properties such as soil bulk density and porosity, soil hydraulic properties, surface roughness, and depression storage of rain [5]. Aggregation and interconnected pores increase bypass flow in soil [6]. This can result in increased infiltration, reduced runoff and the movement of water deeper into the soil profile. On the other hand soils on farmlands are losing its structure mostly due to tillage and soil compaction. Soil compaction, caused by overuse of machinery, intensive cropping and inappropriate soil management, is one of the major problems of modern agriculture [7]. The compaction results not only in soil deformation, but also in changes of the pores conductivity and connectivity. Consequently, not only water infiltration is reduced but it also causes reduced gas and heat fluxes within the soil profile, which in global perspective can influence global nitrogen cycle [8].

The inter-aggregate porosity produced after tillage is being during the vegetation season gradually decreased. Therefore, the pore size distribution changes with time. Consequently, associated soil hydraulic and transport properties also vary with time. Several authors [9,10] reported temporal changes in aggregates stability and hydraulic conductivity during the growing season as a result of the interacting processes of rain drop impact, microclimatic, plant growth, and soil microorganisms activity.

Experimental catchment

The new experimental catchment Nucice is located 35 km eastern from Prague, Czech Republic, in a moderately hilly region with the average altitude 400 m asl. The catchment area is 48,7 ha, the land use is almost exclusively arable land, the maximal slope inclination is 11%, the average slope inclination is 4%. An H flume gauge and a meteorological station were installed in summer 2011. The runoff, total suspended solids in the stream, precipitation intensity, air temperature, wind speed, relative air moisture and net radiation are continuously monitored.

The soil at the catchment is classified as Cambisol, soil texture is loam with the content of clay particles around 8%. Soil has low inner aggregate hydraulic conductivity with values approximately $0.1-1 \text{ cm d}^{-1}$, we assume that the macropores and preferential pathways around the aggregates are hydraulically dominant during heavy rainfall events. The compacted plough layer at the depth of 30 to 50 cm has very low hydraulic conductivity and rather low ratio of macropores.

The catchment is drained by artificially narrowed trapezoid stream reinforced with concrete panels. There is a till drainage in the eastern part of the catchment. The field on the right stream bank is tilled conventionally, on the left bank a conservation tillage takes place for at least 10 years. Typically planted crops are barley, rape and mustard.

Numerical modeling and preliminary results

Since the experimental catchment is newly established we have monitored only few significant rainfall-outflow events, the soil characteristics were still not measured on a representative scale and we do not have continuous subsurface water content measurements. Therefore the goal of the simulation cannot be a full description of the outflow regime with temporary variable soil characteristics. Our current aim is to show a response to a given rainfall driven by the dominant outflow mechanisms.

Conceptual model estimates 100 cm deep soil profile with ground water level at the bottom boundary. Soil is divided into two flow domains: (a) matrix and (b) preferential flow domain. Two soil horizons, tilled top 25 cm underlined by compacted soil, were identified during field work and on CT images. Hydraulic characteristics of both flow domains for two horizons are the same, only hydraulic conductivities of the matrix domain and ratio of the preferential flow domain differs according to measurements and the CT scanning. Water that cannot infiltrate due to infiltration excess causes the surface runoff. The rainfall intensity threshold for surface runoff initiation is rather high due to large intra aggregate voids. Water that rapidly infiltrates and flow through the preferential pathways reach less permeable second horizon, where hypodermic runoff originates. Water that reaches groundwater level through the matrix domain contributes to the baseflow.

Simplifying assumptions for mathematical simulation include single representative hillslope. Surface runoff routing to the stream was calculated with simple kinematic wave approach. Hydrograph transformation within the stream channel was neglected. Hypodermic runoff was simulated by diffusion wave approach, simulation codes S1D and HYPO were used [11, 12].

The results prove the importance of the identification of the driving outflow mechanisms prior to numerical simulations. We have tested surface runoff and hypodermic stormflow runoff approaches to simulate catchment response to rainfalls. Inclusion of the hypodermic runoff improves the results significantly.

Acknowledgment

The research has been supported by the projects of Czech Ministry of Agriculture no. Q1102A265, QJ1230056, Ministry of Education, Youth and Sports no. LD 11031 and grant of Czech Technical University in Prague no. SGS12/130/OHK1/2T/11.

Literature

- [1] McDonnell, J. J., A rationale for old water discharge through macropores in a steep, humid catchment. *Water Resources Research*, 26, (1990), 2821–2832.
- [2] Rodgers, P., C. Soulsby & S. Waldron, Stable isotope tracers as diagnostic tools in upscaling flow path understanding and residence time estimates in a mountainous mesoscale catchment. *Hydrological Processes*, 19, (2005), 2291–2307.
- [3] McGuire, K. J. & J. J. McDonnell, A review and evaluation of catchment transit time modeling. *Journal of Hydrology*, 330, (2006), 543–563.
- [4] Krása, J., Dostál, T., Vrána, K., Erozní mapa ČR a její využití. *Vodní hospodářství*, 2, (2010), 28–31.
- [5] Ahuja, L. R., L. W. Ma & D. J. Timlin, Trans-disciplinary soil physics research critical to synthesis and modeling of agricultural systems. *Soil Science Society of America Journal*, 70, (2006), 311–326.
- [6] Ohrstrom, P., M. Persson, J. Albergel, P. Zante, S. Nasri, R. Berndtsson & J. Olsson, Fieldscale variation of preferential flow as indicated from dye coverage. *Journal of Hydrology*, 257, (2002), 164–173.
- [7] Hamza, M. A. & W. K. Anderson Soil compaction in cropping systems - A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil & Tillage Research*, 82, (2005), 121–145.
- [8] Torbert, H. A., K. N. Potter & J. E. Morrison, Tillage intensity and crop residue effects on nitrogen and carbon cycling in a vertisol. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29, (1998), 717–727.
- [9] Alvaro-Fuentes, J., J. L. Arrue, R. Gracia & M. V. Lopez Tillage and cropping intensification effects on soil aggregation: Temporal dynamics and controlling factors under semiarid conditions. *Geoderma*, 145, (2008), 390–396.
- [10] Daraghme, O. A., J. R. Jensen & C. T. Petersen Soil structure stability under conventional and reduced tillage in a sandy loam. *Geoderma*, 150, (2009), 64–71.
- [11] Vogel T, Tesař M, Císlarová M. Modeling water regime in a small watershed. In: *International Conference on Small Catchment Hydrology*, Institute of Hydrodynamics of the Czech Academy of Sciences, Prague, Czech Republic, (2003), 127–136.
- [12] Vogel T. Simplified dual continuum approach to modeling subsurface runoff from a hillslope segment. In *General Assembly, European Geophysical Union, Vienna, Austria; (2005).*



Fachexkursionen

Odborné exkurze



Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012

Magdeburský seminář o ochraně vod 2012



Excursion to the METHA Treatment Plant for Dredged Material and the Silt Disposal Site Francop

Heinz-Dieter Detzner, Henrich Röper

Abstract

The treatment of contaminated dredged material on land is an important element of the sediment management concept of the Port of Hamburg. Up to one million m³ silty, silty/sandy sediments are processed by the METHA plant (Mechanical Treatment of Harbour Sediments) annually.

Contamination of sediments is primarily governed by the grain size distribution. The technology aims on the separation of the different grain sizes of the sediments by using hydrocyclones, upstream current classifiers and spirals. Dewatering is accomplished in an additional treatment step.

A beneficial use of the treated material is one of the main objectives of the concept. The sand and fine sand fractions can be used as construction material. Additionally the silt fraction can be used as sealing material as a substitute for mineral clay on the disposal sites. Further the application in dyke construction is under scientific evaluation.

During the excursion a detailed overview on the METHA treatment plant will be given. Furthermore the tour will take participants to the Francop disposal site for dredged material which in large parts is already under the land rehabilitation process.

1 METHA Treatment Technology

One of the most important results of the Dredged Material Research Programme conducted in the early 80ies was that the content of heavy metals and organic contaminants is primarily governed by the grain size. The finer the particles and the higher the content of organic matter in the sediment, the higher will be the content of contamination. Thus, the separation of the Elbe sediments into several fractions is required for reliable processing of dredged material taking into account the sediment particle size and the contaminant distribution. After preliminary laboratory and pilot scale tests had yielded promising results, a project was commissioned with the aid of the German Federal Ministry of Research and Technology in May 1984. This project concerned the construction of the METHA I test plant (Mechanical Treatment of Harbour Sediments), to demonstrate the applicability of the preliminary tests to plant scale operation. As a logical consequence of the development of a new process, the METHA II pilot plant became operational in May 1987, for optimising the process, development of measurement and control engineering and testing individual assemblies in terms of operation and function.



Fig. 1. Aerial photograph of the METHA plant

Since March 1993 the large scale METHA plant has been in operation (see Figure 1: Aerial photograph). The METHA plant has an annual throughput rate of up to 550,000 t (dry substance), corresponding to 1,000,000 m³ in situ with 50% by weight of silt and 50% by weight of clay. The capital investment for the plant, including mechanical, chemical and electrical equipment as well as surface and subsurface construction and deep foundation, amounted to about € 70 Million. The operation of the METHA-plant requires a total of 96 persons and annual expenditure of approximately € 17 Million including staff costs, depreciation and payment of interest. Corresponding to the throughput rate of the METHA plant the reasonable costs of classification and dewatering are about 17 €/m³.

Figure 2 shows the simplified process flow sheet of the METHA separation plant. Dredged material is transported to a suction unit where the dredged material is pumped intermittently to a stock with a total volume of about 250,000 m³. The discharge stream of the suction unit is conveyed to one of four bar-screens at the embankment of the stock basin. Coarse fractions above 60 mm are separated to avoid clogging in the following process stages. A successive change of the discharge point is necessary to ensure a sufficient distribution of dredged material in the storage basin. Owing to the different settling velocities of the particles, zones are formed consisting of coarser and finer sediments respectively. Therefore, two floating suction dredgers are used to re-extract the sediments and to feed the METHA plant. The positions of the dredgers are controlled with the aim to ensure as constant a process feed as possible. To avoid clogging again the dredged material is screened in a rotary screen, now at a cut size of 10 mm.

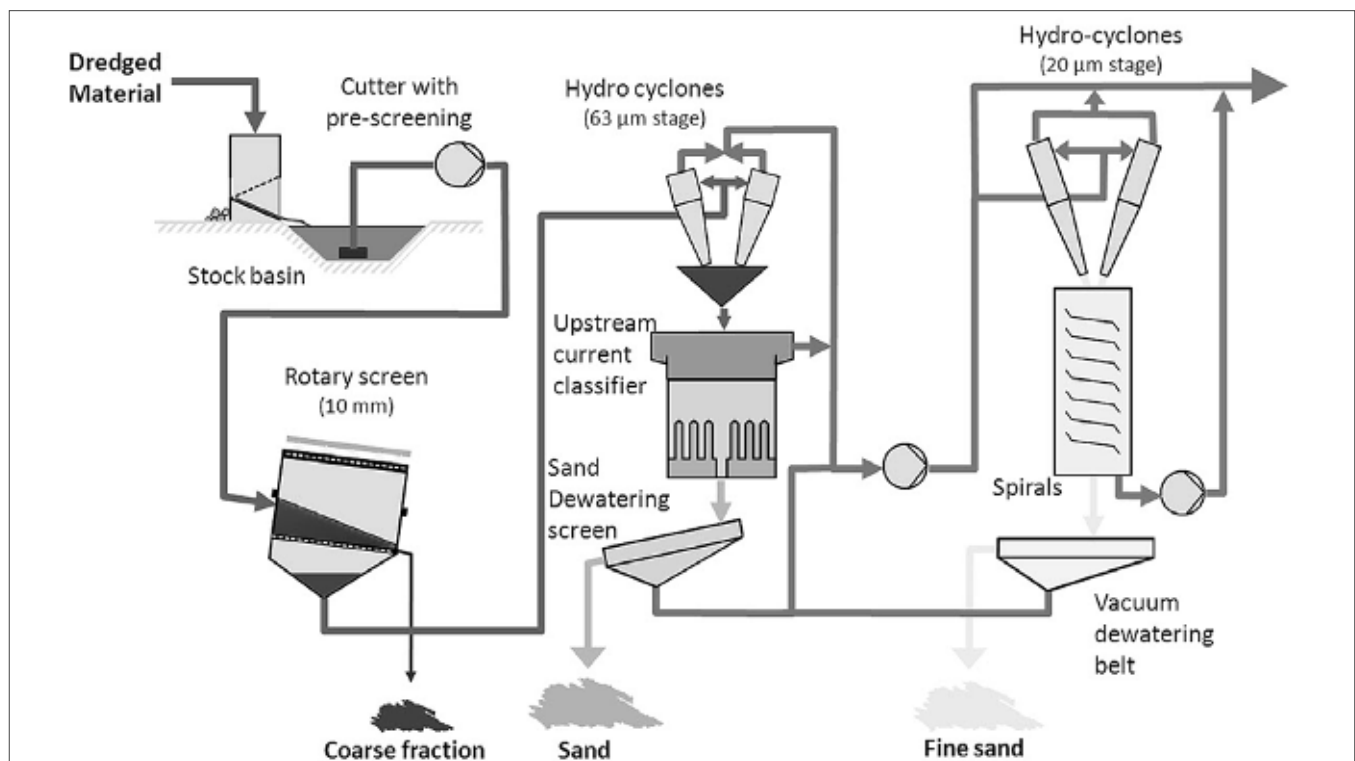


Fig. 2. Simplified process flow sheet of the METHA separation plant

The suspension is then pumped to two parallel operating lines with a total capacity of 200 t/h (dry substance) for the first separation of sand and silt at 63 μm and for subsequent sand dewatering. The feed suspension of the dredged material is separated by hydrocyclones into a silt overflow and a sand underflow. Fine silt particles as well as coal, wood and plant remainders discharged in the underflow of the hydrocyclones are subsequently separated in the upstream current classifiers. Earlier investigations showed that in addition to separation, upstream sorting is necessary for optimum separation into clean sand fraction (> 63 μm) and the silt fraction containing the harmful substances. In order to get a sand product with a consistency meeting the requirements of construction materials, the coarse product of the upstream current classifiers is dewatered on a vibrating screen to a residual moisture content of 10–15 % by weight.

50 % of the silt suspension from the first separation stage, hydrocyclone and upstream current classifier overflow, is the input material into a second separation process at 20 μm. The suspension is pumped again to two parallel

operating lines with a total capacity of 50 t/h (dry substance). Again a two step separation is carried out. The suspension is first separated by hydrocyclones into a fine silt fraction ($< 20 \mu\text{m}$) and into a fine sand fraction ($20\text{--}150 \mu\text{m}$). In addition to the separation by hydrocyclones a further sorting process is necessary to produce a clean fine sand product. Fine silt particles as well as coal, wood and plant remainders are now separated using a spiral concentrator. The further cleaned fine sand is dewatered by a vacuum belt filter to a residual moisture content of 15–17 % by weight to reach a consistency that is meeting the requirements of construction materials.

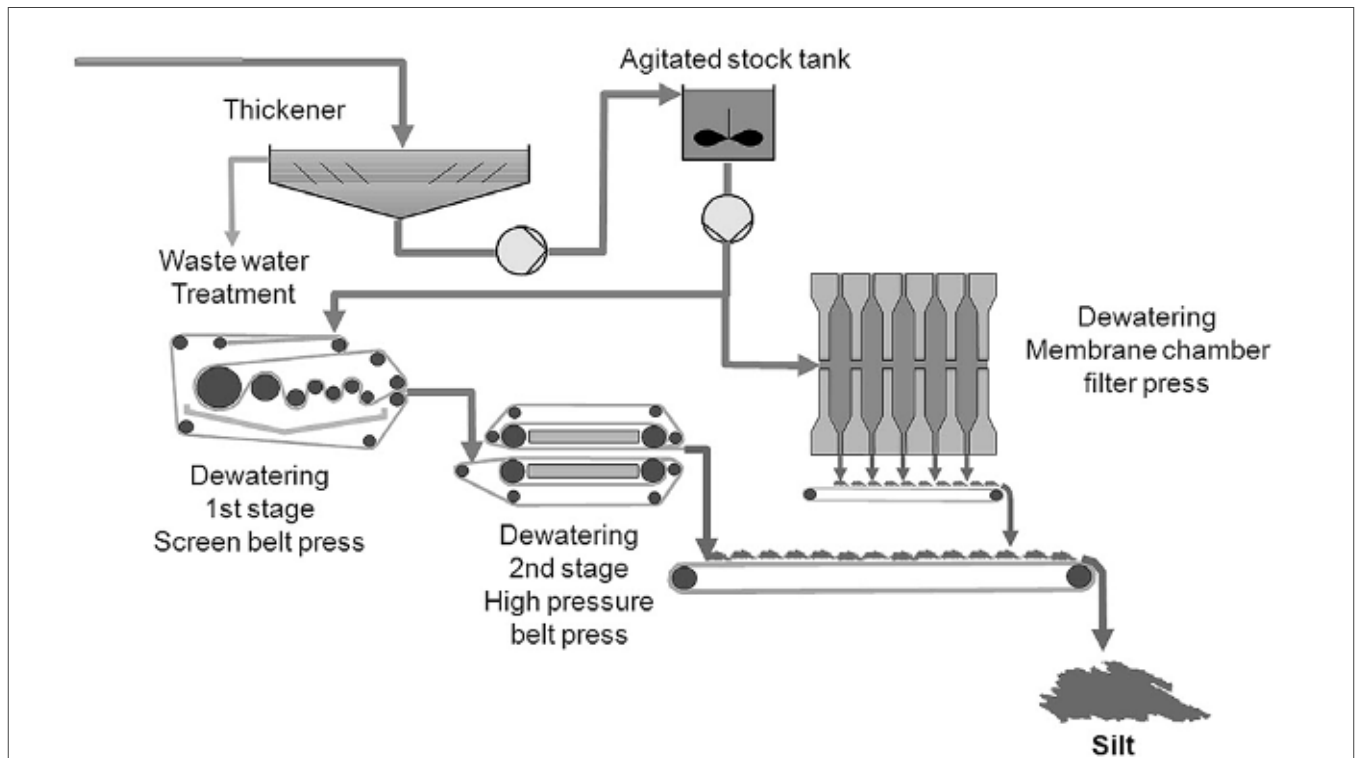


Fig. 3. Simplified process flow sheet of the METHA dewatering plant

Solid/liquid separation of the silt suspension is difficult due to its contents of organic material and clay minerals. Figure 3 shows the simplified process flow sheet of the METHA dewatering plant. In a first step the silt suspension is thickened in two lamellar clarifiers. In order to improve the settling behaviour of the silt particles, the feed of the thickeners is subjected to a flocculation by the successive addition of cation- and anion-active flocculants. Thus, a clear thickener overflow is obtained which can be fed back into the process. The solid content of the thickener underflow is about 200–250 g/l. This discharged suspension has to be stored in two agitator tanks with a volume of 2,500 m³ each for homogenising and bridging the different operating times of the classification (16 hours a day) and the dewatering facilities (24 hours a day).

The subsequent dewatering of the flocculated silt suspension is carried out on one hand in two stages by a screen belt press and a high intensity press. Six lines are operated parallel and the capacity of each dewatering line is about 9–10 t/h (dry substance). Furthermore two additional large scale membrane chamber filter presses are in operation each with a dewatering capacity of 10 t/h (dry substance). A sufficient flocculation of the screen belt press and membrane chamber filter press feed is required for optimum filtration results. Recent investigations revealed that the best flocculation is achieved by the addition of a high molecular cation-active polyelectrolyte. The silt is dewatered to a solid content of at least 55–60 % by weight. This value ensures a shear strength of at least 25 kN/m² which is required for sufficient stability of the silt product e.g. in the disposal sites.

2 Dredged material disposal sites

With the construction of two special disposal sites at Francop (see Figure 4: Aerial photograph) and Feldhofe an option is available for environmentally safe disposal that meets all legal and technical requirements. The Francop disposal site is located in the west of the harbour, directly next to the METHA plant, and the Feldhofe disposal site

in the east of Hamburg. Formerly these locations had been used as flushing fields. Restoration of the old site was not a sensible alternative from either an economic or environmental viewpoint. After careful examination of alternative sites, the planning authorities therefore decided to use these sites for disposal. Establishing disposal sites above the old flushing fields meant that the base seal of the disposal site was ensured and avoided the use of other areas of land. Only silt that has been dewatered in the treatment installation METHA and in the dewatering fields in Moorburg is deposited here.



Fig. 4. Aerial photograph of the silt disposal site at Francop (2009)

The principle of the construction of a dredged material disposal site is shown in Figure 5. The design principle of the landfill site is that the silt is built up in layers, each 1.5 m thick. To make sure that the free water can be conducted away safely during the consolidation process, sand drainage layers are installed between the disposal layers, each 30 cm thick. The material to be deposited comes directly by dumper or by lorry from the discharge heap of the METHA plant or from the stacked heaps in the dewatering fields.

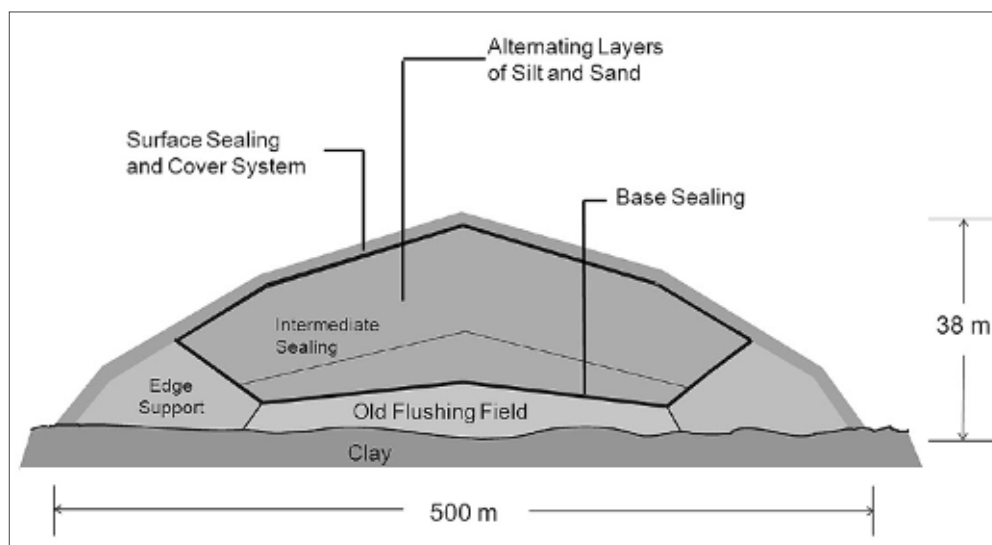


Fig. 5. Construction principle of the Francop disposal site

The landfill site is secured at the base with a double seal, consisting of a 2.5 mm strong, watertight and extremely resistant synthetic seal of high density polyethylene (HDPE) and a 1.5 m strong layer of silt as a mineral seal. An upper sealing to the mound inhibits, to a large extent, ingress of precipitation into the body of the landfill. It consists of a 1.5 m strong silt seal layer, and on top of a multiple layered base construction: sand for drainage, loamy soil as natural root barrier against deep rooted plants and an arable soil layer. The landfill sites are landscaped by a richly diversified recultivation and installation of a road system and, after completion, can be made accessible for the public.

In Francop the drainage water is collected in wells and transported by a pipe system to the technical wastewater treatment plant on site. In Feldhofe the drainage water is conveyed to a newly installed pond purification plant.

The construction meets the strict requirements of the German Landfill Decree. Nevertheless there are emissions from the disposal sites. In order to monitor the functional efficiency of the disposal site safety systems, the emissions are measured at various positions around the mound as part of a monitoring programme. These measurements are evaluated by the relevant authorities and published each year in environmental reports. Once the capacity of the disposal site will have been exhausted and operations ceased, the aftercare phase begins. In this phase the disposal site is ultimately recultivated. Technical systems such as drainage pipes, shafts and pumps must also be serviced and emissions monitored. Only when the relevant authorities establish that all operational activities have ceased and that no negative long-term effects on the general wellbeing will result from the disposal site, the aftercare phase will be officially terminated. After the disposal sites are ultimately recultivated they will be available to the public officially as a recreation park.

The annual disposal capacity reaches up to 700.000 m³ dewatered silt material and the costs are about 15 €/t original disposal material.

Contact:

- Heinz-Dieter Detzner, Ingenieurbüro Baggergut
Hamburg Port Authority AöR, Neuer Wandrahm 4, 20457 Hamburg
Telefon: +49 40 42847-2387, Fax: +49 40 42847-2794
E-Mail: heinz-dieter.detzner@hpa.hamburg.de Internet: www.hamburg-port-authority.de
- Henrich Röper, Sedimentmanagement
Hamburg Port Authority AöR, Neuer Wandrahm 4, 20457 Hamburg
Telefon: +49 40 42847-2481, Fax: +49 40 42847-2794
E-Mail: nino.ohle@hpa.hamburg.de, Internet: www.hamburg-port-authority.de

Besuch der Fischaufstiegsanlagen bei Geesthacht und des Biosphaeriums Elbtalaue in Bleckede

Thomas Gaumert, Axel Schlemann

Abstract

Biosphaerium Elbtalaue

An old castle, a modern exhibition and a comprehensive view on the river Elbe's life: When in 2002 the land Lower Saxony founded the Biosphere Reserve "Niedersächsische Elbtalaue", simultaneously its central Institution for Information and Environmental Education opened in the eight hundred year-old town Bleckede. This Information Centre – initially called "ElbSchloss Bleckede" – welcomed more than 130.000 visitors in the first nine years. In 2011 the Minister of the Environment could open two new exhibition elements to the public: a fresh-water-installation with eight aquariums and the typical Elbe-Species together with an enclosure for living beavers. At present there is no similar Institution at German rivers and more than 30.000 curious and exited visitors came in the first twelve months to explore the new named Biosphaerium Elbtalaue and to meet the hidden stars of the meadow.

The fish pass at the weir near Geesthacht

For the development of an intact indigenous fish coenosis, the longitudinal continuity of a river system is indispensably required. With regard to the river Elbe, the Weir Geesthacht, being the only transversal structure within the German part of the river Elbe, takes in a key position within this context. Up to the year 2010, the Weir represented the state-of-the-art of the year 1998, which was not sufficient according to the aims of the newly enacted Water Frame Directive, Flora Fauna Habitat Directive and the EU Eel Regulation. Those new requirements were met by the construction of a second fish pass on the other side of the river bank in 2010 which was invested by Vattenfall Europe Generation AG & Co. KG as a mitigation measure for the coal-fired power station Moorburg. Monitoring results document the success of the fish pass with regard to number of migrating species as well as individuals. Therefore, on the long term an improvement of the fish populations within the river is expected and a great step done to meet the demands of the Water Frame Directive regarding the good ecological status/potential.

Untere Mittel-elbe – Biosphaerium Elbtalaue in Bleckede

Im Jahre 1997 hat die UNESCO das von der sächsischen Grenze elbabwärts bis unterhalb Lauenburg verlaufende Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“ anerkannt.

Aufgrund dieser internationalen Anerkennung sprach sich der Niedersächsische Landtag im November 1999 dafür aus, im Elbetal ein Biosphärenreservat auf Grundlage des Bundesnaturschutzgesetzes einzurichten. Die offizielle Widmung erfolgte dann im Jahr 2002. Das Ziel des Biosphärenreservates „Niedersächsische Elbtalaue“ besteht darin, eine einmalige Auenlandschaft mit ihren landschaftlichen, kulturellen, sozialen sowie ökonomischen Werten und Funktionen so zu erhalten und entwickeln, dass ein Miteinander von Mensch und Natur möglich ist. Von besonderer Relevanz für die Menschen im Biosphärenreservat ist die aus dem Tourismus resultierende ökonomische Wertschöpfung und deren Stellenwert wird in Zukunft noch steigen. Der Tourismus an der Elbe beruht auf einem wachsenden Interesse an unverbauter Landschaft und großer Nachfrage nach aktiver Erholung in der Natur.

Die Informationseinrichtungen im Biosphärenreservat sind wesentliche Elemente, die Natur an der Elbe erfahrbar zu machen. Sie sind gleichsam Bildungs- wie Freizeitangebot für Einheimische und Gäste, sie schaffen Verständnis, sind Reiseanlass, verlängern die Aufenthaltsdauer und sind unersetzlicher Zugang zu den faszinierenden Phänomenen in der Landschaft.

Die zentrale Bedeutung kommt hierbei dem Informationszentrum für das Biosphärenreservat, dem *Biosphaerium Elbtalaue – Schloss Bleckede* (vgl. Abb.1) zu.

Insbesondere nach seiner Erweiterung um eine Aquarienlandschaft mit den elbetypischen Fischarten (vgl. Abb. 2) sowie um eine Biberanlage nimmt es eine Alleinstellung ein: eine vergleichbare Kombination gibt es an keinem anderen Fluss in Deutschland. Dieses Angebot aus Tiererlebnis, Information und Unterhaltung lockte bereits in den ersten zwölf Monaten nach der Einweihung über 30.000 neugierige und begeisterte Besucher.



Abb. 1. The logo of the Biosphaerium includes landscape, beavers, fishes and birds – with it it stylised the global biosphere. **Abb. 2.** aquarium with Sturgeon

Naturräumliche Eingliederung der unteren Mittelelbe

Die Mittlere Elbe erstreckt sich von Fluss km 96 aus dem norddeutschen Tiefland bei Riesa bis hin zum Wehr Geesthacht am Fluss-km 586. Die Mittlere Elbe kann an der Mündung der Havel bei Fluss-km 438 in eine Obere und Untere Mittelelbe unterteilt werden.

Von der Einmündung der Havel am Elbe-km 438 nimmt die Elbe die nordwestliche Hauptfließrichtung wieder auf und ändert diese bis zur Mündung nicht mehr wesentlich. Eingebettet in die das Urstromtal begrenzenden Geestränder erstreckt sich das Elbtal im Bereich von Havelberg bis Geesthacht auf 8 bis 16 km Breite. Vom weiträumigen Urstromtal ist jedoch nur ein kleiner Teil (maximal 3 km) der aktiven Hochflutauae zuzuordnen. Der Rest ist durch Hochwasserschutzdeiche abgetrennt und kann durch Elbwasser nicht mehr direkt überflutet werden, weshalb man in diesen Bereichen von einer inaktiven Aue sprechen kann. Aufgrund der hohen Wasserleitfähigkeit der mit der Elbe in Kontakt stehenden unterliegenden Sande wirken sich die Wasserstandsänderungen des Flusses jedoch noch weit (bis zu 3 km) hinter dem Deich aus. Dies sorgt an Stellen, an denen die oberflächlich abdichtende Auenlehmdecke nur gering ausgeprägt ist oder gar fehlt, für z. T. starken Austritt von Qualmwasser. Das im Weichselglazial angelegte Urstromtal durchschneidet im Bereich der Unteren Mittelelbe das Altmorenengebiet der Saalevereisung. Das Gefälle der nahezu komplett eingedeichten Elbe beträgt durchschnittlich nur 13 cm/km, was dazu führt, dass durch das Überwiegen von Sedimentationsprozessen gegenüber den Transport- und Erosionsprozessen sich das Flussbett im Laufe der Zeit tendenziell aufhöht, insbesondere gegenüber den Talrändern. Als Folge ist zu beobachten, dass die in die Elbe einmündenden Nebenflüsse (z. B. Löcknitz) nach ihrem Eintritt in das Elbe-Urstromtal eine längere Strecke parallel zum Hauptstrom fließen und dabei zumeist alte Elbläufe nutzen, bevor sie in den Strom münden. Bis an die Geestkante erstreckt sich weitflächig das weichselzeitliche Niederterrassengebiet, wobei es an zahlreichen Stellen zu einer äolischen Umlagerung der anstehenden Sande (Bildung von Binnendünen, z. B. bei Klein Schmölen) gekommen ist. Neben den Umgestaltungen im Auenbereich wirkte der Mensch aber auch im Fluss selbst. Um auch bei niedrigen Wasserständen eine möglichst große Fahrwassertiefe in der Elbe zu gewährleisten, wurden über weite Strecken im Bereich der Mittelelbe an beiden Uferseiten Buhnen (insgesamt rund 6.900) in Steinsatztechnik (historisch) bzw. als Steinschüttungen (aktuell) gebaut.

Die Hauptaufgabe dieser Leitbauwerke ist die Anhebung des Wasserspiegels bei Niedrigwasser. Gleichzeitig wird in der Fahrrinne die Fließgeschwindigkeit erhöht und so eine unerwünschte Ablagerung von Sedimenten verhindert. Zwischen den 100 bis 200 m weit auseinander liegenden Buhnen lagern sich innerhalb der Buhnenfelder in den stärker durchströmten Bereichen zumeist Mittelsande und in den beruhigten Zonen überwiegend Schluffe ab [2].

Hydrologische Verhältnisse

Das Abflussverhalten weist die Elbe als Regen-Schnee-Typ aus. Über 60 % des mittleren Jahresabflusses fließen im Winterhalbjahr und weniger als 40 % im Sommerhalbjahr ab. Die Niedrigwasserphase erreicht im Mittel ihr Minimum im September. Hochwasser stellen sich vorwiegend im Winter und Frühjahr ein; sie sind häufig, jedoch nicht immer, durch Schneeschmelze beeinflusst. Im Durchschnitt sind die höchsten Wasserstände in den Monaten Februar bis April und in geringerem Maße im Dezember und Januar zu erwarten. Neben den Winter- und Frühjahrshochwässern kann es jedoch auch zu jedem anderen Zeitpunkt im Jahr zu einem Hochwasser kommen, wenn ergiebige Niederschläge im Einzugsgebiet auftreten [3]. Tabelle 1 zeigt die gewässerkundlichen Hauptwerte zum Pegel Neu Darchau.

Tab. 1. hydrological main values, gauge: Neu Darchau [4]

Pegel: Neu Darchau	
Gewässer: Elbe	
Gebiet: Mittlere Elbe unterhalb Havel	
Kalenderjahr 1926/2007	
NQ m ³ /s	145 am 02.10.1947
MNQ m ³ /s	275
MQ m ³ /s	709
MHQ m ³ /s	2000
HQ m ³ /s	3620 am 31.03.1940 bei W = 700 cm

Aufstiegssituation der Fische und Neunaugen am Elbewehr Geesthacht

Die longitudinale Durchgängigkeit eines Fließgewässersystems ist neben einer natürlichen Gewässermorphologie unabdingbare Voraussetzung für eine standortgerechte Ausbildung der Fischzönose (Rundmäuler und Fische). Sind diese Bedingungen gestört, verliert der Fluss ein Stück seiner ökologischen Funktionsfähigkeit und damit einen Teil seines Wertes im Naturhaushalt.

Im Hinblick auf die Elbe kommt dem im Jahr 1960 in Betrieb genommenen Wehr Geesthacht (Strom-km 585,9) eine Schlüsselstellung zu. Dieses etwa 140 km oberhalb der Mündung gelegene Querbauwerk, das die Schnittstelle zwischen der Tideelbe und der tidefreien Elbe darstellt, ist das einzige Hindernis auf bundesdeutschem Gebiet für die im Elbestrom wandernden Arten. Die Passierbarkeit des Wehres Geesthacht ist demnach von entscheidender Bedeutung für die gewässerökologische Anbindung der Mittleren und Oberen Elbe sowie ihrer Nebengewässer an die Tideelbe und die Nordsee. Oberhalb des Wehres Geesthacht befinden sich 135.013 km² des Elbeeinzugsgebietes; dies entspricht 91 % der Flussgebietseinheit.

Im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung, insbesondere der „störungsempfindlichen Arten“, war bis zum Jahr 2010 die Fischwechselkapazität am Wehr Geesthacht mit nur einer Fischwechselanlage (FWA) am Südufer kritisch zu betrachten. Sie entsprach dem Stand der Technik des Jahres 1998. Unter dem Gesichtspunkt der mit der EG-WRRL, der EG-FFHRL sowie der EU-Aalverordnung verbundenen Ziele musste diese Fischwanderhilfe jedoch – gemessen an der Breite des Stromes – als nicht ausreichend angesehen werden. Hieraus ergab sich die zwingende Notwendigkeit, die Fischwechsellmöglichkeiten am Wehr Geesthacht entscheidend zu Gunsten des ökologischen Zustandes der Teileinzugsgebiete der Mittleren und der Oberen Elbe zu verbessern.

Schon seit Planungsbeginn des Kraftwerk-Neubaus in Moorburg an der Hamburger Süderelbe war klar, dass es insbesondere durch die Kühlwasserentnahme zu Fischverlusten kommen würde. In bestimmten Fällen (Stint) ging man von einer hohen Verlustrate aus. Aber auch eine ganze Reihe von „störungsempfindlichen Arten“ nach EG-WRRL, der EG-FFHRL sowie der EU-Aalverordnung erschienen betroffen zu sein. Von einer weiteren Verschlechterung der ökologischen Situation auch im Elbeeinzugsgebiet oberhalb des Wehres Geesthacht war daher auszugehen.

Im Zuge einer auferlegten Schadensbegrenzungsmaßnahme für das Kraftwerk Moorburg errichtete die Vattenfall Europe Generation AG & Co. KG eine weitere Fischaufstiegshilfe am Nordufer des Wehres Geesthacht, die im Jahr 2010 erfolgreich in Betrieb genommen wurde. Die Kosten für die großzügig dimensionierte Anlage, die als Vertical-Slot-Beckenpass mit Doppelschlitzanordnung errichtet wurde, betragen rd. 20 Mio Euro.

Wie Ergebnisse des Monitorings belegen, verbesserte sich mit dieser Anlage die Aufstiegssituation für Fischarten und Neunaugen sowohl im Hinblick auf die Artenzahl als auch im Hinblick die Individuenzahlen spürbar.

Aus täglichen Zählungen ist bekannt, dass die neu errichtete Anlage am Nordufer ca. 8-mal mehr von Individuen durchschwommen wird als das Umgehungsgerinne am Südufer. Auch das im Doppelschlitzpass festgestellte Artenspektrum ist mit 43 Arten umfangreicher als im Umgehungsgerinne am Südufer (37 Arten) [5].

Im Sinne der EG-WRRL ist nun am Wehr Geesthacht die Durchgängigkeit hergestellt.

Es ist davon auszugehen, dass sich langfristig entsprechend der deutlich verbesserten Aufstiegssituation höhere Bestandsdichten im Einzugsgebiet der Mittleren und Oberen Elbe ausbilden können und die geforderte Zielerreichung eines guten ökologischen Zustandes oder guten ökologischen Potenzials nach EG-WRRL nicht an der „Nadelöhrfunktion“ des Wehres Geesthacht scheitern wird.

Literatur

Zitate:

- [1] Schlemann, A. (2012) Biosphaerium Elbtalaue – Schloss Bleckede. Bleckede
- [2] Schwartz, R. (2006) Entstehung und Gliederung des Flusslaufs. In: Pusch, M., Fischer, H. (Hrsg.) (2006) Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5.. Berlin: Weißensee Verlag
- [3] Büchele, B. (2006) Abflussverhältnisse und hydraulische Kenngrößen der Gewässerstrukturen entlang der Elbe. In: Pusch, M., Fischer, H. (Hrsg.) (2006) Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. Berlin: Weißensee Verlag
- [4] Freie und Hansestadt Hamburg, Hamburg Port Authority (Hrsg.) (2007) Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch – Elbegebiet, Teil III – Untere Elbe ab der Havelmündung. Hamburg
- [5] Adam, B., Faller, M., Gischkat, S., Hufgard, H., Löwenberg, S. & Mast, N. (2012) Ergebnisse nach einem Jahr fischökologischen Monitorings am Doppelschlitzpass Geesthacht. – WasserWirtschaft 4/2012, 49–57

Kontakte:

Thomas Gaumert, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Abt. Wasserwirtschaft, Hamburg thomas.gaumert@bsu.hamburg.de

Axel Schlemann, Biosphaerium Elbtalaue, Bleckede, schlemann@elbschloss-bleckede.de

Prohlídka rybích přechodů na jezu Geesthacht a výstavy Biosphaerium Elbtalaue v Bleckede

Thomas Gaumert, Axel Schlemann

Abstract

Biosphaerium Elbtalaue

An old castle, a modern exhibition and a comprehensive view on the river Elbe's life: When in 2002 the land Lower Saxony founded the Biosphere Reserve "Niedersächsische Elbtalaue", simultaneously its central Institution for Information and Environmental Education opened in the eight hundred year-old town Bleckede. This Information Centre – initially called "ElbSchloss Bleckede" – welcomed more than 130.000 visitors in the first nine years. In 2011 the Minister of the Environment could open two new exhibition elements to the public: a fresh-water-installation with eight aquariums and the typical Elbe-Species together with an enclosure for living beavers. At present there is no similar Institution at German rivers and more than 30.000 curious and exited visitors came in the first twelve months to explore the new named Biosphaerium Elbtalaue and to meet the hidden stars of the meadow.

The fish pass at the weir near Geesthacht

For the development of an intact indigenous fish coenosis, the longitudinal continuity of a river system is indispensably required. With regard to the river Elbe, the Weir Geesthacht, being the only transversal structure within the German part of the river Elbe, takes in a key position within this context. Up to the year 2010, the Weir represented the state-of-the-art of the year 1998, which was not sufficient according to the aims of the newly enacted Water Frame Directive, Flora Fauna Habitat Directive and the EU Eel Regulation. Those new requirements were met by the construction of a second fish pass on the other side of the river bank in 2010 which was invested by Vattenfall Europe Generation AG & Co. KG as a mitigation measure for the coal-fired power station Moorburg. Monitoring results document the success of the fish pass with regard to number of migrating species as well as individuals. Therefore, on the long term an improvement of the fish populations within the river is expected and a great step done to meet the demands of the Water Frame Directive regarding the good ecological status/ potential.

Dolní úsek Středního Labe – Biosphaerium Elbtalaue v Bleckede

V roce 1997 uznalo UNESCO biosférickou rezervaci „Poříčí krajina Labe“, která se rozkládá podél toku Labe od saské zemské hranice až pod Lauenburg.

Na základě tohoto mezinárodního uznání se vyslovil dolnosaský zemský sněm v listopadu 1999 pro to, aby byla v labském údolí vyhlášena biosférická rezervace na základě spolkového zákona o ochraně přírody. Oficiální jmenování se uskutečnilo v roce 2002. Cílem biosférické rezervace „Dolnosaská údolní niva“ (Niedersächsische Elbtalaue) je zachování a rozvoj unikátní lužní krajiny s jejími krajinnými, kulturními, sociálními i ekonomickými hodnotami a funkcemi, umožňující soužití člověka s přírodou. Zvláště důležité pro lidi v biosférické rezervaci je tvorba ekonomických hodnot, vyplývajících z cestovního ruchu, přičemž jejich význam do budoucna ještě poroste. Cestovní ruch na Labi vychází z rostoucího zájmu o nezastavěnou krajinu a velké poptávky po aktivní rekreaci v přírodě.

Informační zařízení v biosférické rezervaci jsou základními prvky, nabízející prožitky v přírodě na Labi. Jsou zároveň vzdělávací a rekreační nabídkou pro místní obyvatele i hosty, přispívají k porozumění, jsou cestovní pobídkou, prodlužují dobu pobytu a jsou nenahraditelným přístupem k fascinujícím prvkům v krajině.

Hlavní úloha přitom připadá informačnímu centru biosférické rezervace, Biosphaerium Elbtalaue – zámek Bleckede (viz obr. 1).

Zejména po svém rozšíření o akvarijní krajinu s typickými druhy ryb, žijícími v Labi (viz obr. 2) a o bobří hrad zaujímá ojedinělé místo: porovnatelná kombinace neexistuje na žádné jiné řece v Německu. Tato nabídka, sestávající

z přímých zážitků se zvířaty, informací a zábavy přilákala již v prvních dvanácti měsících od slavnostního otevření přes 30 000 zvědavých a nadšených návštěvníků.



Obr. 1. The logo of the Biosphaerium includes landscape, birds, fishes and birds – with it it stylised the global biosphere. **Obr. 2.** Aquarium with Sturgeon

Prostorové začlenění dolního úseku Středního Labe

Střední Labe se rozprostírá od říčního km 96 ze Severoněmecké nížiny u města Riesa až po jez Geesthacht na říčním km 586. Střední Labe se na ústí Havoly na říčním km 438 dělí na horní a dolní úsek Středního Labe.

Od ústí Havoly na říčním km 438 se Labe opět stáčí na severozápad a tento hlavní směr toku v podstatě až do svého ústí nemění. Labe protéká někdejší ledovcovým praúdolím, které je ohraničeno vyvýšeninami, tzv. geesty, a v úseku od Havelbergu do Geesthachtu dosahuje šíře 8 až 16 km. Z rozsáhlého praúdolí však patří pouze malá část (maximálně 3 km) k aktivní záplavové nivě. Zbytek je od toku oddělen protipovodňovými ochrannými hrázemi a voda z Labe se sem přímo nedostane, a proto lze takové oblasti označit za neaktivní údolní nivu. Vzhledem k vysoké propustnosti písčitého podloží, které je v přímém kontaktu s Labem, projevuje se změna vodního stavu v řece ještě daleko za hrázemi (až do 3 km). To způsobuje v místech, kde se vytvořila jen malá povrchová vrstva těsnícího jílu nebo kde dokonce zcela chybí, zčásti výrazný průsak vody.

Praúdolí vzniklé v době viselského zalednění protíná v dolním úseku Středního Labe oblast starých morén sálského zalednění. Spád téměř kompletně ohrázaného toku Labe činí v průměru 13 cm/km, což vede k tomu, že v důsledku převažujících sedimentačních procesů vůči transportním a erozním procesům se říční koryto během určité doby tendenčně zvyšuje, zejména oproti okrajům údolí. V tomto důsledku lze pozorovat, že přítoky, vlévající se do Labe (např. Löcknitz) po svém vstupu do labského praúdolí tečou v delším úseku souběžně s hlavním tokem a využívají zpravidla stará labská koryta, aby se posléze spojily s Labem. Až po okraj geestu se rozprostírá rozsáhlá oblast nízkých teras z doby viselského zalednění, přičemž na řadě míst došlo působením větru k přemístění vzniklých písků (tvorba písčitých dun, např. u obce Klein Schmölen).

Člověk však nepřetvářel pouze oblast údolní nivy, nýbrž i řeku samotnou. Pro zabezpečení co největší hloubky vody v korytě Labe, a to i za nízkých vodních stavů, byly na dlouhých úsecích Středního Labe vybudovány po obou březích výhony (celkem cca 6 900), a to buďto technikou rovnaniny z kamene (v minulosti) nebo jako kamenný pohoz (v současnosti).

Hlavním úkolem těchto koncentračních staveb je zvýšení hladiny vody za nízkých průtoků. Současně se v plavební dráze zvyšuje rychlost proudění, a tím se zamezuje nežádoucímu ukládání sedimentů. Výhony jsou od sebe vzdáleny 100 až 200 m a mezi nimi se ve výhonových polích ukládají v oblastech se silnějším prouděním většinou písky o střední zrnitosti a ve zklidněných zónách převážně jemnozrné písky [2].

Hydrologické poměry

Hydrologický režim Labe je dešťovo-sněhového typu. Přes 60 % průměrných ročních průtoků připadá na zimní a necelých 40 % na letní pololetí. Fáze malých průtoků dosahuje v průměru svého minima v září. Povodně se vysky-

tují převážně v zimě a na jaře; často, avšak ne vždy, jsou ovlivňovány oblevou. V průměru se nejvyšší vodní stavy dají očekávat v měsících únoru až dubnu a v menší míře v prosinci a lednu. Vedle zimních a jarních povodní se však mohou povodně vyskytnout i v jiném období roku v případě, že se v povodí vyskytnou intenzivní srážky [3]. Tabulka 1 uvádí hlavní hydrologické charakteristiky na vodoměrné stanici Neu Darchau.

Tab. 1. Hydrological main values, gauge: Neu Darchau [4]

Vodoměrná stanice: Neu Darchau	
Vodní tok: Labe	
Oblast: Střední Labe pod ústím Havoly	
Kalendářní rok 1926/2007	
Q_{\min} m ³ /s	145 dne 2. 10. 1947
dlouhodobý Q_{\min} m ³ /s	275
Q m ³ /s	709
dlouhodobý Q_{\max} m ³ /s	2000
Q_{\max} m ³ /s	3620 dne 31. 3. 1940 při vodním stavu = 700 cm

Průchodnost toku pro ryby a mihule na labském jezu Geesthacht

Průchodnost systému vodních toků v podélném profilu je vedle přirozené morfologie nezbytným předpokladem pro vhodné stanovištní podmínky pro ichtyocenózu (kruhoústé a ryby). Pokud jsou tyto podmínky narušeny, ztrácí řeka část své ekologické funkčnosti, a tím i část své hodnoty v přírodním režimu.

Na toku Labe plní jez Geesthacht (říční km 585,9), který byl zprovozněn v roce 1960, klíčovou roli. Tato příčná překážka, situovaná přibližně 140 km nad ústím, představuje rozhraní mezi slapovým a limnickým úsekem Labe a je jedinou překážkou na německém území pro tažné ryby v Labi. Průchodnost jezu Geesthacht má tedy rozhodující význam pro hydroekologickou návaznost Středního a Horního Labe a jejich přítoků na slapový úsek Labe a Severní moře. Nad jezem Geesthacht dosahuje rozloha povodí Labe 135 013 km²; to odpovídá 91 % oblasti povodí.

Ve smyslu trvale udržitelného rozvoje, zejména pro „druhy citlivé na narušení“, byla kapacita průchodnosti toku pro ryby na jezu Geesthacht pouze s jedním rybím přechodem na jižním břehu považována do roku 2010 za kritickou. Odpovídala stavu techniky z roku 1998. Z hlediska cílů spojených s Rámcovou směrnicí o vodách, směrnicí o ochraně stanovišť a nařízením EU pro obnovu populace úhořů, bylo však nutné považovat tento rybí přechod – z hlediska šíře toku – za nedostačující. Z toho vyplynula naléhavá potřeba rozhodujícím způsobem zlepšit možnost průchodnosti toku pro ryby na jezu Geesthacht ve prospěch ekologického stavu dílčích povodí Středního a Horního Labe.

Již při zahájení plánování výstavby nové elektrárny v Moorburgu na hamburském labském rameni Süderelbe bylo jasné, že zejména odběrem chladicí vody by docházelo ke ztrátám rybí populace. V určitých případech (koruska smrdutá) se vycházelo z velmi vysoké míry ztrát. Tímto záměrem však mohla být postižena celá řada „druhů citlivých na narušení“ podle Rámcové směrnice o vodách, směrnice o ochraně stanovišť a nařízením EU pro obnovu populace úhořů. Proto bylo možno vycházet z toho, že také v povodí Labe nad jezem Geesthacht dojde k dalšímu zhoršení ekologické situace.

V rámci uložených kompenzačních opatření v souvislosti se stavbou elektrárny Moorburg vybuodovala firma Vattenfall Europe Generation AG & Co. KG další rybí přechod na severním břehu jezu Geesthacht, který byl úspěšně uveden do provozu v roce 2010. Náklady na toto velkoryse dimenzované zařízení, které bylo postaveno jako vertikální žlabový přechod (vertical slot bypass) s dvojími štěrbinami, činily kolem 20 mil. EUR.

Jak dokládají výsledky monitorování, došlo tímto zařízením k citelnému zlepšení průchodnosti pro migrující druhy ryb a mihulí proti proudu nejen co do počtu druhů, ale i co do počtu jedinců.

Z každodenného sčítání je známo, že nově vybudovaným přechodem na severním břehu proplouvá přibližně 8krát více jedinců než na obtokovém žlabu na jižním břehu. Také druhové spektrum zjištěné v přechodu s dvojitými šterbinami je počtem 43 druhů bohatší než v obtokovém žlabu na jižním břehu (37 druhů) [5].

Ve smyslu Rámcové směrnice o vodách je tedy na jezu Geesthacht průchodnost toku zabezpečena.

Lze vycházet z toho, že v dlouhodobém horizontu se v důsledku výrazně lepší situace pro ryby migrující proti proudu mohou v povodí Středního a Horního Labe vytvořit početnější rybí populace a že požadovaný cíl dosáhnout dobrého ekologického stavu nebo dobrého ekologického potenciálu podle požadavků Rámcové směrnice o vodách neztroskotá na „funkci ucha jehly“ jezu Geesthacht.

Literatura

Citáty:

- [1] Schlemann, A. (2012) Biosphaerium Elbtalaue – Schloss Bleckede. Bleckede
- [2] Schwartz, R. (2006) Entstehung und Gliederung des Flusslaufs. In: Pusch, M., Fischer, H. (Hrsg.) (2006) Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. Berlin: Weißensee Verlag
- [3] Büchele, B. (2006) Abflussverhältnisse und hydraulische Kenngrößen der Gewässerstrukturen entlang der Elbe. In: Pusch, M., Fischer, H. (Hrsg.) (2006) Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. Berlin: Weißensee Verlag
- [4] Freie und Hansestadt Hamburg, Hamburg Port Authority (Hrsg.) (2007) Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch – Elbegebiet, Teil III – Untere Elbe ab der Havelmündung. Hamburg
- [5] Adam, B., Faller, M., Gischkat, S., Hufgard, H., Löwenberg, S. & Mast, N. (2012) Ergebnisse nach einem Jahr fischökologischen Monitorings am Doppelschlitzpass Geesthacht. – WasserWirtschaft 4/2012, 49–57

Kontakty:

Thomas Gaumert, Úřad pro rozvoj města a životní prostředí, oddělení vodního hospodářství, Hamburg
thomas.gaumert@bsu.hamburg.de

Axel Schlemann, Biosphaerium Elbtalaue, Bleckede, schlemann@elbschloss-bleckede.de

Besuch der Wassergüte-Messstation Seemannshöft

Werner Blohm, Nino Ohle, Ingo Entelmann, Mathias Ricking, Andrea Körner

Abstract

The field trip is being organized jointly by institutions working on various aspects of water quality, sediment transport, sediment budget and sediment management. During the excursion the participants will get an impression of the cooperation network between the different institutions taking part.

Main focus is a visit of the station Seemannshöft, operated by The Institute for Hygiene and Environment (HU), where participants will be given an overview of the multiple tasks and technical solutions in sampling and monitoring. HU operates the Water Quality Monitoring Network in Hamburg.

In addition to the visit of the station Seemannshöft, an insight into measuring activities of the Hamburg Port Authority (HPA) and the Waterways and Shipping Administration (WSV) of the tidal Elbe is given. The monitoring station "EADS" of the HPA at the harbour entrance will be presented as a concrete, practicable example. HPA and WSV are responsible for safety and ease of navigation and for all development and maintenance projects in the Hamburg harbour area and in the tidal Elbe. In order to monitor the environmental impacts of dredging and to improve strategic planning in sediment management, continuous monitoring stations are operated and extensive sediment sampling and surveying are carried out.

Finally, on behalf of the Federal Environment Agency (UBA), the working group Hydrogeology of the Free University of Berlin has been running a sampler for the "Umweltprobenbank" (environmental probe database) at the station Seemannshöft since 2005. During the excursion this sampling system is shown in use.

Einleitung

Die Exkursion ist eine gemeinsame Veranstaltung von Institutionen, die verschiedene Aspekte des Sedimenttransports, Sedimenthaushalts und des Sedimentmanagements im Fokus haben.

Hin- und Rückfahrt zu den Messstationen (Abb. 1) erfolgen mit einer Barkasse durch den Hamburger Hafen. Während der Fahrt ist Zeit Fragen zu den hier genannten Themen zu beantworten. Zusätzlich werden auch viele Informationen zum Hamburger Hafen auf der Barkassenfahrt gegeben.



Abb. 1. Die schwimmende Messstation Seemannshöft des Instituts für Hygiene und Umwelt Hamburg, Stromkilometer 628,9 (links) und die feste Dauermessstation „EADS“ der Hamburg Port Authority, Stromkilometer 630,9 (rechts) – beide am Eingang des Hamburger Hafens im Tidebereich der Elbe.

Das Institut für Hygiene und Umwelt (HU) betreibt das Wassergütemessnetz in Hamburg, Aufgabenfokus ist die Überwachung der Gewässerqualität an allen wichtigen Fließgewässern des Stadtgebiets. Schwerpunkt der Exkursion ist eine Besichtigung der Messstation Seemannshöft des HU.

Die Hamburg Port Authority (HPA) und die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) sind für die Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs sowie für alle Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen im Hamburger Hafenbereich bzw. in der Tideelbe zuständig. Zur dauerhaften Messung verschiedener hydrologischer Parameter u.a. zur Verbesserung des Systemverständnisses und für strategische Planungen im Sedimentmanagement der Tideelbe werden Dauermessstationen (z.B. mit den Parametern Strömung, Trübung/Schwebstoffgehalt) betrieben. Zur Aufrechterhaltung der Wassertiefen im Hamburger Hafen und in der Tideelbe werden darüber hinaus umfangreiche Sedimentbeprobungen und Vermessungsaufgaben durchgeführt. Ergänzend zur Besichtigung der Messstationen Seemannshöft wird auf der Exkursion ein Einblick in diese Messprogramme gegeben sowie die Dauermessstation „EADS“ der HPA am Hafeneingang vorgestellt.

Schließlich betreibt seit 2005 die Arbeitsgruppe Hydrogeologie der Freien Universität Berlin im Auftrag des Umweltbundesamtes für die Umweltprobenbank des Bundes (UPB) an der Messstation Seemannshöft eine Schwebstofffalle. Dieses Probenahmesystem wird auf der Exkursion im Einsatz gezeigt.

Wassergütemessnetz Hamburg – Warum die automatisierte Überwachung der Gewässer?

Schiffshavarien und Störfälle bei Industriebetrieben haben immer wieder gezeigt, wie schnell es zu schweren Gewässerverunreinigungen mit Fischsterben und weiteren Schädigungen des aquatischen Lebensraums kommen kann. Die Früherkennung durch eine kontinuierliche Gewässerüberwachung ist ein probates und etabliertes Mittel um die Folgen solcher Unfälle zu erkennen und zu begrenzen. Seit 1988 wird das Wassergütemessnetz mit zurzeit neun Messstationen an allen wichtigen Fließgewässern in Hamburg betrieben.

Seit dem Jahre 2000 wird mit dem Inkrafttreten der EG-Wasserrahmenrichtlinie der Betrieb von Frühwarnsystemen explizit gefordert. Neben der Gefahrenabwehr dient die kontinuierliche Gewässerüberwachung auch der Vermeidung unerlaubter Einleitungen und dem Trendmonitoring. Die erhobenen Daten bilden eine Grundlage für die Entscheidung über wasserwirtschaftliche Maßnahmen.

Messprogramm Wassergütemessnetz: An den 9 Stationen an Elbe, Bille, Alster, Wandse, Tarpenbek und Ammersbek werden die chemisch-physikalischen Messgrößen Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit, Trübung und Temperatur automatisch und kontinuierlich rund um die Uhr erfasst. In den besonders bedeutenden Stationen Bunthaus, Seemannshöft und Blankenese an der Elbe, der Station Fischerhof an der Bille und der Station an der Wandse wird darüber hinaus ein Biologisches Frühwarnsystem betrieben, das giftige Wasserinhaltsstoffe aufspüren kann. Diese Stationen sind mit automatischen Probenehmern ausgestattet, so dass bei Störfällen sofort Proben für eine detaillierte Laboranalytik zur Verfügung stehen. Zum Teil werden in den Stationen zusätzlich Geräte zur Öl-Detektion und Messung der UV-Absorption (Erkennung organischer Verunreinigungen) eingesetzt.

Biologisches Frühwarnsystem im Wassergütemessnetz: Eine Vielzahl von Einzelstoffen kann auf verschiedenen Wegen – zum Beispiel bei Unfällen oder Leckagen, beim Umschlag im Hafen oder auch beim Einsatz in der Landwirtschaft – in die Gewässer gelangen. Um möglichst vollständig Schadstoffbelastungen im Gewässer zu erfassen, ist es sinnvoll, Methoden mit biologischem Effektmonitoring einzusetzen, die akut giftige Wirkungen summarisch widerspiegeln. Daher werden automatisch arbeitende Testsysteme mit Wasserflöhen (Daphnien) und Grünalgen eingesetzt:

- Das Daphnientoximeter überwacht mit Hilfe einer Kamera die Bewegungen von Daphnien. Bei signifikanten Änderungen des Verhaltens kann auf eine akute Gewässerbelastung geschlossen werden.
- Beim Algentoximeter wird eine Schädigung der Algen über eine Hemmung der Photosyntheseaktivität registriert.

Liefern die Messsysteme Untersuchungsdaten außerhalb der statistischen Schwankungsbreite, erfolgt eine Meldung an die Zentrale des Wassergütemessnetzes oder per Mail oder SMS an die Mitarbeiter, damit erforderliche Maßnahmen veranlasst werden können.

Werden Auffälligkeiten parallel bei mehreren Messgrößen registriert, wird automatisch ein Alarm ausgelöst. Bei einem Alarm gilt es, möglichst schnell den Schaden, die Herkunft und die Art der eingebrachten Schadstoffe zu beurteilen. Zeitgleich wird in der Station automatisch eine Alarm-Probenahme gestartet.

Auf der Exkursion werden diese Aufgaben und die Messtechnik in der Messstation Seemannshöft gezeigt.

Bedeutung des Hamburger Messnetzes für den Gewässerschutz: Das Wassergütemessnetz mit Biologischem Frühwarnsystem erfüllt somit folgende wichtige Funktionen für den Gewässerschutz:

- Früherkennung von Störfällen und unerlaubten Einleitungen
- Erfüllung von Anforderungen nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie
- Abschätzung des Gefährdungspotentials, das von Einleitungen ausgeht
- Hinweise auf Verursacher von Gewässerverunreinigungen
- Prävention: kontinuierliche Gewässerüberwachung schützt durch Abschreckung vor unerlaubten Einleitungen oder sonstigen Gewässerverschmutzungen
- Aufzeigen von kurz- und langfristigen Veränderungen der Wasserqualität als Basis für wasserwirtschaftliche Maßnahmen
- Erfolgskontrolle von Gewässerschutz-Maßnahmen (z.B. Wärmelastplan für die Tideelbe)
- Schutz von Trinkwassergewinnungsgebieten

Optimierung von Unterhaltungsstrategien – Welche Messziele verfolgen die Hamburg Port Authority und die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung?

Zur Aufrechterhaltung der Wassertiefen in der Unter- und Außenelbe – derzeit für tideunabhängig verkehrende Schiffe mit bis zu 12,50 m und tideabhängig verkehrende Schiffe mit bis zu 13,50 m Tiefgang - sind ganzjährig kontinuierlich Nassbaggerarbeiten in der Fahrrinne sowie in den Hafenbecken des Hamburger Hafens erforderlich. Im Hamburger Hafen werden die Baggerarbeiten von der HPA veranlasst. Der Bereich unterhalb des Hamburger Hafens bis zur Nordsee liegt im Zuständigkeitsbereich der Wasser- und Schifffahrtsämter Hamburg und Cuxhaven.

Für die gewässerkundlichen Abteilungen der HPA und des WSV Hamburg stellt sich die Aufgabe, ein möglichst detailliertes Verständnis der Bildungsprozesse von Mindertiefen in der Fahrrinne sowie der Sedimentation in Hafenbecken und Zufahrtbereichen zu erlangen. Im Hauptstrom der Elbe, der überwiegend eine sandige Sohle aufweist, treten Mindertiefen sowohl in Form von Riffeln und Großriffeln auf. In den großen Aufweitungen des Stroms und in den Hafenbecken kommen schlickige Sedimente zur Ablagerung, wobei Sedimentationsraten von weit über einem Meter pro Jahr erreicht werden können. Die Kenntnisse hinsichtlich der zu Grunde liegenden Transportprozesse sind zu verbessern, um damit zu einer (fortlaufenden) wirtschaftlichen Optimierung der Aufgabenerledigung in Baggerei und Gewässervermessung bzw. einer Optimierung der Unterhaltungsstrategie beizutragen. Hierbei sind vielfältige umwelt- und naturschutzrechtliche, aber auch weitere Rahmenbedingungen zu berücksichtigen bzw. einzuhalten (z.B. EG – Wasserrahmenrichtlinie, FFH-Richtlinie, Vorgaben aus Meeresschutzabkommen OSPAR/ HELCOM).

Auf der Exkursion besteht die Möglichkeit, sich von Vertretern der HPA und WSV deren Aufgabenbereich näher beschreiben zu lassen. Gleichzeitig werden Erläuterungen zu Kooperation bzw. fachlicher Zusammenarbeit von HU, WSV und HPA gegeben.

Sedimente und Gewässergüte: Die Stationen des HU sind zwar vorrangig in Zielrichtung automatisierte Überwachung/Frühwarnsystem konzipiert, diese und andere Stationen dienen aber gleichzeitig auch als Probenahmeplattform für verschiedene andere Aufgaben. So findet in der Messstation Seemannshöft unter anderem eine Mischprobenahme für schwebstoffbürtiges Sediment statt. Vergleichbare Probenahmen werden an der Tideelbe von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) an Messstationen in Geesthacht, Wedel, Brunsbüttel und Cuxhaven durchgeführt. Als weiteres Bundesland betreibt zudem Niedersachsen mit dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) Gewässergütemessstellen, in denen entsprechende Mischproben entnommen werden.

Mittels der in der Messstation Seemannshöft sowie den übrigen Stationen vergleichbar gewonnenen Daten zur Schadstoffbelastung von schwebstoffbürtigem Sediment ist eine grundlegende Erfassung der Trendentwicklung der Schadstoffbelastung und -dynamik im Ästuar möglich. Die Daten dienen der Berichterstattung, u.a. für die FGG Elbe, die IKSE und das Meeresschutzabkommen OSPAR. Auf Seiten von HPA und WSV finden Sie vielfältige Verwendung im Rahmen von Untersuchungen zum Umgang mit Baggut.

Sedimenttransport und Sedimenthaushalt: Für unterschiedliche hydrologische Fragestellungen betreiben HPA und WSV entlang der Tideelbe u.a. ein weitgehend fertiggestelltes Messnetz von 18 Dauermessstationen, an denen

in zwei Ebenen 5-minütlich Strömungsgeschwindigkeit und -richtung, Trübung, Leitfähigkeit, Temperatur und z.T. weitere Parameter (insb. Sauerstoffgehalt) gemessen werden. Gemeinsame Messziele sind hier zwischen HPA und WSV abgestimmt, wobei anzumerken ist, dass neben dem Sedimenttransport und Sedimenthaushalt auch andere Fragestellungen (z.B. Beweissicherung zu Ausbauvorhaben, Verwendung der Messdaten für nautische Zwecke, Auswertungen zur Lage der Brackwasserzone) von Bedeutung sind. Zum Teil ergeben sich hier auch wieder Überschneidungen mit Aufgabenstellungen der HU.

Hinsichtlich des Sedimenttransportes und des Sedimenthaushaltes sollen die Daten der Messstationen dazu dienen, die Entwicklung des Schwebstoffgehaltes (Entwicklung Trübungszone, Auswirkungen von Ausbauvorhaben und Baggergutumlagerungsstrategien, Klimaänderung) und seiner (jahreszeitlichen) Variationen langfristig zu erfassen. Die Messungen sollen zu einem verbesserten Systemverständnis, insbesondere zu Sedimenttransportprozessen, beitragen und damit eine Optimierung des Sedimentmanagements in der Tideelbe ermöglichen.

Auf der Exkursion wird der Stationsaufbau am Beispiel der Dauermessstation EADS der HPA am Hafeneingang erläutert und ein Überblick über das Gesamtnetz sowie weitere Messaktivitäten gegeben.

Schwebstoff als Probenart der Umweltprobenbank des Bundes

Für die Umweltprobenbank des Bundes (UPB) werden jährlich in ganz Deutschland Umwelt- und Humanproben gewonnen, auf ausgewählte Stoffe analysiert und für spätere Untersuchungen unter Tiefkühlbedingungen archiviert. Mit Hilfe des retrospektiven Monitorings können chemische Substanzen oder deren Metabolite identifiziert werden, die zum Zeitpunkt ihres Umwelteintrages unbekannt oder nicht detektierbar waren. Mit ihren Untersuchungen ist die UPB ein wichtiges Instrument des Bundes, Fehlentwicklungen in Ökosystemen sowie deren Herkunft und Folgen (Schäden) zu erkennen.

Mittels dauerhaft exponierter Schwebstofffallen sammelt die Arbeitsgruppe Hydrogeologie der Freien Universität Berlin seit 2005 für die UPB monatlich Schwebstoffproben aus Rhein, Donau, Saar, Elbe, Mulde und Saale. Die Proben werden nach standardisierten Methoden aufgearbeitet und anschließend im Probenlager beim Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie (IME) in Schmallenberg als Jahresmischprobe archiviert. Ergebnisse der chemischen Erstcharakterisierung der Proben und weitere umfassende Informationen sind unter www.umweltprobenbank.de recherchierbar.

Auf der Exkursion wird der Aufbau der Schwebstofffalle erläutert und ein Überblick über weitere UPB Schwebstoffmessstellen und Messaktivitäten gegeben.

Kontakte:

- Werner Blohm, Wassergütemessnetz
Institut für Hygiene und Umwelt, Marckmannstrasse 129b, 20539 Hamburg
Telefon: +49 40 42845-3870, Fax: +49 40 42797-3870
E-Mail: werner.blohm@hu.hamburg.de, Internet: www.hu.hamburg.de
- Nino Ohle, Tideelbe und Hydrologie
Hamburg Port Authority AöR, Neuer Wandrahm 4, 20457 Hamburg
Telefon: +49 40 42847-2409, Fax: +49 40 42847-2881
E-Mail: nino.ohle@hpa.hamburg.de, Internet: www.hamburg-port-authority.de
- Ingo Entelmann, Gewässerkunde
Wasser- und Schifffahrtsamt Hamburg, Moorweidenstraße 14, 20148 Hamburg
Telefon +49 (0)40 44110 220, Telefax +49 (0)40 44110 365
E-Mail: ingo.entelmann@wsv.bund.de, Internet: www.wsv.de
- Mathias Ricking, Martin Recker, AB Hydrogeologie
Freie Universität Berlin, Fachbereich Geowissenschaften, Malteserstraße 74-100, 12249 Berlin
Telefon +49 (0)30-838-70627, Telefax +49 (0)30-838-70742
E-Mail: ricking@zedat.fu-berlin.de, mrecker@zedat.fu-berlin.de, Internet: <http://www.geo.fu-berlin.de>
- Andrea Körner, Umweltprobenbank
Umweltbundesamt, FG II 2.4, 14193 Berlin, Bismarckplatz 1
Telefon: +49(0)30.8903.1500
E-mail: andrea.koerner@uba.de Internet: www.umweltprobenbank.de

Prohlídka měřicí stanice jakosti vody Seemannshöft

Werner Blohm, Nino Ohle, Ingo Entelmann, Mathias Ricking, Andrea Körner

Abstract

The field trip is being organized jointly by institutions working on various aspects of water quality, sediment transport, sediment budget and sediment management. During the excursion the participants will get an impression of the cooperation network between the different institutions taking part.

Main focus is a visit of the station Seemannshöft, operated by The Institute for Hygiene and Environment (HU), where participants will be given an overview of the multiple tasks and technical solutions in sampling and monitoring. HU operates the Water Quality Monitoring Network in Hamburg.

In addition to the visit of the station Seemannshöft, an insight into measuring activities of the Hamburg Port Authority (HPA) and the Waterways and Shipping Administration (WSV) of the tidal Elbe is given. The monitoring station "EADS" of the HPA at the harbour entrance will be presented as a concrete, practicable example. HPA and WSV are responsible for safety and ease of navigation and for all development and maintenance projects in the Hamburg harbour area and in the tidal Elbe. In order to monitor the environmental impacts of dredging and to improve strategic planning in sediment management, continuous monitoring stations are operated and extensive sediment sampling and surveying are carried out.

Finally, on behalf of the Federal Environment Agency (UBA), the working group Hydrogeology of the Free University of Berlin has been running a sampler for the "Umweltprobenbank" (environmental probe database) at the station Seemannshöft since 2005. During the excursion this sampling system is shown in use.

Úvod

Exkurze je společnou akcí institucí, které se zaměřují na různé aspekty unášení sedimentů, jejich režimu a managementu.

Cesta tam i zpět k měřicími stanicím (obr. 1) se uskuteční lodí spolu s projížďkou po hamburském přístavu. Během plavby bude čas odpovědět na otázky k uvedeným tématům. Cestou lodí se účastníci dovědí řadu dalších informací o hamburském přístavu.



Obr. 1. Plovoucí měřicí stanice Seemannshöft Ústavu hygieny a životního prostředí Hamburg (HU), říční km 628,9 (levý břeh) a pevná kontinuální měřicí stanice „EADS“ Správy hamburského přístavu (Hamburg Port Authority - HPA), říční km 630,9 (pravý břeh) – obě na vstupu do hamburského přístavu ve slapovém úseku Labe.

Ústav hygieny a životního prostředí (HU) provozuje měřicí síť jakosti vody v Hamburku, přičemž se jeho úkoly zaměřují na sledování jakosti vody na všech důležitých vodních tocích na území města. Hlavní náplní exkurze je prohlídka měřicí stanice Seemannshöft Ústavu hygieny a životního prostředí.

Hamburg Port Authority (HPA) a Vodní a plavební správa (WSV) zodpovídají za bezpečnost a bezproblémový lodní provoz i za všechna opatření úpravy údržby toku v oblasti hamburského přístavu, resp. ve slapovém úseku Labe. Kontinuální měřicí stanice se provozují za účelem sledování různých hydrologických ukazatelů a mimo jiné i pro lepší pochopení systému a strategické plánování managementu sedimentů ve slapovém úseku Labe (např. prostřednictvím ukazatelů proudění, zákal / obsah plavenin). Pro zabezpečení hloubek vody v hamburském přístavu a ve slapovém úseku Labe se kromě toho provádějí rozsáhlé odběry sedimentů a zaměřovací práce. Jako doplněk k prohlídce měřicí stanice v Seemannshöftu bude na exkurzi umožněn náhled do těchto programů měření a budou představeny kontinuální měřicí stanice „EADS“ HPA na vstupu do přístavu.

Od roku 2005 provozuje pracovní skupina Hydrogeologie Svobodné univerzity Berlín v pověření Spolkového úřadu životního prostředí (UBA) pro Spolkovou banku environmentálních vzorků (UPB) na měřicí stanici Seemannshöft lapač plavenin. Při exkurzi bude předvedeno, jak se tento systém odběru vzorků využívá.

Měřicí síť jakosti vody v Hamburku – proč se provádí automatizované sledování vod?

Havárie lodí a průmyslové havárie v podnicích pokaždé ukázaly, jak rychle může dojít k závažnému znečištění toků, včetně úhynu ryb a dalšímu poškození vodního prostředí. Včasná identifikace znečištění prostřednictvím kontinuálního monitoringu vod je osvědčeným a zavedeným prostředkem ke zjištění a omezení následků takových havárií. Měřicí síť jakosti vody se provozuje od roku 1988 a čítá v současné době 9 měřicích stanic na všech významných vodních tocích v Hamburku.

Od roku 2000 po nabytí účinnosti Rámcové směrnice o vodách je výslovně podporován provoz systémů včasného varování. Vedle odvrácení nebezpečí slouží kontinuální sledování vod také k zamezení nepovoleného vypouštění a monitoringu trendů. Naměřená data tvoří základ pro rozhodování o vodohospodářských opatřeních.

Program měření měřicí sítě jakosti vody: Na 9 stanicích na toku Labe, Bille, Alster, Wandse, Tarpenbek a Ammersbek se automaticky a kontinuálně po dobu 24 hodin sledují fyzikálně chemické ukazatele koncentrace kyslíku, pH, vodivost, zákal a teplota. Na zvláště významných stanicích Bunthaus, Seemannshöft a Blankenese na Labi, na stanici Fischerhof na řece Bille a na stanici na toku Wandse se kromě toho provozuje biologický systém včasného varování, který dokáže zjistit toxické látky obsažené ve vodě. Tyto stanice jsou vybaveny automatickým odběrovým zařízením, takže v případě havárií jsou okamžitě k dispozici vzorky pro podrobnou laboratorní analýzu. Na části stanic se navíc využívají přístroje k detekci ropných látek a měření UV absorpance (identifikace organického znečištění).

Biologický systém včasného varování v měřicí síti jakosti vody: Řada jednotlivých látek se může dostat do vodních toků různými cestami – například při haváriích nebo netěsnosti plavidla (lekáři), při překládce v přístavu nebo při použití v zemědělství. Aby bylo možno zachytit látkové znečištění v toku v co nejuplnějším rozsahu, je účelné využívat metod monitoringu biologických účinků, který sumárně reflektuje akutní toxické účinky. Proto se používají automaticky fungující testovací systémy s hrotnatkami (dafnie) a zelenými řasami:

- Toximetr s dafniemi monitoruje pomocí kamery pohyby dafnií. Při významných změnách v chování lze usuzovat na akutní znečištění toku.
- U toximetru na bázi řas se zaznamenává poškození řas prostřednictvím inhibice aktivity při fotosyntéze.

V případě, že měřicí systémy naměří analytická data mimo rozsah statistického kolísání, zasílá systém hlášení na centrálu měřicí sítě jakosti vody nebo e-mail, příp. SMS pracovníkům, aby bylo možno učinit nezbytná opatření.

Pokud jsou nápadné hodnoty registrovány souběžně u několika ukazatelů, spouští se automaticky poplach. Při poplachu je nutno co nejrychleji posoudit škodu, původ a druh vnesených znečišťujících látek. Zároveň se ve stanici automaticky spouští odběr poplachových vzorků.

Na exkurzi budou ukázány tyto úkoly a měřicí technika ve stanici Seemannshöft.

Význam hamburské měřicí sítě pro ochranu vod: Měřicí síť jakosti vody s biologickým systémem včasného varování plní pro ochranu vod tyto důležité funkce:

- včasná identifikace havárií a nedovoleného vypouštění látek
- plnění požadavků podle Rámcové směrnice o vodách
- odhad rizikového potenciálu, vycházejícího z emisí
- upozornění na původce znečištění toku
- prevence: kontinuální monitoring vod chrání svou výstražnou funkcí před nedovoleným vypouštěním látek nebo jinými formami znečištění vod
- dokumentování krátkodobých a dlouhodobých změn v jakosti vody jako základ pro vodohospodářská opatření
- kontrola úspěšnosti opatření na ochranu vod (např. plán tepelného zatížení pro slapový úsek Labe)
- ochrana oblastí určených pro jímání pitné vody

Optimalizace strategií údržby – jaké cíle měření sleduje Hamburg Port Authority a Vodní a plavební správa?

Pro zabezpečení hloubek vody na dolním toku Labe a v úseku tzv. „vnějšího Labe“ (Außenelbe), což nyní představuje u lodí nezávislých na přílivu a odlivu hloubku ponoru do 12,50 m a u lodí závislých na přílivu a odlivu hloubku ponoru do 13,50 m - je nutno provádět celoročně kontinuální prohrádky v plavební dráze a v přístavních bazénech hamburského přístavu. V hamburském přístavu provádí odtěžování nánosů HPA. Oblast pod hamburským přístavem až po Severní moře je v kompetenci Vodních a plavebních úřadů (WSA) Hamburk a Cuxhaven.

Hydrologická oddělení HPA a WSV v Hamburku mají za úkol získat pokud možno detailní informace pro pochopení procesu tvorby nedostatečných hloubek v plavební dráze, informace o sedimentaci v přístavních bazénech a příjezdových úsecích. V hlavním toku Labe, který má převážně písčité dno, se vyskytují snížené hloubky ve tvaru brázd a žlabů. V úsecích velkého rozšíření toku a v přístavních bazénech se ukládají bahnitě sedimenty, přičemž míra sedimentace může dosáhnout i více než jeden metr za rok. Je třeba zlepšit znalosti o základních procesech unášecích sil, které by tak měly přispět k (pokračující) ekonomické optimalizaci řešení úkolů u odtěžování nánosů a zaměrování toku, resp. k optimalizaci strategie údržby. V této souvislosti je třeba zohlednit, resp. dodržet různé rámcové podmínky z oblasti životního prostředí a legislativy ochrany přírody, ale i z jiných oblastí (např. Rámcová směrnice o vodách, směrnice o ochraně stanovišť, požadavky vycházející z úmluv o ochraně moří OSPAR/HELCOM).

Na exkurzi si mohou účastníci nechat od zástupců HPA a WSV blíže popsat rozsah jejich úkolů. Současně budou podány vysvětlující informace o kooperaci a odborné spolupráci mezi HU, WSV a HPA.

Sedimenty a jakost vody: Stanice HU jsou sice přednostně koncipovány s cílem na automatizovaný monitoring / systém včasného varování, ale spolu s ostatními stanicemi slouží zároveň i jako platforma pro odběr vzorků pro plnění různých dalších úkolů. V měřicí stanici Seemannshöft se tak mimo jiné provádí odběr směsných vzorků sedimentovatelných plavenin. Porovnatelné odběry vzorků provádí Spolkový ústav hydrologický (BfG) ve slapovém úseku Labe na měřicích stanicích v Geesthachtu, Wedelu, Brunsbüttelu a Cuxhavenu. Jako další spolková země provozuje Dolní Sasko mimoto v rámci Dolnosaského zemského podniku vodního hospodářství, ochrany mořského pobřeží a přírody (NLWKN) měřicí stanice jakosti vody, kde se odebírají příslušné směsné vzorky.

Prostřednictvím porovnatelných dat o látkovém znečištění sedimentovatelných plavenin, získaných v měřicí stanici Seemannshöft i v ostatních stanicích, lze důkladně dokumentovat vývoj trendů a dynamiky látkového znečištění v oblasti estuáru. Tato data slouží jako podklad ke zpracování zpráv, např. pro FGG Elbe, MKOL a úmluvu o ochraně moří OSPAR. Na stránkách HPA a WSV se využívají pro různé účely v rámci sledování při nakládání s odtěženými nánosy.

Transport sedimentů a režim sedimentů: Pro řešení různých hydrologických otázek provozují HPA a WSV ve slapovém úseku Labe mj. v podstatě již dokončenou měřicí síť 18 kontinuálních měřicích stanic, kde se na dvou úrovních měří v intervalu 5 minut rychlost a směr proudění, zákal, vodivost, teplota a některé další ukazatele (zejména koncentrace kyslíku). Společné cíle měření jsou zde dohodnuty mezi HPA a WSV, přičemž je třeba poznamenat, že vedle transportu a režimu sedimentů mají význam i další otázky (např. zajištění důkazů pro záměry úprav toku, využití dat měření pro nautické účely, vyhodnocení polohy pásma brakických vod). Také zde se tu a tam některé úkoly překrývají s úkoly HU.

Pokud jde o transport sedimentů a režim sedimentů, měly by údaje z měřicích stanic sloužit k dlouhodobé dokumentaci vývoje koncentrací plavenin (vývoj zóny zákalu, dopady záměrů úprav toku a strategie přemístování

odtěžených nánosů, změna klimatu) a jejich (sezónálních) střídání. Měření by měla přispět k lepšímu pochopení systému, zejména procesů transportu sedimentů, a tím umožnit optimalizaci managementu sedimentů ve slapovém úseku Labe.

Na exkurzi bude podán výklad o struktuře stanice na příkladu kontinuální měřicí stanice EADS HPA na vstupu do přístavu a přehled o celé síti a o dalších měřicích aktivitách.

Plaveniny jako typ vzorků Spolkové banky environmentálních vzorků

Pro Spolkovou banku environmentálních vzorků (UPB) se každý rok získávají v celém Německu environmentální a humánní vzorky, v nichž se analyzují vybrané látky a které se archivují ve zmrazeném stavu pro pozdější analýzy. Pomocí retrospektivního monitorování lze identifikovat chemické látky nebo jejich metabolity, které byly v době jejich vnosu do životního prostředí neznámé nebo je nebylo možno detekovat. Vzhledem k těmto sledováním je UPB důležitým nástrojem spolkových orgánů pro identifikaci chybného vývoje v ekosystémech a zjištění jeho původu a následků (škod).

Pomocí trvale exponovaných lapačů plavenin provádí pracovní skupina Hydrogeologie Svobodné univerzity Berlín od roku 2005 pro UPB měsíční odběry plavenin z Rýna, Dunaje, Sály (Saar), Labe, Mulde a Sály. Vzorky jsou upravovány podle standardizovaných metod a následně archivovány ve skladu vzorků při Fraunhoferově ústavu molekulární biologie a aplikované ekologie (IME) ve Schmallenbergu jako roční směsné vzorky. Výsledky první chemické charakterizace vzorků a další podrobné informace lze získat na adrese www.umweltprobenbank.de.

Na exkurzi bude podán výklad o struktuře lapače plavenin a přehled o dalších měrných profilech plavenin UPB i o dalších měřicích aktivitách.

Kontakty:

- Werner Blohm, Wassergütemessnetz
Institut für Hygiene und Umwelt, Marckmannstrasse 129b, 20539 Hamburg
telefon: +49 40 42845-3870, fax: +49 40 42797-3870
e-mail: werner.blohm@hu.hamburg.de, internet: www.hu.hamburg.de
- Nino Ohle, Tideelbe und Hydrologie
Hamburg Port Authority AöR, Neuer Wandrahm 4, 20457 Hamburg
telefon: +49 40 42847-2409, fax: +49 40 42847-2881
e-mail: nino.ohle@hpa.hamburg.de, internet: www.hamburg-port-authority.de
- Ingo Entelmann, Gewässerkunde
Wasser- und Schifffahrtsamt Hamburg, Moorweidenstraße 14, 20148 Hamburg
telefon +49 (0)40 44110 220, fax +49 (0)40 44110 365
e-mail: ingo.entelmann@wsv.bund.de, internet: www.wsv.de
- Mathias Ricking, Martin Recker, AB Hydrogeologie
Freie Universität Berlin, Fachbereich Geowissenschaften, Malteserstraße 74-100, 12249 Berlin
telefon +49 (0)30-838-70627, telefax +49 (0)30-838-70742
e-mail: ricking@zedat.fu-berlin.de, mrecker@zedat.fu-berlin.de, internet: <http://www.geo.fu-berlin.de>
- Andrea Körner, Umweltprobenbank
Umweltbundesamt, FG II 2.4, 14193 Berlin, Bismarckplatz 1
telefon: +49030.8903.1500
e-mail: andrea.koerner@uba.de, internet: www.umweltprobenbank.de

Autorenverzeichnis

Rejstřík autorů

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012

Magdeburský seminář o ochraně vod 2012





Alexy Matthias	Bundesanstalt für Wasserbau Karlsruhe matthias.alexu@baw.de
Angelstorf Judith	Hamburg University of Applied Sciences judith.angelstorf@haw-hamburg.de
Baborowski Martina	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ martina.baborowski@ufz.de
Bauer Miroslav	ČVUT v Praze, Fakulta stavební miroslav.bauer@fsv.cvut.cz
Becker Benjamin	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Blohm Werner	Behörde für Gesundheit und Verbraucherschutz werner.blohm@hu.hamburg.de
Brinkmann Markus	RWTH Aachen Institut für Umweltforschung markus.brinkmann@bio5.rwth-aachen.de
Buchinger Sebastian	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) buchinger@bafg.de
Büttner Olaf	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ olaf.buettner@ufz.de
Chalupová Dagmar	Charles University in Prague dada.chalupova@volny.cz
Claus Evelyn	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) claus@bafg.de
David Václav	Czech Technical University in Prague vaclav.david@fsv.cvut.cz
Detzner Heinz-Dieter	Hamburg Port Authority AöR heinz-dieter.detzner@hpa.hamburg.de
Devatý Jan	Czech Technical University in Prague jan.devaty@fsv.cvut.cz
Dolének Petr	Povodí Labe, státní podnik dolenekp@pla.cz
Dostál Tomáš	Czech Technical University in Prague dostal@fsv.cvut.cz
Drahozal Lukáš	Povodí Labe, státní podnik drahozall@pla.cz
Drongová Katarzyna	WELL Consulting s.r.o. drongova@wellcon.cz

Duras Jindřich	Povodí Vltavy, státní podnik jindrich.duras@pvl.cz
Eichbaum Kathrin	RWTH Aachen Institut für Umweltforschung kathrin.eichbaum@bio5.rwth-aachen.de
Einax Jürgen W.	Friedrich Schiller University Juergen.Einax@uni-jena.de
Entelmann Ingo	Wasser- und Schifffahrtsamt Hamburg ingo.entelmann@wsv.bund.de
Faulhaber Petra	Bundesanstalt für Wasserbau faulhaber@baw.de
Ferbar Petr	Povodí Labe, státní podnik ferbarp@pla.cz
Ferencík Martin	Povodí Labe, státní podnik ferencikm@pla.cz
Gätje Bettina	Wasser- und Schifffahrtsamt Hamburg bettina.gaetje@wsv.bund.de
Gaumert Thomas	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt thomas.gaumert@bsu.hamburg.de
Greif Annia	TU Bergakademie Freiberg greif@mineral.tu-freiberg.de
Grope Norbert	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) grope@bafg.de
Haase Holger	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) holger.haase@bafg.de
Haensch Michael	Leuphana Universität Lüneburg michi.haensch@gmx.de
Hájek Pavel	Povodí Labe, státní podnik hajek@pla.cz
Halířová Jarmila	Český hydrometeorologický ústav jarmila.halirova@chmi.cz
Hanslík Eduard	T. G. Masaryk Water Research Institute, public research institution eduard_hanslik@vuv.cz
Hausel Erich	Regierung von Oberfranken erich.hausel@reg-ofr.bayern.de
Heininger Peter	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) heininger@bafg.de



Heise Susanne	Hamburg University of Applied Sciences susanne.heise@haw-hamburg.de
Hentschke Uwe	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) hentschke@bafg.de
Hillebrand Gudrun	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) hillebrand@bafg.de
Hollert Henner	RWTH Aachen Institut für Umweltforschung henner.hollert@bio5.rwth-aachen.de
Hönig Jindřich	Povodí Ohře, státní podnik honig@poh.cz
Hsu Pei-Chi	Technical University Hamburg-Harburg pei.hsu@tu-harburg.de
Hursie Ulrike	Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt ulrike.hursie@mli.sachsen-anhalt.de
Hypr Dušan	Český hydrometeorologický ústav dusan.hypr@chmi.cz
Jährling Karl-Heinz	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) Karl-Heinz.Jaehrling@lhw.mli.sachsen-anhalt.de
Janotová Barbora	CTU Prague, Fac. of Civil Engineering barbora.janotova@fsv.cvut.cz
Janský Bohumír	Charles University in Prague jansky.b@seznam.cz
Kadlec Jiří	Idaho State University jirikadlec2@gmail.com
Kasimir Petra	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft des Landes Sachsen-Anhalt petra.kasimir@lhw.mli.sachsen-anhalt.de
Keiter Steffen H.	RWTH Aachen Institut für Umweltforschung steffen.keiter@bio5.rwth-aachen.de
Keller Ilka	Ministry of Urban Development and Environment Ilka.Keller@bsu.hamburg.de
Kleisinger Carmen	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) kleisinger@bafg.de
Klemm Werner	TU Bergakademie Freiberg wklemm@mineral.tu-freiberg.de

Kliment Viktor	Ministry of the environment Czech Republic victor.kliment@mzp.cz
Kliment Zdeněk	Charles University kliment@natur.cuni.cz
Kodeš Vít	Czech Hydrometeorological Institute kodes@chmi.cz
Korndörfer Christian	Landeshauptstadt Dresden, Umweltamt ckorndoerfer@dresden.de
Körner Andrea	Umweltbundesamt andrea.koerner@uba.de
Kottwitz Maximilia	Technical University Hamburg-Harburg Maximilia.Kottwitz@haw-hamburg.de
Koubková Lenka	Charles University in Prague, Faculty of Science lenkakoubkova@seznam.cz
Koza Václav	Povodí Labe, státní podnik koza@pla.cz
Koželuh Milan	Povodí Vltavy, státní podnik milan.kozeluh@pvl.cz
Král Stanislav	Povodí Labe, státní podnik kral@pla.cz
Krämer Thomas	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) kraemer@bafg.de
Krása Josef	CTU Prague, Fac. of Civil Engineering josef.krasa@fsv.cvut.cz
Krieg Hans-Joachim S.	HUuG Tangstedt huug.krieg@t-online.de
Krüger Frank	Leuphana Universität Lüneburg frank.krueger@elbtalanalyse.de
Kühne Elke	Wasser- und Schifffahrtsamt Dresden Elke.Kuehne@wsv.bund.de
Kule Lumír	Povodí Vltavy, státní podnik lumir.kule@pvl.cz
Langhammer Jakub	Charles University in Prague, Faculty of Science jakub.langhammer@natur.cuni.cz
Leontovyčová Drahomíra	Czech Hydrometeorological Institute leontovyцова@chmi.cz



Liška Marek	Povodí Vltavy, státní podnik marek.liska@pvl.cz
Marešová Diana	T. G. Masaryk Water Research Institute, public research institution diana_maresova@vuv.cz
Matoušková Milada	Charles University in Prague, Faculty of Science matouskova@natur.cuni.cz
Medek Jiří	Povodí Labe, státní podnik medekj@pla.cz
Messal Hilmar	Christian-Albrechts-University zu Kiel hmessal@hydrology.uni-kiel.de
Milch Wolfgang	Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt wolfgang.milch@mliu.sachsen-anhalt.de
Möhlenkamp Christel	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) moehlenkamp@bafg.de
Möller Stefan	Friedrich-Schiller-Universität Jena moeller.stefan@uni-jena.de
Moser Hans	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) moser@bafg.de
Netzband Axel	Hamburg Port Authority Axel.Netzband@hpa.hamburg.de
Novak Ladislav	IKSE-MKOL novak@ikse-mkol.org
Offermann Kirsten	Hamburg University of Applied Sciences kirsten.offermann@web.de
Ohle Nino	Hamburg Port Authority AöR nino.ohle@hpa.hamburg.de
Pelzer Jürgen	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) pelzer@bafg.de
Petřík Miloš	Povodí Labe, státní podnik petrikm@pla.cz
Potužák Jan	Povodí Vltavy, státní podnik jan.potuzak@pvl.cz
Quick Ina	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) quick@bafg.de
Recker Martin	Freie Universität Berlin mrecker@zedat.fu-berlin.de

Rederer Luděk	Povodí Labe, státní podnik rederer@pla.cz
Rehda Klaus	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Praesident@lau.mlu.sachsen-anhalt.de
Reifferscheid Georg	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) reifferscheid@bafg.de
Ricking Mathias	Freie Universität Berlin ricking@zedat.fu-berlin.de
Röper Christiane	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt christiane.roeper@lau.mlu.sachsen-anhalt.de
Röper Henrich	Hamburg Port Authority AöR Henrich.Roeper@hpa.hamburg.de
Rosendorf Pavel	Water Research Institute TGM pavel_rosendorf@vuv.cz
Rupp Holger	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ holger.rupp@ufz.de
Scheibe Norbert	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ norbert.scheibe@ufz.de
Schieszl Biggi	Freie Universität Berlin biggi_schieszl@web.de
Schlemann Axel	Biosphaerium Elbtalaue schlemann@elbschloss-bleckede.de
Scholz Mathias	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ mathias.scholz@ufz.de
Schováňková Jana	Povodí Labe, státní podnik schovankovaj@pla.cz
Schröter-Kermani Christa	Umweltbundesamt christa.schroeter-kermani@uba.de
Schubert Birgit	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) schubert@bafg.de
Schulte Achim	Freie Universität Berlin achim.schulte@fu-berlin.de
Schwandt Daniel	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) schwandt@bafg.de
Schwartz René	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Rene.Schwartz@bsu.hamburg.de



Seiler Thomas-Benjamin	RWTH Aachen Institut für Umweltforschung seiler@bio5.rwth-aachen.de
Šimek Pavel	T. G. Masaryk Water Research Institute, public research institution pavel_simek@vuv.cz
Sobotková Martina	Czech Technical University in Prague martina.sobotkova1@fsv.cvut.cz
Soukupová Kateřina	Povodí Vltavy, státní podnik katerina.soukupova@pvl.cz
Špaček Jan	Povodí Labe, státní podnik spacekj@pla.cz
Stachel Burkhard	Ministry of Urban Development and Environment Hamburg bcstachel@gmx.de
Stierand Pavel	Český hydrometeorologický ústav pavel.stierand@chmi.cz
Strouhal Luděk	CTU Prague ludek.strouhal@fsv.cvut.cz
Tajč Václav	Povodí Vltavy, státní podnik vaclav.tajc@pvl.cz
Tajmrová Lenka	WELL Consulting s.r.o. tajmrova@wellcon.cz
Umlauf Gunther	Institute for Environment and Sustainability (IES) European Commission Joint Research Centre (JRC) gunther.umlau@jrc.ec.europa.eu
Urban Brigitte	Leuphana Universität Lüneburg brigitte.urban@t-online.de
Vajnerová Ladislava	Povodí Vltavy, státní podnik ladislava.vajnerova@pvl.cz
Válek Jan	Povodí Vltavy, státní podnik jan.valek@pvl.cz
Váverková Lenka	Povodí Vltavy, státní podnik lenka.vaverkova@pvl.cz
Vejvodová Jitka	Czech Hydrometeorological Institute jitka.vejvodova@chmi.cz
Vohralík Gregor	Povodí Labe, státní podnik vohralikg@pla.cz

Vollmer Stefan	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) vollmer@bafg.de
von Tümpling Wolf	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ wolf.vontuempling@ufz.de
Vrána Karel	Czech Technical University in Prague vrana@fsv.cvut.cz
Vysloužilová Barbora	Charles University v_barbora@seznam.cz
Wache Frank	Landeshauptstadt Dresden Umweltamt FWache@dresden.de
Weniger Tobias	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt tobias.weniger@gmx.de
Wenzel Christine	Ministry for Agriculture, the Environment and rural Areas of Schleswig-Holstein christine.wenzel@mlur.landsh.de
Winkens Kerstin	RWTH Aachen Institut für Umweltforschung kerstin.winkens@rwth-aachen.de
Zahrádka Vlastimil	Povodí Ohře, státní podnik zahrádka@poh.cz
Zeiske Olaf	Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Schule und Berufsbildung olaf.zeiske@bsb.hamburg.de
Zerling Lutz	Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig zerling@saw-leipzig.de
Zidek Jindřich	Povodí Labe, státní podnik zidekj@pla.cz
Zumr David	Czech Technical University in Prague david.zumr@fsv.cvut.cz

**Magdeburger Gewässerschutzseminar – Magdeburský seminář o ochraně vod
MGS 2012
Programmkomitee – Programový výbor**

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)	Wolf von Tümpling Vorsitzender / předseda	Středisko výzkumu životního prostředí H. Helmholtze (UFZ)
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)	Rolf-Dieter Dörr	Spolkové ministerstvo životního prostředí, ochrany přírody a bezpečnosti reaktorů SRN (BMU)
Ministerium für Umwelt der Tschechischen Republik (MŽP ČR)	Hana Randová	Ministerstvo životního prostředí České republiky (MŽP ČR)
Ministerium für Landwirtschaft der Tschechischen Republik (MZe ČR)	Pavel Punčochář	Ministerstvo zemědělství České republiky (MZe ČR)
Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (MLU)	Ekkehard Wallbaum	Ministerstvo zemědělství a životního prostředí spolkové země Sasko-Anhaltsko (MLU)
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)	Dietrich Borchardt	Středisko výzkumu životního prostředí H. Helmholtze (UFZ)
Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg (BSU)	René Schwartz	Úřad pro rozvoj města a životní prostředí Svobodného a hanzovního města Hamburk (BSU)
Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe)	Sven Schulz	Společenství oblasti povodí Labe SRN (FGG Elbe)
Staatlicher Wasserwirtschaftsbetrieb Elbe	Petr Ferbar	Povodí Labe, státní podnik
Staatlicher Wasserwirtschaftsbetrieb Moldau	Petr Kubala	Povodí Vltavy, státní podnik
Staatlicher Wasserwirtschaftsbetrieb Eger	Jindřich Břečka	Povodí Ohře, státní podnik
Forschungsinstitut für Wasserwirtschaft T.G. Masaryk, öffentlich-rechtliche Forschungsinstitution	Mark Rieder	Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i.
Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)	Peter Heining	Spolkový ústav hydrologický (BfG)
Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW)	Erwin Becker	Zemský podnik povodňové ochrany a vodního hospodářství Sasko-Anhaltska (LHW)
Wasserchemische Gesellschaft (WG)	Martina Baborowski	Společnost pro chemii vody (WG)
Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE)	Slavomír Vosika	Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL)

Herausgeber / Vydavatel:

Programmkomitee des Magdeburger Gewässerschutzseminars 2012 / Programový výbor Magdeburského semináře
o ochraně vod 2012

Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) – Sekretariat / Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL) –
sekretariát

Fotos Umschlag / Fotografie na obalu: I. Keller, R. Schwartz (BSU), M. Lühr (IKSE-MKOL)

Layout, Satz / Úprava, sazba: Harzdruckerei GmbH Wernigerode

Druck / Tisk: Harzdruckerei GmbH Wernigerode, Max-Planck-Straße 12/14, 38855 Wernigerode

Druckpapier / tiskařský papír: 100 g/qm Omnibulk 1.3

Umschlag / Obal: 300 g/qm BVS matt

Auflage / Náklad: 200 Stück / 200 ks



