Tagungsband

Sborník

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008

Magdeburský seminář o ochraně vod 2008

7. bis 10. Oktober 2008 in Magdeburg

7.–10. října 2008 v Magdeburku

Magdeburger Gewässerschutzseminar MGS 2008 Magdeburský seminář o ochraně vod

Hauptorganisatoren – Hlavní organizátoři:

HELMHOLTZ ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG UFZ

IKSE · MKOL

Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE)
Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL)

Mitveranstalter – Spolupořadatelé:

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ

SACHSEN-ANHALT
Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt

FGG ELBE

TSB Talsperrenbetrieb Sachsen-Anhalt
Blankenburg / Harz
www.talsperren-lsa.de

SACHSEN-ANHALT
Landesanstalt für Altlastenfreistellung

bfg Bundesanstalt für Gewässerkunde

LHW Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW)
www.lhw.sachsen-anhalt.de

VÚV TGM

Povodí Ohře, státní podnik

POVODÍ LABE

POVODÍ VLTAVY

Die Veranstalter bedanken sich beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit für die finanzielle Unterstützung zum Satz und Druck dieses Tagungsbandes zum Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008.

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 2008.

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008
Magdeburský seminář o ochraně vod 2008

Das Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008 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 2008 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 2008,

vor 20 Jahren fand in Magdeburg das erste Magdeburger Gewässerschutzseminar statt. Seit über 15 Jahren wird es alle zwei Jahre abwechselnd in Deutschland und der Tschechischen Republik durchgeführt. Es hat sich im Lauf der Jahre zur bedeutendsten fachlichen und wissenschaftlichen Veranstaltung auf dem Gebiet des Gewässerschutzes im Einzugsgebiet der Elbe entwickelt. Das Seminar wurde zu einer wichtigen Plattform für den Austausch neuester Erkenntnisse und Erfahrungen unter Vertreterinnen und Vertretern der staatlichen Verwaltung, Wissenschaft und Forschung sowie der wasserwirtschaftlichen Praxis. Es ist auch ein Beweis für die gute und vertrauensvolle grenzüberschreitende Zusammenarbeit im Bereich der Wasserwirtschaft.

Die thematischen Schwerpunkte des diesjährigen Seminars liegen auf den Bereichen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Klimawandel in der Flusslandschaft und Fließgewässermanagement. Im Programmblock „Ein Vierteljahrhundert Wandel an der Elbe“ wird mit einem kurzen Blick zurück die Entwicklung der letzten Jahre betrachtet. Die Komplexe „Angewandte Seenforschung“ und „Bergbaufolgeseen“ bilden weitere Seminarschwerpunkte und runden das Themenspektrum des Magdeburger Gewässerschutzseminars ab. Das Seminar spricht somit nicht nur fachlich, sondern auch politisch wichtige Themen an, wie z. B. den Klimawandel und dessen zu erwartende Auswirkungen, die eine abgestimmte Herangehensweise im gesamten Flussgebiet notwendig machen werden.

Wir wünschen dem Seminar einen erfolgreichen Verlauf in einer konstruktiven und vertrauensvollen Atmosphäre und Ihnen, sehr geehrte Teilnehmerinnen und Teilnehmer, viele interessante Gespräche und Diskussionen sowie eine schöne Zeit in der über 1200 Jahre alten Stadt Magdeburg. Wir freuen uns, dass auch Expertinnen und Experten aus den Einzugsgebieten des Rheins, der Donau und

Vážení účastníci Magdeburského semináře o ochraně vod 2008,

před 20 lety se v Magdeburku konal první Magdeburský seminář o ochraně vod. Již přes 15 let se pořádá každé dva roky střídavě v České republice a v Německu. V průběhu let si získal pověst jedné z nejvýznamnějších odborných a vědeckých akcí v oblasti ochrany vod v povodí Labe. Seminář se stal významnou platformou k výměně nejnovějších poznatků a zkušeností pro zástupce státní správy, z oblasti vědy a výzkumu i vodohospodářské praxe. Je také důkazem dobré přeshraniční spolupráce v oblasti vodního hospodářství, založené na vzájemné důvěře.

Tematicky se letošní seminář zaměřil na problematiku implementace Rámcové směrnice ES o vodách, klimatické změny v poříční krajině a správu vodních toků. Programový blok „Čtvrtstoletí změn v povodí Labe“ nabízí krátké ohlédnutí na vývoj v posledních letech. K dalším tematickým blokům semináře patří komplexy „Aplikovaný výzkum jezer“ a „Jezera po těžbě uhlí“, které doplňují tematické spektrum Magdeburského semináře o ochraně vod. Seminář tak pojednává nejen odborně ale i politicky významná témata, jako jsou např. klimatické změny a jejich předpokládané dopady, které budou nezbytně vyžadovat harmonizovaný přístup v celém povodí.

Semináři přejeme úspěšný průběh v konstruktivním a přátelském duchu a Vám, vážení účastníci, nejen celou řadu zajímavých rozhovorů a diskusí, ale i příjemný pobyt v Magdeburku, městě starém více než 1200 let. Je nám potěšením, že pozvání na seminář na Labi přijali také odborníci z povodí Rýna, Dunaje a Odry, a doufáme, že tento jubilejní seminář naváže na úspěch seminářů předchozích.

V neposlední řadě bychom chtěli poděkovat za vykonanou práci hlavním pořadatelům semináře, Středisku výzkumu životního prostředí H. Helmholtze (UFZ) a Mezinárodní komisi pro ochranu Labe

der Oder der Einladung zum Seminar an der Elbe gefolgt sind und hoffen, dass das Jubiläumsseminar an den Erfolg der vergangenen Veranstaltungen anknüpfen wird.

Nicht zuletzt möchten wir uns bei den Hauptorganisatoren des Seminars, dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) und der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), sowie bei allen weiteren Institutionen, die an der Vorbereitung und Durchführung des Seminars mitgewirkt haben, für die geleistete Arbeit herzlich bedanken.

Sigmar Gabriel
Minister für Umwelt, Naturschutz und
Reaktorsicherheit der Bundesrepublik Deutschland

RNDr. Martin Bursík
Minister für Umwelt der Tschechischen Republik

(MKOL), ale také všem dalším institucím, které se podílely na přípravě a realizaci semináře.

RNDr. Martin Bursík
ministr životního prostředí České republiky

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

INHALT / OBSAH

Fachbeiträge / Odborné příspěvky 17

Ein Vierteljahrhundert Wandel an der Elbe 17
Čtvrtstoletí změn v povodí Labe

Blažková Šárka, Slavík Ondřej, Nesměrák Ivan, Beven Keith 18
Pátá fáze českého národního Projektu Labe
Die fünfte Phase des tschechischen nationalen Projekts Elbe

Reincke Heinrich 21
Stör-Fall Tideelbe? – ein Fluss im Wandel
Problematika slapového úseku Labe – řeka plná změn

Langhammer Jakub 25
Water quality changes in selected rural catchments in the Czech Republic

Becker Erwin, Göbke Angela, Gohr Friedemann 28
Die Wasserbeschaffenheit in der mittleren Elbe im Fokus des gesellschaftlichen Wandels in den Jahren seit 1989
Jakost vody na středním toku Labe v ohnisku společenských změn v období po roce 1989

EG-Wasserrahmenrichtlinie 33
Rámcová směrnice ES o vodách

Tušil Pavel, Očenášková Věra, Tajmrová Lenka, Janovská Hana, Durčák Martin, Opatřilová Libuše, Kodeš Vít 34
The surveillance monitoring of surface waters in the Czech Republic

Bartáček Jan, Soukupová Kateřina, Medek Jiří 38
Provozní monitoring v české části povodí Labe – současnost a výhled
Operative Überwachung im tschechischen Teil des Einzugsgebiets der Elbe – Gegenwart und Ausblick

Prchalová Hana, Börner Susanna, Šnajberková Marie 41
Groundwater status assessment in International Elbe River Basin District

Baborowski Martina, Büttner Olaf, Kasimir Petra 44
Saisonale Variabilität der Wasserbeschaffenheit der Elbe und Monitoring nach EG Wasserrahmenrichtlinie
Sezonní variabilita jakosti vody v Labi a monitoring podle Rámcové směrnice ES o vodách

Hnat'uková Petra, Benešová Libuše 47
Metal distribution in sediments of urban streams affected by urban drainage

50 **Medek, Jiří**
Měřící stanice jakosti vody – úloha v monitoringu a vize dalšího vývoje
Gewässergütemessstationen – ihre Rolle beim Monitoring und Vision der zukünftigen Entwicklung

52 **Janovská Hana, Opatřilová Libuše, Kokeš Jiří, Tajmrová Lenka, Tušil Petr**
The reference conditions monitoring programme

54 **Horálek Viktor, Koloničná Martina**
Fytobentos a makrofyta tekoucích vod – sledované složky hodnocení stavu vodních útvarů
Phytobenthos und Makrophyten der fließenden Oberflächengewässer – Untersuchungskomponenten für die Bewertung von Wasserkörpern

57 **Duras Jindřich**
Ekologický potenciál vodních nádrží – první kroky
Das ökologische Potential von Talsperren – erste Schritte

60 **Keil Martin, Schaffranka Evelyn, Schwartz Hartmut, Poetke Dieter, Knies Judith, Großmann Jochen**
Pilotprojekt Bitterfeld/Wolfen - Beispielhafte Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in einem altlastengeprägten Grundwasserkörper
Pilotní projekt Bitterfeld/Wolfen – příkladná implementace Rámcové směrnice ES o vodách ve vodním útvaru podzemních vod v Sasku-Anhaltsku, ovlivněném starými ekologickými zátěžemi

63 **Richmann Agnes, Seidel Kirsten, Kreins Peter, Gömann Horst, Hirt Ulrike, Tetzlaff Björn**
Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser (AGRUM Weser)
Rozbor agrárních a ekologických opatření v oblasti zemědělské ochrany vod na pozadí Rámcové směrnice ES o vodách v oblasti povodí Vezery

66 **Albrecht Juliane**
Deutsches und tschechisches Wasserrecht im Wandel europäischer Anforderungen
Německé a české právo o vodách ve světle evropských požadavků

69 ***Klimawandel in der Flusslandschaft***
Klimatické změny v poříční krajině

70 **Punčochář Pavel, Král Miroslav**
Water Management Planning and Adaptation Activities against the Impact of Climate Change on Water Resources

72 **Jirásek Václav, Janský Bohumír**
Možnosti kompensace dopadů klimatických změn ve vodním hospodářství
Möglichkeiten zur Kompensation der Auswirkungen des Klimawandels in der Wasserwirtschaft

75 **Novický Oldřich, Vyskoč Petr, Kašpárek Ladislav, Fridrichová Renata, Treml Pavel**
Assessment of possible impacts of climate change on water resources in the Vltava River basin

Kulasová Bohuslava, Boháč Miloň, Fiala Theodor 78
Dopady změny klimatu na minimální průtoky
Auswirkungen des Klimawandels auf Niedrigwasserabflüsse
Climate change impacts on low flows

Claus Evelyn, Fink Guido, Krämer Thomas, Pelzer Jürgen, Ternes Thomas, Heininger Peter 81
Die Wasserqualität der Elbe in Trockenperioden
Jakost vody v Labi v obdobích sucha

Fischer Helmut, Kirchesch Volker, Quiel Katrin, Schöl Andreas 84
Simulating the effects of global change on the water quality of the Elbe River

Klečka Václav 87
Využití monitorovací sítě dispečinku Povodí Ohře v systému hlásné a předpovědní služby
Die Nutzung des Überwachungsnetzes der Leitstelle des Wasserwirtschaftsbetriebs für die Eger im System des Melde- und Vorhersagedienstes

Burek Peter, Carstensen Dirk, Kopp Thomas, Rademacher Silke, Schmidt Carsten, Schwarze Robert, Wagner Michael 91
Klimawandel – Veränderungen extremer Hochwasserereignisse an der Elbe
Změna klimatu – změny extrémních povodní na Labi

Evers Mariele 94
Europäische Strategien zur Reduzierung von Hochwasserrisiko mithilfe eines nachhaltigen Auenmanagements
Evropské strategie ke snižování povodňových rizik pomocí udržitelného managementu niv

Štěpánková Pavla, Drbal Karel 97
Preliminary Flood Risk Assessment in the Czech Republic

Šebesta Marián, Kladivo Jiří 100
Koncepce řešení PPO na dolním úseku českého Labe
Hochwasserschutzkonzept am unteren Abschnitt der tschechischen Elbe

Fließgewässermanagement 105
Správa vodních toků

Finke Walter, Krause Sigrid 106
Untersuchungen zum Langzeitverhalten von Niedrigwasserabflüssen und Unterschreitungsdauern im Elbegebiet
Sledování dlouhodobého režimu malých průtoků a dob nedostoupení v povodí Labe

Menzel Thomas 109
Die Elbe – Verkehrsträger und Kulturstrom
Labe – dopravní cesta a tok ovlivněný člověkem

112 **Zídek Jindřich**
Strategický, ekonomický a ekologický význam labské vodní dopravní cesty pro Českou republiku
Strategische, wirtschaftliche und ökologische Bedeutung der Elbewasserstraße für die Tschechische Republik

115 **Kühne Elke, Puhlmann Guido**
Erosionsstrecke der Elbe – Vorstellung des Sohlstabilisierungskonzepts
Erozní úsek Labe – prezentace koncepce ke stabilizaci dna

119 **Matoušková Milada**
Hydromorphological assessment within EC WFD – application to small water bodies in the Elbe River Basin

122 **Jährling Karl-Heinz**
Eigendynamische Gewässerentwicklung an der Elbe? Praktische Umsetzung, Möglichkeiten und Grenzen
Vlastní dynamický vývoj toku Labe? Realizace v praxi, možnosti a hranice

127 **Slavík Ondřej, Horký Pavel**
First results from the surveillance monitoring of fish assemblages in the Elbe River, Czech Republic

129 **Gaumert Thomas**
Bewertung des ökologischen Zustandes im deutschen Abschnitt des Elbestroms durch die Fischfauna
Hodnocení ekologického stavu německého úseku Labe na základě ichtyofauny

131 **Wolter Christian**
Das fischökologische Potential stark beeinträchtigter Wasserstraßen im Elbegebiet
Ichtyoekologický potenciál silně ovlivněných vodních cest v povodí Labe

134 **Mana Vladimír**
Revitalizace a ochrana malých vodních toků v urbanizovaných oblastech
Renaturierung und Schutz kleiner Fließgewässer in urbanisierten Gebieten

137 **Schubert Birgit, Hummel Daniela**
Sedimentation areas of the Elbe estuary as secondary sources of contamination

140 **Heise Susanne, Baborowski Martina, Förstner Ulrich, Götz Rainer, Heininger Peter, Krüger Frank, Netzband Axel, Stachel Burkhard**
Die Relevanz kontaminierter Sedimente im Elbeeinzugsgebiet und potenzielle Maßnahmen
Relevance kontaminovaných sedimentů v povodí Labe a potenciální opatření

144 **Štrajt Marek, Skalička Martin**
Monitoring útvarů stojatých vod v oblasti povodí Odry na území ČR
Überwachung der Standgewässerkörper in der Flussgebietseinheit Oder in der Tschechischen Republik

147 **Fischer Peter, Fuksa Josef K.**
Vergleich von Qualitätsnormvorschlägen für einige Arzneimittel mit Messwerten des Elbeeinzugsgebiets
Porovnání návrhů na normy jakosti pro léčiva s hodnotami naměřenými v povodí Labe

Hudcová Hana, Bernardová Ilja, Remenárová Darina 150
Joint Danube Survey 2 – The World Most Progressive River Survey in 2007

Angewandte Seenforschung 153
Aplikovaný výzkum jezer

Gaedke Ursula, Straile Dietmar 154
Die Reaktion planktischer Nahrungsnetze auf Veränderungen des Klimas und der Trophie – Analysen von Langzeitmessungen am Bodensee
Reakce planktonových potravinových sítí na změny klimatu a trofie – analýza dlouhodobých měření v Bodamském jezeře

Hupfer Michael 156
Ökotechnologien für Seensanierungen – Eine Herausforderung für Wissenschaft und Praxis
Ekotechnologie k asanaci jezer – výzva pro vědu a praxi

Bergbaufolgeseen 159
Jezera po těžbě uhlí

Kohušová Kateřina, Havel Ladislav, Vlasák Petr 160
Hydrická rekultivace zbytkové jámy po těžbě uhlí – počáteční stav
Flutung eines stillgelegten Tagebaus – Ausgangszustand

Havel Ladislav, Vlasák Petr, Kohušová Kateřina 163
Jezero Chabařovice – první řízené zatápění zbytkové jámy po těžbě uhlí v ČR
Der See Chabařovice – Die erste gesteuerte Flutung eines Tagebausees in der Tschechischen Republik

Schultze Martin, Hille Wolfram, Pokrandt Karl-Heinz 166
Pit lakes in the Central German lignite mining district as part of the catchment area of tributaries of river Elbe

Boehrer Bertram, Schultze Martin 169
Processes controlling meromixis

Posterpräsentationen / Posterová sdělení 171

Baloun Jiří, Hovorka Petr 172
Modernizace měrných profilů hlásné povodňové služby v oblasti povodí Horní Vltavy
Renovation of warning hydrometric profile system in the River Basin District of Horní Vltava / Upper Moldau

Bartáček Jan, Soukupová Kateřina 173
Vývoj jakosti povrchové vody ve vodních tocích v povodí Vltavy
Development of the quality of the surface water in the water flows of Vltava basin area

174 **Bartels Peter, von Tümpling Wolf jr.**
The fate of the antivral drug oseltamivir carboxylate in different waters

175 **Beneš Jaroslav a kol.**
Situační a provozní monitoring povrchových vod v povodí Vltavy a jejich výsledky
Surveillance and operational surface water monitoring programmes within the Vltava River Basins and their results

176 **Bleyel Birgit**
Untersuchungen im unteren Bereich der Erosionsstrecke (Elbe-km 220 – 245,6)

177 **Bolze Sebastian, Rupp Holger, Meißner Ralph, Leinweber Peter, Grau Marten, Kolomiytsewv Nikolay**
Phytoremediation of contaminated floodplain soil by means of bio-technological optimized Salix- and Populus-clones – Concept and first results

178 **Schröder Axel, Feldwisch Norbert, Botschek Johannes, Fiener Peter, Haider Josef, Unterseher Erich**
Stoffeinträge in Gewässer durch Bodenerosion – Berücksichtigung in Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

179 **Büttner Olaf, Böhme Michael, Rode Michael**
Modellierung von Extremhochwasserszenarien im Bereich der vereinigten Mulde
Modelling of extreme floods in the River Mulde

180 **Dagmar Chalupová**
The Research of Fluvial Lakes of the Central Elbe River Section

181 **Ferenčík Martin, Schovánková Jana, Koutník Milan, Zubrová Kateřina**
Emerging Organic Contaminants of Surface Waters

182 **Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe), Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe (ARGE Elbe)**
Überregionale Bewirtschaftungsziele im deutschen Einzugsgebiet der Elbe

183 **Grabic Roman, Halířová Jarmila, Hypr Dušan, Jurčíková Jana, Kodeš Vít, Kružíková Kamila, Stierand Pavel**
Occurence of the endocrine disrupting compounds in surface water surrounding the Brno city (based on the results of the grant MŠMT 2B06093, year 2007)

184 **Hanslík, E., Ivanovová, D., Juranová E., Kluganostová, M., Komárek, M., Novák, M., Vaněček, I.**
Occurrence and Behaviour of Radioactive substances in Kocába River Watershed

185 **Herzsprung Peter, Lobe Ingo, von Tümpling Wolf, Schmitt-Kopplin Philippe**
Untersuchung von gelöstem organischen Kohlenstoff im Bodenwasser der Elbaue mit ultra hochauflösender Massenspektrometrie
Investigation of dissolved organic matter in a Elbe floodplain soil water with ultra high resolution mass spectrometry

Horecký Jakub, Bohatá Karin, Lapšanská Natália, Liška Marek 186
The Fellowship of the Stream: benthic macroinvertebrates and phytobenthos as tools for monitoring the ecological status of running waters

Ivanovová Diana, Hanslík Eduard 187
Kinetics of contaminants transport with wastewater from Temelín NPP using tritium as a tracer

Jancke Thomas, Baborowski Martina, Morgenstern Peter, Westrich Berhard 188
Investigation on sedimentation and erosion dynamics of groyne fields in the River Elbe and its relevance for contaminant transport

Kalinová Marie, Nesměrák Ivan 189
Trends in nutrient discharges in the Elbe River at Hřensko/Schmilka international boundary site and nutrient pollution originating from point and non-point sources

Kladivová Věra, Svobodová Jitka 190
Program snížení znečištění povrchových vod v ČR
Program for Reduction of Pollution of Surface Waters in the Czech Republic

Knotek Pavel, Novak Ladislav, Vosika Slavomír 191
Implementace Rámcové směrnice o vodách v Mezinárodní oblasti povodí Labe
Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in der internationalen Flussgebietseinheit Elbe

Kocum Jan, Janský Bohumír 193
Analysis of headwaters runoff regime - case study upper Otava River basin

Kodeš Vít 194
Groundwater surveillance program in the Czech republic – results for year 2007

Kodeš Vít 195
Pasportization of pesticides – a tool for efficient monitoring program design

Kodešová Radka, Kočárek Martin, Rohošková Marcela, Kodeš Vít, Penížek Vít, Drábek Ondřej, Kozák Josef 196
Soil's role in prevention of groundwater contamination by pesticides

Krátký Michal, Tlapáková Magdalena a kolektiv 197
Vodohospodářská bilance minulého roku v oblasti povodí
Previous Year Water-resources Balance in the Basin Area

Krátký Michal, Tlapáková Magdalena a kolektiv 198
Vodohospodářská bilance současného a výhledového stavu v oblasti povodí
The water-resources balance of the current and the future condition

Lochovský Petr 199
Stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů Bíliny pro kovy a metaloidy
Determination of natural background concentrations of metals and metaloids in sediments of the river Bílina

200 **Mages Margarete, Bandow Nicole, Küster Eberhard, Brack Werner, von Tümpling Wolf**
Zinc and Cadmium accumulation in single zebrafish (Danio rerio) embryos – a total reflection X-ray fluorescence spectrometry (TXRF) application

201 **Mai Stephan, Kuřík Petr**
Das „Alarmmodell Elbe“ – ein bedeutender Teil des „Internationalen Warn- und Alarmplans Elbe“
„Poplachový model Labe“ – významná součást „Mezinárodního varovného a poplachového plánu Labe“

203 **Martínek Petr, Karafiát Martin, Ferbar Petr**
Přípravné práce pro Plán oblasti povodí Horního a středního Labe
Results of preparatory work for river basin management plan

205 **Merta Ladislav, Medek Jiří, Hájek Pavel**
Měřicí stanice jakosti vody na českém úseku Labe – historie, vybavení
Water quality monitoring stations on the Czech section of the Elbe River – history, equipment

206 **Neuhöfer Miroslav, Janeček Emil**
Použití multiparametrické sondy na kvantifikaci fytoplanktonu přímo v terénu
The use of multiprobes for in situ phytoplankton quantification

207 **Opatřilová Libuše, Janovská Hana, Kokeš Jiří, Tajmrová Lenka**
Macroinvertebrate sampling in nonwadeable rivers within the surveillance monitoring

208 **Patzwahl Regina**
Investigation of Measures against Erosion at River Elbe kms 185,5 – 196,6

209 **Pelzer Jürgen, Claus Evelyn, Krämer Thomas, Müller Albrecht, Heininger Peter**
Langzeitentwicklung der Schwermetallgehalte in Schwebstoffen und Sedimenten der deutschen Binnenelbe und Oder

210 **Plessney Petr**
Povodně a protipovodňová opatření na Labi v Ústeckém kraji
Floods and flood protection measures on the Elbe River in the Usti Region

211 **Pospíchalová Danica, Tolma Václav, Svobodová Alena, Jobánek Roman, Martinková Pavla, Jursíková Kristýna**
Occurrence of some Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Czech part of Elbe river basin in the year 2007

212 **Povodí Ohře, státní podnik**
Project for the basins of the Ohre River and the lower Elbe river

213 **Povodí Ohře, státní podnik**
Vodohospodářský dispečink

214 **Procházková Lenka, Kosour Dušan, Foltýn Miroslav**
Program of operational monitoring of Morava and Thaya River basin district

Rederer Luděk 215
Hodnocení stavu vodních útvarů stojatých vod
Standing water bodies status assessment

Řehák Pavel, Michalovich Petr, Feygl Jiří 216
Rozdílný přístup protipovodňových opatření Pardubice – Dvakačovice
Different approach to the flood protection of Pardubice – Dvakacovice

Richmann Agnes, Gömann Horst, Kreins Peter 217
Analyse der Auswirkungen agrarumweltpolitischer Maßnahmen im Hinblick auf die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie an der Elbe

Rommel Jochen 218
Astonishing present - The 1902-project on flood regulation of the german Elbe

Scholz Mathias, Rupp Holger, Ilg Christiane, Foeckler Francis, Dietrich Peter, Duquesne Sabine, Gerisch Michael, Gläser Judith, Krüger Frank, Meyer Volker, Meißner Ralph, Schulz-Zunkel Christiane, v. Tümpling Wolf, Werban Ulrike, Zacharias Steffen, Henle Klaus 219
Effects of floodplain restoration measures on hydrology and biodiversity: monitoring of dike relocation in the Rosslauer Oberluch

Skála Ivan, Janeček Emil 220
Benthic macroinvertebrates newly found in the northwestern part of the Czech republic: Tvetenia vitracies, Leuctra geniculata and Gammarus pulex pulex

Soldán Přemysl 221
Ecotoxicity of Aquatic Environment Pollution

Svobodová Jitka, Štambergová Monika, Kučera Zdeněk 222
Vliv jakosti vody na populace raků v České republice
The impact of the water quality on the crayfish population in the Czech Republic

von Tümpling Wolf, Rode Michael, Matthies Michael, Schanze Jochen, Gläßer Cornelia, Böhme Michael 223
Schadstoffausbreitungsmodellierung und Risikobewertung von Überflutungsauen im Raum Bitterfeld
Summary: Investigation of dissolved organic matter in a Elbe floodplain soil water with ultra high resolution mass spectrometry

Autorenverzeichnis / Rejstřík autorů 225

Fachbeiträge

Odborné příspěvky

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008

Magdeburský seminář o ochraně vod 2008

Ein Vierteljahrhundert Wandel an der Elbe

Čtvrtstoletí změn v povodí Labe

Magdeburger Gewässerschutzseminar MGS 2008 Magdeburský seminář o ochraně vod

Pátá fáze českého národního Projektu Labe

Šárka Blažková, Ondřej Slavík, Ivan Nesměrák, Keith Beven

Vývoj

V Projektu Labe v 90. letech byla především sbírána a vyhodnocována data a na jejich základě byla formulována koncepce ochrany vod v povodí Labe [8]. S postupným uváděním navržených opatření do praxe se vynořovaly nové a nové problémy, které vyžadovaly výzkum. Ve výzkumu v povodí Labe, stejně jako v environmentálním výzkumu obecně, stoupal podíl výzkumu základního. Zrodily se v něm „impaktované" články [3, 4, 5, 9, 10, 12],vytvořeny byly současně použitelné a žádané výsledky pro praxi, jako např. návrhy rybích přechodů [11], obr.1b. Tento příspěvek by měl dokumentovat nevyhnutelné, logické a přínosné propojení a prolínání výzkumu základního a aplikovaného. Velká část projektu je věnována matematickému modelování, jak v jednotlivých specializacích, tak teorii identifikovatelnosti parametrů – tedy problematice nejistot – nejistot jak ve výzkumu, tak při rozhodování.

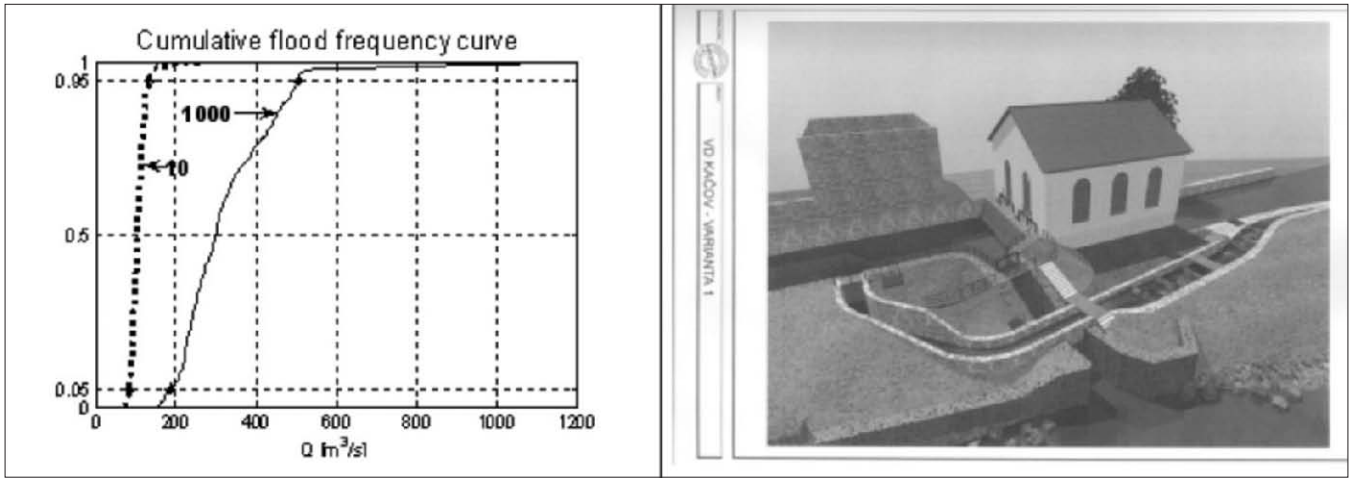


Fig. 1 a (left): Cumulative flood frequency curve for return periods 10 and 1000 years on Ohre-Eger, Data for the Ohre study: Landesamt fuer Wasserwirtschaft Muenchen, Deutscher Wetterdienst, Muenchen, CHMI, Povodi Ohre, a.s.; b (right) Design of fish ladder in Kačov (Slavík et al. [11])

Současnost a výhled environmentálního výzkumu

Ve výzkumu i v rozhodování o životním prostředí narážíme na nejistoty a jak řekl Jeroen P. van der Sluijs (Copernicus Institute, Utrecht): „Nejistota je jako drak z pohádky – za každou hlavu, kterou věda usekne, zpravidla doroste několik nových v důsledku nepředvídaných složitostí."

Environmentální výzkum potřebuje data, čím více dat, tím lépe. Při omezených finančních prostředcích, a protože řada veličin je neměřitelných, používáme matematické modely – jako interpolaci. V mnoha případech je požadována extrapolace – pro jevy, které se, např. co do velikosti nevyskytly, ale mohly by se vyskytnout – např. 1000-letá povodeň nebo do budoucnosti, a to i v současných nestacionárních podmínkách globální změny. Mohutný rozvoj výpočetní techniky znamená, že brzy budeme mít k disposici matematické modely a data kteréhokoliv místa na světě na svém počítači. To však samo problém nevyřeší. Je třeba se naučit s nejistotami pracovat.

Diskuse o nejistotách mezi výzkumníky

Stále existují dva „tábory". Jeden hledá optima parametrů modelů, druhý zastává teorii ekvifinality (existuje mnoho sad parametrů, které dávají stejně akceptovatelné výsledky, viz např.[1]). Vezmeme-li v úvahu všechny

přijatelné simulace (s různými sadami parametrů i různými strukturami modelu), bude náš výsledek robustnější (i na jiném úseku dat bude dávat přijatelný výsledek).

Chyby při modelování

Rozepišme pro přehlednost chyby při modelování do rovnice [2]. V libovolném bodě v prostoru nebo čase (x,t) je

$$O(x,t) + \epsilon_O(x,t) + \epsilon_C(\Delta x,\Delta t,x,t) = M(\theta,\epsilon_\theta,I,\epsilon_I,x,t) + \epsilon_M(\theta,\epsilon_\theta,I,\epsilon_I,x,t) + \epsilon_r \quad (1)$$

kde O je a vektor pozorování, M je vektor modelovaných hodnot, θ je vektor parametrů modelu, I je vektor vstupů a okrajových podmínek, ϵ_O je chyba pozorování, $\epsilon_C(\Delta x,\Delta t,x,t)$ je chyba z nesouměřitelnosti pozorovaných proměnných ve vztahu k modelovaným proměnným závislá na časových a prostorových měřítcích $(\Delta x,\Delta t)$, ϵ_θ je matice chyb v parametrech, ϵ_I je matice chyb ve vstupech a okrajových podmínkách $\epsilon_M(\theta,\epsilon_\theta,I,\epsilon_I,x,t)$ je chyba modelu, ϵr je náhodná chyba.

Při praktické aplikaci jediné, co je k disposici, jsou residua O- M. Ta mohou být vyjádřena jako

$$\epsilon(x,t) = \epsilon_M(\theta,\epsilon_\theta,I,\epsilon_I,x,t) - \epsilon_C(\Delta x,\Delta t,x,t) - \epsilon_O(x,t) + \epsilon_r \quad (2)$$

Je nepravděpodobné, že první tři členy na pravé straně rovnice (2) by byly svou podstatou náhodné. Budou zahrnovat různé epistemické (=gnoseologické) chyby (chyby poznání). V tom spočívá zásadní problém odhadu nejistot. Ve složitějších praktických příkladech vede nesprávná volba struktury chyb k chybným výsledkům. Metoda založená na teorii ekvifinality (GLUE, [1, 2]) nevyžaduje definování struktury chyb. Pracuje s mnoha simulacemi (tisíce až milióny), přičemž struktura modelu a hodnoty parametrů jsou podmiňovány (conditioning, constraining) pozorováními.

Diskuse o nejistotách s uživateli výzkumu

Diskuse v předcházejících odstavcích se může zdát praktikům zbytečně vědecká a nesouvisející s realitou. Připomeňme však složité situace nejistot a rizik, v nichž se může rozhodovací sféra octnout a při nichž je modelování využíváno (např. n-leté průtoky). Nejen u simulačních modelů, ale i u statistických modelů (tj. volba statistického rozdělení) by mělo být uvažováno více struktur, jak velmi názorně ukazuje Draper [6] na případu havárie Challengeru. Odborníci z rozhodovací sféry by měli, alespoň v závažných případech, posoudit „pedigree“ (rodokmen) výsledků, které jsou jim předkládány z výzkumu nebo z komerční sféry, tj. teoretickou strukturu, data, hodnocení studie specialisty (peer review) ve smyslu metodiky NUSAP [7]. V některých zemích se zpracovávají Codes of good practice, mimo jiné take pro povodňové úlohy.

Summary – Conclusions

The contribution discusses the development of the Czech Elbe Project from originally a water quality survey on the Elbe and in its basin into a project of fundamental and applied science in environmental research. The tool used more and more in the environmental science is mathematical modelling. The predictions are, however, uncertain due to errors in data, boundary conditions, model structures, parameters, incommensurability between observed and modelled data. Some of the errors contain epistemic uncertainty. Jeroen P. van der Sluijs (Copernicus Institute, Utrecht) made a good comparison: „For each head of the uncertainty monster that science chops off, several new monster heads tend to pop up due to unforeseen complexities.“

Within the Elbe Project a number of environmental models has been used both as tools for certain problems such as nutrient dynamics, movement of water and dissolved substances in unsaturated zone, hydraulic modelling and resuspension of sediments, groundwater flow, dynamics of saturated areas in headwater catchments and flood frequency modelling. On some of the problems identifiability of model parameters is being studied using the Generalised Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) based on the equifinality thesis (Fig. 1a).

The problem of communicating uncertainty in model results to decision makers deserves particular attention. For their work, however, it is advantageous too to get robust solutions, based on more model structures and parameter sets, especially in cases of considerable risk.

Acknowledgement

The Czech Elbe Project (1991-2011) has been funded by the Ministry of Environment of the Czech Republic, the fifth phase under the num. SP/2e7/229/07. Data for the Ohre study: Landesamt fuer Wasserwirtschaft Muenchen, Deutscher Wetterdienst, Muenchen, CHMI, Povodi Ohre, a.s.

References

[1] Beven, K J, (2006), A manifesto for the equifinality thesis, J. Hydrology, 320, 18–36.

[2] Beven, K J, (2008), *Environmental Modelling: An Uncertain Future?*, Routledge: London (in print).

[3] Blažková,Š., Beven, K. (2002) Flood frequency estimation by continuous simulation for a catchment treated as ungauged (with uncertainty). Water Resources Research, 38, č. 8, s. 1–14. ISSN 0043-1397.

[4] Blažková, S. And Beven, K. (2004) Flood frequency estimation by continuous simulation of subcatchment rainfalls and discharges with the aim of improving dam safety assessment in a large basin in the Czech Republic. Journal of Hydrology, č. 292, s. 153–172. ISSN 0022-1694.

[5] Blažková,Š.,Beven,K.,Tachecí,P.,Kulasová,A. (2002) Testing the distributed water table predictions of TOPMODEL (allowing for uncertainly in model calibration): the death of TOPMODEL?. Water Resources Research, 38, č. 11, s. 1–11. ISSN 0043-1397.

[6] Draper, D. (1995) Assessment and propagation of model uncertainty, J. Roy. Stat. Soc., 57, No.1, 45–97.

[7] Funtowicz, S.O. and Ravetz, J.R. (1990) Uncertainty and quality in science for Policy. Kluwer.

[8] Nesměrák, I. et al. (1994) Koncepce ochrany vod v povodí Labe. Svazek I-IV, VÚV TGM Praha.

[9] Randák, T., Slavík, O., Žlábek, V., Kolářová, J., Kroupová, H. (2006) Juvenile fish – perspective bioindicators for assesment of the aquatic environment contamination. Toxicology letters, 164, č. Suppl. 1, s. 176–176. ISSN 0378-4274.

[10] Slavík, O., Bartoš, L. (2004) What are the reason for the Prussian carp expansion in the upper Elbe River, Czech Republic?. Journal of Fish Biology, 65, č. 1, s. 240–253. ISSN 0022-1112.

[11] Slavík, O., Lauerman, M., Vančura , Z., Fehrer, V., Drahozal, L. (2005) Jizera, návrhy rybích přechodů. Prototyp, VUV TGM, Praha.

[12] Smith, P., Beven, K., Tawn, J., Blažková, S., Merta, L. (2006) Discharge-dependent pollutant dispersion in rivers: Estimation of aggregated dead zone parameters with surrogate data. Water Resources Research, 42, č. 4, s. 1–9. ISSN 0043-1397.

Stör-Fall Tideelbe? – ein Fluss im Wandel –

Heinrich Reincke

Es war einmal ein kleines Rinnsal aus dem Riesengebirge kommend, das sich aus einer Höhe von 1.390 m über dem Meeresspiegel zu einem breiten Strom entwickelte und nach 1.091,47 km die Nordsee erreichte. An seinen Ufern siedelten Bauern und Fischer, allerdings in respektvoller Entfernung hinter weit zurückliegenden Deichen. Der Strom konnte sich in der Talaue über viele Nebenarme auf Sande und Marschen ausbreiten; im Unterlauf wurde er als Tidestrom durch die Gezeiten beeinflusst. Die Hochwässer und Sturmfluten haben die am Fluss lebenden Menschen sensibel gemacht und sie ließen sich nicht durch die Naturereignisse in ihrem Wirken und Handeln beeinflussen. Vieh, Fisch, Getreide, Obst und Gemüse ließen sich gut in den Städten am Elbestrom verkaufen, die sich zu reichen Handelsplätzen entwickelten. Diese Situation hat zumindest für die Niederelberegion eine überaus lange Zeit gewährt, fast bis in die Sechsziger Jahre des letzten Jahrhunderts. Im Gegensatz zur Entwicklung in den Städten entlang der Elbe, an Saale und Mulde oder den Zentren in der Tschechischen Republik begann hier das Industriezeitalter erst nach der schweren Sturmflut von 1962, die ähnlich der Hochwasserkatastrophe im Jahre 2002, wie seit Jahrhunderten nicht mehr einen immensen Schaden anrichtete. Die früheren Vertiefungen der Fahrrinne der Elbe und die in den Siebziger Jahren des letzten Jahrhunderts anstehende Vertiefung (13,50 Ausbau) für die wachsenden Schiffsgrößen zum Hamburger Hafen führte damals zu dem Titel der Chronisten: **„Die Niederelberegion – eine Landschaft im Wandel“**.

Die Entwicklung der Gewässergüte in der Tideelbe im Betrachtungszeitraum lässt sich unter Anderem sehr gut am Beispiel der Entwicklung der Diversität und Abundanz der Fischarten in der Elbe abbilden, denn die biologischen Kriterien zur Beurteilung der Güte (Saprobiensystem) bei den eingetretenen anthropogenen Einflüssen waren zum damaligen Zeitpunkt nicht umfassend aussagefähig gewesen. Seit den bekannten ersten auswertbaren Unterlagen im Jahre 1842 fanden immer wieder erregte Diskussionen über die “Ursachen des Fischereirückganges durch die unerträglichen Abwasserbelastungen“ statt. Mit dem Ausbau des Hamburger Hafens begannen ab 1840 gravierende Stromregulierungsmaßnahmen, Ausbaggerungen, Begradigungen im gesamten Flusslauf und vermehrt Eindeichungen. Erste biologische Untersuchungen, insbesondere der am stärksten fischereilich genutzten Arten Stör, Lachs und Aal erfolgten ab 1860.

Der starke Rückgang der Fischbestände in damaliger Zeit ist vornehmlich auf die zunehmenden Verunreinigungen mit Schlammablagerungen aus dem Bergbau und die Einleitung ungeklärter Abwässer aus Industrie, Gewerbe und Haushalt zurückzuführen. Die Häufigkeit von Fischsterben durch Sauerstoffmangel in der Elbe in den Sommermonaten gehörte auch damals schon zur Tagesordnung. Damit einher entwickelten sich die Fischkrankheiten mit extremen Erscheinungen bis in die späten Achtziger Jahre des letzen Jahrhunderts. So stellten Chronisten fest, dass die Jahre 1927–1931 gekennzeichnet waren durch extreme Verunreinigungen der Elbe mit organischen Substanzen der kommunalen Abwässer aus Dresden, Halle, Hamburg sowie aus der Zuckerrüben- und Zelluloseindustrie. Hinzu kam auch die erhebliche Versalzung aus dem Saaleeinzugsgebiet. Der „Missgeschmack“ des Elbewassers sowie der dort gefangenen Tiere wurde vielerorts beklagt; der Geruch war derart extrem, dass beim Fischkochen dem Wasser ein Beutel Aktivkohle beizugeben war. Stosseinleitungen einzelner Industriebetriebe führten immer wieder zu Vergiftungen von Wassertieren und besonders von Fischen. Die Chloridbelastung lag vor mehr als hundert Jahren noch in der Größenordnung von 600 – 800 mg/l Cl, heutzutage beträgt der Chloridgehalt im Mittel 140 mg/l Cl. Die Industrialisierung an der Unterelbe, beginnend mit dem Bau des Kernkraftwerkes Stade Ende der Sechziger Jahre des letzten Jahrhunderts und den folgenden Kraftwerken in Brunsbüttel und Brokdorf sowie den Standorten Stade und Brunsbüttel für die Großchemie hatte dazu geführt, dass von den Anrainerländern im Jahre 1975 ein erster Wärmelastplan für die Niederelbe erstellt wurde. An den Vorgaben des Wärmelast-

planes erhitzen sich zum damaligen Zeitpunkt die Gemüter, denn der Plan wurde in der Öffentlichkeit als wissenschaftlich unseriös bzw. irreführend und in Teilen unwahr zurückgewiesen. Dies führte seinerzeit zu einem regen Schlagabtausch insbesondere zwischen den Wissenschaftlern und Umweltaktivisten auf der einen Seite und den Vertretern der zuständigen Fachbehörden an der Unterelbe auf der anderen Seite. Die Forderung nach einem ökologischen Gesamtlastplan für die Niederelbe nahm konkrete Formen an als im Auftrage der Stadt Cuxhaven eine 120 Seiten umfassende „Vorstudie zu einem ökologischen Gesamtlastplan für die Niederelberegion“ erarbeitet wurde. Diese Vorstudie wurde 1976 in den Wissenschaftsberichten der Universität Hamburg veröffentlicht und entwickelte eine Übersicht der allgemeinen ökologischen Grundlagen, beschrieb die Niederelberegion als Ökosystem, behandelte die wesentlichsten anthropogenen Schadstoffe und Schadphänomene sowie die Gewässerhygiene und die Wassergüte um letztendlich aufzuzeigen, in welcher Form und auf welcher fachlichen Grundlage ein ökologischer Gesamtlastplan zu erstellen war. Dieser Plan sollte einerseits die ökologische Stabilisierung der Niederelberegion zum Ziel haben, andererseits gleichzeitig ein Entwicklungskonzept beinhalten und dabei aufzeigen, unter welchen Bedingungen Industrialisierungen, Besiedlung und Verkehr möglich wären. Besonders kontroverse Auseinandersetzungen mit der Arbeitsgemeinschaft Umweltplanung Niederelbe (AUN) fanden im Mai und Juli 1978 statt, als sich in der Elbemündung vor Brunsbüttel ein großes Fischsterben durch erheblichen Sauerstoffmangel ereignete. Es wurde zum damaligen Zeitpunkt darauf hingewiesen, dass unter Anderem der Sauerstoffhaushalt um Brunsbüttel auf Werte unter 2 mg/l zurückging, der Oberwasserabfluss noch relativ normal war, allerdings der Eisengehalt des Elbewassers bei Brunsbüttel um den Faktor 100 angestiegen war. Hinzu kam die unzureichende Umsetzung des Ammoniums über Nitrit zu Nitrat. Vermutet wurde ein hohes Nitritmaximum, das ursächlich für dieses Fischsterben hätte sein können. Eine weitere Aktivität der AUN erfolgte im Jahr 1985. Es ging damals um die wissenschaftliche Auseinandersetzung zwischen den Fischereiwissenschaftlern über die zunehmende Verarmung der Fischfauna sowohl nach Bestandsstärken als auch Artenzahl und den stetigen Rückgang der Fischerei in der Tideelbe. Zu diesem Zeitpunkt wurden allein aus dem Hamburger Bereich täglich mehr als 550.000 Kubikmeter/Tag zum überwiegenden Teil unzureichend geklärte Abwässer aus einer Vielzahl von Einleitstellen mit zusätzlich rund 250 Regenwasserüberläufen in die Tideelbe eingeleitet.

Die flussgebietsbezogene Arbeit auf dem Gebiet der ehemaligen DDR begann bereits im Jahre 1952 mit den Schwerpunkten Wasserbewirtschaftung und Gewässernutzanlagen. Die Bildung der Wasserwirtschaftsdirektionen in der CSSR mit ähnlichem Aufgabenspektrum erfolgte 1966. Im Grundlagenvertrag vom 21.12.1979 wurde erstmalig die Regelung aufgenommen, auf dem Gebiet des Umweltschutzes Vereinbarungen zur Abwendung von Schäden und Gefahren für die jeweils andere Seite zu schließen (Grenzgewässerkommission). Eine tiefgreifende Verbesserung der Gewässergüte der gesamten Elbe stellte sich allerdings erst nach der Wende mit Gründung der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) am 8.10.1990 ein, die auf dem Vorschlag des damaligen Bundesumweltministers Prof. Dr. Töpfer anlässlich der zweiten Nordseeschutz-Konferenz 1987 zur Aufnahme von trilateralen Gesprächen mit der DDR und der CSSR basierte. Es folgte der 10-Punkte-Katalog zum Schutz von Nord- und Ostsee im Jahre 1988 mit dem konkreten Punkt 10, dass sich die Bundesrepublik Deutschland um die Bildung einer internationalen Elbekommission bemühen wird. Für das Gebiet unterhalb der ehemaligen Grenze (Schnackenburg) ergab sich nach einem von der ARGE Elbe entwickelten zehnstufigen Klassifizierungssystem für biotische und abiotische Messgrößen eine gravierende Vorbelastung für durchweg alle relevanten Last- und Schadstoffe, die erst nach Durchlaufen des Hamburger Hafens als Sedimentationssenke in der unteren Tideelbe allmählich abgenommen haben.

Der Lebensraum Tideelbe ist geprägt durch den Tidenhub, die Größe der Vordeichsflächen, die Größe der Wattflächen, die Belastung des Sedimenthaushaltes sowie die Sauerstoffsituation zum jeweiligen Zeitpunkt. Auch hier hat sich im letzten Jahrhundert ein enormer Wandel eingestellt. Im Zeitraum 1900-1982/83 sind beispielsweise die Flachwasserzonen um mehr als 20% zurückgegangen. Die Hauptdeichlinie wurde von ehemals rund 1.200 km im Jahr 1962 auf 602 km bis 1980 verringert. Dadurch wurden etwa 75% der wert-

vollen Vordeichsländereien dem natürlich Tideelberaum als potenzieller Überflutungsraum bei Hochwasser und Sturmflut entzogen. Die Tidewasserstände, insbesondere die Abnahme des Tideniedrigwassers bezogen auf den Pegel Hamburg-St. Pauli haben sich spürbar verändert. Insbesondere in den Achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts sind über weite Strecken großräumige Sauerstofflöcher gemessen worden. Erst nach der Wiedervereinigung hatte sich die Sauerstoffsituation in der Unterelbe wieder verbessert. Erfreulich ist die Entwicklung der Schadstofffrachten der Elbe. Wie aus der Abbildung 1 ersichtlich sind für viele Schadstoffe deutliche Reduzierungen eingetreten.

Schnackenburg		1986	2006	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe	(t/a)	650 000	630 000	-3
Ammonium	(t/a N)	49 000	3 700	-92
Nitrat	(t/a N)	94 000	80 000	-15
ortho-Phosphat	(t/a P)	3 500	1 200	-66
Gesamt-Phosphor	(t/a P)	10 000	3 700	-63
TOC	(t/a C)	350 000	230 000	-34
Chlorid	(t/a Cl)	4 400 000	2 500 000	-43
Quecksilber	(kg/a)	22 000	1 700	-92
Cadmium	(kg/a)	13 000	4 000	-69
Blei	(kg/a)	120 000	63 000	-48
Zink	(kg/a)	2 400 000	730 000	-70
Kupfer	(kg/a)	370 000	88 000	-76
Chrom	(kg/a)	260 000	29 000	-89
Nickel	(kg/a)	270 000	69 000	-74
Eisen	(kg/a)	30 000 000	11 000 000	-63
Arsen	(kg/a)	110 000	56 000	-49
α-HCH	(kg/a)	220	25	-89
Hexachlorbenzen	(kg/a)	120	21	-83

Änderung [%]	-90	-50	-10	10	> 10

***Abb. 1** annual carriage charges (Elbe) –annual comparison 1986 and 2006*

Trotz der eingetretenen positiven Veränderung liegen nach wie vor permanente Überschreitungen von Qualitätszielen in Sedimenten und Schwebstoffen vor, wobei der Hamburger Hafen als Sedimentationsbecken die Bedeutung eines „Schwebstoffsammlers“ hat. Die Ursachen dafür haben überwiegend einen historischen Ursprung, beispielsweise durch das hohe Schadstoffinventar im Muldemündungsgebiet aus dem Industriekombinat Bitterfeld/Wolfen und dem Altbergbau in Sachsen und Thüringen. Belastungsschwerpunkte in der Tschechischen Republik sind unterhalb von Pardubice, im weiteren Verlauf unterhalb der Moldaumündung sowie unterhalb der Einmündung der Bilina in die Elbe vorhanden. Auffällig sind hier die Konzentrationen von DDT, PCB und HCB. Das Einzugsgebiet der Mulde ist geprägt durch die Schadstoffe Arsen, Cadmium, Quecksilber, Zink, HCH, DDT, Dioxin und TBT; aus der Saale sind Quecksilber und Cadmium als Hauptkontaminanten zu nennen. In den zahlreichen Buhnenfeldern und Stillwasserbereichen der Mittleren Elbe lagert zudem ein weitgehend unbekanntes Potential von partikulär gebundenen Nähr- und Schadstoffen mit unterschiedlichem diffusem Austrag, der durch Hochwasserereignisse allerdings deutlich zunehmen kann. Lösungsmöglichkeiten zur Schadstoffrückhaltung und zur Schadstoffbeseitigung sind bereits fallweise erarbeitet worden. In diesem Zusammenhang ist auf die bereits umgesetzten alternativen Methoden in der Bergbausanierung (Königstein) oder die wissenschaftlichen Vorschläge zur Fixierung des Schadstoffinventars im unteren Muldeeinzugsgebiet hinzuweisen, die durchaus aus ökologischer und ökonomischer Sicht eine Realisierungschance hätten. Die Rückhaltekapazität von Tagesbaurestlöchern ist ebenfalls von großer ökonomischer Bedeutung. Der Bitterfelder Muldestausee als Flussstausee oder als Flusskläranlage kann stellvertretend als Modellfall für sanierungsbedürftige Gewässer dienen. Bei dem Extremhochwasser im Jahre 2002 hat der Muldestausee seine Wirksamkeit auch für den vorbeugenden Hochwasserschutz unter Beweis gestellt.

Die Elbe gehörte bis Ende der Achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts zu den am stärksten belasteten Flüssen Europas, die Wasserbeschaffenheit entsprach zu dieser Zeit etwa der des Rheins in Zeiten seiner maximalen Belastung. Seit Anfang der Neunziger Jahre ist eine positive Entwicklung der Gewässergüte der Elbe zu beobachten. Mit dem versuchsweisen Besatz des Stör wird voraussichtlich auch die letzte bislang noch fehlende Fischart wieder in die Elbe zurückkehren.

Tidal Elbe incident? – a changing river –

Starting from the state of the tidal Elbe at the beginning of the last century, the main paths of municipal and industrial contaminants are analysed and presented retrospectively alongside the contamination from the former CSSR and the former GDR (measured at the former border profile at Schnackenburg). In the Hamburg area alone, more than 550 000 cubic metres a day of mainly inadequately treated sewage was

discharged into the tidal Elbe from a large number of outlets, along with around 250 rainwater overflows. The considerable trophic potential of the municipal discharges contributes, alongside the warmed up cooling water from the major power plants, to the oxygen deficit in summer in the tidal Elbe with levels of around 1 mg/l stretching more than 20 km along the river, and leading to the death of millions of fish. Over 30% of the catch was unfit for consumption because of the very serious levels of toxins in the fish, as well as cauliflower disease (eels) and raspberry disease (plaice). The 13.50 m expansion of the lower Elbe between 1974 and 1978, and the large scale construction of summer dikes, also gave rise to the first negative impacts on the morphology, water structure and water ecology of the tidal Elbe.

This review is rounded off with a discussion of the disputes with the environmental associations, and the change of opinion coming about around the mid 1980s, leading to a clear improvement in water quality, and the fish fauna in particular.

Water quality changes in selected rural catchments in the Czech Republic

Jakub Langhammer

Charles University in Prague, Faculty of Science, Department of Physical Geography and Geoecology, Prague 2, Albertov 6, 128 43, Czech Republic. e-mail: langhamr@natur.cuni.cz

Introduction

The surface water quality in the Czech Republic has experienced considerable changes during the recent two decades. While the period of the end of the 80s represents historically unexceeded peak of the load of surface water pollution, from the middle of the 90s, the volume of pollution emmissions was radically reduced. Subsequently, the water quality improved in the majority of significant watercourses in the Czech Republic (Langhammer, 2005, EEA, 2002). However, the reduction of pollution has been virtually limited to the areas of large rivers and, specifically, to their mid and down courses.

Small watercourses in rural landscape are, on the contrary, still exposed to the intensive pollution and their water quality mostly stagnates and in many areas even deteriorates. Furthemore, for most of small catchments we do not have sufficient information on their water quality. This impedes the identification of the critical areas as well as the adoption of effective measures to protect such river basins against the pollution.

The paper is focused on the analysis of changes of surface water quality in two spatial scales.

First represents the Czech part of the Elbe river basin where the spatial and temporal trends of water quality changes were analyzed. The second dimension is represented by selected medim-scale rural river basins where the water quality changes are analyzed in detail.

Material and methods

The analysis at the level of Czech part of the Elbe river basin was focused on the assessment of the spatial distribution of pollution load in the assessed river basins and classification of the dynamics of trends of water quality changes.

The basic types of water quality variability were derived using regression analysis and cluster analysis. Using cluster analysis there were derived the general types of water quality variability in the four time periods based on the trend line slopes observed in all stations for all assessed parameters. The mean values of trend line slopes of individual clusters were categorized as decreasing, neutral and rising using the specified thresholds. According these thresholds there were derived six basic types of water quality variability in the Czech part of the Elbe river basin.

The assessment at the detailed level was focused on the assessment of the long-term water quality development, modelling the impact of nonpoint pollution sources and identification of critical factors of water quality changes. The model basins of Blšanka, Loučka and Olšava were selected as model regions representing source areas of load of important watercourses in different geographical regions of the Czech Republic. The selected river basins are of similar size (approx. 300 sq km), prevailing rural land use but varying physiogeographical conditions and socioeconomic development.

The analysis at the large-scale level was based on the time series of monthly concentrations of selected water quality indicators at 120 stations from the state water quality monitoring network in the period 1970 – 2005 provided by the Czech Hydrometeorological Institute.

The analysis at the level of model basins was based on the data from the longterm monitoring (CHMI) completed by the data from monitoring performed by the Agricultural Water Board Authority (ZVHS) and from the own monitoring network operated in model river basins by Charles University in Prague. The own network of water quality monitoring consists of 28 stations with yearly sampling since 2000.

Results

The spatial differentiation of water quality changes in the Czech part of the Elbe River basin was focused on the indicators describing the most important groups of pollution sources – industrial point sources (N-NH4), municipal point sources (BOD-5) and nonpoint sources (N-NO3).

This analysis reveals that areas with positive trends in water quality changes are spatially very limited. The regions where any of the positive types of change could be detected represent a minority in the total area of the Elbe River basin in the Czech Republic. In both indicators reflecting pollution from point sources (BOD-5 and N-NH4), positive changes represent only 20–22 % of the river basin area.

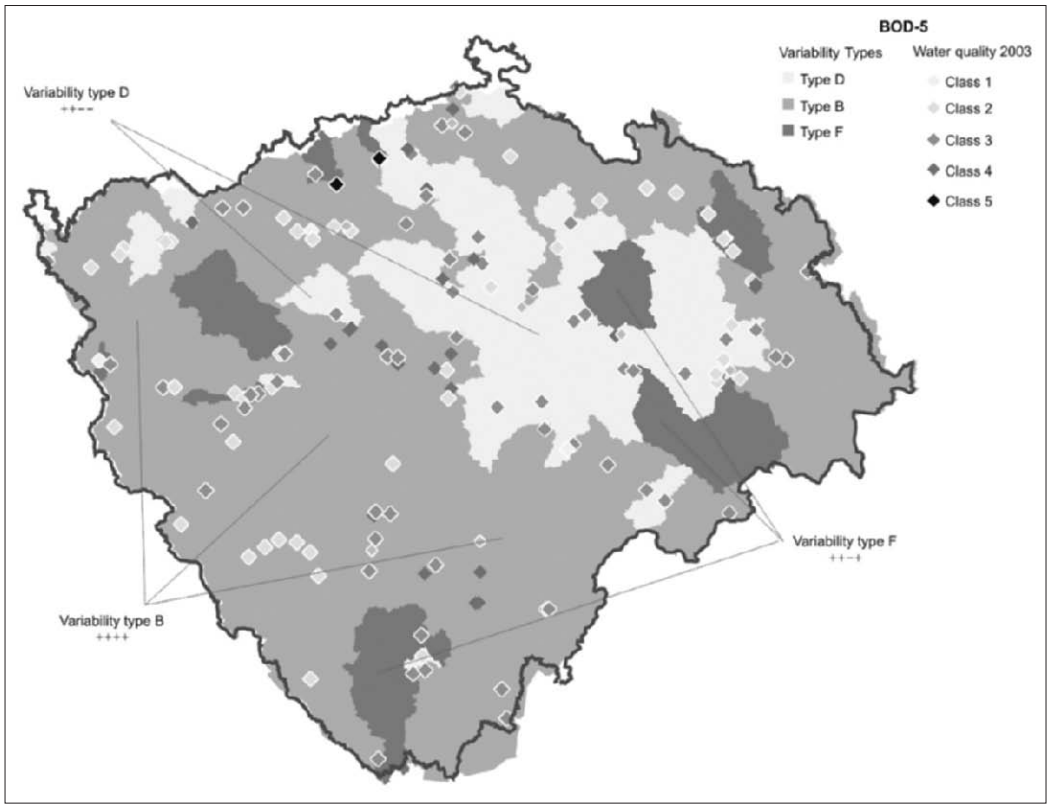


Figure 1 *Spatial patterns of water quality trends in Elbe river basin for parameter BOD-5*

A substantial part of the Czech Elbe River basin is undergoing deterioration of water quality. Of particular concern is the spatial dominance of variability type representing the constant rise of pollution during the last 35 years in BOD-5 and N-NH4 indicators.

In case of parameters reflecting municipal (BOD-5) as well as industrial (N-NH4) pollution sources the spatial distribution of areas with positive trends of changes is similar. In both cases the areas of positive change are spatially limited to the mid and lower reaches of the Elbe River and the capital Prague (Figure 1). The areas of increasing pollution correspond mostly to the traditional industrial areas that are now the centres of new investment and construction of new industrial zones.

Nitrate pollution shows different spatial patterns of water quality changes due to the different initial source of pollution. The overall level of nitrate pollution is stagnating and regional comparisons do not show significant decreases in overall pollution loads. Moreover, the areas of recent increases in pollution are mostly located in regions with relatively poor water quality. The increasing levels of pollution by nitrates throughout the Elbe River basin are pointing to unresolved problems in agriculture with regard to water quality. The slight decline of nitrate pollution in the late 1990´s was mostly related to the decline of agricultural production and limited use of synthetic fertilisers after the privatisation of the former cooperative farms. The massive decrease of application of synthetic fertilisers in the 1990´s has stopped and since 2000 it is apparent recurrent steep rise of the total applied fertilisers volumes (CSO, 2006).Unlike in the case of industrial and municipal sources, the water quality improvements in 1990´s were not brought about by systematic changes in agricultural practices, but by changes in the national economic situation. The current economic revival of agriculture facilitated by the opening of the EU markets is resulting in increased use of more intensive farming techniques, greater application of synthetic fertilisers and further deterioration of water quality in small watercourses.

The detailed analysis performed in the model river river basins show proved the above indicated trends.In all of the assessed river basins, the negative trends in the development of water quality in relation to the majority of basic indicators were detected.
The level of organic pollution are stagnating, which is related to the absence of investments in wastewater treatment in medium and small communities.The load of nutrients originating mainly in non point sources has remained without distinctive changes in all investigated river basins.

Conclusion

The analysis of water quality trends in the in the Czech part of the Elbe river basin confirms the deepening of differences between the development of water quality of big and small watercourses. On the profiles in the middle and lower parts of major watercourses - Labe, Vltava, Ohře, Berounka and others, a sharp decrease in concentrations regarding all monitored basic parameters can be observed during the 90s with the exception of the total phosphorus content and nitrates. In small watercourses the water quality stagnates or even deteriorates mainly in peripheral parts of main river basins.
The results of detailed research proceeded in three small river basins situated in rural areas have confirmed this general trend and showed the necessity of a comprehensive approach towards the solution of surface water protection problems in the river basins and the urgency to adopt measures in the source areas.
The further improvement of water quality is thus dependent on measures adopted in the whole of the river basin. In number of regions the decrease of pollution level in 1990´s was caused by the decline of industrial or agricultural activities and not by the systematic measures in wastewater treatment. The present economical growth accelerated after the accession of the Czech Republic into the European Union may thus result in deterioration of water quality, mainly in the headwater regions.

Acknowledgments

The presented research was realized under the framework of the research project COST 634 „On- and Off-site Environmental Impacts of Runoff and Erosion“ and by the Research plan MSM 0021620831 „Geographical systems and risk processes in the context of global changes and European integration“ which is fully appreciated by the author.

References

CHMI (2008): Database of surface water quality. [online] http://www.chmi.cz/hydro/.
De Wit, M. (1999): Nitrogen Fluxes in the Rhine and Elbe basins. Utrecht: Universiteit Utrecht.
EEA (2002): „Phosphorus concentrations in Rivers“. [online] http://themes.eea.eu.int/.
IKSE (1995): Aktionsprogramme Elbe. Magdeburg: IKSE.
KLIMENT, Z., LANGHAMMER, J., KADLEC, J. (2007): The suspended load and soil erosion processes in mesoscale catchment areas. In: Goudie A, Kalvoda J (eds.): Geomorphological variations. P3K, Praha, p. 221 – 252.
Langhammer, J. (2005): Classification of the dynamics of water quality changes in the Elbe River basin. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 53 , 4, p. 205 – 218.
VÚV (2007): HEIS database, [online] http://heis.vuv.cz., VÚV TGM, Praha.
ZVHS (2008): Small streams water quality monitoring network. [online] http://www.zvhs.cz

Die Wasserbeschaffenheit in der mittleren Elbe im Fokus des gesellschaftlichen Wandels in den Jahren seit 1989

Erwin Becker, Angela Göbke, Friedemann Gohr

1. Zusammenfassung/Summary

Die Ausgangssituation der Wasserbeschaffenheit der mittleren Elbe (nachfolgend dargestellt an den Untersuchungswerten der Messstelle Magdeburg, links) entsprach 1989 etwa der des Rheins in den 70-er Jahren.
Der Sauerstoffgehalt lag vor der Wende phasenweise unter dem fischkritischen Wert von 3 mg O_2/l und sinkt seit ca. 10 Jahren nicht mehr unter den Orientierungswert der LAWA von 8 mg O_2/l.
Die organische sowie die Nährstoffbelastung ist um 60 – 80 % zurückgegangen. Die Entwicklung der Schadstoffgehalte wird exemplarisch anhand von Quecksilber (Rückgang ca. 85 %) und HCH (teilweise indifferente Tendenz) dargestellt.
Ausgehend von den chemischen Randbedingungen waren die Voraussetzungen für das Vorkommen einer typspezifischen aquatischen Fauna und Flora in der mittleren Elbe vor 1990 äußerst ungünstig.
Anhand der biologischen Qualitätskomponenten wird die Entwicklung und der erreichte Stand des ökologischen Zustands dargestellt.

The original situation of the condition of the water in the Central Elbe River in 1989 (described below using the measurements from the study at the measuring point in Magdeburg, Germany on the left bank) was approximately equal to that of the Rhine River in the 70's. Before the Wall came down, the oxygen concentration was below the fish-critical value of 3 mg O_2/l in phases and has not dropped below the LAWA benchmark of 8 mg O_2/l anymore for 10 years, although the organic and nutrient load has declined by 60% – 80%.
This article will use mercury (85% decline) and HCH (an indifferent tendency to a certain extent) to describe the development of pollutant concentrations. The basic prerequisites for the occurrence of type-specific aquatic fauna and flora in the Central Elbe River were extremely unfavourable before 1990 due to the chemical constraints. Finally, this article will use the biological quality components to describe the development of the ecological state and what has been achieved.

2. Ausgangssituation

Die politische Wende von 1989 hatte auch entscheidende Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit der Gewässer in Ostdeutschland und auf die der Elbe im speziellen. Die Ausgangssituation der Gewässerbelastung in der DDR 1989 war dadurch gekennzeichnet, dass zwar 93 % der Bevölkerung an die öffentliche Trinkwasserversorgung angeschlossen waren, aber nur 58 % an eine öffentliche Kanalisation mit Kläranlagen. Ca. 12 % der kommunalen Abwässer wurden unbehandelt und 43 % nur mechanisch-biologisch behandelt in die Gewässer eingeleitet. In der Industrie der DDR wurden 1989 nur 67 % des Produktionsabwassers in Kläranlagen behandelt. Belastungsschwerpunkte für die mittlere Elbe stellten die mitteldeutsche Chemieregion Halle/Bitterfeld, der Ballungsraum um Dresden sowie die Vorbelastung aus Tschechien dar.
Die Wasserbeschaffenheit der mittleren Elbe entsprach 1989 der des Rheins in den 70-er Jahren.

3. Chemische Beschaffenheit der mittleren Elbe

Der Sauerstoffgehalt des Elbewassers lag vor 1989 vor allem in den Sommermonaten regelmäßig über längere Perioden unter dem fischkritischen Wert von 3 mg O_2/l, teilweises nahe 0 mg/l (Abb. 1).

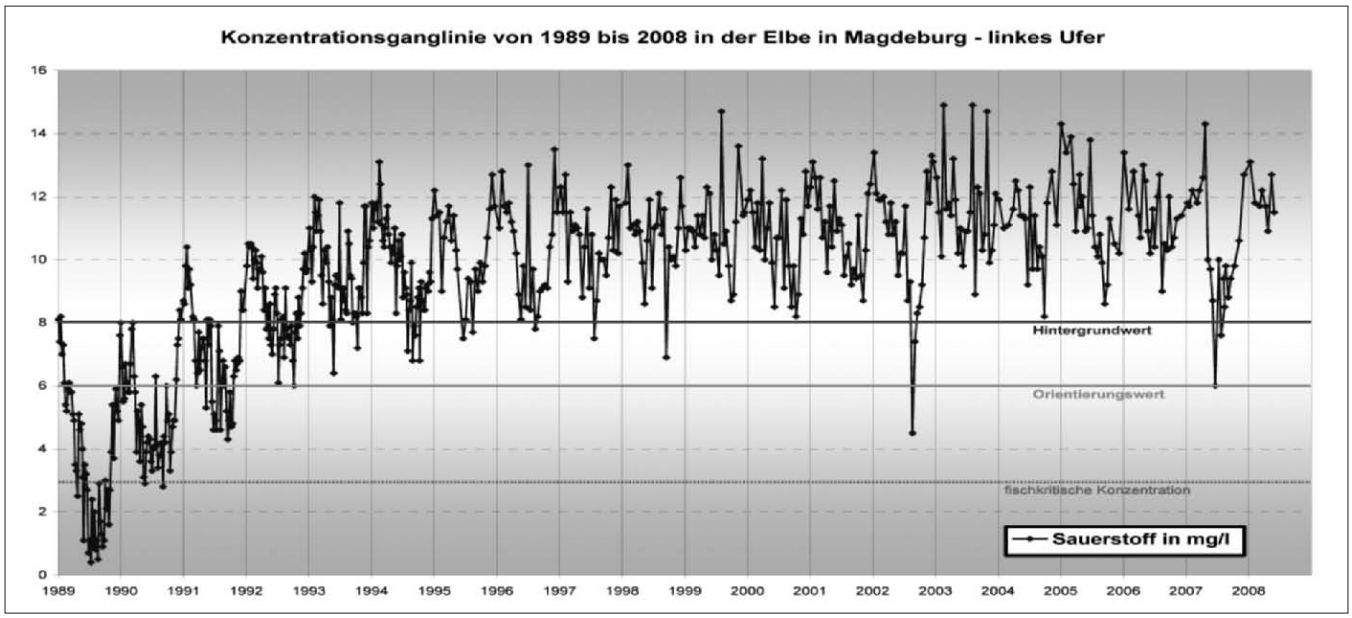


Abb. 1. *.Entwicklung der Sauerstoffgehalte Elbe Magdeburg – links seit 1989*
Development of oxygen concentration Elbe Magdeburg – left bank since 1989

Die organische Belastung der mittleren Elbe reduzierte sich in der ersten Phase nach der Wende durch Betriebsstilllegungen und in der zweiten Phase durch Kläranlagenaus- und –neubau um ca. 60 %, liegt mit TOC-Werten von 7 – 10 mg/l, aber immer noch leicht über dem Orientierungswert der LAWA von 7 mg/l.
Bei den Nährstoffen ist der drastische Rückgang bei Ammoniumstickstoff von durchschnittlichen Werten um ca. 4 mg/l auf Gehalte unter dem Hintergrundwert der LAWA von 0,04 mg NH4/l festzustellen. Parallel dazu reduzierten sich die Ortho-Phosphatgehalte vor allem durch den Einsatz phosphatfreier Waschmittel um mehr als 80 %.

Ein besonders drastischer und erfreulicher Rückgang ist seit 1990 hinsichtlich des AOX mit ca. 85 % zu registrieren, wobei die Zielvorgabe der LAWA von 25 µg/l seit 2005 nicht mehr überschritten wird.
Exemplarisch für die Abnahme der Schwermetallgehalte ist die Entwicklung der Quecksilbergehalte. Ausgehend von einem Konzentrationsniveau von 0,05 µg/l erreicht bzw. unterschritten (Abb. 2)

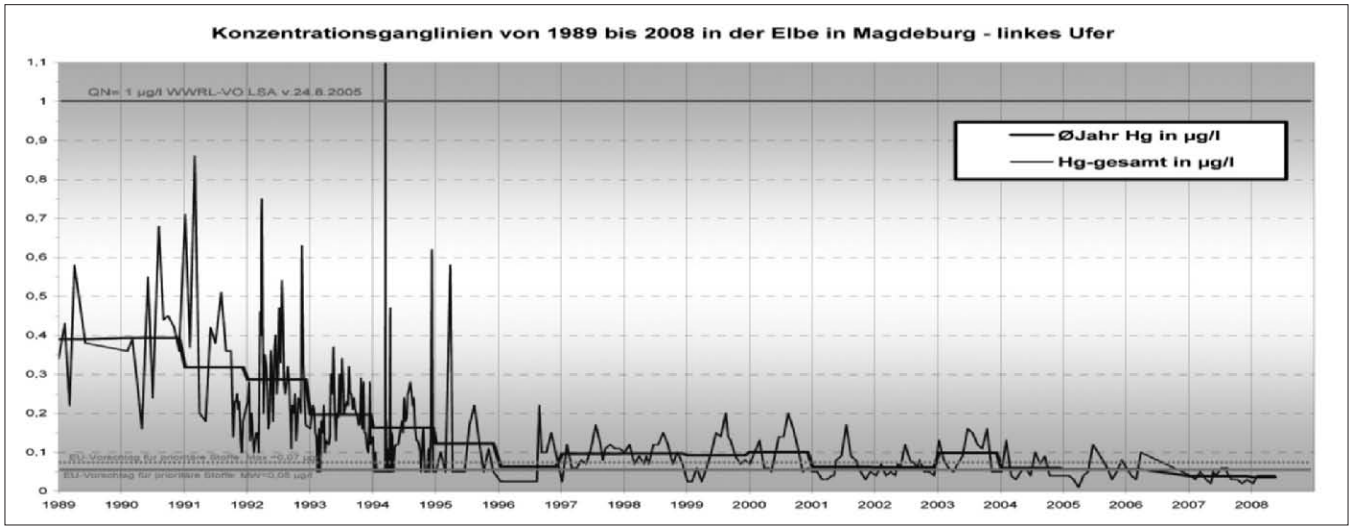


Abb. 2. *Entwicklung der Quecksilbergehalte Elbe Magdeburg – links seit 1989*
Development of mercury concentration Elbe Magdeburg – left bank since 1989

Der mittlere Elberaum war und ist hinsichtlich der Belastung mit organischen Schadstoffen neben der Vorbelastung aus dem tschechischen bzw. sächsischem Einzugsgebiet vor allem durch die mitteldeutsche Chemieregion um Halle (Leuna, Buna u.a.) sowie der Region Bitterfeld/Wolfen geprägt.
Während direkte Einleitungen von Schadstoffen keine dominierende Rolle mehr spielen, sind ‚ausblutende' Altlasten vor allem aus dem Bereich Bitterfeld über das Gewässersystem Spittelwasser – Mulde – Elbe nach wie vor ein großes Problem.
So kommt es immer wieder zu auch für die Elbe bedeutsamen Austrägen von toxischen chlororganischen Verbindungen, insbesondere von HCH.
Neuere Untersuchungen fokussieren sich z.B. auf Pflanzenschutzmittel und Arzneimittelwirkstoffe.

4. Bewertung der Wasserbeschaffenheit anhand biologischer Qualitätskomponenten

Makrozoobenthos

Die Randbedingungen für das Vorkommen einer typspezifischen aquatischen Fauna und Flora in der Elbe waren vor dem Jahr 1990 denkbar ungünstig. Starke Belastungen mit organischen, sauerstoffzehrenden Substanzen, Anreichung von toxischen Substanzen in den Ablagerungen der Buhnenfelder sowie verschlammte Hartsubstrate waren prägend. Demzufolge gelangten hauptsächlich anspruchsarme Arten, wie *Erpobdella octoculata* und *Asselus aquaticus*, zu größeren Individuendichten.
Die positive Entwicklung der Wasserbeschaffenheit blieb nicht ohne Auswirkung auf die aquatische Lebensgemeinschaft. Infolge der schnell ansteigenden Sauerstoffgehalte konnten die vorhandenen Substrate von vorerst anspruchslosen Arten aus den großen Nebenflüssen Mulde, Saale und Havel wiederbesiedelt werden, darunter die Köcherfliegen *Hydropsyche contubernalis* und *H. angustipennis* sowie die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* und der Getigerte Bachflohkrebs *Gammarus tigrinus*.
Die im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Messprogramme ermittelten Gesamtartenzahlen nahmen bis Ende der 1990iger Jahre stetig zu. Dabei ist insbesondere die kontinuierlich steigende Präsenz von flusstypischen Eintags- und Köcherfliegen ein Indiz für eine verbesserte Wasserbeschaffenheit.

Die Bemühungen zur Reduktion der Belastung mit organischen Stoffen haben sich gelohnt: Nach 10 Jahren wurde dauerhaft die Gewässergüteklasse II erreicht (Abb. 3).

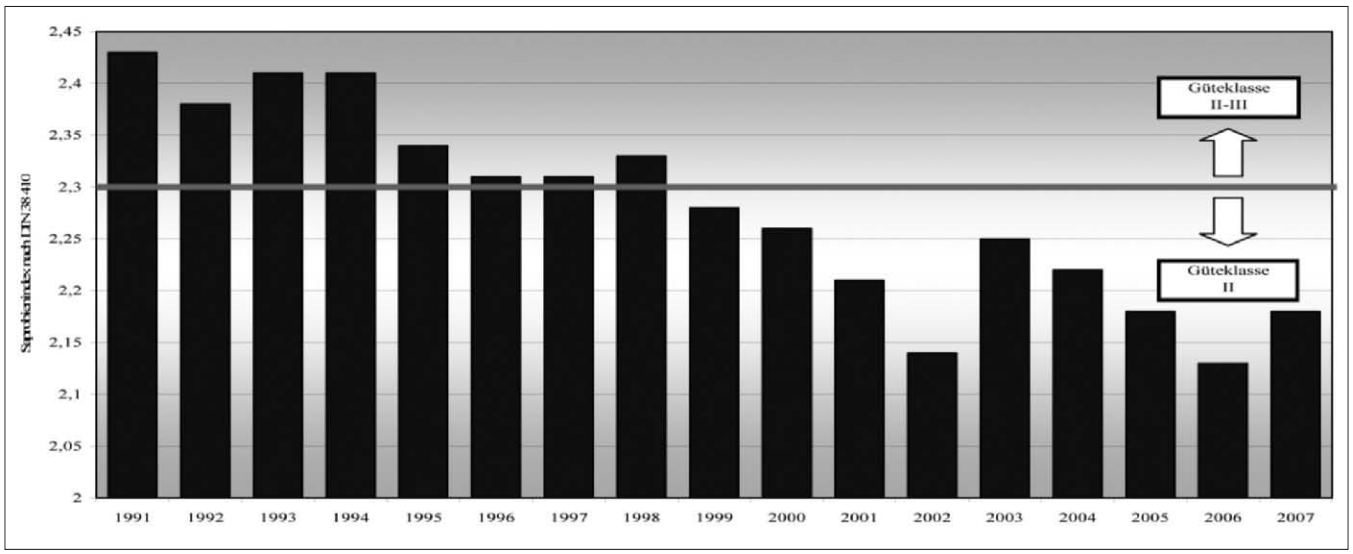


Abb. 3. *Gewässergüteklasse Elbe Magdeburg seit 1991*
Water quality class Elbe Magdeburg since 1991

Begünstigt durch die Stabilisierung der Sauerstoffverhältnisse konnten sich zunehmend auch nicht einheimische Arten (Neozoen) in der Elbe etablieren. In vielen Fällen handelt es sich dabei um konkurrenzstarke,

oftmals salztolerante Organismen, die entweder eingeschleppt oder gezielt ausgesetzt wurden und einheimische Arten zurückdrängten.
Es wird vermutet, dass der hohe Fraßdruck der Neozoen auch den Rückgang der Gesamtartenartenzahl in dem Zeitraum ab Ende der 90-er Jahre bewirkt hat.

Bewertung des ökologischen Zustands der Elbe anhand der ökologischen Qualitätskomponenten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie
Im Rahmen einer ersten Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurden im Zeitraum von 2004–2007 die Komponenten Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos und **Komponente** Fische untersucht und bewertet.

Biologische	**Bewertungsverfahren**	**Ergebnis**
Phytoplankton	PhytoFluss	unbefriedigend
Makrophyten/Phytobenthos	PHYLIB	unbefriedigend
Makrozoobenthos	PERLODES	mäßig
Fische	FiBS	mäßig
Gesamtzustand		unbefriedigend

Tab. 1. *Bewertung des ökologischen Zustandes der Elbe im Raum Magdeburg*
Assesment of ecological state of river Elbe in the area near Magdeburg

Nach den vorläufigen Ergebnissen wird der gute ökologische Zustand in diesem Wasserkörper verfehlt. Neben einer erhöhten Nährstoffbelastung aus dem sehr großen Einzugsgebiet, verbunden mit hohen Wassertemperaturen und langen Aufenthaltszeiten, sind die Ursachen auch in morphologischen Defiziten wie Uferverbau zu suchen. Ein entsprechender Handlungsbedarf ist erforderlich.

Fachbeiträge

Odborné příspěvky

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008

Magdeburský seminář o ochraně vod 2008

EG-Wasserrahmenrichtlinie

Rámcová směrnice ES o vodách

Magdeburger Gewässerschutzseminar
MGS
2008
Magdeburský seminář o ochraně vod

THE SURVEILLANCE MONITORING OF SURFACE WATERS IN THE CZECH REPUBLIC

P. Tušil[1], V. Očenášková[1], L. Tajmrová[1], H. Janovská[1], M. Durčák[1], L. Opatřilová[1], V. Kodeš[2]

Abstract

The Surveillance monitoring programme of chemical and ecological status of surface waters in the Czech Republic has been set out in accordance with section 21 of the Water Act No. 254/2001 in the wording of later regulations (Water Act) and with the Methodological Instruction of the Water Protection Department of the Ministry of the Environment (hence the Methodological Instruction) and according to the Water Management Policy of the Ministry of Agriculture for monitoring of waters. The programme defines primarily monitoring sites, including their summary and quantity and furthermore, it summarizes parameters to be monitored in individual tracing papers and the frequency of their monitoring at each site. The monitoring programme will be carried out and updated continuously every year.

Keywords

Surface waters, monitoring network, monitoring sites, parameters, rivers, reservoirs, frequency, chemical status, ecological status, matters.

Introduction and general principles

The Surveillance monitoring programme includes the monitoring of chemical and ecological status of surface waters (rivers and reservoirs) in accordance with Annex V of Water Framework Directive 2000/60/EC (hence the WFD) [3]. The purpose of this monitoring is to provide the information on:

- the surface waters quality assessment as per section 21 par. 2 letter a) of Water Act;
- the assessment of long-term changes in natural conditions;
- the assessment of long-term changes resulting from widespread anthropogenic activity;
- river basin management plans;
- the water balance;
- supplementation and verification river basins characteristics analyses and evaluation of effects and impacts on the status of surface waters in accordance with Annex II of WFD;
- purposeful and effective proposals for updating other monitoring programmes and
- risk water bodies. determination

The network of the surveillance monitoring of surface waters (rivers and reservoirs)

The number of monitoring sites for rivers is summarized in Tab. 1.

Sampled matrix	Number in CR
Water	111
Floatable sediments	46
Sediments	47
Bio-accumulation monitoring + passive samplers	21
Ecological status	111

Tab. 1: *The number of the monitoring sites of the surveillance monitoring of surface waters – rivers in the Czech Republic*

1 T.G.M. Water Research Institute, Podbabská 30, 160 00 Prague 6, Czech Republic

2 Czech Hydrometeorological Institute, Na Šabatce 17, 143 06 Prague 4, Czech Republic

The identification of the monitoring sites of rivers is shown in Fig. 1

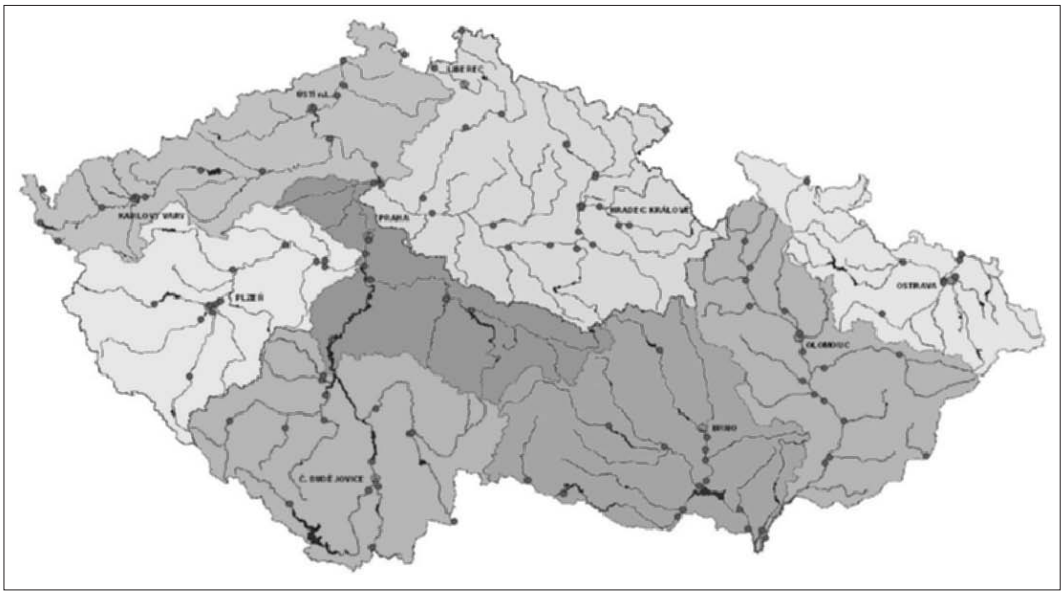


Fig. 1: *Synoptic map of locations of the monitored rivers in the Czech Republic within the surveillance monitoring 2007-2012*

The monitoring network of reservoirs is shown in Fig. 2. The network consists of 27 reservoirs.

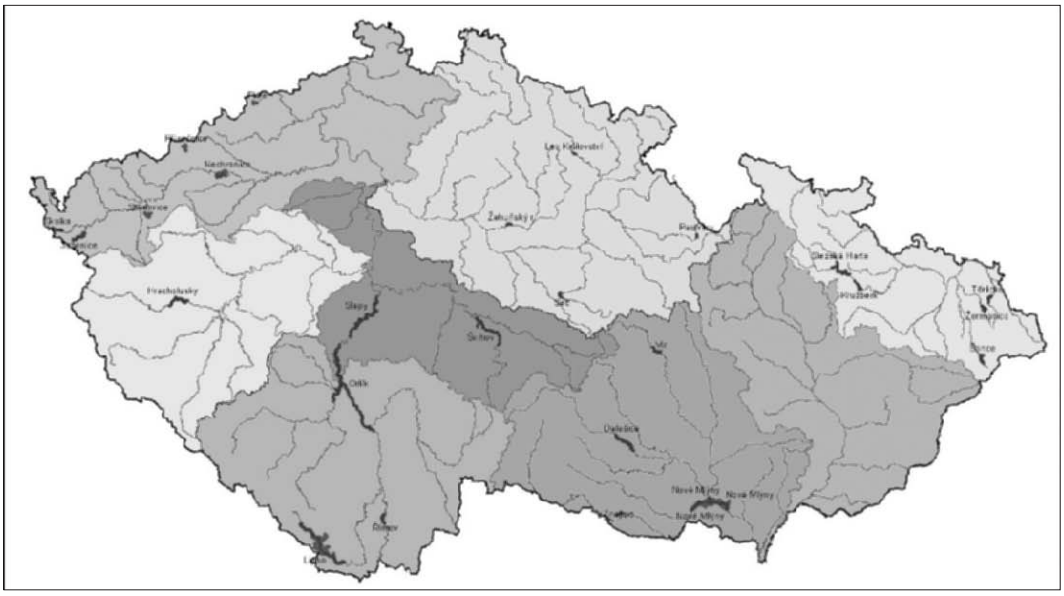


Fig. 2: *Synoptic map of locations of the monitored reservoirs in the Czech Republic within the surveillance monitoring 2007 -2012*

The extent of the whole network is documented in the format of the geographic information system (hence the GIS layer).Descriptive data of monitoring points defined in the Framework monitoring programme for rivers and reservoirs are outlined in the format .shp, which can be downloaded on the websites - www.ochranavod.cz.

Time schedule for the surveillance monitoring of surface waters

In accordance with the Framework monitoring programme, it was necessary to prepare a time schedule of individual elements monitoring [1]. The reason for preparation of this time schedule is

• the uniform distribution of activities in the particular years of the six-year plan,
• obtaining the representative set of data with tracing papers monitored with the lower frequency and
• the uniform distribution of laboratory analyses.

The frequency of sampling with individual sampling protocols in the sections for the surveillance monitoring of surface waters are shown in tables 4, 5 and 6 [2].

Type of matrix	Type of sample	Sampling period	Quantity of samples in section annually	Quantity of samples in section for 6-year period
Water	point	2 years	12	24
Floatable sediments	point	6 years	4	24
Sediments	point	6 years	2	12
Bio-accumulation	integral/exposure	6 years	1	6
Passive samplers	integral	6 years	1	6

Tab. 4: *Frequency of the chemical status monitoring of rivers between 2007 and 2012*

Type of matrix	Biological quality element	Sampling period	Quantity of samples annually	Quantity of samples for 6-year period
Water (monitoring of biological quality elements of ecological status)	Macroinvertebrates	2 years	2	4
	Phytobenthos	2 years	3	6
	Phytoplankton	2 years	3	6
	Macrophytes	2 years	1	2
	Fish fauna	2 years	1	2

Tab. 5.: *Frequency of the ecological status monitoring in rivers*

Type of matrix	Type of sample BQE	Sampling period	Quantity of samples in section annually	Quantity of samples in section for 6-year period
water	point	2 years	6	12
water – biological quality elements of ecological status	Macroinvertebrates from bottom sediments	2 years	2	4
	Macroinvertebrates – pupal exuviae of Chironomidae (Order Diptera)	2 years	6	12
	Phytobenthos	2 years	3	6
	Phytoplankton	2 years	8	16
	Macrophytes	2 years	1	2
	Fish fauna	2 years	1	2
	Zooplankton	2 years	6–8*	12–16*

Tab. 6.: *Frequency of the ecological status monitoring in reservoirs*

* Dam reservoirs 8x, ponds 6x

The methods used for analyses and extent of monitored parameters

Sampling methods for individual matters and the recommended analytical methods for individual categories of parameters are described in Appendices of this programme. The chemical analyses methods should be accredited. The sampling and sample processing methods of individual biological quality elements of ecological status are described in national methodologies for sampling and sample processing. The summary of these methodologies is a part of the Framework monitoring programme and for further information, visit www.ochranavod.cz .

The extent of monitored parameters and quantities in individual matters according to this monitoring programme is specified for each monitoring point.

Results and supporting materials publication and summarized information on the web

The results of the monitoring programme will be used in the information system of water quality operated by the Czech Hydrometeorological Institute. In the case of the chemical status monitoring, the results can be seen at http://hydro.chmi.cz/ojv in the form of the on-line database with raw results; the assessed data will be compared with surface water standards and classified according to the quality categories. Results will be shown in maps and in tables. Evaluated final data will be used for results assessment publication and will be compared with reference results and classified according to the categories of environmental conditions [2].

Conclusions

The Surveillance monitoring programme of chemical and ecological status of surface waters in the Czech Republic was prepared at the end of 2006 in accordance with the relevant legal regulations of EU and the Czech Republic. This programme is a general document according to activities which have been carried out in the Czech Republic since the beginning of 2007. The preparation of the programme and monitoring of waters according to this programme is being done by the T.G.M. Water Research Institute in cooperation with the Czech Hydrometeorological Institute. The monitoring programme is updated every year. Results of the monitoring programme will be provided to the water quality information system ARROW kept by the Czech Hydro-meteorological Institute.

Literature

[1] The Framework monitoring programme – Czech Hydrometeorological Institute, Prague, 2006.

[2] The Surveillance monitoring programme of chemical and ecological status of surface waters, T.G.M. Water Research Institute, public research institution, Prague, 2006.

[3] 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
(Water Framework Directive 2000/60/ES)

Provozní monitoring v české části povodí Labe – současnost a výhled

Jan Bartáček, Kateřina Soukupová, Jiří Medek

Summary: Operational monitoring in Czech part of river basin Labe – present and further development vision.
Operational monitoring of surface water within the Czech part of the international area of the river basin Labe is ensured by the respective river basin administrator. The programs of the operational monitoring are designed for a six-year period 2007 – 2012, and their implementation began on the 22nd of December, 2006. When choosing the monitoring sites, the network profiles of the existing monitoring programs were used. The existing programs were assessed according to the representative location of the profiles for evaluation of chemical and ecological condition of water body and the representative features of important influences affecting the condition of water body. The extent of the monitored indicators as well as the monitoring frequency for each monitoring site is designed to yield sufficient data for a reliable assessment of the respective qualitative component in water matrix and sediments matrix. The monitoring network will be reassessed (including the extent and frequency of the monitoring indicators) after the evaluation of the six-year monitoring period, in order to match the actual situation and especially to be adapted according to the requirements of the river basins plans (which will be approved in 2009) and program measures which are contained in those plans.

Programy provozního monitoringu povrchových vod (dále PPM) v české části mezinárodní oblasti povodí Labe v pěti oblastech povodí zpracovávají tři správci povodí, a to Povodí Labe, státní podnik, v oblasti povodí Horního a středního Labe, Povodí Ohře, státní podnik, v oblasti povodí Ohře a Dolního Labe a Povodí Vltavy, státní podnik, v oblastech povodí Horní Vltavy, Berounky a Dolní Vltavy. PPM jsou víceúčelové programy monitoringu povrchových vod směřující k efektivnímu naplnění požadavků článku 8 Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES z 23. října 2000 [1], ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, a k zajištění mezinárodních závazků České republiky vůči Komisi pro ochranu Labe. PPM zahrnují monitoring chemického a ekologického stavu povrchových vod a jeho účelem je poskytnout informace pro hodnocení stavu povrchových vod podle § 21 odst.2 písm. a) zákona č. 254/2001 Sb. [2], k upřesnění stanovení rizikovosti útvarů povrchových vod, k identifikaci a sledování vlivů způsobujících rizikovost útvarů povrchových vod, k stanovení stavu útvarů povrchových vod, identifikovaných zejména jako rizikové, k určení změny stavu těchto vodních útvarů způsobené aplikací programů opatření a tím umožnit zhodnocení účinnosti těchto opatření, k dosažení a vyhovění cílům a požadavkům pro chráněná území a k identifikaci jakéhokoliv významného a trvalého vzestupného trendu koncentrací znečišťujících látek. Jednotlivé PPM vychází z Rámcového programu monitoringu [3] a z již dříve existujících monitorovacích programů (systematické sledování jakosti povrchových vod má své počátky již v šedesátých letech 20. století), které účelově doplňují a rozšiřují s cílem naplnit výše uvedené požadavky. V souladu s Rámcovým programem monitoringu [3] je jedním z účelů provozního monitoringu také získávání dat pro mezinárodní monitorovací programy a pro potřeby přeshraniční spolupráce. Základem programů monitoringu je monitoring příslušného správce povodí, dále jsou jeho součástí programy monitoringu povrchových vod ostatních správců drobných vodních toků, hlavně Zemědělské vodohospodářské správy, a chráněných oblastí.

Při výběru monitorovacích míst se vycházelo ze sítě profilů existujících monitorovacích programů, které byly posouzeny z hlediska reprezentativnosti umístění profilů pro hodnocení chemického a ekologického stavu vodních útvarů a reprezentativnosti z hlediska významných vlivů působících na stav vodních útvarů. Posouzení reprezentativnosti profilů bylo založeno na principu doporučeném v metodickém materiálu „Pracovní

cíle“ [4], připraveném pracovníky VÚV T.G.M. v roce 2004 pro potřeby vyhodnocení rizikovosti a na expertním odhadu opírajícím se o znalost přírodních charakteristik a významných vlivů v jednotlivých oblastech povodí. Informativní přehled o počtu vodních útvarů a monitorovacích místech v jednotlivých oblastech povodí je uveden v tab. 1.

	OP Horního a středního Labe	OP Berounky	OP Horní Vltavy	OP Dolní Vltavy	OP Ohře a Dolního Labe
počet VÚ	203	93	140	79	138
počet monit. míst správce povodí	256	171	172	111	200
počet monit. míst ZVHS	229	91	115	89	66

Tab. 1.: *Count of the monitoring sites in water bodies in category „river“ in respective river basin directs*

Rozsah sledovaných ukazatelů a četnosti sledování pro každé monitorovací místo jsou navrženy tak, aby byly zajištěny dostatečné údaje pro spolehlivé vyhodnocení příslušné kvalitativní složky v matrici voda a v matrici sedimenty. Ukazatelé ekologického a chemického stavu vodních útvarů jsou sledovány převážně jednou měsíčně, biologické složky (kromě ryb) a sedimenty na vybraných profilech jsou sledovány dvakrát ročně.

Sledované ukazatele v profilech stávající monitorovací sítě byly doplněny na základě výsledků nepřímého hodnocení a expertního odhadu, např. o další polycyklické aromatické uhlovodíky, polychlorované bifenyly, chlorované i dusíkaté pesticidy a dále o některé dosud nesledované ukazatele jako urony, ftaláty, mošusové nebo komplexotvorné látky. Pro hodnocení chemického stavu se počítá také s využitím dat z monitoringu vypouštění odpadních vod z významných zdrojů komunálního a průmyslového znečištění.

K běžným fyzikálně chemickým ukazatelům ekologického stavu, sledovaným ve většině profilů stávající sítě, byly ve vybraných profilech doplněny ukazatele biologické složky (makrozoobentos, makrofyta, fytobentos, fytoplankton a ryby). Ukazatele hydromorfologické složky jsou specifikovány v determinačním protokolu pro odběr biologických složek. V rámci odběrů jsou získávány informace o hydromorfologických charakteristikách monitorovacího místa a jeho nejbližším okolí. Výběr těchto profilů byl proveden expertním odhadem a hlavním kriteriem byla reprezentativnost profilu odběru bioty z hlediska hodnocení ekologického stavu vodního útvaru nebo skupiny vodních útvarů. Při výběru bylo přihlédnuto k typové podobnosti vodních útvarů a podobnosti působících vlivů.

V některých oblastech povodí je součástí provozního monitoringu i monitoring významných zdrojů znečištění, neboť informace o vnosech zejména živin a prioritních škodlivých látek považujeme za důležité jak pro hodnocení stavu a vývoje jakosti povrchových vod, tak pro odhad, respektive kontrolu závazků na snižování výskytu těchto látek či kontrolu účinnosti přijatých opatření.

PPM jsou sestaveny na časové období 2007 – 2012 s možností každoroční aktualizace a jejich realizace byla zahájena 22.12.2006. Každoroční aktualizace je a bude založena na základě aktualizovaných metodických postupů pro hodnocení stavu, revidovaného hodnocení rizikovosti, aktualizace předpisů Evropské unie a jejich implementace do české legislativy a dalších relevantních okolností a podkladů.

Pro další šestileté monitorovací období bude monitorovací síť, včetně rozsahu a četnosti sledovaných ukazatelů přehodnocena, doplněna a upravena na základě vyhodnocení reprezentativnosti navržené monitorovací sítě, rozsahu sledovaných ukazatelů a dalších aktuálních požadavků subjektů, podílejících se na monitoringu po-

vrchových vod. Jedním ze stěžejních podkladů pro sestavení PPM na období 2013 – 2018 budou plány jednotlivých oblastí povodí, které budou schváleny v závěru roku 2009, zejména pak v nich obsažené programy opatření, jejichž realizace je nutná do 3 let od schválení plánů oblastí povodí, tj. do konce roku 2012.

Literatura:

[1] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (tzv. Rámcová směrnice o vodách)

[2] Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů

[3] Rámcový program monitoringu, Český hydrometeorologický ústav, úsek hydrologie, aktuální platné znění k 31.12.2007

[4] Pracovní cíle dobrého stavu útvarů povrchových a podzemních vod, verze 2.1, Pavel Rosendorf, Hana Prchalová, Mark Riedr (eds.), Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 06/2004

Groundwater status assessment in International Elbe River Basin District

Hana Prchalová[1], Susanna Börner[2], Marie Šnajberková[1]

Groundwater status assessment is an important part of River Basin Management Plans. It is essential information of possible pollution or overusing of groundwater and together with risk assessment the base for proposal of programme of measures.
Groundwater status includes chemical and quantitative part and represents anthropologic negative impact, not natural changes of groundwater quality or quantity. Groundwater status is related to groundwater body or group of groundwater bodies. Status assessment is mandatory for groundwater bodies „at risk“, but it was implemented for all groundwater bodies in International Elbe River Basin.

The first step of groundwater status assessment is to specify parameters and limits of good status. Good quantitative status is more or less clear – quantity balance and/or assessment of groundwater level regime were used. Saline or other intrusion assessment was the additional part of quantitative status (but not relevant for the Czech, Polish or Austrian part of International Elbe River Basin and for German part in one groundwater body only).
Good chemical status of groundwater is more complicated. Groundwater directive 2006/118/EC established detailed conditions for quality assessment of groundwater and European working group „Groundwater“ prepares a guidance document about status and trend compliance for Common Implementation Strategy.
Groundwater directive requires assessment of chemical status according quality standards (EU-wide standards for nitrates and pesticides) and threshold values – groundwater quality standard to be set by Member States. The determination of threshold values should be based on

- the extent of interactions between groundwater and associated aquatic and dependent terrestrial ecosystems;
- the interference with actual or potential legitimate uses or functions of groundwater;
- all pollutants which characterise bodies of groundwater as being at risk and
- hydro-geological characteristics including information on background levels and water balance.

Threshold values can be established at the national level, at the level of the river basin district or the part of the international river basin district, or at the level of a body or a group of bodies of groundwater.
Czech Republic established threshold values as a one set for the whole national territory for the first River basin Management Plans. List of used parameters has 35 records. It includes general physico-chemical parameters as nitrates, selected metals and priority and hazardous substances, significant for risk assessment.
In Germany a human- and ecotoxic derived set of „negligibility threshold values“ [1] was established as threshold values according to Groundwater directive 2006/118/EC. It contains about 90 parameters, but not all were necessarily used for status assessment. The legal implementation of the values is part of the national implementation of Groundwater directive and is not yet finished.

1 T.G. Masaryk Water Research Institute, Prague
2 Saxony Ministry of Environment, Dresden

List of common parameters of good chemical status and their limits:

CAS-No.	Name of sustance/parameter	Units	German* limit of good status	Czech limit of good status
79-01-6	1,1,2-trichlorethen	µg/l	10	10
15972-60-8	alachlor	µg/l	0,1	0,1
309-00-2	aldrin	µg/l	0,01	0,03
7440-38-2	arsenic	mg/l	0,01	0,01
1912-24-9	atrazine	µg/l	0,1	0,1
50-32-8	benzo(a)pyren	µg/l	0,01	0,01
205-99-2	benzo(b)fluoranthen	µg/l	0,025	0,1
191-24-2	benzo(g,h,i)perylen	µg/l	0,025	0,1
207-08-9	benzo(k)fluoranthen	µg/l	0,025	0,1
6190-65-4	desethylatrazine	µg/l	0,01	0,1
60-57-1	dieldrin	µg/l	0,01	0,03
72-20-8	endrin	µg/l	0,01	0,1
206-44-0	fluoranten	µg/l	0,025	0,1
118-74-1	hexachlorbenzen	µg/l	0,01	0,1
2921-88-2	chlorpyrifos	µg/l	0,1	0,1
193-39-5	indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,025	0,1
465-73-6	isodrin	µg/l	0,01	0,1
34123-59-6	isoproturon	µg/l	0,1	0,1
7440-43-9	cadmium and its compounds	mg/l	0,0005	0,0005
74-90-8	hydrogen cyanides (HCN)	mg/l	0,05	0,05
91-20-3	naftalen	µg/l	1	0,1
7439-92-1	lead	mg/l	0,007	0,005
50-29-3	p,p-DDT	µg/l	0,1	0,1
608-93-5	pentachlorbenzen	µg/l	0,1	0,1
7439-97-6	mercury	mg/l	0,0002	0,0002
122-34-9	simazine	µg/l	0,1	0,1
127-18-4	tetrachlorethylene	µg/l	10	10
1582-09-8	trifluraline	µg/l	0,03	0,1
	ammonium	mg/l	0,5	0,5
	nitrate	mg/l	50	50
168876-00-6	chloride	mg/l	250	200
14808-79-8	sulphate		240	400

* Not yet legal, but technical recommended/generally accepted values. Values were modified for some groundwater bodies in according to natural background.

Regarding compliance, evaluation was based on a comparison of monitoring data with numerical limits. It was recognised that limit values being exceeded could be due to a local pressure (e.g. old contaminated sites) that did not endanger the status of the overall groundwater body concerned. This means that situations could occur where limits having been exceeded will correspond to local pressures needed to be controlled and possibly remedied without classifying the groundwater body with „poor status“.

The status evaluation was set mainly on monitoring data, but pressure assessment has an important role in the River Basin Management Plans for the establishment of Programme of measures. In some cases the chemical status was poor, but no existing (known) pressure was identified. In this case the status was set to

„poor“ in Germany, but was qualified as „possible poor“ in the Czech Republic, where the results of status assessment are in three categories: good, possible poor and poor. But only two main categories (good, poor) will be used for reporting.

In the Czech Republic the results of status assessment are in principle the same as risk assessment. Only few of groundwater bodies are poor or possible poor for quantity status – mainly because of mining.
Most of groundwater bodies do not comply good status for nitrates – especially from diffuse sources. The main difference between risk assessment in 2004 and status assessment is for pesticides, because most of problematic pesticides were prohibited or constrained. But the concentrations of some pesticides (atrazine or simazine) are raising still.
Many of groundwater bodies are in poor or possible poor status because of old contaminated sites - the main problem is in hazardous substances. On the other side, all groundwater bodies comply good chemical status for most of pesticides or for tetrachloroethylene.

In the German part of the River Basin District the status assessment was carried out the basis of standardised method [2]. Agricultural and urban landuse, contaminated sites an mining were proved to be the main pressures as identified in the course of risk assessment. Relevant parameters responsible for „poor“ chemical status are nitrate, sulphate, ammonium, marginally pesticides and heavy metals (arsenic, cadmium).
Only a few groundwater bodies are in a poor quantitative status both because of mining and other abstractions.

All the results of groundwater status are preliminary; the River Basin Management Plan is subject on public consultation.

Literature

[1] LAWA (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, Kulturbuch-Verlag GmbH, Berlin, 2004; http://www.lawa.de/pub/kostenlos/gw/GFS-Bericht-DE.pdf

[2] LAWA (2008): Fachliche Umsetzung der Richtlinie zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, unpublished; (http://www.wasserblick.net/Authors/?target= 1 &stat=no)

Saisonale Variabilität der Wasserbeschaffenheit der Elbe und Monitoring nach EG Wasserrahmenrichtlinie

Martina Baborowski, Olaf Büttner, Petra Kasimir

Summary: Saisonal variability of the water quality of the River Elbe and monitoring guidelines of the Water Framework Directive

The Water Framework Directive (WFD) establishes the requirements for the monitoring of the surface water status. The water quality in the River Elbe displays extreme spatial and temporal variability which can not be covered even by extreme sampling efforts. Therefore the presentation addresses the following questions

(i) Is sampling according to the WFD monitoring guidelines suitable to cover seasonal variations of the water quality?
(ii) What are the consequences of WFD monitoring for the calculation of annual loads of the transported matter?

Results of several monitoring and evaluation methods are compared mainly using the example of trace metals, nutrients and suspended particulate matter (SPM). Values of dissolved and particulate concentrations are discussed. The samples were taken at Magdeburg monitoring site.

Einleitung

Die Wasserqualität in großen Flüssen wie der Elbe unterliegt erheblichen räumlichen sowie tages- und jahreszeitlichen Schwankungen. Innerhalb der jahreszeitlichen Schwankungen üben Extremsituationen wie Hoch- und Niedrigwasser den größten Einfluss auf den Stofftransport aus. An einer Messstelle können darüber hinaus Konzentrationsgradienten im Querprofil von Bedeutung sein.

Die genannten Schwankungen können sowohl durch das in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vorgegebene Monitoring, als auch durch weitere Intensivierung des Überwachungsaufwandes nicht vollständig erfasst werden. Bei der Analyse des Zustandes eines Wasserkörpers basierend auf der Interpretation der Ergebnisse von Stichprobennahmen ist zu berücksichtigen, dass die Aussage mit Unsicherheiten behaftet ist.

Daher stellen sich die Fragen

(i) Wie spiegeln die in der WRRL enthaltenen Vorgaben zum Monitoring saisonale Schwankungen der Wasserbeschaffenheit der Elbe wider?
(ii) Welchen Einfluss hat das Monitoring auf die Berechnung von Jahresfrachten der transportierten Stoffe?

Methodik

Zur Beantwortung dieser Fragen werden auf unterschiedlichen Probennahmeintervallen basierende Monitoringstrategien sowie verschiedene Auswertungsmethoden zur Berechnung der transportierten Frachten betrachtet und die daraus resultierenden Ergebnisse untereinander verglichen. Die Grundlage bildet dabei ein Datensatz aus dem Jahre 2003.

Die Probennahmen erfolgten an der IKSE – Messstelle Magdeburg. Schwerpunktmäßig werden gelöste Konzentrationen und Gesamtkonzentrationen ausgewählter Schwermetalle, ausgewählte Nährstoffe sowie die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) betrachtet.

Die Unsicherheit, resultierend aus methodischen Unterschieden in der Probenvorbehandlung und Analytik der jeweiligen Messgrößen ist dabei zunächst nicht Gegenstand der Untersuchung.

Folgende Probennahmeintervalle werden berücksichtigt:

(1) Intervalle eines Sondermessprogrammes (SMP) mit täglicher Probennahme bei Hochwasser sowie wöchentlicher Untersuchungen bei Niedrigwasser und in den Zeiten zwischen den hydrologischen Extremen (n = 87).
(2) Intervalle entsprechend des IKSE-Messprogrammes bzw. entsprechend den Vorgaben der WRRL für prioritäre Stoffe (n = 12).
(3) Intervalle entsprechend den Vorgaben der EG WRRL für weitere Stoffe (n=4)

Die Frachtberechnungen erfolgen auf der Grundlage der abgestimmten Methodik der IKSE für Bilanzmessstellen im Einzugsgebiet der Elbe, nach Methode 4 der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) [1] sowie nach einer im Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) praktizierten vereinfachten Abschätzung.
Nach der abgestimmten Methodik der IKSE bestimmt sich die Fracht als mittleres Produkt aus gemessenen Konzentrationen und Durchflüssen, dem Faktor zur Einheitenumrechnung sowie einem Durchflusskorrekturfaktor vom Bezugspegel zur Messstelle. Liegen weniger als 6 Messungen vor (z.B. entsprechend den Vorgaben der EG WRRL), wird die Jahresfracht mit einem Ausgleichsfaktor multipliziert (Quotient aus Jahresmittelwert des Durchflusses und Mittelwert der Summe der entsprechenden Durchflüsse zu den Konzentrationen).
Methode 4 der LAWA ist eine Interpolationsmethode, bei der man annimmt, dass die Konzentrationswerte in der Zeit zwischen zwei Messungen nur wenig schwanken. Basierend auf dieser Annahme kann durch Interpolation zwischen den Messwerten auf die Konzentrationen an allen 365 Tagen eines Jahres geschlossen werden [1].
Die vom LHW angewandte vereinfachte Abschätzung basiert auf der Berechnung der Fracht aus dem Produkt des Jahresmittelwertes der gemessenen Konzentrationen und dem langjährigem mittleren Durchfluß sowie dem üblichen Faktor zur Umrechnung der Einheiten.
Als Bezugspunkt für den Vergleich der Methoden untereinander wurde im vorliegenden Beitrag Methode 4 gewählt.

Ergebnisse und Diskussion

Die saisonale Variabilität der Konzentrationen partikulärer und gelöster Stoffe mit Ergebnissen der einzelnen Überwachungsstrategien (SMP; IKSE, WRRL) ist exemplarisch in den Abbildungen 1–3 dargestellt. Die größten Schwankungen sind für partikuläre Stoffe bei Hochwasser, im Zusammenhang mit der Erosion von Feinsedimenten, sowie im Sommer, im Zusammenhang mit der Phytoplanktonentwicklung, zu verzeichnen (Abb. 1). Die Unsicherheit im Hinblick auf die Konzentrationsentwicklung der gelösten Stoffe ist vergleichsweise geringer (Abb. 2 und 3).
Im Vergleich zu den im Rahmen des Sondermessprogramms ermittelten Schwankungen spiegelt das im IKSE-Messprogramm vereinbarte Probennahmeintervall den saisonalen Trend der Wasserbeschaffenheitsentwicklung der Elbe annähernd wider. Informationsdefizite entstehen bei hydrologischen Extremen, vor allem bei auftretenden Hochwasserereignissen. Diese können nur durch zusätzlich durchgeführte, abgestimmte Sondermessprogramme vermieden werden.
Die nach WRRL geforderte Untersuchungshäufigkeit von 4x/Jahr ist kaum geeignet, saisonale Schwankungen zu erfassen.
Auf der Grundlage der verschiedenen Probennahmeintervalle ermittelte Jahresfrachten zeigen, bezogen auf die Messstelle Magdeburg und das betrachtete Jahr, die größte Übereinstimmung der Ergebnisse zwischen LAWA und LHW-Methode. Die nach der IKSE-Methode ermittelten Frachten weisen vergleichsweise größere Abweichungen auf.
Die Abhängigkeit von der Anzahl der zur Verfügung stehenden Stichproben macht sich bei der IKSE- Methode am stärksten bemerkbar.

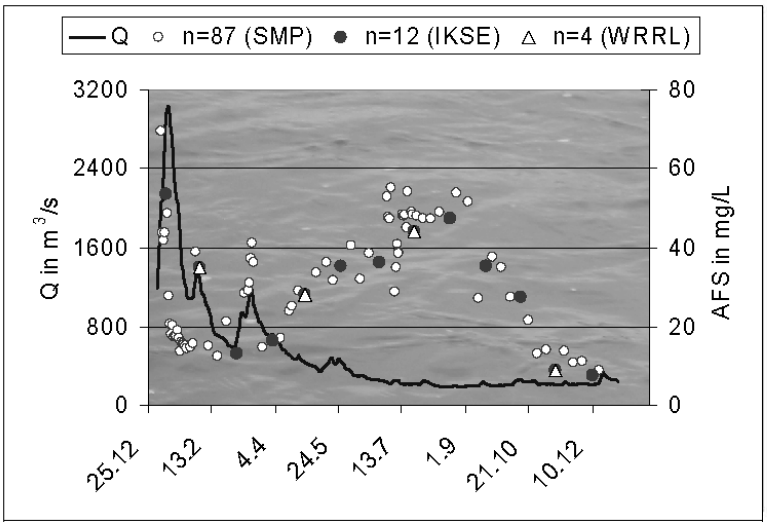


Abb. 1.: *Variabilität von Durchfluss (Q) und abfiltrierbaren Stoffen (AFS) (2003, Messstation Magdeburg)*

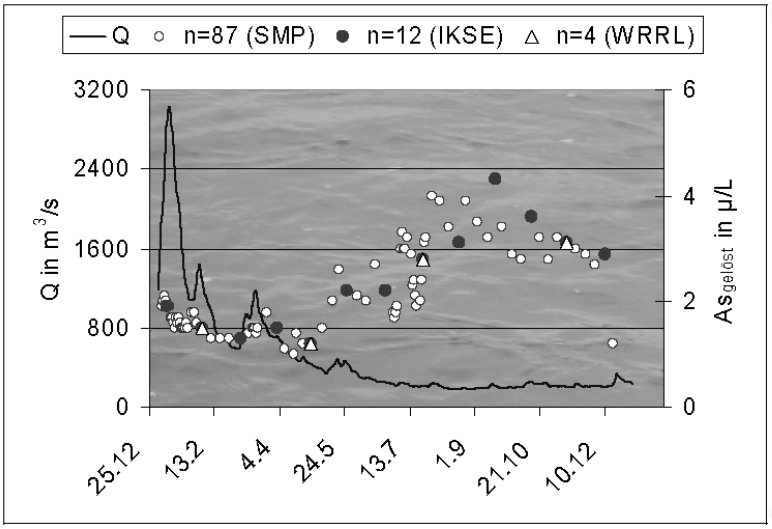


Abb. 2.: *Variabilität von Durchfluss (Q) und gelöster Arsenkonzentration (As) (2003, Messstation Magdeburg)*

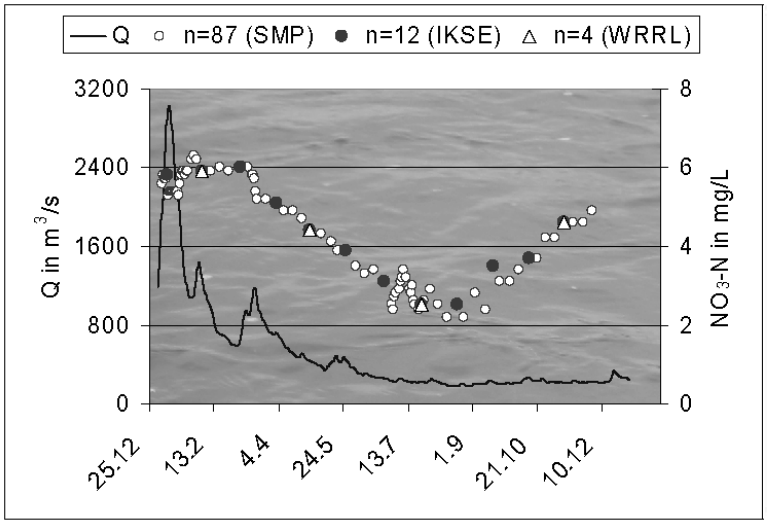


Abb. 3.: *Variabilität von Durchfluss (Q) und Nitrat-Stickstoffkonzentration (NO3-N) (2003, Messstation Magdeburg)*

Literatur

[1] Hilden (2003): Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern: Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Berlin. Kulturbuch-Verlag 62 S., ISBN 3-88961-242-3.

Metal distribution in sediments of urban streams affected by urban drainage

Petra Hnaťuková, Libuše Benešová

Introduction

In Europe, the adoption of the Water Framework Directive 2000/60/EC requires not only monitoring of water and sediment quality, but has also emphasised the need for addressing potential problems arising from different types of urban discharges. Several studies have described problems related to urban stormwater and runoff [1], but only few studies have determined the environmental impact of the discharge of combined sewer overflows (CSOs). Urban streams often receive the discharge of overflows from the combined sewer system (CSOs) influenced by industry, which often causes changes in hydrological, physical and chemical conditions in stream. Such changes can induce redistribution and remobilization of heavy metals associated with the sediment. In case of rain sudden changes of pH, redox potential and hydrodynamic parameters caused by discharge of CSOs influence the mobility of heavy metals and other pollutants [2]. The chemical form which the metal is in will determine its behaviour and hence mobility and bioavailability within the environment.

Three urban streams in Prague were chosen as experimental catchments: Botič, Rokytka and Kunratický Stream (Fig. 1.). Botič as the most affected stream by urban drainage in Prague receives the discharge of 33 CSOs. Rokytka receives the discharge of 15 CSOs. Main part of Kunratický Stream, which is not affected by CSOs, was chosen as reference stream without CSOs impact. The aim of this study is to evaluate the influence of urban drainage, especially the impact of the overflows from the combined sewer system, on distribution and mobility of selected heavy metals in urban streams.

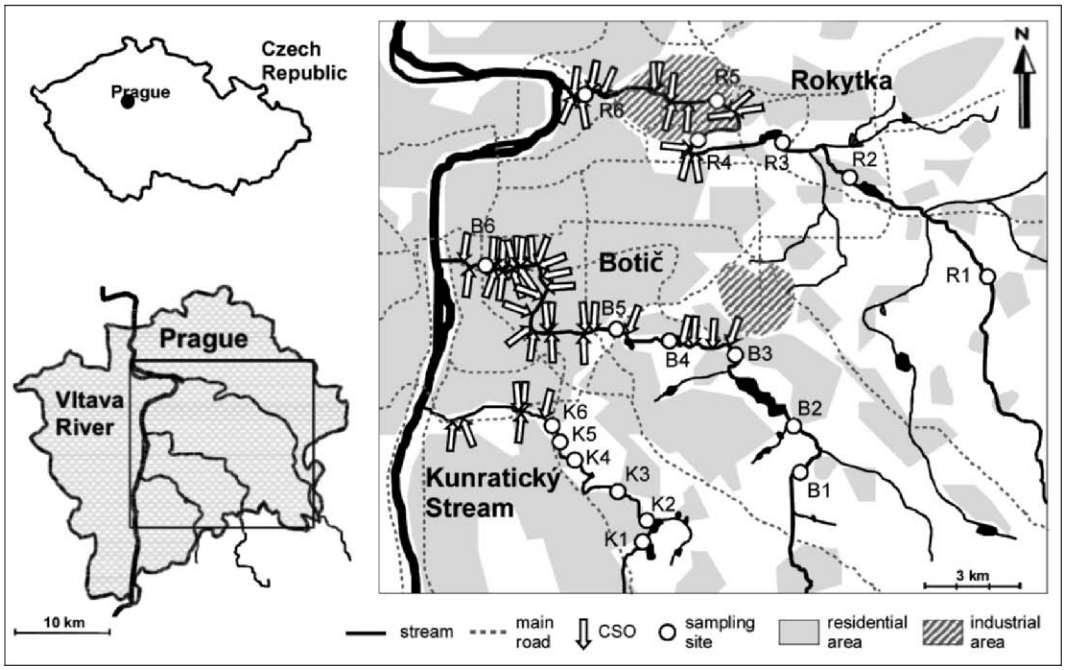


Fig. 1.: *Location of the study area, stream sediment sampling sites and combined sewer overflows.*

Methods

Sediment samples from the depth to 10 cm were collected at six sampling profiles of three urban streams: Botič, Rokytka and Kunratický Stream. At Botič and Rokytka, three sampling sites were situated above the first CSO.

Sediment samples were freeze dried, dry sieved through nylon mesh sieve 63 µm in order to gain silt and clay fraction, which was kept for analysis. For pseudo-total metal analysis, the sediments were digested following MW digestion method EPA 3051 with conc. HNO_3 and H_2O_2. For total metal analysis, the sediments were digested following MW digestion method EPA 3052 with conc. HNO_3, HF and HCl. Sediment samples were also submitted to BCR sequential extraction procedure according to Rauret et al. [3]. Metal concentrations in water samples and sediment solutions were determined using ICP-MS technique (PQ 3 VG Elemental).

Results

Based on data of sewers monitoring obtained from combine sewage system administrator in Prague it was found out that Botič is affected mainly by Cu, Ni, Pb a Zn and Rokytka by Cd, Cu, Ni a Pb through the discharge of CSOs in case of rain.

Metal concentrations in the longitudinal profile of streams affected by urban drainage show significant increase due to discharge of CSOs (Fig. 2.). The highest concentrations of Cu, Zn and Pb were found in sampling profiles downstream Botič (B6) and Rokytka (R6, R4). It is obvious that Botič and Rokytka urban streams significantly affected by urban drainage differ from Kunratický Stream without CSOs impact. Considerable Cd sediment contamination at upper profiles of Kunratický Stream is probably related to the long history of plating industry and precious metal processing in that area.

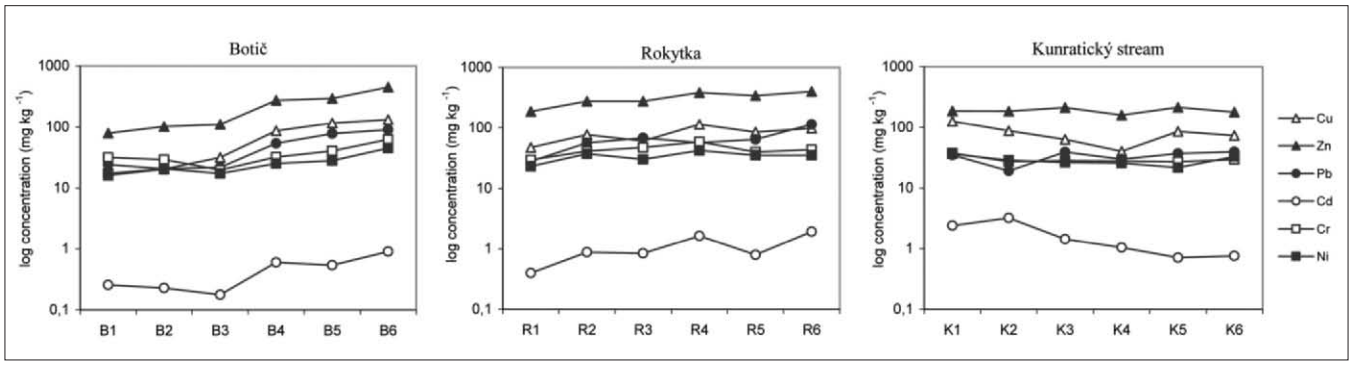


Fig. 2.: *Logarithmic pseudo-total metal concentrations in sediments*

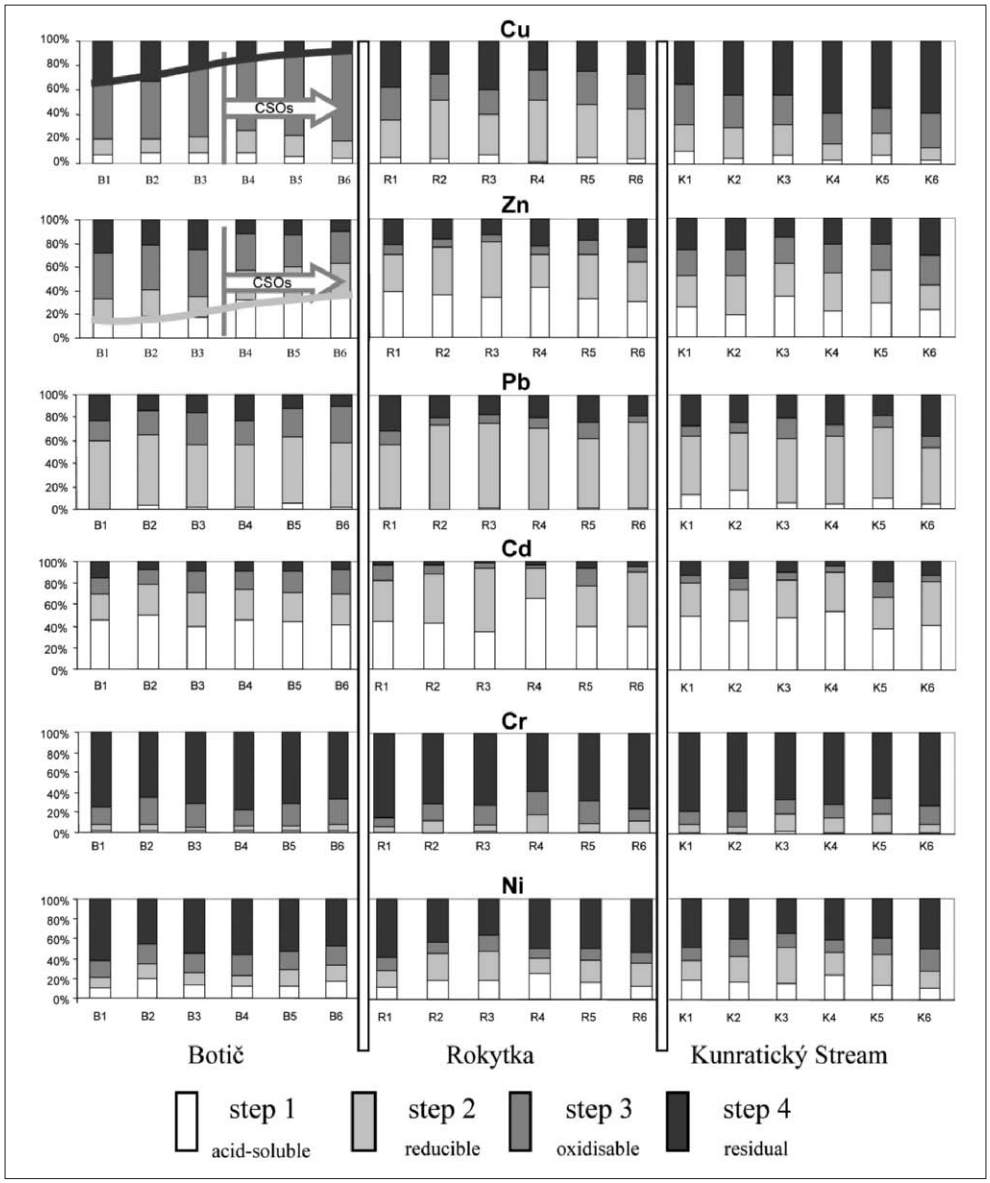
The results of chemical fractionation have been summarized in distribution graphs for six heavy metals on Fig. 3. The Y-axis indicates the percentage of extraction with respect to the sum of the three fractions and the residual phase of the BCR sequential extraction procedure. There is significant shift in Cu and Zn distribution to more easily available fractions at the sites below CSOs in Botič sediments. For Cu it is proportional increase of oxidisable fraction, for Zn proportional increase of exchangeble/carbonate fraction. Higher representation of oxidisable fraction of Cu in Botič sediments could be caused by increased amount of organic pollution discharged from CSOs in case of rain. Cu can form organic complexes with such pollutants [4].

The mobility of observed heavy metals in sediments was assessed by the Mobility Factor (MF) according to Kabala and Singh [5]: MF=step1/∑steps x 100 (%), which compares the weakly bound fractions with the bulk metal content. The observed mobility order of the six trace metals studied according to MF was Cd > Zn > Ni > Cu > Pb > Cr in sediments of Botič and Rokytka and Cd > Zn > Ni > Pb > Cu > Cr in sediments of Kunratický Stream. Cd was revealed as the most mobile heavy metal in all streams with percentages of extraction of approximately 40–60% in acid extractable step. However for Cu, Pb and Cr, the extracted percentages do not exceed, in general, 10%. The highest extractable amount of Pb was found in reducing step in all streams, as expected, approximately 50–70% of total lead content.

Conclusion

Combined sewer system significantly deteriorates water and sediment quality in urban streams studied. Metal concentrations show significant increase due to discharge of CSOs in the longitudinal profile of streams af-

fected by urban drainage. Changes in distribution of Cu and Zn to easily available fractions were observed in sediments of Botic, which receives discharge from 33 CSOs. Cd and Zn are the most mobile metals, with the highest percentages in the acid-soluble fraction. A change in Eh/pH conditions could induce the dissolution of carbonate minerals and Fe/Mn (oxi)hydroxides, followed by a significant release of metals into the water.
Fig. 3. Sequential extraction analysis results of studied urban stream sediments



Literature

[1] Christensen, A.M., Nakajima, F., Baun, A. (2006) Toxicity of water and sediment in a small urban river (Store Vejleå, Denmark). Environ. Pollut. 114, 621–625

[2] Revitt, D.M., Morrison, G.M.P. (1987) Metal speciation variations within separate stormwater systems. Environ. Technol. Lett. 8, 361–72

[3] Rauret, G., López-Sánchez, J.F., Sahuquillo, A. (1999) Improvemet of the BCR three-step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment reference materials. J. Environ. Monitor. 1, 57–61

[4] Morillo, J., Usero, J., Gracia, I. (2002) Partitioning of metals in sediments from the Odiel River (Spain), Environ. Internat. 28, 263–271

[5] Kabala, C., Singh, B.R. (2001) Fractionation and mobility of cooper, lead and zinc in soil profiles in the vicinity of cooper smelter, Journal of Environmental Quality, 30, 485–492

Měřící stanice jakosti vody – úloha v monitoringu a vize dalšího vývoje

Jiří Medek

Summary: Water quality monitoring stations – the function of monitoring and the future development vision

Water quality monitoring stations has become the integral part of the surface water quality monitoring in the Czech part of Elbe River basin in the last fifteen years. Five of these stations has become integral part of the International Warning and Emergency Plan for the Elbe River and are taken in International Monitoring Programme of the International Commission for the Protection of the Elbe River . Different types of samples are being taken and the basic indicators are continually (quasicontinually) monitored. Final data are executed and handed over to the headquarters in Hradec Králové. According to our experience the pros and cons of monitoring stations are evaluated and the potential of stations for routine operations as well as the emergency conditions (accidental water pollution, low flow, flood flow) is put in question. Considering future service it is necessary to define their role in the national and international monitoring programmes and their attachment to the national and international warning and emergency plans. The technical and methodological reconciliation within the internetional Elbe river basin is crucial. For the recovery of the monitoring network and its future service, it will be indispensable to find financial resources and optimize the operating costs.

Měřící stanice jakosti vody se staly v posledních 15 letech nedílnou součástí monitoringu jakosti povrchových vod v českém povodí Labe. Z iniciativy Mezinárodní komise pro ochranu Labe bylo počátkem 90.let rozhodnuto o vybudování monitorovacích stanic jakosti vody, které pokryly celý tok řeky Labe včetně nejdůležitějších přítoků jak na české, tak na německé straně. Výstavba stanic probíhala v letech 1992 – 1993 s využitím jak tuzemských, tak zahraničních finančních zdrojů (projekt PHARE). Pětice českých stanic (Labe – Valy, Labe - Lysá n.L., Labe – Obříství, Labe – Děčín, Vltava – Zelčín) se stala od roku 1994 součástí nadnárodní měřící a varovné sítě na řece Labi a je zahrnuta do Mezinárodního programu měření Mezinárodní komise pro ochranu Labe. V roce 1998 byla česká síť doplněna o měřící stanici Jizera – Kačov, která leží na významném přítoku řeky Labe a která sleduje jakost vody v lokalitě potenciálně významné pro vodárenské zásobování pražské aglomerace. V roce 1999 byl modernizován řídící a komunikační systém měřících stanic. V roce 2003 byly znovu uvedeny do provozu měřící stanice v Obříství a Zelčíně, které zničila katastrofální povodeň v srpnu 2002 a které byly obnoveny za finanční účasti jak české, tak německé strany.

Měřící stanice zabezpečují kontinuální, resp. kvazikontinuální měření vybraných parametrů jakosti vody, a to jak základních ukazatelů (pH, rozpuštěný kyslík, teplota, elektrická konduktivita, zákal,…), tak dalších výběrových ukazatelů charakterizujících jakost vody a majících úzké vazby na aktuální vývoj znečištění či eutrofizaci toku (DOC, UV absorbance, amoniakální dusík, fosforečnanový fosfor,…). Měřící stanice se rovněž využívají pro odběr různých typů vzorků vod (bodové, slévané) či pro odběr pevné matrice (sedimentovatelné plaveniny). Součástí činnosti stanic je i počítačové zpracování dat včetně jejich pravidelného předávání na centrální pracoviště v Hradci Králové.

Na základě našich dlouholetých zkušeností můžeme zhodnotit výhody a nevýhody měřících stanic a jejich možnosti jak za běžného provozu, tak za atypických situací (havarijní zhoršení jakosti vody, nízké průtoky, povodňové situace). Jako hlavní výhody se jeví možnost průběžných informací o jakosti vody získávaných v režimu on-line analýz, možnost automatického odběru slévaných vzorků a varovná funkce měřících stanic při překročení, resp. podkročení předvolených varovných hodnot včetně operativních odběrů a analýz v hava-

rijních režimech. Hlavní nevýhodou je potom finanční náročnost provozování těchto stanic, a to jak z pohledu investičních nákladů, tak z pohledu provozních nákladů.

Při monitoringu atypických situací jsou velmi dobré zkušenosti při sledování havarijního znečištění povrchových vod, kdy se nezastupitelnou formou uplatní možnost operativního monitorování průběhu havárie a odběru vzorků „na dálku“ s využitím automatických nastavení, resp. dálkového přístupu obsluhy k řízení stanice. Průběžné monitorování jakosti vody je rovněž velmi cenné v obdobích velmi nízkých průtoků, resp. při detailním sledování jakosti vody v denních či týdenních cyklech. Rozporuplný je pohled na úlohu a využití měřících stanic při povodňových situacích. Při vlastní povodni je podle našich zkušeností využitelnost stanic velmi malá, neboť je zpravidla nutné stanice odstavit - buď z důvodu ucpání čerpadel a rozvodů nebo z důvodu odstavení dodávek elektrického proudu, v extrémních případech z důvodu zaplavení stanice. Naopak velmi cennou službu poskytují měřící stanice při doznívání povodně, kdy po jejich rychlém uvedení do provozu můžeme pomocí měřících stanic monitorovat návrat jakosti vody k normálnímu stavu, resp. doložit jakost povrchové vody v době, kdy povodeň z hlediska množství vody odezněla, ale kdy existují velká rizika pro jakost vody v důsledku zatopených objektů, splachů či čerpané vody při sanacích následků povodně. Tyto zkušenosti se opírají jak o poznatky z relativně nevýznamných epizod, tak o poznatky z extrémních situací, kdy byly např. při srpnové katastrofální povodni v roce 2002 některé měřící stanice zatopeny a zničeny, resp. kdy byly při jarní povodni 2006 některé měřící stanice izolovány od okolního světa..

Co se týče budoucnosti měřících stanic, je třeba znovu zvážit a definovat jejich účel, cíle a smysl. Jsou zde přímé vazby na národní a mezinárodní měřící programy, kdy v současnosti neexistuje alternativa k odběru slévaných týdenních vzorků vody či alternativa k odběru sedimentovatelných plavenin. Významná je i vazba na národní a mezinárodní havarijní a varovné plány, kdy je operativnost stanic při odběru a analýzách vzorků v havarijním režimu nenahraditelná. V obou těchto rovinách je však nutná mezinárodní výměna informací a harmonizace přístupů, aby byl zachován nadnárodní charakter měřící a varovné sítě monitorovacích stanic v mezinárodním povodí Labe. Zde se bohužel projevil negativní dopad restrukturalizace Mezinárodní komise pro ochranu Labe, kdy po zrušení pracovní podskupiny pro provoz měřících stanic „MB“ nebyla dosud nalezena platforma pro výměnu zkušeností a vyjasnění budoucích vizí. Trvale je přitom nutné diskutovat a řešit jak technicko-metodické vazby na standardní laboratorní metody a laboratoře, tak optimalizaci provozu z technického i ekonomického hlediska. Klíčovým předpokladem pro další budoucnost národní i nadnárodní sítě měřících stanic je nalezení finančních zdrojů pro jejich obnovu, neboť stávající stanice po 15 letech provozu dosluhují a přestávají odpovídat současným technickým možnostem i současné úrovni poznání.

The reference conditions monitoring programme

Hana Janovská, Libuše Opatřilová, Jiří Kokeš, Lenka Tajmrová, Petr Tušil

Monitoring programmes in the Czech Republic were initiated on the 22.12.2006 in connection with the implementation of the Water Framework Directive, paragraph 8 in particular (Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy – WFD). The WFD includes the assessment not only of a chemical status but mainly of an ecological status of surface waters and water bodies. The ecological status is determined by so-called biological quality elements (BQEs), hydromorphological elements supporting biological elements and chemical and physicochemical elements supporting biological elements.

The reference conditions monitoring programme is ensured by T. G. Masaryk Water research institute, public research institution, on the basis of the Czech Framework monitoring programme and the Czech Methodological direction. This programme covers the monitoring of surface waters in reference sites to assess or create the reference conditions essential for the evaluation of an ecological status of waters or water bodies. This type of the monitoring programme is not defined by the WFD, other EU member states have the reference sites usually included into the surveillance monitoring programme.

Reference conditions represent the values of biological quality elements reflecting high ecological status. A basic measure for the final assessment of ecological status is comparing monitored parameters with the reference parameters reflecting minimally anthropogenicaly affected status.

The definition of a national reference sites network, which respects the typology of surface running waters, is the basis for the reference conditions monitoring programme. It is necessary that this network includes enough high ecological status sites to provide a sufficient level of confidence about the values for reference conditions, given the variability in the values of the quality elements corresponding to high ecological status for that surface water body type. Moreover, each site should be reference one for all biological quality elements (macroinvertebrates, phytobenthos, phytoplankton, macrophytes and fish). When the data on the water quality are not available, sites are chosen mainly according to the channel hydromorphological status, land-use in the catchment above the site and presence of important pollution sources. Sites are personally checked by T. G. Masaryk Water research institute staff before the beginning of the sampling season.

The basic problem of the reference conditions monitoring programme is the above mentioned selection of reference sites. The lack of reference sites that fulfil all requirements is mainly in lower altitudes of the Czech Republic. In such cases, the network is completed with existing best available sites or the reference conditions have to be established by the expert assessment.

The reference conditions monitoring programme is performed as the other monitoring programmes in six-year cycles. During the first cycle, the biological quality elements are sampled twice at each sampling site and this applies also to the chemical and physicochemical parameters. The hydromorphology is monitored only once. The final number of sites should reach 360 in the first three-year period (2007 – 2009), a different set of sampling sites (of about 120) is monitored each year. These sets of sampling sites will be monitored once again during the next three-year period (2010 – 2012) (Fig.1).

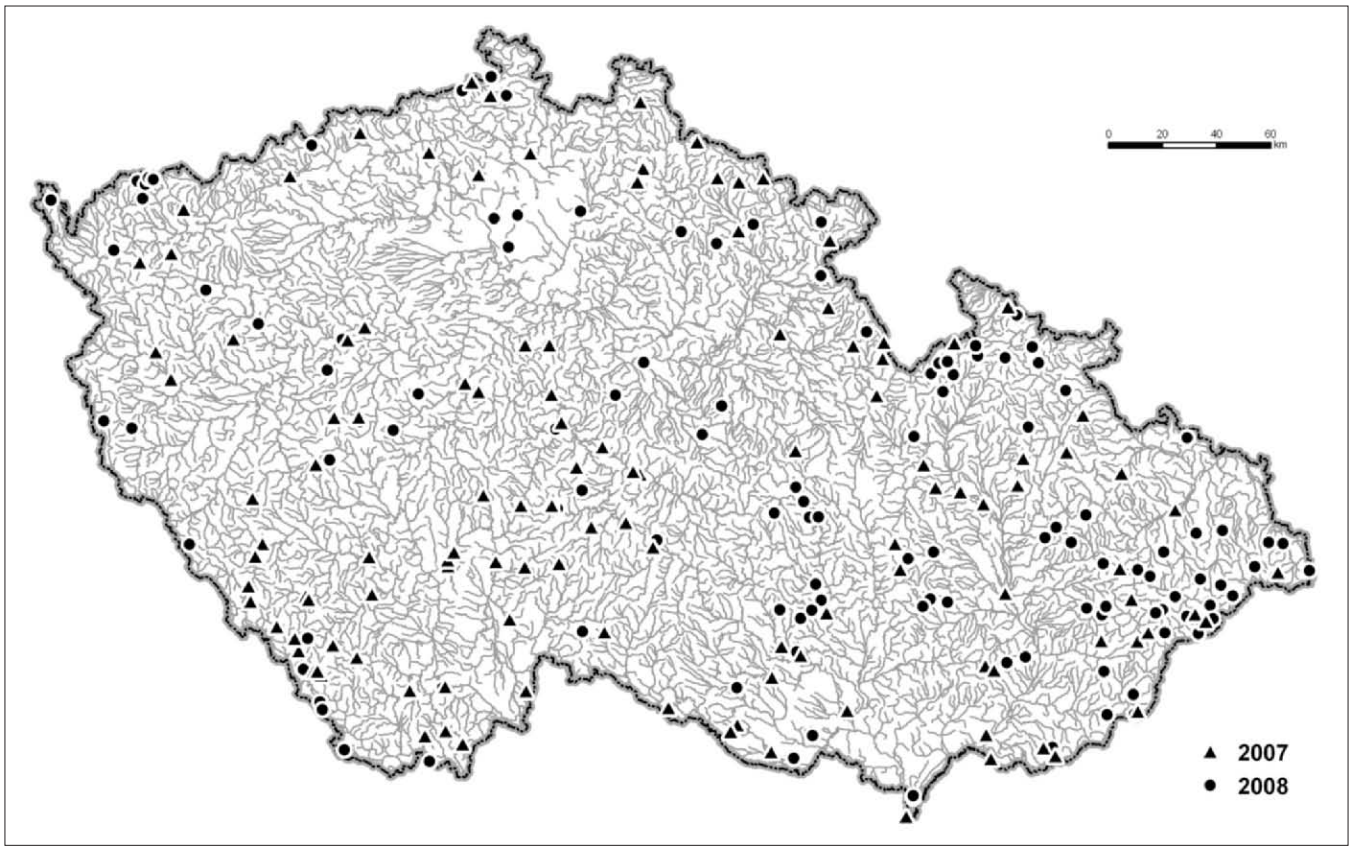


Fig. 1.: *Selection of sites – monitoring network of the reference conditions*

Macroinvertebrates and phytobentos are sampled at all reference sites, phytoplankton only at sites which reach 7th or 8th order according to Strahler (large rivers), macrophytes and fish are sampled only at selected sites of all river types. Each biological quality element is sampled according to national methods for sampling and samples processing of individual biological quality elements. Macroinvertebrates are sampled twice a year (in spring and autumn), phytobenthos and phytoplankton is sampled three times a year (in spring, summer and autumn), macrophytes are sampled once a year (in summer), and fish are also sampled once a year (turn of summer and autumn). Chemical parameters are observed six times a year in the water matrix.

The typology of surface running waters was created according to the system B of the WFD. In total 35 abiotical types were established in the Czech Republic based on the categorization of hydroecoregion, stream order according to Strahler and altitude. Rare water types were usually assigned to the adjacent type using expert judgement.

In the next years, the reference conditions should be established also for standing surface waters. In the Czech Republic, all „surface standing water bodies“ (dams) were preliminary classified as heavily modified water bodies and therefore the reference conditions for surface standing water bodies will not be established. The definition of reference conditions will be replaced by the definition of type specific maximum ecological potential for all biological quality elements. A network of sites with as good as possible ecological potential should be established. However, there is a rightful expectation of minimal number of such sites, so the maximum ecological potential will have to be established mainly by the expert assessment.

The data obtained in the reference conditions monitoring programme represent a unique dataset not only in terms of quantity but also from the faunistical and botanical point of view. All data from different monitoring programmes are collected and assessed in the public information system of water quality (system ARROW).

Fytobentos a makrofyta tekoucích vod – sledované složky hodnocení stavu vodních útvarů

Viktor Horálek, Martina Koloničná

Fytobentos

Pod pojmem fytobentos se rozumí soubor fototrofních mikroorganismů osidlujících dno. Mezi fytobentos jsou řazeny i makroskopické vláknité řasy jako *Cladophora, Oedogonium* nebo Vaucheria,. naopak mechorosty a parožnatky se řadí k makrofytům (v souladu s WFD). Sledování fytobentosu má několik předností. Jelikož se jedná o primární producenty, druhové složení společenstva řas odráží trofii a potažmo i přísun živin na danou lokalitu. Poskytuje podklady pro ekologické hodnocení stavu lokality na biotopech, které neumožňují rozvoj makrozoobentosu. Přes velkou sezónní variabilitu reaguje společenstvo fytobentosu poměrně pružně na změny prostředí díky krátké generační době většiny v něm zastoupených druhů.

Metody:

Vzorkování fytobentosu probíhalo během jarního a podzimního aspektu (2 krát za rok). Ke vzorkování v rámci sítě odběrových profilů povodí Labe byly preferovány úseky toku, kde se přirozeně vyskytuje dostatek pevných substrátů (epiliton). Nejvhodnější jsou kameny, které lze vyjmout z vody. Pokud není takovýto substrát k dispozici, je třeba využít jiné předměty dlouhodobě ponořené ve vodě nebo betonové stavby. V případě, že chybí pevný substrát lze nárost odebrat z ponořených rostlin (epifyton) nebo z povrchu bahna (epipelon). Dřevo je jako substrát pro odběr nevhodné. Z odběru je nutné vyloučit místa s velkým zastíněním a místa, kde se ve velké míře projevuje kolísání hladiny a s tím spojený rozvoj subaerických společenstev. Problematické jsou také úseky toku s velmi pomalou rychlostí proudu, kde dochází k překrývání nárostu sedimentujícím bahnem a detritem. Podklady musí být v toku ponořeny dostatečně dlouho (minimálně 4 týdny), aby na nich mělo společenstvo dostatečný čas k dosažení pokročilého stadia sukcese. Výsledkem odběru je směsný vzorek nejméně z 5 míst v toku. Pokud se odebere náhradní substrát (epipelon, epifyton), ukládá se do zvláštní vzorkovnice. Vzorky z odlišných substrátů se nemíchají. Vzorkovnice s fytobentosem v čerstvém stavu se transportují do laboratoře v chladícím boxu, někdy je však nutné přistoupit k jejich fixaci formaldehydem (2–4% roztok). Současně s odběrem fytobentosu se provádí měření základních fyzikálně-chemických parametrů: teplota vody, koncentrace rozpuštěného kyslíku (O_2), pH a měrná elektrická vodivost. Do odběrového protokolu byl přidán parametr pro odhad pokryvnosti makroskopických řas, dobře viditelných na dně. Pokud to je možné, jsou někteří zástupci vláknitých řas předběžně určeni už v terénu. Kvantitativní zastoupení druhů je určeno při menším zvětšení, a to pomocí odhadní stupnice, která hodnocené druhy zařazuje do intervalů pokryvnosti na základě odhadu jejich abundance v analyzovaného vzorku [1]. Při odhadu pokryvnosti bylo nutné přihlédnout k údaji o pokryvnosti z terénního protokolu. Rozsivky se určují do druhu až po odstranění buněčného obsahu z křemitých schránek za použití silného oxidačního činidla (např. peroxid vodíku). Vzorky fytobentosu jsou mineralizovány peroxidem vodíku přímo ve 100ml vzorkovnicích, dokud se supernatant nezbaví většího zákalu (čas závisí na typu vzorku). Pak se vzorek promývá destilovanou vodou a nechá odsedimentovat nebo se přistoupí k rychlejší metodě, a to centrifugaci (může však poškodit křehčí schránky). Nakonec se suspenze schránek kápne na krycí sklíčko, vysuší se a zalévá do media s vysokým indexem lomu světla. Výsledky hodnocení četnosti rozsivek je nutno převést na původní vzorek.

Výsledky:

Během roku docházelo na monitorovaných lokalitách k poměrně dramatickým sezónním změnám v diverzitě společenstva. V horských tocích byl jarní aspekt charakterizován zejména výskytem řas ze skupiny Chrysophyta. Nečastěji dominujícím druhem této skupiny byla makroskopická řasa *Hydrurus foetidus* tvořící zlatožluté

nárosty na kamenech. Dále byly poměrně hojně zastoupeny řasy skupiny Rhodophyta. Hojně se vyskytovaly řasy rodu *Batrachospermum*, *Audouinella*, *Lemanea* a v neposlední řadě také řasa *Hildebrandia rivularis* tvořící červené krustózní nárosty. Skupina Cyanophyta byla zastoupena zejména kompaktními koloniemi sinic rodu *Chamaesiphon a* v menší míře rody vláknitých řas *Phormidium* a *Symploca*. Rozsivky se vyskytovaly řidčeji hlavně v zastoupení druhů *Diatoma mesodon*, *Tabellaria floculosa*, *Cymbella minuta* a množstvím druhů rodu *Eunotia*. Zelené řasy se začínaly prosazovat spíše později na jaře a to hlavně v zastoupení vláknitých řas *Stigeoclonium sp.*, *Klebsormidium rivulare* a *Microspora amoena*.

Na proudících úsecích středních toků, kde je zvýšený přísun živin dominují později na jaře a v létě většinou vláknité zelené řasy (*Cladophora glomerata, Vaucheria sp., Oedogonium sp.*) v asociaci s rozsivkami (*Navicula lanceolata, N. gregaria, Surirella brebissoni, Gomphonema olivaceum, Cocconeis placentula, Diatoma vulgaris, Nitzschia palea, Fragillaria ulna* atd.) a ruduchami rodu *Audouinella*. V klidnějších partiích toku je běžná vlákna tvořící rozsivka *Melosira varians*, vláknité sinice rodu *Phormidium* a vláknité řasy rodu *Spirogyra*. Na jaře a na podzim zde převažují silné nárosty rozsivek spolu s ruduchami rodu *Audouinella*. V proudících tocích méně zatížených znečištěním se prosazovaly zelené vláknité řasy rodu *Ulothrix* spolu s makroskopickými ruduchami *Lemanea fluviatilis*.

Fytobentos dolních úseků toků je charakterizován velkou druhovou diverzitou. Společenstvo je silně ovlivňováno druhy sedimentujícími z fytoplanktonu. Jsou zde ve velké míře zastoupeny zelené kokální řasy rodu *Scenedesmus, Pediastrum, Coelastrum, Monoraphidium* atd. Hojně se vyskytují planktonní centrické rozsivky (*Cyclotella meneghiniana, Stephanodiscus hantzschii, Cyclostephanos dubius, Cyclotella pseudosteligera*). V nárostových společenstvech jsou zastoupeny hlavně rozsivky (*Diatoma vulgaris, Melosira varians, Cymbella tumida, C. prostrata, Navicula goeperttiana, N. lanceolata, N. gregaria* a mnoho druhů rodu *Nitzschia*) Mezi vláknitými řasami nechybí rody *Spirogyra*, *Oedogonium* a *Cladophora*. Pro srovnání byla též provedena analýza jiných než pevných (epiliton) substrátů zpracováním několika paralelních vzorků. Společenstva epipelonu se vyznačovaly menší druhovou diverzitou než epiliton. Vyskytovaly se zde hlavně druhy rozsivek (*Nitzschia sigmoidea, N. amphibia, N. acicularis, Navicula pygmaea, N. cuspidata, Caloneis amphisbaena, Surirella splendida, Cymmatopleura solea atd.*) Hojné byly též vláknité nárostové sinice *Phormidium autumnale* a *Oscillatoria limosa*. Epifytická společenstva charakterizovaly hlavně penátní rozsivky rodu *Cocconeis, Achnanthes a Fragillaria*. Kromě autotrofních autotrofních organismů byly zaznamenáni také zástupci heterotrofní složky nárostů dna (vláknité bakterie, koloniální nálevníci atd.), kteří mohou velmi dobře indikovat antropogenní faktory znečištění a významně ovlivnit hodnocení ekologického stavu lokality [2].

Vodní makrofyta

Mezi nově sledované složky v hodnocení povrchových tekoucích vod patří také sledování vodní vegetace. Většina vodních rostlin má velice širokou ekologickou amplitudu, ať už se jedná o faktory jako je: pH, obsah živin ve vodě a substrátu, fyzikální vlastnosti substrátu nebo hloubka a průhlednost vody; řada jich také roste jak v tekoucích tak i ve stojatých vodách. Každý druh má optimum při jiné kombinaci těchto faktorů a mimo optimum roste jen tehdy, pokud mu v tom nebrání konkurence. Jde tedy o vegetaci velmi dynamickou, ke změnám v druhovém složení i v množství biomasy dochází jak meziročně, tak i během jediné sezóny.

Metody a výsledky:

V podniku Povodí Labe s.p. probíhá sledování vodních makrofyt v tekoucích vodách od června 2006, sleduje se celkem 19 toků, lokality odběru makrofyt korespondují s profily jakosti. Použitá národní metoda vychází z evropské normy EN 14184 (ČSN 75 7721). Terénní vzorkování spočívá v odhadování pokryvnosti jednotlivých druhů makrofyt pomocí 5-stupňové stupnice v půlkilometrových úsecích toku. V prvním roce sledování bylo nalezeno celkem 63 cévnatých rostlin a mechorostů, v roce 2007 bylo nalezeno 70 druhů. Druhově nejbohatší lokality odpovídají mezotrofním až eutrofním tokům, které nemají zastíněnou příbřežní část koryta. Lokality s největším počtem druhů byly na tocích Mrlině v Nových Zámcích a Labe v Lysé nad Labem a Obříství.

V tekoucích vodách lze zřetelně odlišit makrofytní vegetaci horních a dolních částí toku. V rychle proudících vodách horních částech toku je vegetace makrofyt druhově chudá. Vzhledem k charakteru proudění se vyskytují druhy s nitkovitými listy (např. lakušník vzplývavý – *Batrachium fluitans*) , které jsou schopny lépe odolávat tlaku vody a mechanickému poškození. Ve větší míře se také uplatňují mechorosty (např. *Fontinalis antipyretica*) a řasy (např. *Lemanea*). Druhovou bohatost také ovlivňuje větší zastínění toku a kamenitý charakter koryta.

Na dolních tocích řek, s mírně tekoucí vodou, se často vyskytuje vegetace s převahou stulíku žlutého (*Nuphar lutea*) a dalších makrofyt charakteristických především pro stojaté vody. Vodní vegetace je zde tvořena ponořenými nebo na hladině plovoucími rostlinami, kořenujících nebo nekořenujících v substrátu dna. Podle účasti jednotlivých druhů mohou být porosty jednovrstevné nebo dvouvrstevné. Submerzní vrstva bývá tvořena druhy s listy členěnými v jemné úkrojky (např. růžkatcem ostnitým – *Ceratophyllum demersum*, stolístkem klasnatým – *Myriophyllum spicatum*, řečankou přímořskou – *Najas marina*) nebo také širokolistými i úzkolistými rdesty (např. rdest kadeřavý – *Potamogeton crispus*, rdest uzlinatý – P. *nodosus*). Vodní hladinu nesouvisle pokrývají okřehkovité rostliny rodu Lemna a *Spirodela polyrhiza* [3]. Jako makrofytní vegetace jsou hodnoceny také submerzní a natantní porosty některých bahenních rostlin, pakliže se vyskytují v řečišti. Jedná se například o druhy: zevar jednoduchý (*Spaganium emersum*), šmel okoličnatý (*Butomus umbellatus*) nebo šípatku vodní (*Sagittaria sagittifolia*).

[1] Sládečková A., MARVAN P. (1978): Fytobentos. – In: Hindák, F. et al.: Sladkovodné riasy. – Slov. pedagog. naklad., Bratislava, p. 62-104.

[2] Sládeček, V., Sládečková, A. 1996): Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod – Česká vědecko – technická vodohospodářská společnost Praha, 351 pp.

[3] (Chytrý M., Kučera T. & Kočí M. (eds.) (2001) Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Resumé

Fytobenthos and macrophyta of the flowing surface water bodies – elements monitored to evaluate the water bodies status

In 2006 and 2007, our staff participated in the monitoring of two newly-introduced biologic elements to observe the ecological status of flowing surface waters. These two new elements being monitored are fytobenthos and macrophyta.

Taking and processing of samples and relevant field monitoring was done in accordance with the national methodologies at profiles that are located within the Povodi Labe operational monitoring network. Fytobenthos was monitored at 100 localities once or twice a year. The diversity of species usually increased with the stream order. The oligotrophic mountain streams were populated by lower number of species with lower biomass. The highly eutrophic waters featured high amount of biomass and an uneven equability of species. The aquatic vegetation in flowing water bodies was monitored on 19 watercourses. In 2006, the total number of makrophyta species found amounted to 63. The following year, the number increased to 70 species of vascular plants and bryophytes. The localities richest in the species composition are the mezotrophic and eutrotrophic watercourses whose water surface near the bank is exposed to sun.

EKOLOGICKÝ POTENCIÁL VODNÍCH NÁDRŽÍ – PRVNÍ KROKY

Jindřich DURAS

V ČR bylo za samostatné vodní útvary dle Rámcové směrnice (RS) uznáno celkem 71 útvarů stojatých vod. Z nich jediný je zařazen mezi útvary umělé (zbytková jáma po těžbě hnědého uhlí Barbora), tzv. ASW, a všechny ostatní spadají do kategorie tzv. HMWB - silně pozměněné vodní útvary. Z nich 14 je nádrží rybničního typu, včetně Máchova jezera, a zbývající 64 jsou více či méně typické přehradní nádrže. U všech útvarů stojatých vod v ČR se tedy nehodnotí ekologický stav (ES), ale ekologický potenciál (EP). Přestože obě kategorie – ES a EP – jsou si zaměřením velmi blízké, hodnocení EP je výrazně komplikovanější.
Při hodnocení EP dle RS je třeba postupovat v několika krocích:

- **Definovat daný HMWB**, což v hrubých rysech je poměrně jednoduché, neboť stačí vyjít z provozního řádu. Pro hodnocení EP jsou však stávající podklady většinou nedostačující, protože byly zpracovávány v době, kdy EP nádrže nepatřil mezi priority. Proto se tehdy ani nikdo nezabýval např. kolísáním hladiny, které zásadně ovlivňuje existenci vodního ekosystému.
- **Hledat a nalézt zmírňující opatření**, tzv. mitigation measures. Cílem je minimalizovat negativní důsledky provozování daného HMWB na stav EP. To je velmi těžké, protože musí být například jasně řečeno, kolik elektrické energie se bezpodmínečně musí vyrobit, a kdy už je třeba brát ohled i na ekosystém nádrže – vlastně jde o rozhodování, pro kolik vyrobené energie už stojí za to obětovat dobrý EP nádrže, který je limitován fluktuací vodní hladiny. A porovnat, co je „ekologičtější“, zvláště když ve hře jsou finanční prostředky, je složité. Na tomto poli tedy lze očekávat dlouhodobá jednání různých subjektů.
- **Určit maximální EP**, tedy EP, který by daný vodní útvar (= definovaný a s provedenými zmírňujícími opatřeními) dosáhl, kdyby už žádný další antropický vliv neexistoval. To je z řady důvodů metodicky velmi obtížný krok, protože například nejsou k dispozici odpovídající referenční lokality – ale hlavně: Nebyly učiněny dva kroky uvedené výše.
- **Odvodit další kategorie EP: dobrý – střední – poškozený – zničený** je rovněž metodicky náročné, přičemž vše je ještě komplikováno „neekologickými“ vlivy. Ty jsou odvozeny od požadavku dosáhnout „dobrého“ EP do roku 2015 všude, kde dosud zjištěn nebyl, a zajistit také odpovídající finanční prostředky. Čím přísnější vymezení „dobrého“ stavu, tím obtížněji a dráže se bude dosahovat…

Z uvedeného je zřejmé, že pro první kolo hodnocení EP bylo nezbytné vytvořit hodnotící kritéria nezávislá příliš na uvedeném postupu, ale vycházející z obecných limnologických poznatků. Hodnocení bylo prováděno z pohledu čtyř hlavních stresorů: eutrofizace, hydromorfologie, narušení druhové skladby a acidifikace. Hodnotící postup byl kombinací aplikace obecných pravidel a individuálního přístupu s důrazem na význam expertního posouzení.

Stresor eutrofizace

Z pohledu hodnocení EP hraje v problematice eutrofizace klíčovou roli fosfor, a to především přísun fosforu do nádrže. Na přísunu tohoto prvku záleží koncentrace P v nádrži, tedy také intenzita rozvoje řas a sinic (průhlednost vody, cyanotoxiny), kyslíkové deficity u dna (+Mn a Fe), hustota rybí obsádky, struktura zooplanktonu, oživení dna… EP dané nádrže je tedy přímo závislý na přísunu P. Otázka je, jak určit akceptovatelný přísun P – a od něj se odvíjející koncentraci P v povrchové vrstvě vody u hráze nádrže, aby daná nádrž ještě dosahovala „dobrého“ EP.
Pro vztah mezi koncentrací P v přitékající vodě a koncentrací P v povrchové vrstvě vody (epilimnion) u hráze dané nádrže bylo využito vztahu pro retenci P v nádržích [1]:

$$R = 1{,}84\ \tau^{0,5}/(1 + 1{,}84\ \tau^{0,5})$$

Kde τ je teoretická doba zdržení vody v nádrži (roky). Základním myšlenkovým přístupem pak bylo konstatování, že nádrž má „dobrý“ EP v případě, že leží na toku s „dobrým“ nebo lepším ES. Tento zdánlivě jasný přístup se však může velmi zkomplikovat, pokud by byl určen příliš benevolentní limit pro „dobrý“ ES pro mezní koncentraci P v útvarech tekoucích vod. V takovém případě je třeba počítat i s existencí „přirozeně“ eutrofních nádrží – k tomu jsou dobře disponovány především nádrže s krátkou dobou zdržení vody, kde už poměrně nízká koncentrace P v přitékající vodě má za následek výrazné projevy eutrofie, včetně masového rozvoje sinic.

Proces stanovení mezní koncentrace P pro „dobrý“ ES tekoucích vod byl komplikovanou záležitostí a nakonec byla přijata pro P celkový hodnota 0,150 mg.l^{-1} jako roční průměr, čemuž odpovídá hodnota cca 0,240 mg.l^{-1} jako C90. Tato hodnota je pro přítoky stojatých vod neudržitelně vysoká – z celkového počtu 64 hodnocených vodních útvarů (za předpokladu, že obsah P v přítoku by právě odpovídal přijatému limitu) by dle kritérií OECD 1992 16 útvarů bylo hypertrofních, 47 eutrofních a pouze 1 mezotrofní! Přitom v ČR lze za přirozený stav stojatých vod jednoznačně považovat stav oligotrofní až mezotrofní. Proto bylo pro hodnocení EP stojatých vod paralelně doporučeno používat jako limitní koncentraci P celkového hodnotu 0,080 mg.l^{-1} jako roční průměr (cca 0,13 mg.l^{-1} jako C90). Tato doporučená hodnota zhruba odpovídá koncentraci P, která je dosažitelná v povodích, kde jsou odpadní vody čištěny technologií s cílenou eliminací P (účinnost cca 90 %), kde se zemědělství řídí dobrou zemědělskou praxí a kde při chovu ryb v rybnících je vyrovnaný poměr mezi krmnou dávkou a produkcí ryb. Pokud by všechny přítoky hodnocených vodních útvarů stojatých vod právě dosáhly průměrné roční koncentrace P celkového 0,080 mg.l^{-1}, pak by dle kritérií OECD 1992 bylo 41 útvarů eutrofních a 23 mezotrofních, žádný by nebyl hypertrofní. Z nejvyšší akceptovatelné koncentrace P pro přítoky byla vypočtena hraniční koncentrace P pro „dobrý“ EP pro povrchovou vrstvu vody u hráze individuálně pro každý hodnocený vodní útvar.

Protože i při dodržení přísnějšího limitu pro koncentraci P nelze vyloučit u některých útvarů stojatých vod silné eutrofizační projevy, které jsou v rozporu s tím, co ještě lze chápat jako příznivé ekologické poměry, byly souběžně stanoveny limity „dobrého“ EP i pro další ukazatele. Biomasa fytoplanktonu vyjádřená jako chlorofyl a nesmí přesáhnout maximální hodnotu 150 µg.l^{-1} a průměrnou hodnotu za vegetační sezónu (IV. – IX.) 50 µg.l^{-1}. Hodnota pH zvyšovaná fotosyntetickou aktivitou fytoplanktonu nesmí přesáhnout 10,0, roční medián BSK_5 3 mg.l^{-1} (pro rybníky bude v ukazateli BSK_5 zvažována hodnota benevolentnější). Roční medián koncentrací NO_3-N nesmí přesáhnout 3,4 až 4,5 mg.l^{-1} – podle typu vodního toku.

Stresor hydromorfologie

V případě HMWB se jedná především o fluktuaci vodní hladiny, která je důsledkem způsobu využívání dané vodní nádrže. Kolísání hladiny je stresor zásadního významu, protože jeho rozsah přímo určuje možnost existence tzv. makrofytového litorálu, tedy mělkého příbřežního pásu s ponořenými vodními rostlinami. Biotop litorálu má mnohostranný význam pro celý vodní ekosystém. Je důležitý například pro přirozenou strukturu rybí obsádky tím, že je bohatým potravním zdrojem, stanovištěm pro dravce, trdlištěm, úkrytem pro nejmladší ročníky. Dobře vyvinutý litorál má pozitivní vliv i na koloběh fosforu. Může zadržovat splachy, v zátokách přítoků dokáže zachycovat živiny, které pak nepostupují dále do nádrže, některé druhy rostlin (např. parožnatky, *Characeae*) odebírají fosfor pro svůj růst přímo z vody a konkurují tím fytoplanktonu. A samozřejmě litorální pásmo s vodními rostlinami se vyznačuje bohatou biodiverzitou, a je tedy důležitým přínosem také pro ekologickou hodnotu celé krajiny.

Rostliny nejvýznamnější z pohledu utváření stabilního litorálního biotopu (např. *Myriophyllum spicatum*) jsou citlivé na vysychání a vymrzání dna. Všechny druhy vegetace jsou navíc limitovány abrazí vln na periodicky obnažované břehy a zároveň dostupností světla, tedy průhledností vody. Zhruba platí, že celoroční kolísání hladiny by nemělo přesáhnout průměrnou průhlednost vody za vegetační období. Z toho vyplývá, že čím méně úživná nádrž je (= čím je větší průhlednost vody), tím větší rozsah dna může litorál s vodní vegetací zaujímat a tím dokáže také „přežít“ větší rozsah kolísání hladiny vody. Existence litorálu je tedy provázána s úrovní trofie daného vodního útvaru.

Pro první kolo hodnocení bylo přijato kritérium, že celoroční rozsah kolísání hladiny nesmí přesáhnout průměrnou hodnotu průhlednosti za vegetační sezónu, přičemž krátkodobé zvýšení hladiny (1–2 týdny, retence vysokých průtoků) je třeba hodnotit expertním posouzením. Většina běžných přehradních nádrží nesplňuje uvedené hodnotící kritérium – první kolo hodnocení tedy otevřelo právě zde široký prostor pro již zmíněná a dosud neřešená „zmírňující opatření".

Stresor narušení druhové skladby biocenózy

Tento stresor váže těsně jednak na existenci výše zmíněného litorálu, který je nezbytný nejen pro přirozenou biodiverzitu bezobratlých, ale i pro zdravou strukturu rybí obsádky, jednak závisí na způsobu rybářského obhospodařování, které se vyznačuje různě velkou deformací poměrů v rybí obsádce a také chovem nepůvodních druhů ryb (amur, tolstolobik). Nepřirozená rybí obsádka má nepříznivý vliv na další články biocenózy, včetně makrofyt, a urychlováním koloběhu živin působí značně pro-eutrofizačně.

V prvním kole hodnocení EP bylo k tomuto stresoru pouze doplňkově přihlíženo, protože nejsou k dispozici ani dobře zpracovaná hodnotící kritéria, ani spolehlivé údaje o rybích obsádkách. V rybnících určených výhradně k chovu ryb nebyla rybí obsádka hodnocena.

Stresor acidifikace

Hodnocení stresoru acidifikace je v současnosti obtížné, protože lze těžko rozlišit přirozenou „kyselost", včetně huminových látek, od antropogenní. Pro první kolo hodnocení bylo stanoveno pouze kritérium existence makrozooplanktonu, s doporučením expertního posuzování. Přístup k tomuto stresoru je třeba teprve podrobně zpracovat.

Závěr

Výsledky prací dosud provedených v rámci prvního kola hodnocení EP útvarů stojatých vod jasně ukázaly nedostatky v obecném přístupu k HMWB (jejich definice, hledání zmírňujících opatření). První předběžně provedené hodnocení (jeho definitivní podoba vznikne během schvalovacích procesů Plánů oblastí povodí) je zároveň přínosem tím, že byla otestována základní hodnotící kritéria a zjištěny nejzávažnější oblasti k dopracování ve vznikající metodice pro standardní posuzování stojatých vod. Důležitým impulsem k dalšímu vývoji problematiky bude jistě i skutečnost, že předběžné výsledky prvního kola ukázaly většinu nádrží v horším než „dobrém" EP.

[1] 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.

Pilotprojekt Bitterfeld-Wolfen

Beispielhafte Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in einem altlastengeprägten Grundwasserkörper

Martin Keil, Evelyn Schaffranka, Hartmut Schwartz, Dieter Poetke, Judith Knies, Jochen Großmann

Zielstellung des Projektes

Die im Jahr 2000 in Kraft getretene EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zum Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer in der EU verlangt die Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen für die einzelnen Wasserkörper bis Ende 2009. Die Bewirtschaftungspläne sollen Maßnahmen zum Schutz, zur Sanierung und zur Verbesserung der Gewässer enthalten. Die Umsetzung der notwendigen Gewässerschutz- und Sanierungsmaßnahmen in die Praxis muss bis 2012 abgeschlossen sein. Bis 2015 sollen gemäß WRRL alle Gewässer die Umweltziele erreicht haben.

Das Land Sachsen-Anhalt bereitet die Erstellung der Bewirtschaftungspläne im gesamten Land vor, exemplarisch werden für ausgewählte Belastungsschwerpunkte die wesentlichen fachlichen/methodischen Grundlagen durch Pilotprojekte geschaffen.

Eines dieser Pilotprojekte ist der Grundwasserkörper mit der Bezeichnung VM 2–4 - „Pilotprojekt Bitterfeld-Wolfen“. Bei der Erstellung des Bewirtschaftungsplanes werden neben dem Grundwasserkörper außerdem die in seinem Gebiet enthaltenen Oberflächenwasserkörper berücksichtigt.

Im Falle des Pilotprojektes handelt es sich um einen altlastengeprägten Grundwasserkörper, der schwerpunktmäßig durch eine Punktquelle beeinflusst wird.

Die Umsetzung der Vorgaben der WRRL zur Umweltzielbestimmung erfolgen entsprechend dem „Leitfaden zur Umweltzielbestimmung gemäß WRRL“ des Landes Sachsen-Anhalt. Die Arbeitsschritte umfassen die Bewertung der Qualität und Quantität der Wasserkörper (so genannte Zustandsbewertung) sowie die ggf. erforderliche Ableitung von geeigneten und finanzierbaren Maßnahmen. Im Falle besonders schwerwiegender Beeinträchtigungen der Wasserkörper, aufgrund derer die Ziele der WRRL nicht erreicht werden können, werden außerdem mögliche Ausnahmeregelungen geprüft, abgeleitet und begründet.

Projektgebiet

Das Pilotprojektgebiet Bitterfeld-Wolfen liegt im Südosten des Bundeslandes Sachsen-Anhalt. Das Gebiet erfuhr seine besondere Prägung durch die vor mehr als 100 Jahren begonnenen Tagebauaktivitäten und die daraus folgende Erschließung des Gebietes als Standort der chemischen Industrie.

Im Zuge des wirtschaftlichen Umbruchs in Deutschland in den Jahren nach 1989 wurden die Tagebauaktivitäten sukzessive eingestellt und die kontrollierte Flutung der entstandenen Tagebaurestlöcher vorbereitet. Die geplante Flutung des Tagebaukomplexes Goitsche wurde durch das Elbe-Hochwasser im Jahr 2002 erheblich beschleunigt, so dass in kurzer Zeit der gesamte Tagebaukomplex gefüllt war und der Grundwasserspiegel in Teilbereichen nahezu auf seinem Ausgangsniveau lag.

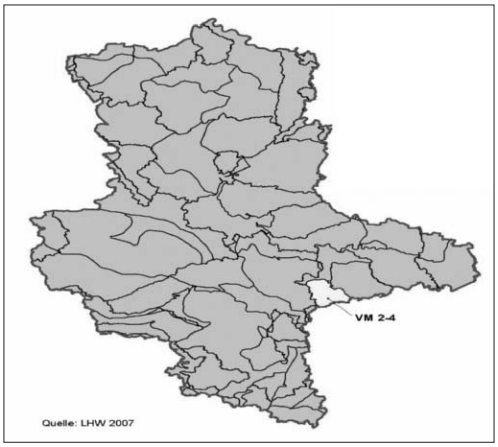


Abbildung 1: *Lage des Pilotprojektgebietes im Land Sachsen-Anhalt*

Durch die Ablagerung von industriellen Abfällen, u.a. auch in den Tagebaurestlöchern, sowie Havarien, Handhabungsverluste usw. im Rahmen der chemischen Produktion ist es im Pilotprojektbereich zu einem massiven Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser gekommen. Da der Eintrag im Wesentlichen aus dem Chemieindustriegebiet erfolgte, spricht man hier von einer Punktquelle und folglich von einem punktquellengeprägten Grundwasserkörper.
Der Grundwasserkörper erstreckt sich über eine Fläche von 168,4 km^2.

Projektbearbeitung
Zur Aufstellung eines Bewirtschaftungsplans für den Grundwasserkörper und die im Gebiet enthaltenen Oberflächenwasserkörper werden gemäß dem oben genannten Leitfaden im Pilotprojekt die in der Abbildung 2 dargestellten Bearbeitungsschritte durchgeführt.

Abbildung 2: *Bearbeitungsschritte zur Umsetzung der EU-WRRL gemäß Leitfaden zur Umweltzielbestimmung des Landes Sachsen-Anhalt*

Wesentliche Ergebnisse des Pilotprojektes
Die dargestellten Bearbeitungsschritte wurden für den Grundwasserkörper im Pilotprojektbereich bereits methodisch durchlaufen.

Zustandsbewertung
Im Rahmen des Pilotprojektes wurde ein *Monitoringkonzept* erarbeitet, welches die methodische Herangehensweise für die Bewertung von punktquellengeprägten Grundwasserkörpern beschreibt.
Ein wesentliches Element bei der Bewertung stellt die so genannte *Rasterinterpolationsmethode* dar. Diese Methode dient der möglichst realitätsnahen Übertragung von an einzelnen Punkten gemessenen Daten in die Fläche. Ziel ist es, eine möglichst fundierte Aussage über die Größe des Einflussbereiches der Punktquelle zu erhalten.
Der Einfluss der Punktquelle wird anhand der *Überschreitung von Qualitätsnormen* dargestellt. Um den Grad der Überschreitung und eventuelle Veränderungen in der Belastungssituation sichtbar machen zu können, wurden die Qualitätsnormüberschreitungen in Intervallen (gekennzeichnet durch grün, gelb, orange und rot) dargestellt (s. Abbildung 3).

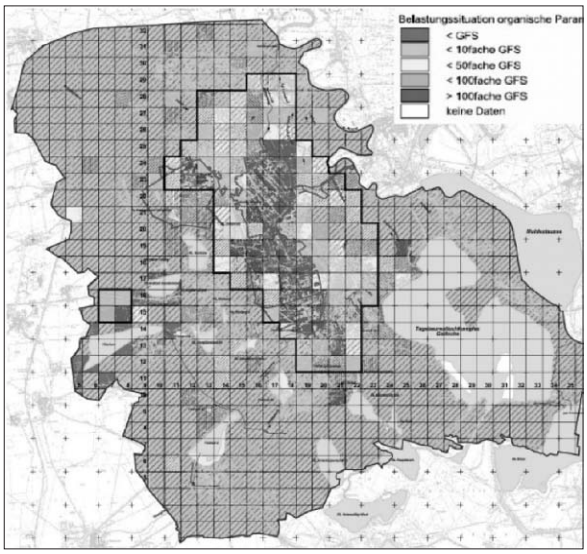


Abbildung 3: *Qualitätsnormüberschreitungen im Grundwasserkörper VM 2–4*

Defizitanalyse
Ist der Einfluss der Punktquelle (oder der Summe von Punktquellen) größer als 10 % der Fläche des Grundwasserkörpers (für das Land Sachsen-Anhalt festgelegte Relevanzschwelle), so ist dieser in einem schlechten chemischen Zustand.
Für den Pilotprojektbereich gilt, dass der Punktquelleneinfluss größer als 10 % ist, durch die im Rahmen der Bergbauaktivitäten freigesetzten Parameter ist sogar noch eine weitaus größere Beeinflussung festzustellen. So sind schätzungsweise 80–90 % des GWK durch vor allem Eisen (II) und Sulfat sowie weitere Schwermetalle beeinträchtigt. Der Grundwasserkörper ist folglich sowohl hinsichtlich des Punktquelleneinflusses als auch der bergbautypischen Parameter in einem schlechten chemischen Zustand. Der mengenmäßige Zustand ist hingegen gut.

Ableitung von Maßnahmen

Aufgrund der bestehenden Erfordernisse der nationalen Gesetzgebung (BBodSchG, bisheriges WHG etc.) wurde bereits ein 4-stufiges Sanierungsrahmenkonzept bestehend aus geeigneten und verhältnismäßigen Maßnahmen zur Sicherung und Sanierung des punktquellenbeeinflussten Bereiches im Rahmen der ÖGP-Bearbeitung entwickelt. Aufgrund des vorliegenden Sanierungsrahmenkonzeptes wurde für das Pilotprojekt festgelegt, dass keine ergänzende Sozioökonomische Bewertung der Maßnahmen des ÖGP erforderlich ist. Im Falle des bergbaulich beeinflussten Bereiches werden die notwendigen Maßnahmen im Rahmen des bergrechtlichen Abschlusses der Bergbaumaßnahmen durch die LMBV durchgeführt.

Zielerreichung gemäß WRRL

Für einen Grundwasserschaden dieses Ausmaßes und dieser Komplexität ist eine längerfristige Prognose bezüglich der Entwicklung des Schadensausmaßes und der Wirkungen laufender Maßnahmen nur in groben Zügen möglich. Es kann demnach gegenwärtig nicht fundiert prognostiziert werden, wie sich die Belastungssituation im Detail bis 2015 und folgende Zeiträume gemäß WRRL entwickeln wird.

Ausnahmeregelungen

Auf Grundlage von Expertenwissen ist davon auszugehen, dass angesichts der weit reichenden und hohen Beeinträchtigungen durch beide Belastungsschwerpunkte sowie der spezifischen Standortbedingungen (überströmte Phasenbereiche im quartären und tertiären Grundwasserleiter, Sorption an organogene Einlagerungen (u.a. Kohleflöze), Sekundärquellen etc.) die Ziele der WRRL mit den geplanten Maßnahmen in den vorgegebenen Zeiträumen nicht erreicht werden. Ebenso wenig können, insbesondere aufgrund der nur sehr unvollkommenen Wirkungsprognose der laufenden Maßnahmen, geeignete und verhältnismäßige ergänzende Maßnahmen abgeleitet werden. Folglich wurden für den Grundwasserkörper bezüglich beider Belastungsschwerpunkte die Ausnahmeregelungen der WRRL geprüft. Dies beinhaltet zunächst die Prüfung der *Fristverlängerung* (Zielerreichung bis 2021 bzw. 2027) und in einem weiteren Schritt die Ableitung *weniger strenge Umweltziele*.

Im Ergebnis wurden aufgrund technischer Aspekte, natürlicher Gegebenheiten sowie Beurteilungen der Verhältnismäßigkeit für den GWK hinsichtlich beider Belastungsschwerpunkte weniger strenge Umweltziele abgeleitet. Die Umweltzielbestimmung erfolgte iterativ und führte aufgrund des gegenwärtigen Kenntnisstandes bzw. der unvollkommenen Prognosesicherheit zu folgenden Festlegungen:

- ⇨ Verhinderung einer weiteren Verschlechterung des Zustands des Grundwasserkörpers durch die Punktquelle (Einhaltung des Verschlechterungsverbotes)
- ⇨ langfristige Erreichung eines Rückgangs der Belastung durch die Punktquelle (Trendumkehr)
- ⇨ gegenwärtiger Zustand und die sich zukünftig noch flutungsbedingt einstellende Belastungssituation durch die diffuse Quelle Bergbau als Status quo erhalten.

Die zur Zielerreichung erforderlichen Maßnahmen werden in Form des Sanierungsrahmenkonzeptes bzw. des bergrechtlichen Planfeststellungsverfahrens gegenwärtig umgesetzt. Eine vorläufige Trendermittlung für den PQ-beeinflussten Bereich ergab, dass bereits eine tendenzielle Verbesserung des Zustandes erkennbar ist. Nach gegenwärtigem Kenntnisstand besteht damit bezüglich der weniger strengen Umweltziele kein über die geplanten Maßnahmen hinausgehendes Maßnahmeerfordernis.

Nach gegenwärtigem Kenntnisstand ist grundsätzlich davon auszugehen, dass ein guter chemischer Zustand im betrachteten Grundwasserkörper nicht innerhalb der nächsten 50 Jahre erreicht werden kann.

Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser (AGRUM Weser)

Agnes Richmann, Kirsten Seidel, Peter Kreins, Horst Gömann, Ulrike Hirt, Björn Tetzlaff

1. Einleitung

Der Gewässerzustand hat sich laut einhelliger Meinung der Experten in den vergangen Jahrzehnten deutlich verbessert. Gleichwohl gilt, dass trotz aller bisher erreichten Erfolge im Bereich des Gewässerschutzes noch immer große Teile der Gewässer mehr oder weniger stark anthropogen belastet sind. Dabei kommt der landwirtschaftlichen Nähr- und Schadstoffbelastungen der Gewässer eine große Bedeutung zu. Von Seiten der Wasserwirtschaft werden daher zunehmend Forderungen an die Landwirtschaft gestellt, durch entsprechende Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffbelastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer beizutragen.

2. Modellverbund

Für das Einzugsgebiet der Weser wird die Erstellung des Maßnahmenprogramms im Bereich diffuser Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft durch Analysen eines Verbundes bestehender und bewährter Modelle im Rahmen der Pilotstudie AGRUM-Weser[1] unterstützt (Kreins et al., 2008).

Der Modellverbund wird zur Abbildung des Gesamtsystems Landwirtschaft-Grundwasser-Oberflächengewässer und zur Berechnung der Frachten in Küstengewässer eingesetzt. Er besteht aus dem Regionalisierten Agrar- und UMweltInformationsSystems RAUMIS (Heinrichsmeyer et al., 1996), dem hydro(geo)logischen Modellen GROWA/WEKU (Kunkel & Wendland., 2002) und dem Modell MONERIS (MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems, Behrendt et al., 2003). Zur Weiterentwicklung der Modellkopplung wurden Daten unterschiedlicher Herkunft aktualisiert, harmonisiert und zu einer einheitlichen Grundlage zusammengeführt. Mit dem Modellverbund wurde für die gesamte Flussgebietseinheit Weser eine einheitliche Methodik und ein konsistenter Bewertungs- und Analyseansatz entwickelt und bereitgestellt, um flächendifferenzierte Ist-Zustands-, Monitoring- und Maßnahmenanalysen durchzuführen.

Die Abbildungsbereiche der einzelnen Modelle sind wie folgt: Mit RAUMIS werden regional differenzierte Ist-Zustands- und Wirkungsanalysen von agrar- und agrarumweltpolitischen Maßnahmen vorgenommen und Nährstoffbilanzen als gewässerrelevanten Indikatoren ermittelt. Das GROWA/ WEKU-Modell liefert räumlich hoch aufgelöste Ergebnisse (z. B. im 100m x 100m Raster) für die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer unter Berücksichtigung des Nährstoffabbaus bzw. der Nährstoffretention in Boden und Grundwasser und trägt dadurch der mit Unsicherheiten behafteten Bestimmung diffuser Nährstoffeinträge Rechnung. Das MONERIS-Modell bildet alle relevanten Eintragspfade (Punkt- und diffuse Einträge) ab und stellt den Konsistenzrahmen für die gesamten Nährstoffeinträge dar. Die räumliche Auflösung ist auf Flusseinzugsgebiete bezogen, deren Größe zwischen ca. 10 km^2 und 1000 km^2 variieren kann.

3. Untersuchungsregion

Bei der Auswahl der Untersuchungsregion Weser spielte das Vorhandensein der großen Vielfalt an hydrologischen und landwirtschaftlichen Strukturen im Flusseinzugsgebiet eine wichtige Rolle. Dadurch konnte si-

[1] Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. http://www.arge-weser.de/pilotprojekte_fge.html

chergestellt werden, dass der Analyseansatz über die Untersuchungsregion hinaus auf andere Flusseinzugsgebiete übertragbar ist. Darüber hinaus stellt die Flussgebietseinheit Weser ein großes länderübergreifendes Flusseinzugsgebiet dar, welches eine ganzheitliche flussgebietsbezogene Maßnahmenanalyse ermöglicht. Die Flussgebietseinheit erstreckt sich über unterschiedliche Landschaftseinheiten (z. B. Rheinisches Schiefergebirge, Weserbergland, Norddeutsches Flachland). Diese Regionen sind sowohl bzgl. der bodenkundlichen und hydrologischen Standortbedingungen als auch hinsichtlich der Landwirtschaftsstrukturen und Betriebsformen sowie der Besiedlungsdichten sehr unterschiedlich zu bewerten.

4. Ergebnisse

Mit Hilfe des Modellverbunds wurde zunächst die Nährstoffbelastung der Flussgebietseinheit Weser für das Basisjahr 2003 ermittelt. Die berechneten Stickstoffbilanzüberschüsse betragen durchschnittlich 75 kg/ha, die daraus resultierenden Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ca. 60 mg/l, allerdings jeweils mit großen regionalen Unterschieden. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde ein Baseline-Szenario für das Jahr 2015 entwickelt, in dem die aktuellen Reformen der EU-Agrarpolitik, nationale agrarpolitische Maßnahmen, Preissteigerungen für Agrarprodukte und die steigende Biomasseproduktion sowie die neuen Programme zur Förderung von Agrarumweltmaßnahmen der jeweiligen Bundesländer für die Jahre 2007 – 2013 Berücksichtigung fanden.

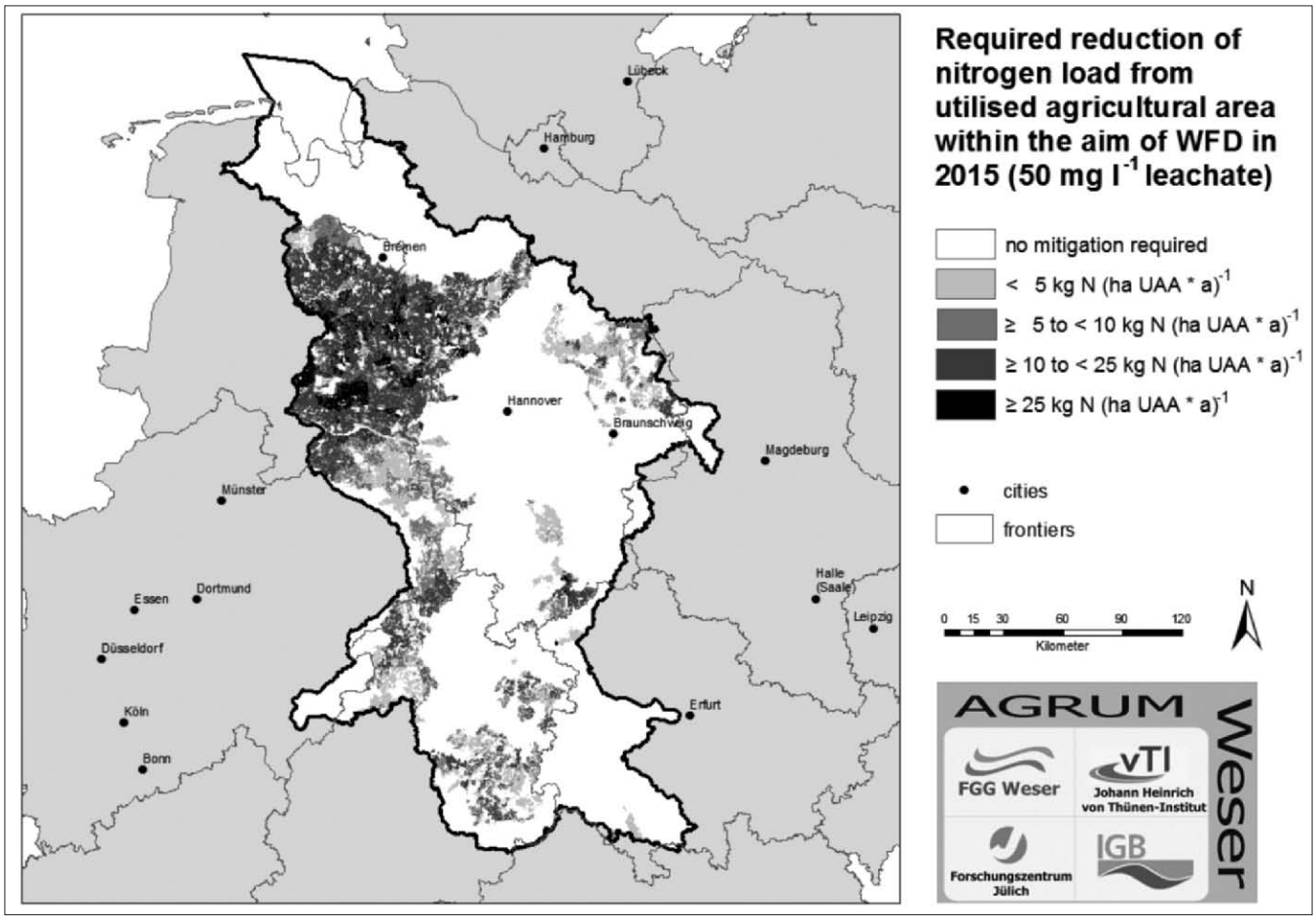


Abb. 1: *Required reduction of nitrogen load from utilized agricultural area within the aim of Water Framework Directive in 2015*

Die aktuellen Entwicklungen in der Agrar- und Agrarumweltpolitik lassen insgesamt eine weitere Entlastung bei den diffusen Nährstoffeinträgen erwarten, wobei sich die regionale Ausprägung sowie Wirkungsrichtung und -höhe stark unterscheiden kann. Während eine durch den prognostizierten Agrarpreisanstieg induzierte Steigerung der Produktionsintensität, das Aussetzen der Flächenstilllegung sowie eine Zunahme des Energi-

emaisanbaus zu einer Erhöhung des Nährstoffbilanzsaldos führen dürften, wird der durch die Entkopplung der Tierprämien bedingte Abbau der Rinderbestände sowie die zu erwartende Effizienzsteigerung des Wirtschaftsdüngereinsatzes einen Rückgang der Nährstoffüberschüsse bewirken. Insgesamt ist bis zum Jahr 2015 ein Rückgang der Nährstoffüberschüsse in Höhe von 10– 15 kg N/ha LF zu erwarten. Für die viehstarken Regionen, die in der Ausgangssituation durch überdurchschnittliche Nährstoffbilanzüberschüsse gekennzeichnet sind, wird ein relativ starker Rückgang der N-Bilanzüberschüsse prognostiziert. Dennoch weisen diese Regionen auch zukünftig die höchsten Nährstoffbilanzüberschüsse aus (vgl. Abb.1).
Nach den Modellanalysen werden 22 Grundwasserkörper (rund 20 % der Gesamtfläche der Flussgebietseinheit), die noch in der Ausgangssituation die Ziele der WRRL nicht erreichten, langfristig die Ziele der WRRL alleine durch die erwartbare Reduzierung der N-Bilanzüberschüsse im Rahmen der grundlegenden Maßnahmen der allgemeinen Agrarpolitik erreichen können.
Obwohl in fast allen Regionen des Wesereinzugsgebietes eine Reduktion der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser erwartet wird, ist davon auszugehen, dass es in den „Hot spot"-Regionen zusätzlicher Maßnahmen bedarf, um das Umweltqualitätsziel von 50 mg/l bis zum Jahr 2015 zu erreichen.
Durch die Reduktion der N-Bilanzen verringern sich die N-Frachten im Gebiet der Flussgebietseinheit Weser um 11 %. Bei mittleren hydrologischen Bedingungen betragen sie dann für das Jahr 2015 78.497 t/a, während die berechneten Stickstoffeinträge für das Jahr 2003 noch 88.168 t/a betrugen.

5. Summary

According to the status quo report the WFD targets will not be achieved in many German river basins, mainly due to diffuse nutrient pollution. Against this background the aim of the project 'AGRUM Weser' has been to carry out an integrative, area differentiated analysis of the actual status in particular of the diffuse agricultural nutrient pollution in the Weser river basin, Germany, and to analyze the effects of measures to reduce nutrient inputs differentiated by input pathway by using a model network. In order to consider the influence of the measures on all essential environmental and socioeconomic aspects, as employment and income, and to obtain decision support when selecting cost-efficient measures an interdisciplinary model network consisting of the regionalized agricultural economic model RAUMIS, the hydro(geo)logical models GROWA/WEKU and the nutrient emission model MONERIS was established for the Weser river basin.
Analyses showed, that nitrogen surpluses will decrease on average by 10 to 15 kg N/ha until 2015 on the background of agricultural policy, agro-environmental measures, increasing agricultural product prices and increasing biomass production. Nevertheless there will be regions that presumably will not achieve the targets of the WFD until 2015 in regard to ground and surface water. For these regions various measures have been assessed according to their efficiency to reduce diffuse nutrient pollution from agricultural production.

Literatur

[1] Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G. & Wendland, F. (2003): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. UBA-Texte 82/03, 201 S.

[2] Henrichsmeyer, W., Cypris, C., Löhe, W., Meudt, M., Sander, R., von Sothen, F., Isermeyer, F., Schefski, A., Schleef, K.-H., Neander, E., Fasterding, F., Helmcke, B., Neumann, M., Nieberg, H. & Manegold, D., Meier, T., (1996): Entwicklung eines gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript Bonn/Braunschweig.

[3] Kreins, P, Gömann, H., Seidel, K., Behrendt, H., Hirt, U., Herrmann, S., Kuhn, U., Kunkel, R., Tetzlaff, B. & Wendland, F. (2008): Analysis of Agricultural and Environmental Measures in Agricultural Water Protection against the Background of the EU Water Framework Directive – Implementation of an integrative model network in the Weser river basin – . Springer Verlag (in Begutachtung).

[4] Kunkel, R. & Wendland, F. (2002) The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins – the river Elbe case study. Journal of Hydrology 259, 152 – 162.

Deutsches und tschechisches Wasserrecht im Wandel europäischer Anforderungen

Juliane Albrecht

Summary:
European water legislature made German and Czech water law become more harmonized and „europeanized". In Germany, it has given rise to the amendment of the compentences in the field of water regulations in order to facilitate the implementation of European law. As far as the material water law is concerned, the holistic approach of the water framework directive with its strict schedule for achieving the environmental objectives and the establishment of the planning instruments challenges water management in both states. In this respect, the cross-border coo-peration in international river basin districts is an important aspect which is not only reinforced by European water law but also benefits from the legal harmonization. The new Groundwater Directive and the new Floods Directive require further adaptation to the European law.

Vorgaben des europäischen Gewässerschutzrechts
Mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) [1] wird die Gewässerbewirtschaftung in ganz Europa einheitlichen rechtsverbindlichen Anforderungen unterstellt. Herzstück der Richtlinie sind die Umweltziele des Art. 4 WRRL, der für die Oberflächengewässer neben einem allgemeinen Verschlechterungsverbot einen guten ökologischen und chemischen Zustand und für das Grundwasser einen guten mengenmäßigen und chemischen Zustand sowie die Umkehr ansteigender Schadstofftrends fordert. Obwohl in Anhang V der WRRL zahlreiche detaillierte Vorgaben zur Definition des guten Zustands enthalten sind, wurden wichtige Entscheidungen insbesondere über die Konkretisierung des guten chemischen Zustands auf spätere Rechtsakte verschoben. Dies betrifft zum einen die sog. Grundwasser-Tochterrichtlinie (GWRL) [2], die nach zähem Ringen schließlich am 16. 1. 2007 in Kraft getreten ist. Zum anderen wird derzeit auf europäischer Ebene eine Richtlinie über Qualitätsnormen für prioritäre Stoffe [3] verhandelt, die Vorgaben zur Konkretisierung des chemischen Zustands bei den Oberflächengewässern enthalten und die Tochterrichtlinien zur alten Gewässerschutzrichtlinie 76/464/EWG ablösen soll. Zur Erreichung der Umweltziele sieht die WRRL eine Verpflichtung zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen (Art. 11 und 13) sowie zur grenzüberschreitenden Zusammenarbeit innerhalb von Flusseinzugsgebieten (Art. 3) vor. Wenngleich die Aufgabe der WRRL u. a. auch darin besteht, einen Beitrag zur Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen zu leisten (Art. 1 lit. e WRRL), trifft diese keine expliziten Regelungen zum Hochwasserschutz [4]. Daher wurden die europäischen Vorgaben jüngst durch die Anforderungen der Ende 2007 in Kraft getretenen EG-Hochwasserschutzrichtlinie (HWRL) [5] ergänzt. Die Richtlinie enthält drei grundlegende Instrumente, nämlich erstens eine vorausschauende Bewertung des Hochwasserrisikos (Art. 4 und 5), zweitens Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten (Art. 6) sowie drittens Hochwasserrisikomanagementpläne (Art. 7 und 8). Als territorialen Bezugsrahmen verfolgt die HWRL ebenso wie die WRRL einen flussgebietsbezogenen Ansatz einschließlich der Verpflichtung zur grenzüberschreitenden Zusammenarbeit (Art. 3).

Umsetzung in deutsches Recht
Die Umsetzung der WRRL in Deutschland ist noch auf der Grundlage der Rahmenkompetenz gemäß Art. 75 Abs. 1 Nr. 4 Grundgesetz (GG) alte Fassung erfolgt. Mit der im Sommer 2002 in Kraft getretenen 7. Novelle zum Wasserhaushaltsgesetz (WHG) [6] ist die WRRL zunächst hinsichtlich der bundesgesetzlich zu treffenden Regelungen umgesetzt worden. Die 16 Länder haben daraufhin ihre Wassergesetze an die Vorgaben des WHG angepasst [7] und jeweils weitere spezielle Länderverordnungen [8] erlassen. Die Umweltziele

des Art. 4 WRRL einschließlich der Ausnahmetatbestände finden sich in den Bewirtschaftungszielen für die Oberflächengewässer (§§ 25a bis 25d WHG), die Küstengewässer (§ 32c WHG) und das Grundwasser (§ 33a WHG) rahmenrechtlich wieder. Die erforderlichen Konkretisierungen sind in 16 Landesverordnungen enthalten. Die Instrumente des Maßnahmenprogramms und des Bewirtschaftungsplans sind durch die §§ 36 und 36b WHG umgesetzt und durch die Vorschriften der Landeswassergesetze weiter ausgefüllt worden. Die bundesrechtliche Umsetzung des flussgebietsbezogenen Ansatzes ist durch § 1b WHG n. F. erfolgt, der für das Territorium Deutschlands insgesamt zehn Flussgebietseinheiten (Donau, Rhein, Maas, Ems, Weser, Elbe, Eider, Oder, Schlei/Trave und Warnow/Peene) auflistet. Das bisherige, den föderalen Gesetzgebungs- und Verwaltungsstrukturen der Bundesrepublik Deutschland verpflichtete Bewirtschaftungskonzept des WHG ist damit einem ganzheitlichen, an hydrologischen Gegebenheiten ausgerichteten Ansatz gewichen [9]. Die im September 2006 in Kraft getretene Föderalismusreform und die damit einhergehende Abschaffung der Rahmenkompetenz haben die Kompetenzlage an diese Herausforderungen angepasst. Der Bereich des „Wasserhaushalts“ wird danach in die konkurrierende Gesetzgebungskompetenz überführt, was dazu führt, dass der Bund nunmehr Vollregelungen erlassen darf (Art. 74 Abs. 1 Nr. 32 GG), freilich mit bestimmten Abweichungsrechten der Länder (vgl. Art. 72 Abs. 3 Nr. 5 GG). Durch diese neue Kompetenzlage soll u. a. die Anpassung des deutschen Rechts an das Europarecht vereinfacht werden (zur Umsetzung der WRRL waren insgesamt 33 Rechtssetzungsakte erforderlich) [10]. Zugleich will man hiermit die Verabschiedung eines UGB auf Bundesebene ermöglichen. Mittlerweile hat die Bundesregierung einen Entwurf für ein UGB mit einem Zweiten Buch „Wasserwirtschaft“ vorgelegt, in den nicht nur die Anforderungen der WRRL sondern auch bereits die der HWRL Eingang gefunden haben [11]. Abzuwarten bleibt, ob das UGB wie geplant bis zum Ende des Jahres 2009 in Kraft tritt.

Umsetzung in tschechisches Recht

Die Tschechische Republik verfügt über keinen der Bundesrepublik Deutschland vergleichbaren föderalen Staatsaufbau, so dass von Anfang an eine einheitliche gesetzliche Umsetzung der WRRL für ganz Tschechien möglich war. Diese ist durch das Wassergesetz Nr. 254/2001 (im Folgenden: CzWG) [12] erfolgt, dessen Ziel gem. § 1 darin besteht, den guten Zustand aller Gewässer im Einklang mit dem Recht der Europäischen Gemeinschaften einzuhalten oder zu verbessern. Die Umweltziele des Art. 4 WRRL für die Oberflächengewässer und das Grundwasser einschließlich der Ausnahmetatbestände sind in § 23a CzWG geregelt, wobei hinsichtlich der detaillierten Vorgaben zum ökologischen und chemischen Zustand auf Anhang V der WRRL verwiesen wird (vgl. § 21 Abs. 3 CzWG). Die in Art. 11 und 13 WRRL geregelten Planungsinstrumente sind durch den sog. Plan der Haupteinzugsgebiete der Tschechischen Republik (§ 24 CzWG) und die kleinräumigeren Pläne der Einzugsgebiete (§ 25 Abs. 2 CzWG), einschließlich des Maßnahmenprogramms (§ 26 CzWG), rechtlich umgesetzt sowie in der Verordnung Nr. 142/2005 Slg. über die Planung im Bereich der Gewässer [13] näher konkretisiert worden. Im Gegensatz zu den Vorgaben der WRRL ist auch der Hochwasserschutz integraler Bestandteil der genannten Pläne (vgl. Anlage 2, Teil D der Verordnung Nr. 142/2005 Slg.). Der Plan der Haupteinzugsgebiete wurde am 23. Mai 2007 von der Regierung der tschechischen Republik beschlossen [14], die Pläne der Einzugsgebiete sollen bis Ende 2009 erstellt werden [15]. Der flussgebietsbezogene Ansatz des Art. 3 WRRL einschließlich der darin enthaltenen Koordinierungspflichten ist in § 25 Abs. 3 CzWG sowie in der Verordnung Nr. 292/2002 Slg. [16], welche durch die Verordnung Nr. 390/2004 Slg. [17] aktualisiert wurde, geregelt. Tschechien hat Anteile an den drei internationalen Flussgebietseinheiten der Elbe, der Donau und der Oder (§ 24 Abs. 2 S. 1 CzWG), für die zugleich der Plan der Haupteinzugsgebiete zu erstellen ist. Dieser Plan muss im Einklang mit den internationalen Abkommen stehen, an die die Tschechische Republik gebunden ist (§ 24 Abs. 1 S. 3 CzWG). Hierbei handelt es sich um die Abkommen über die internationalen Flussgebietsorganisationen (z. B. IKSE) sowie die Grenzgewässerkommissionen, im Rahmen derer die grenzüberschreitende Koordinierung erfolgt [18]. Derzeit ist eine Novellierung des CzWG zur Anpassung an die aktuellen Entwicklungen des Europarechts im Gange, die im Jahr 2009 in Kraft treten soll.

Fazit

Die Vorgaben zum europäischen Gewässerschutzrecht haben sowohl in Deutschland als auch in Tschechien zu einer Europäisierung des nationalen Rechts geführt. Dabei erstreckt sich die Anpassung speziell des deutschen Rechts nicht allein auf die Änderung der materiellen wasserrechtlichen Vorgaben, sondern war auch ein wesentlicher Grund für die Überführung des Wasserhaushalts in die konkurrierende Gesetzgebung, wodurch die Umsetzung europäischen Rechts künftig erleichtert werden soll. In materieller Hinsicht stellt der ganzheitliche Regelungsansatz der WRRL mit der Formulierung verbindlicher Umweltziele sowie der herausgehobenen Rolle der Planung die Wasserwirtschaft in beiden Staaten vor neue Herausforderungen. Hinzu kommen die Anforderungen der jüngst in Kraft getretenen HWRL, die zwar die Formulierung der Ziele den Mitgliedstaaten überlässt, zur Zielerreichung aber die Aufstellung von speziellen Hochwasserrisikomanagementplänen verlangt. Bemerkenswert erscheint insoweit, dass in Tschechien mit dem Plan der Haupteinzugsgebiete und den detaillierteren Plänen der Einzugsgebiete bereits eine integrierte Gewässermanagementplanung gesetzlich verankert ist, die im Hinblick auf die in Art. 9 HWRL künftig geforderte Abstimmung von WRRL und HWRL zukunftsweisend erscheint. Der in der WRRL und jüngst auch in der HWRL vorgesehene flussgebietsbezogene Ansatz einschließlich der Verpflichtung zur transnationalen Zusammenarbeit ist angesichts des grenzüberschreitenden Charakters vieler europäischer Gewässer sehr zu begrüßen. Die mit der Umsetzung der europäischen Vorgaben in den nationalen Rechtsordnungen bewirkte Harmonisierung der rechtlichen Regelungen in den Mitgliedstaaten leistet hierzu einen wichtigen Beitrag.

Literatur

(Endnotes)

[1] Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1.

[2] Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, ABl. EG 2006, L 372, S. 19.

[3] Vgl. Gemeinsamer Standpunkt des Rates im Hinblick auf den Erlass einer Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik vom 29. November 2007, 2006/0129 (COD).

[4] Albrecht, J. (2007) Umweltqualitätsziele im Gewässerschutzrecht. Berlin: Duncker & Humblot, S. 488.

[5] Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, ABl. EG 2007, L 288, S. 27.

[6] Siebtes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 18. Juni 2002, BGBl. I, S. 1914.

[7] Z. B. Zweites Gesetz zur Änderung des Sächsischen Wassergesetzes vom 9. August 2004, SächsGVBl. S. 374).

[8] Z. B. Sächsische Wasserrahmenrichtlinienverordnung vom 7. Dezember 2004, SächsGVBl. S. 610.

[9] BT-Drs. 14/7755, S. 16; Czychowski, M., Reinhardt, M. (2007) Wasserhaushaltsgesetz, 9. Aufl. § 1b, Rn. 2.

[10] Ginzky, H. (2006) Der Gewässerschutz in der Föderalismusreform. ZUR (17), S. 344 – 350 (345).

[11] http://www.bmu.de/umweltgesetzbuch/downloads/doc/40448.php (zuletzt abgerufen am 13.6. 2008).

[12] Zákon č. 254/2001 Sb. ze dne 28. cervna 2001 o vodách a o zmene nekterých zákonu (vodní zákon).

[13] Vyhláška č. 142/2005 Sb. ze dne 11. dubna 2005 o plánování v oblasti vod.

[14] Plán hlavních povodí České republiky schválený usnesením vlády České republiky ze dne 23. května 2007 č. 562.

[15] Beneš, J. (2006) Hochwasserschutz und Raumplanungsrecht im tschechischen Einzugsgebiet der Elbe. Hrsg. vom Sächsischen Staatsministerium des Innern. Dresden, S. 20.

[16] Vyhláška č. 292/2002 Sb. ze dne 13. června 2002 o oblastech povodí.

[17] Vyhláška č. 390/2004 Sb. ze dne 23. června 2004, kterou se mění vyhláška č. 292/2002 Sb., o oblastech povodí.

[18] Janssen, G., Albrecht J. (2006) Rechtliche Rahmenbedingungen des grenzüberschreitenden Hochwasserschutzes im Einzugsgebiet der Elbe. Hrsg. vom Sächsischen Staatsministerium des Innern. Dresden, S. 59.

Fachbeiträge

Odborné příspěvky

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008

Magdeburský seminář o ochraně vod 2008

Klimawandel in der Flusslandschaft

Klimatické změny v poříční krajině

Magdeburger Gewässerschutzseminar MGS 2008 Magdeburský seminář o ochraně vod

Water Management Planning and Adaptation Activities against the Impact of Climate Change on Water Resources

Pavel Punčochář, Miroslav Král

One of the primary effects of climate change will cause substantial impact on hydrological regime and will affect the frequency and intensity of extreme events – floods and droughts. Elaborated scenarios of these changes for the Europe indicate, inter alia, consequences for the availability of water resources on temporal and regional basis.

Water resources in the Czech Republic are replenished, nearly exclusively, by precipitation and due to this the territory belongs to the regions with relatively moderate are unevenly distributed water resources. In addition, all water courses drain water into the neighbouring countries. Thus, the consequences of climate change development might seriously influence the hydrological conditions – in both the floods and the droughts.

Studies on the possible consequences of the climate change impacts according several scenarios indicate, in particular, the possible increases of water stress due to the higher occurrence and lengths of dry periods in summer time [1]. Similarly, the occurrence of floods (and flash floods) increased during past 15 years.

Due to these circumstances the increasing attention has to be paid to the actions leading to the improvement flood protection and, parallel, to the increase of retention of water at the territory.

The acceleration of adaptation activities has to be started as precautionary adaptation is more effective and less costly than forced adaptation in time stress. The question of adaptation measures in water management strategies for European regions is broadly discussed at many conferences [e.g. 2] with the aim to incorporate these actions to the plans of „IWRM“ – Integrated Water Resources Management. The process of planning according the objectives of Water Framework Directive (WFD – 2000/60/ES) is the most appropriate tool for such relevant strategies [3].

The improvement of flood prevention has been already world-wide developed in the course of the last 15 – 20 years. In the Czech Republic, several programmes of flood defence measures started since 2002 and the national „Strategy for protection against floods in the Czech Republic“ [4] has been approved by the Government in 2000. The primary attention is focused on prolongation of forecast, assessment of flood prone areas, for the development of the information system available to the public [5] and implementation of combination technical and non-technical measures, including enforcement of the functions of fishponds. The programmes continue with the increasing share of the environmentally positive actions (polders, flood prone areas etc.), which are more reliable after the amendment of the water act enabling the clear solution of the ownership of the grounds under conditions of public interest.

However, the concept of strengthening of water resources and their expected availability is – with the exception of southern regions –generally neglected and seems to be less urgent under the recent satisfactory situation in the water resources availability. As the resources for water supply purposes are predominantly surface water bodies (namely deep valley reservoirs) in the Czech Republic, the necessity of assessment of their available capacity for the future exploitation under an „average“ scenario of climate change impact.

Possible adaptation measures for future enforcement of water resources in water management plans are presented. A special attention is paid to the reservation/protection of unique localities for accumulation of floods as available future source of water for overcoming water scarcity and droughts.

Different opinions and views of various groups of stakeholders are discussed.

References:

[1] Novický, O., P. Vyskoč, A. Vizina, L. Kašpárek, J. Picek (2008): Klimatická změna a vodní zdroje v povodí Vltavy (The Climate Change and Water Resources in the Wattershed of the River Vltava – in Czech only). VÚV TGM, Praha, 29 p.

[2] Conclusions of the Berlin Conference (2007): http://www.climate-water-adaptation-berlin2007.org/

[3] The Plan of Main River Basins of the Czech Republic. Ministry of Agriculture (2007) 89 p.

[4] Strategy for Protection against Floods in the Czech Republic. Ministry of Agriculture and Ministry of the Environment, Prague (2000) 16 p.

[5] Informační systém voda české republiky (Information System Water of the Czech Republic – in Czech, English version under preparation). Ministerstvo zemědělství, Praha (2008) 93p.

Možnosti kompensace dopadů klimatických změn ve vodním hospodářství

Václav Jirásek[1], Bohumír Janský[2]

Úvod

Bez ohledu na to, zda dnes diskutované příčiny globálních klimatických změn lépe vyjádřil Al Gore dramatickou filmovou výzvou „Nepříjemná pravda“ nebo je blíže realitě pan president Václav Klaus ve své knize „Modrá, nikoli zelená planeta,“ jsme nepochybně svědky oteplování. V průběhu 20. století stoupla průměrná teplota vzduchu v přízemní vrstvě atmosféry o 0,6º C. Deset nejteplejších let od počátku instrumentálního měření je registrováno v období po roce 1983 a rok 1998 byl zřejmě na severní polokouli průměrně nejteplejším za posledních 1000 let. Klimatické oscilace mají bezprostřední dopad na vodní zdroje [1].

Obnova vodních zdrojů v České republice je výhradně závislá na atmosférických srážkách. Jejich množství v dlouhodobém průměru dosahuje 64 mld. m³ vody, z toho přibližně 48 mld. m³ vody se odpaří evapotranspirací a 15 mld. m³ vody odteče vodními toky (s výrazným kolísáním množství od 8 do 19 mld. m³ vody) [2]. Změní-li se srážkové schéma v čase, územní rozložení atmosférických srážek a zejména jejich celkové množství, nebude to mít zásadní dopad „jenom“ na dnes obvyklou spotřebu vody pro domácnosti, průmysl, zemědělství a služby, ale také na biotopy vázané na vodní prostředí.

Postupné oteplování bude přispívat ke zvýšení frekvence extrémních přívalových dešťů, střídajících se s opakováním delších suchých období. Pokud bychom z celé řady historicky zaznamenaných extrémů za posledních 200 let vybrali na našem území léta velkých povodní a mimořádně suchých let – 1842 (sucho), 1845, 1890, 1897 (povodně), 1947 (sucho), 1997, 2002 (povodně), 2003 (sucho) [3], lze očekávat, že ve velmi blízké budoucnosti povodně v České republice vystřídá extrémní sucho. Z výsledků německého výzkumného projektu „Glowa-Elbe II, posuzujícího zabezpečenost v současné době povolených odběrů povrchových vod v období sucha (do kterého se zapojily i státní podniky Povodí Labe, Vltavy a Ohře) vyplývá, že v roce 2050 lze očekávat v některých profilech české kotliny výrazné problémy s dostatkem vody. Jaké máme v ČR adaptační možnosti ?

Možnosti technických opatření

Prvním technickým krokem pro překlenutí období sucha bude **hledání úspor ve spotřebě vody**, recyklace odebrané vody nebo její vícenásobné využití ve všech sektorech. To závisí především na zavedení úsporných technologií, ekonomických stimulech a legislativních podmínkách. Především však na osvětě a přístupu veřejnosti – tj. celkové úrovni a vyspělosti společnosti. V oblasti povodňové ochrany je prvním krokem, na základě vymezených záplavových území, důsledná ochrana existujících volných ploch rozlivů povodní. Pro sídla, kde je existující (často i historická výstavba – např. v Praze) povodní ohrožena, je hledána varianta **technického prvku** protipovodňového opatření – úprava toku, ochranná hráz, mobilní hrazení, nebo vybudování retenčního prostoru. Z vodohospodářského pohledu je zadržení povodně v nádrži je (s přihlédnutím k charakteru obnovy vodních zdrojů v ČR) tím nejefektivnějším opatřením, protože **je současně adaptačním opatřením pro období sucha**.

V České republice není dosud problematika sucha veřejností vnímána stejně intenzivně jako povodňové nebezpečí: Kampaní nevládních organizací v letech 2006 a 2007 při návrhu morfologicky unikátních lokalit hájených pro akumulaci povrchových vod a návazně stanovisky samospráv jsou přehrady odmítány (bez ohledu na různá specifika dílčích lokalit) s odkazem na jejich negativní dopad na přírodu – viz např. VD Mělčany,

[1] Povodí Labe, s.p., Hradec Králové

[2] Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie

kde se vedle transformace povodňových průtoků a dotace minimálních průtoků nabídla i unikátní možnost řízeným způsobem dotovat přebytečnou vodou v zimních a jarních měsících také vodohospodářsky významný hydrogeologický rajón „podorlická křída“ (zdroj pitné vody pro Hradec Králové). Přesto byla varianta nádrže zamítnuta s odůvodněním, že argumentace o předpokládaném vlivu změny klimatu je ryze spekulativní. Technická retenční opatření tak lze v ČR řešit v současné době pouze formou poldrů (suchých nádrží).

Možnosti pro zvyšování retence vody v krajině

V popředí zájmu společnosti se objevuje nová strategie protipovodňové ochrany, zaměřená na postupné zvyšování retenční kapacity v ploše povodí. K dosažení tohoto cíle vedou rozmanité postupy, které souvisí se současným i budoucím využíváním krajiny, kdy způsob hospodaření na zemědělské a lesní půdě může zásadním způsobem modifikovat mechanismus odtoku vody. Jejich pomalé zavádění souvisí s majetkoprávní problematikou a s obtížným výpočtem protipovodňového efektu (a to i u zdánlivě jednoduchých „renaturací“ drobných vodních toků v krajině, kde snížením jejich kapacity a změnou trasy koryta je voda donucena k dřívějšímu rozlivu do volné krajiny). Významným prvkem jsou prováděné Komplexní pozemkové úpravy, zabezpečované pozemkovými úřady. Jsou hledány a vyhodnocovány různé typy přírodě blízkých protipovodňových opatření na středních či dolních úsecích toků. Jedná se např. o nástroje protierozní ochrany zemědělské půdy, postupnou změnu struktury využití půdy směrem k trvalým porostům (nahrazování orné půdy loukami a pastvinami, vysazování rychle rostoucích dřevin), zvyšování podílu lesů charakteristických pro daný krajinný typ (např. nahrazování smrkových monokultur lesem smíšeným), které zpomalují proces povrchového odtoku a přispívají ke zvýšení retence krajiny. V protipovodňové ochraně se uplatňují existující retenční prostory, které je třeba nejen zachovat, ale v mnoha případech obnovit. To platí zejména pro revitalizaci mokřadů.

V rámci projektu VaV SM/2/57/05 je řešena dosud opomíjená možnost ovlivnění odtokového procesu již u samého jeho zrodu, tedy i v pramenných oblastech toků. Cílem projektu je **realizace tzv. integrované protipovodňové ochrany** v horních a středních částech povodí, kde lze zavést četné postupy související se zpomalováním odtoku a zvyšováním retence vody v území [5]. Tato problematika je v současné době řešena např. v povodí horní Otavy [5, 6, 7] nebo na území centrálních Krušných hor [8]. Dosavadní výsledky z hladinoměrů nainstalovaných v zájmovém území umožňují detailní posouzení vlivu rašelinišť na odtokový proces v suchých obdobích a také v souvislosti s výskytem kulminačních průtoků. Kromě zvážení procesu hrazení koryt původních meliorační rýh je hodnocena i možnost obnovy někdejších „klausů.“
Na výše uvedené projekty řešené v letech 2005 – 2008 navazuje nový projekt agentury NAZV s názvem „Retence vody v nivách a možnosti jejího zvýšení“ (2008 – 2011). V centru pozornosti je nejen retenční kapacita nivy, využitelná pro transformaci povodňových průtoků, ale i možnosti využití této kapacity v suchých obdobích.

Zmíněná opatření pasivní protipovodňové ochrany nemohou plně nahradit efekty dosahované technickými opatřeními, obtížně je vyhodnocován jejich účinek (zejména u porostů a změn hospodaření, nastávající až při jejich zapojení do krajiny). Proto je vnímáme jako doplňující, avšak významný faktor přispívající k vyrovnání odtokového režimu. Mohou se tedy uplatnit jak při transformaci povodňových vln tak v obdobích sucha.

Suché retenční prostory mají i řadu výhod. Lze je extenzivně využívat jako pastviny, mohou zde být přirozené mokřady s porosty keřů nebo listnatého lesa, které současně přispívají ke zvýšení ekologické stability krajiny. Řádně udržovány by měly být i zásobní prostory existujících rybníků či rybničních soustav, uvážena by měla být i obnova některých rybníků již zaniklých.

Literatura:

[1] Hrkal, Z. (2008): Hysterie klimatických změn. Svět 4/2008, 14 – 16

[2] MZe ČR (2003): Voda v České republice, 2 – 3

[3] MZe ČR (2004): Voda a katastrofy, 8 – 35

[4] Křeček, J. (2006): Posouzení možností zvýšení minimálních průtoků v profilu VD Mělčany

[5] Janský, B. (2006): Water Retention in River Basins, AUC Gleographica, 38, č. 2, s. 173 – 183.

[6] Janský, B., Kocum, J. (2007a): Hydrologická funkce rašelinišť. In: Langhammer, J. (Ed.), Změny v krajině a povodňové riziko. Sborník příspěvků semináře Povodně a změny v krajině. PřF UK a MŽP ČR, Praha, s. 173 – 182.

[7] Janský, B., Kocum, J. (2007b): Retenční potenciál v pramenných oblastech toků. In: Langhammer, J. (Ed.), Povodně a změny v krajině. MŽP ČR a PřF UK, Praha, s. 307 – 316.

[8] Schulte, A., Bölscher, J., Wenzel, R., Roch, I., Janský, B. (2007): INTERREG III.A Projekt DINGO: dezentraler, integrierter und grenzübergreifender Hochwasserschutz im Mittleren Erzgebirge. Hochwasserschutz und Katastrofenmanagement, Nr. 6/2007. Wiley, Ernst & Sohn A Wiley Company.

Resumé:

Possibilities to compensate for climate changes in water management

The renewal of water resources in the Czech Republic solely depends on atmospheric precipitations. Their long-term average amount reaches 64 000 million m^3 of water; approximately 48 000 m^3 of this water evapotranspires and 15 000 m^3 is carried out by watercourses. Extreme water management situations have been recorded in the Bohemian basin in the past 200 years – 1842 (draught), 1845, 1890, 1897 (floods), 1947 (draught), 1997, 2002 (floods) [3]. The floods in the Czech Republic are expected to be replaced in near future with an extreme draught.

The first step to take is to look for ways to conserve water and/or means to recycle the withdrawn water. The first step to take in the flood protection is to keep flood risk areas out of development. The technical elements of flood protection (watercourse modification, protective levee, portable walling, or creating retention space) are fully efficient immediately after their implementation and their flood protection effect can be calculated very accurately. Holding the flood water in a reservoir is, from the water management point of view (renewal of the Czech water resources), the most efficient measure since a reservoir is also an adaptation measure for coping with draught. The preparation of the Melcany reservoir (the Dedina River basin) demonstrates the current-day retention space approach. According to the authorities decisions only dry polder could be built up in CR for less environmental damages then reservoirs have.

There is an urgent need to solve flood protection on one side and discharge increase during dry periods on the other side also with untraditional practices aimed at run-off retardation and water retention countryside capacity. Significant instrument is the reallocation of (principally agrarian) land, re-naturalisation of small (previously improved) brooks and rivers and changed, nature close, farming. Still neglected is possibility to change run-off in head-stream areas. Results from areas in upper Otava and central part of „Krusne hory“ mountains, based on analysis of peat-bogs hydrological function, give proposals for run-off slowing-down provisions (for example in renovation of historical baffles called „klaus“).

In the core of attention is also evaluation of alluvial plain capacity in new project under NAZV agency. Along with wetlands there is also an effort to restore defunct ponds.

The biological and/or bio-technical measures cannot fully compensate for the results that can be achieved by technical measures, their impact is difficult to evaluate and therefore we perceive them as a supplementary, but not least, factor.

Assessment of possible impacts of climate change on water resources in the Vltava River basin

Oldřich Novický, Petr Vyskoč, Ladislav Kašpárek, Renata Fridrichová, Pavel Treml

Summary: The paper summarises results of a study of possible impacts of climate change on the water resources in the Vltava River basin. The study applied Bilan water balance model for simulation of 1980 to 2006 monthly flow series, which were derived alternatively for natural conditions and conditions affected by climate change. The flow series simulated by the Bilan model were subsequently used together with data series on water use (water abstractions, waste water discharges, manipulations on water reservoirs and other data) for water management simulation by a water management model. Possible impacts of climate change on the water resources in the Vltava River basin were finally derived from statistical analysis of the data series simulated by the water management model and from a comparison of the results obtained for the natural conditions and those affected by climate change.

Methods and tools

The system that is applied by T.G. Masaryk Water Research Institute for studies of possible impacts of climate change on water resources uses Bilan water balance model for simulation of monthly series of water cycle components and a water management model for subsequent simulation of water resources management in the simulated basin.

Bilan model (the model developed by T.G. Masaryk Water Research Institute, described e.g. in [4]) uses monthly series of basin precipitation, air temperature and relative air humidity together with river flows as the input (the river flows are used for calibration of the parameters of the model). The model generates monthly series of basin potential evapotranspiration, actual evaporation, infiltration to zone of aeration, percolation of water towards groundwater aquifer (groundwater recharge), and water storage components in snow cover, soil and groundwater aquifer. The total runoff consists of three components, which are direct runoff, interflow and base flow.

The water cycle components can be simulated by Bilan model either for standard climate conditions (basin precipitation, air temperature and relative air humidity not affected by climate change) or conditions modified by using climate change scenarios. Impacts of climate change on water cycle components can therefore be assessed by comparing the series simulated by Bilan model for these two different conditions.

The climate change scenarios presently used (2085 as reference year) have been derived from results of PRUDENCE (Prediction of regional scenarios and uncertainties for defining European climate change risks and effects) project. The scenarios are based on simulations by HIRHAM regional atmospheric climate model [5] and RCAO Atmosphere-Ocean model [1] and SRES Emission Scenarios A2 and B2 [2].

The water management model (developed by T.G. Masaryk Water Research Institute) uses flow series (observed and naturalised or simulated by Bilan model), demands for water use (abstractions, waste water discharges, flow regime requirements, such as minimum ecological flows, limits of water levels in reservoirs), technical characteristics (storage capacities of reservoirs, capacities of river channels), and operation rules for flow regulation and water supply of individual users. The simulated data include time series of flows (affected by the regulation and water use), water storages and water levels in reservoirs and simulated water abstractions and waste water discharges. The time series can be statistically analysed and the availability of water resources assessed in terms of probability. The fact that the water management model is interlinked with Bilan model by using the simulated river flows as the input allows us to assess not only current water resources but also those projected for future affected by climate change.

Impacts of climate change in the Vltava River basin

The integrated simulation by hydrological and water management modelling techniques was applied for the Vltava River basin [3] with the aim to evaluate possible impacts of climate changes on water cycle components and water resources in the basin.

The Vltava River basin covers an area of 27 602 km^2 with the population of 3 million inhabitants. Water management system in the basin includes 27 reservoirs with a total storage capacity of 1 200 mil. m^3.

For the simulation, data series of the meteorological and hydrological (naturalised flows) variables were available for the period 1980 – 2006. The applied climate scenarios were derived for conditions simulated for the period 2071 – 2100 with 2085 as reference year.

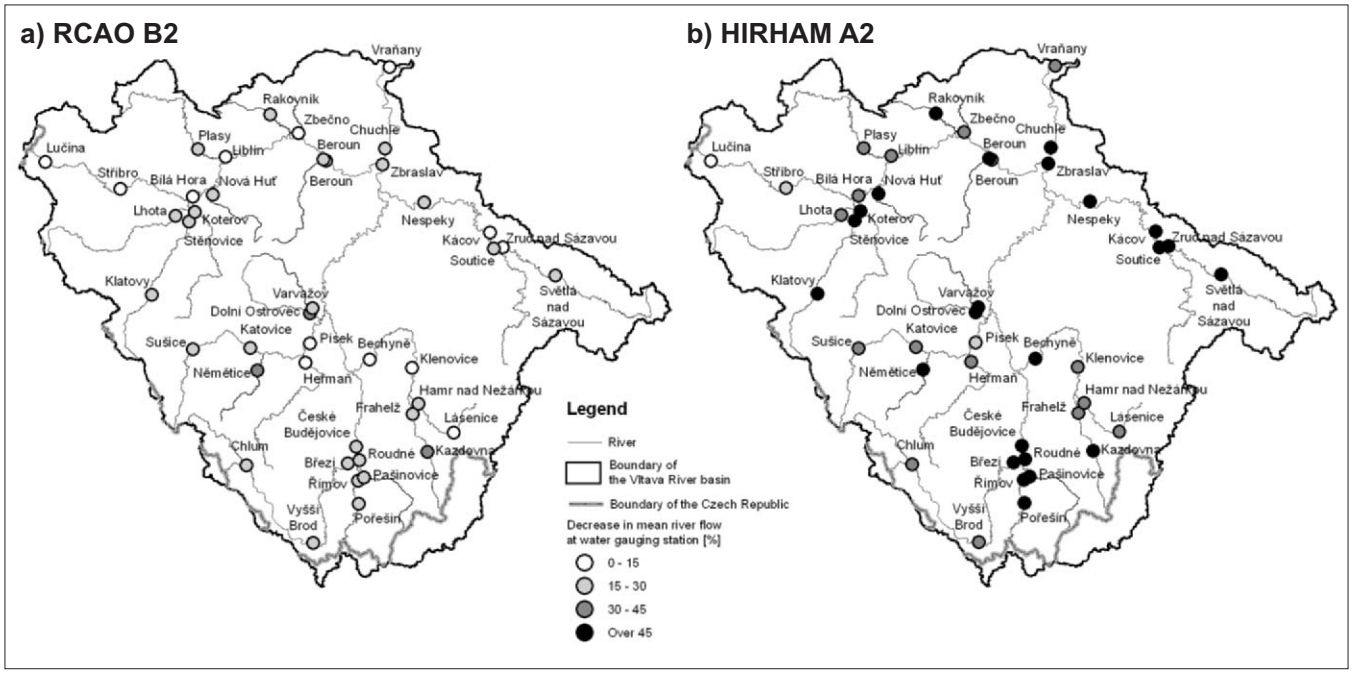


Fig. 1.: *Decrease in mean river flows in the Vltava River basin consequently to climate change (optimistic and pessimistic scenario)*

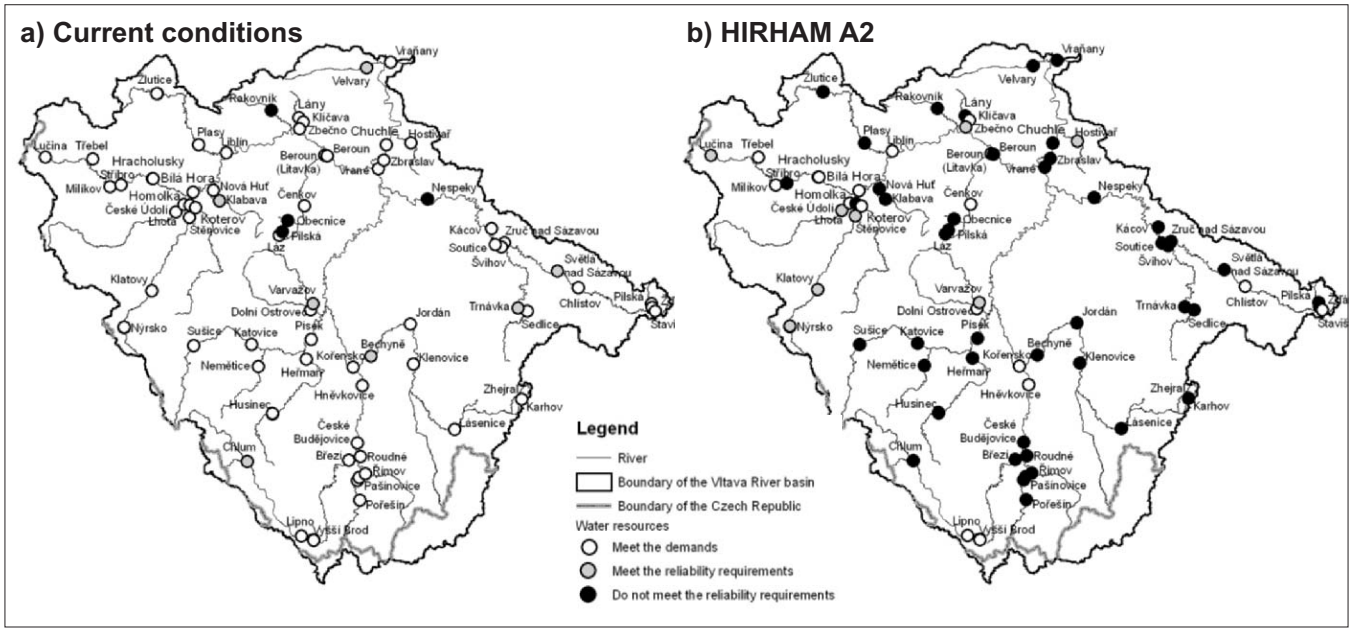


Fig. 2.: *Availability of water resources to meet the water demands in the Vltava River basin in current conditions and for conditions affected by climate change (pessimistic scenario)*

The projected impacts on mean flow (as one of the simulated water cycle components) are illustrated in Figure 1. The two alternatives in the figure show the results for optimistic scenario (RCAO B2) and pessimistic scenario (HIRHAM A2). For the optimistic alternative, the mean flows would mostly decrease by 15% to 30% while the flow decrease for the pessimistic alternative would mostly exceed 30%.

Figure 2 shows the availability of water resources simulated for current conditions as compared to that simulated for climate change according to HIRHAM A2 (pessimistic) scenario. The three categories in the figure classify the river sites into those for which the water demands are fully secured, the river sites whose water demands are secured with probability between 95% and 99.5% (requirements of the Czech National Standard ČSN 75 2405 dependably on importance of the water resource are fulfilled) and those where the reliability is below the requirements of the standard (the reliability is calculated as percentage of the time period when the requirements are met from the total duration of the assessed period). The figure illustrates that the water demands are presently fulfilled at majority of the sites while for HIRHAM A2 (pessimistic) scenario the reliability of meeting the water demands would be below the requirements for almost all of them. For this alternative the reliability would drop to as low as 50% at some of the sites. In terms of water storages in reservoirs, e.g. the operational water storage in the Švihov Reservoir (the largest resource of drinking water in the basin with storage capacity of 246 million m^3 and mean yield of 3.4 $m^3.s^{-1}$) would drop to zero for about 30% of the time and the longest uninterrupted duration of such conditions would be 41 months in the time period of 27 years.

Conclusion

The results of the study indicate that the clime change could be dramatically reflected in both water regime and availability of water resources necessary for meeting the water demands in the Czech Republic. The system whose application was briefly shown in this paper is therefore presently used in the Czech Republic for examination of current and future availability of the water resources in several large basins and their water management systems. The results of these projects commissioned by Ministry of Agriculture of the Czech Republic will be applied for integrated water resource management and strategic water management planning, which is carried out in harmony with the water planning requirements stipulated by Water Framework Directive (2000/60/EC).

References

[1] Döscher, R. et al. (2002) The development of the coupled regional ocean-atmosphere model RCAO. *Boreal Env. Res. 7:* 183 – 192.

[2] Nakicenovic, N., et al. (2000) Special Report on Emissions Scenarios: A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.

[3] Novický, O., Vyskoč, P., Vizina, A., Kašpárek, L., Picek, J. (2008) *Klimatická změna a vodní zdroje v povodí Vltavy (Climate change and water resources in the Vltava River basin),* Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., Praha, ISBN 978-80-85900-79-8

[4] Tallaksen, L. M., van Lanen H. A. J. (Eds) (2004) *Hydrological Drought – Processes and Estimation Methods for Streamflow and Groundwater,* Amsterdam: Developments in Water Sciences 48, Elsevier B.V.

[5] Undén, P., et al. (2002) Hirlam-5 scientific documentation. SMHI Hirlam-5 Project Tech. Rep.

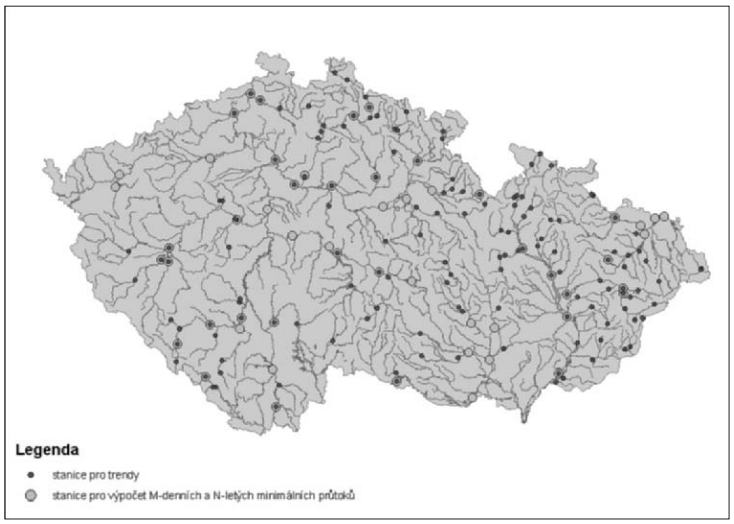
Dopady změny klimatu na minimální průtoky
Climate change impacts on low flows

Bohuslava Kulasová, Miloň Boháč, Theodor Fiala

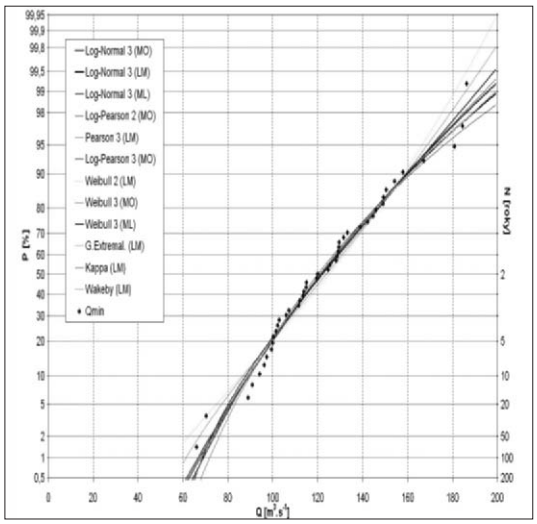
Summary

This topic is part of the grant project „Specification of existing estimates of climate change impacts in hydrology, water management, agriculture and forestry sectors and proposals for adaptation options“ which is carried out in the period of 2007 – 2011. The aim is to derive selected hydrological characteristics of low flows which represent the recent hydrological regime (period of 1961 – 2005 was chosen) and also characteristics representing the future regime (from daily discharge series that will be simulated according to the climate scenarios). These characteristics (exceedence curves of M-day discharges from the mean daily and from 7-day moving average discharges, N-year minimum discharges of 7 days duration) will be compared and results evaluated. Furthermore, selected discharge trends (mean annual and monthly discharges, selected M-day discharges) were computed.

Toto téma je řešeno v rámci grantového projektu „Zpřesnění dosavadních odhadů dopadů klimatické změny v sektorech vodního hospodářství, zemědělství a lesnictví a návrhy adaptačních opatření“, který se zpracovává v období 2007 – 2011. Cílem řešení je odvodit hydrologické charakteristiky minimálních průtoků prezentující současný hydrologický režim a charakteristiky prezentující budoucí režim, tyto charakteristiky porovnat a výsledky vyhodnotit. Na začátku řešení byla zpracována rešerše české i zahraniční literatury, z které vyplývá, že převážná většina zemí EU používá charakteristiky minimálních průtoků vztažené ke zvolenému trvání. Na základě dostupné literatury a našich zkušeností bylo rozhodnuto pro hodnocení minimálních průtoků odvodit čáry překročení M-denních průtoků stanovené z průměrných denních průtoků (běžný přístup používaný v ČR) a navíc z řad denních průtoků vyrovnaných klouzavými průměry za 7 dní, a dále odvodit N-leté minimální průtoky o trvání 7 dnů. Nejprve byl proveden výběr období pro odvození charakteristik minimálních průtoků prezentujících současný hydrologický režim. Po analýze různých variantně uvažovaných období bylo rozhodnuto, že nové charakteristiky budou odvozeny za období 1961 – 2005. K odvození statistických charakteristik M-denních průtoků a N-letých minimálních průtoků bylo vybráno 55 vodoměrných stanic na tocích v ČR, viz obr.1.



Obr.1: *Mapa vodoměrných stanic vybraných*
Fig.1: *Map of selected water-gauging stations*



Obr.2: *N-leté minimální průtoky v Děčíně*
Fig.2: *N-year minimum discharges at Děčín*

Z hlediska hodnocení minimálních průtoků se ve vodním hospodářství ČR nejčastěji používají kvantily **M-denních průtoků Q_{330}, Q_{355} a Q_{364}** z čáry překročení (odpovídají kvantilům Q_{35}, Q_{10} a Q_1 z čáry nedostoupení používané v SRN), které byly podrobeny analýze. Ve všech zpracovávaných stanicích byly zkoumány procentuální poměry těchto tří vybraných kvantilů vůči dlouhodobému průměrnému průtoku Qa. V další práci byly porovnány kvantily Q_{330}, Q_{355} a Q_{364} vypočítané z jednodenních a sedmidenních průměrů. Průměrný nárůst sedmidenních průměrů je u průtoku Q_{330} 9 %, u Q_{355} 11 % a u Q_{364} 18 %. Největší nárůst příslušných kvantilů odvozených ze sedmidenních průměrů vykazuje Cidlina, Rožnovská a Vsetínska Bečva.

Dále byly pro analýzu minimálních průtoků odvozeny ve stejných vodoměrných stanicích **N-leté minimální průtoky s trváním 7 dní** za období 1961–2005 pro rozsah dob opakování N = 2 až 100 let. Pro výpočty byl použit německý program HYSTAT/NQ, který ČHMÚ obdržel v rámci česko-německé spolupráce. Byla zpracovávána 45letá řada nejmenších aritmetických průměrů sedmi po sobě následujících denních průtoků v každém roce, který začíná 1. dubna a končí 31. března následujícího roku. Program nabízí 22 teoretických rozdělení a tři metody odhadu parametrů (metoda momentů MO, logaritmických momentů LM a maximální věrohodnosti ML). Na základě tří testů shody (n-omega^2, chi^2 a Kolmogorov-Smirnov) a dle přiléhavosti k empirickým bodům se vybere nejvhodnější teoretické rozdělení. Pro povodí v ČR se jevily jako nejvhodnější následující kombinace teoretických rozdělení a metod odhadu parametrů: Log-Pearson 3, MO (horní Labe, Jizera, Berounka, Odra, Opava, Svratka, Svitava, Jihlava), Generalizované extremální, LM (Vltava, Lužnice, Otava, Sázava, dolní Morava, Dyje), Log-normální 3, MO (dolní Labe, Bečva), Log-normální 3, LM (Ohře, horní Morava), Weibull 2, LM (Cidlina). Na obr.2 jsou ve stanici Děčín na Labi zobrazeny průběhy nejčastěji používaných teoretických rozdělení minimálních průtoků včetně empirických bodů.

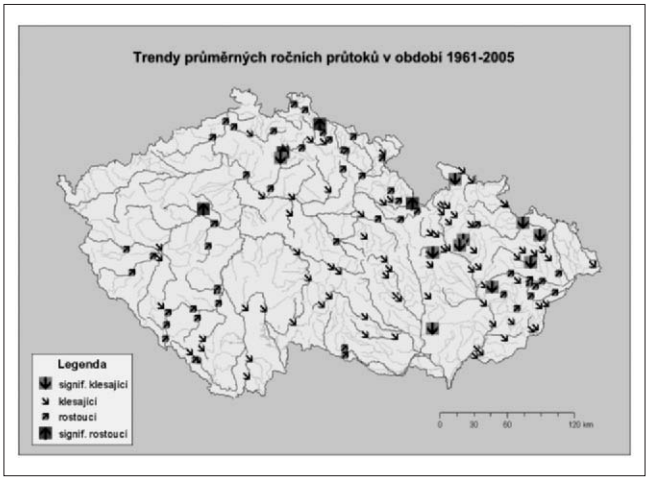
Hlavní náplní za rok 2008 je zpracování **trendů vybraných charakteristik průtoků** (průměrných ročních a měsíčních průtoků, vybraných tří nejmenších kvantilů M-denních průtoků) za zvolené období 1961 – 2005. Pro analýzu trendů bylo vybráno 146 vodoměrných stanic na tocích v ČR (viz obr.1), ve kterých jsou průtoky relativně neovlivněné (byly uvažovány i stanice na Labi pod Vltavou, i když jsme si vědomi ovlivnění minimálních průtoků zvláště Vltavskou kaskádou). Dalším kritériem pro výběr stanic bylo nepřerušené pozorování v období 1961 – 2005. Pro jednoduchost byl každý trend vyhodnocen jako rostoucí nebo klesající (nebylo zvoleno pásmo nízkých hodnot směrnice, které by vymezovalo nulový trend). U všech testů byla zvolena hladina významnosti p = 0.05. Trendy byly testovány Mann-Kendallovým neparametrickým testem, který detekuje trend bez ohledu na to, zda se jedná o trend lineární či nelineární. Byly vypočteny trendy průměrných ročních průtoků a měsíčních průtoků, a to jak z chronologických časových řad, tak i po jednotlivých měsících. Časová řada průměrných ročních průtoků (viz obr.3) nevykázala na zvolené hladině významnosti u většiny stanic statisticky významný trend. Pouze u čtyř českých stanic roční průtoky signifikantně stoupají a u deseti převážně moravských stanic signifikantně klesají. V povodí horní Moravy dominují stanice s klesajícím trendem nejen u průměrných ale i u minimálních průtoků. U malých průtoků, např. viz obr.4 pro průtok Q_{355}, převažují statisticky nevýznamné trendy, nicméně procento signifikantních poklesů je již větší než u průměrů (cca 25 % klesajících trendů bylo statisticky významných). Celkově poklesy převažují a jsou opět typické pro oblast horní Moravy. Navíc se objevují i ve stanicích v povodí Orlice, Sázavy a dolní Moravy. Hodnocení po jednotlivých měsících přineslo zajímavější výsledky. Počty stanic s klesajícím resp. rostoucím trendem se od sebe měsíc od měsíce výrazně liší. V období leden (viz obr.5) až březen zcela převládají stanice s rostoucím trendem průtoků, kterých je v každém měsíci alespoň 80 %. Signifikantně rostoucí trendy dominují především stanicím v podhůří Orlických hor, Šumavy a Krkonoš. Jednou z příčin jsou pravděpodobně zvyšující se teploty v zimním období. Za vyšších teplot srážky častěji dopadají ve formě deště, méně vody je zadržováno ve sněhové pokrývce a odtok se zvyšuje. V dubnu se situace obrací, nastupují statisticky nevýznamné poklesy, které jsou následovány výraznějšími poklesy v květnu a červnu. Především v červnu (viz obr.6) ubývá vody na českých tocích nejvíce, u 70 % stanic jsou trendy statisticky významné. Zmenšování průtoků v těchto měsících lze vysvětlit zvyšováním teploty vzduchu, které přispívá k vyšší evapotranspiraci, a dále menší dotací vody ze sněhové pokrývky, jejíž mocnost se v důsledku oteplování zim snižuje. V druhé polovině roku již tak zajímavé průběhy trendů nezaznamenáváme, převažují trendy statisticky nevýznamné. Nicméně v červenci a v srpnu dominují

poklesy, průtoky rostou jen u několika stanic. V období září až prosinec je zastoupení klesajících a rostoucích trendů přibližně rovnocenné. Přesto si lze všimnout, že v oblasti Krkonoš a Jizerských hor převládají vzrůsty a v oblasti horní Moravy poklesy průtoků.

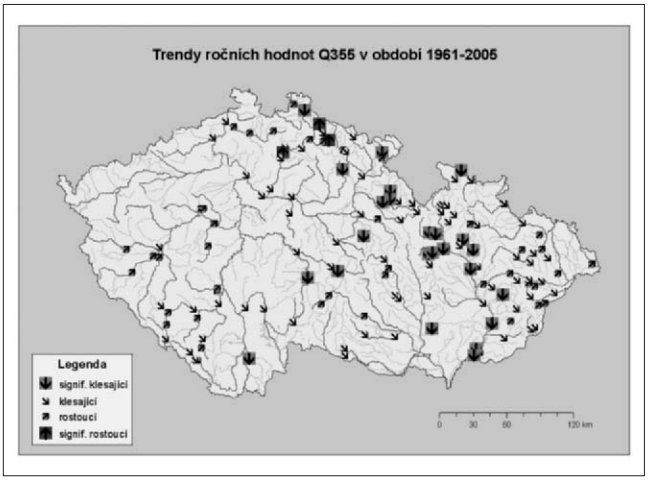
V rámci spolupráce ve skupině expertů Hydrologie MKOL byly též odvozeny ve vybraných stanicích v povodí českého a německého Labe charakteristiky M-denních a N-letých minimálních průtoků o trvání 7 dnů za období 1961 – 2005. Dále předpokládáme v roce 2009 zpracování trendů vybraných charakteristik průtoků za stejné období.

V letošním roce bude v rámci grantového projektu vyhodnoceno porovnání srážkových úhrnů a charakteristik průměrných denních průtoků za nově zvolené období 1961 – 2005 a za dosud v ČR platné období 1931 – 1980.

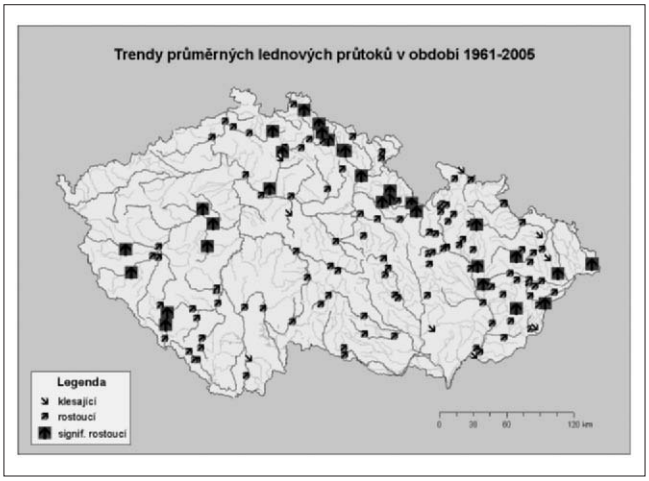
V dalším řešení (v letech 2009 – 2010) bude probíhat na několika vybraných povodích (Orlice, Jizera, Otava, Sázava, Opava nebo Bečva) odvození řad průměrných denních průtoků simulovaných dle scénářů klimatické změny, které v letošním roce zpracovávají klimatologové ČHMÚ a MFF UK. Na základě těchto simulovaných řad pak bude následovat statistické zpracování hydrologických charakteristik minimálních průtoků charakterizujících budoucí hydrologický režim, porovnání s charakteristikami prezentujícími současný režim a výsledné zhodnocení.



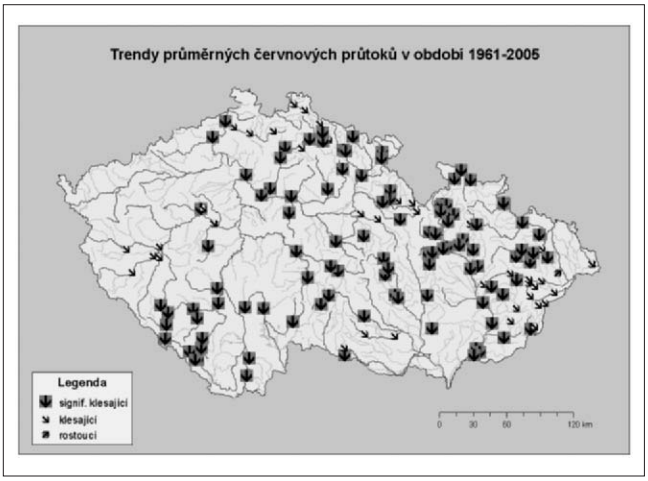
Obr. 3: *Trendy průměrných ročních průtoků*
Fig. 3: *Trends of mean yearly discharges*



Obr. 4: *Trendy průtoku* Q_{355}
Fig. 4: *Trends of* Q_{355} *discharges*



Obr. 5: *Trendy průměrných lednových průtoků*
Fig. 5: *Trends of mean January discharges*



Obr. 6: *Trendy průměrných červnových průtoků*
Fig. 6: *Trends of mean June discharges*

Die Wasserqualität der Elbe in Trockenperioden

Evelyn Claus, Guido Fink, Thomas Krämer, Jürgen Pelzer, Thomas Ternes, Peter Heininger

Summary
Extreme hydrological conditions cause significant changes in the water quality. With respect to effluents, high flow conditions are causing dilution, whereas in drought periods the increasing portion of wastewater impacts the water quality.
The behaviour of chemical indicators of municipal wastewater (boron, pharmaceuticals) were investigated during two floods and three drought periods of the river Elbe and selected tributaries in the years 2005 to 2007.
The investigations led to the following results: among a wide variety of measured pharmaceuticals the X-ray contrast medium, diatrizoate is particularly suitable for monitoring programs for following the behaviour of pollutants under hydrological extremes. X-ray contrast media are applied in high amounts, most of them pass completely the wastewater treatment plants. Due to their high persistence, X-ray contrast media are subject of ecotoxicological concern.
The highest concentrations were measured under low-flow conditions in the tributaries Saale and Havel. The Saale stands out with its specifically high share of wastewater and affects to a high extent the Elbe water quality downstream.

Einleitung
Hydrologische Extreme führen zu signifikanten Änderungen der Wasserqualität. Bezüglich der Abwassereinträge bewirken hohe Abflüsse eine Verdünnung, während bei Trockenheit erhöhte Abwasseranteile die Wasserqualität bestimmen.
Zwischen 2005 und 2007 wurde in zwei Hochwasser- und drei Niedrigwasserperioden der Elbe und einiger Nebenflüsse das Verhalten von Indikatorstoffen kommunaler Abwässer untersucht. In einem ersten Schritt wurden geeignete Indikatorstoffe ausgewählt. Wesentliche Auswahlkriterien sind zum einen Vorkommen und Relevanz in der Umwelt und zum anderen deren stoffliche Eigenschaften. Indikatorstoffe sollten in signifikanten Mengen in die Gewässer gelangen und kommunale Kläranlagen eher ungehindert passieren. Sie sollten wasserlöslich und stabil sein und möglichst nicht metabolisieren.

Untersuchungsprogramm – Orte und Abflüsse
Aus der Durchführung und den Ergebnissen langjähriger Monitoringprogramme an der Elbe [1] wurde ein spezielles Untersuchungsprogramm entwickelt und in den Jahren 2005 bis 2007 an der Elbe zwischen Schmilka und Geesthacht und an einigen Nebenflüssen realisiert. Dazu wurden chemische und hydrologische Daten während Hochwasserereignissen im Frühjahr 2005 und 2006 und Daten unter Niedrigwasserbedingungen aus den Jahren 2005 bis 2007 analysiert. Die Abflüsse lagen zwischen 250 und 3600 m^3/s in den gemessenen Hochwasserzyklen. Während der Hochwässer wurden Tagesmischproben aus automatischen Messstationen gewonnen. Die Proben unter Niedrigwasserbedingungen bei Abflüssen zwischen 150 und 500 m^3/s wurden als Stichproben aus der Strommitte vom Schiff aus entnommen.
Die folgende Tabelle 1 enthält die Abflussdaten für die verschiedenen Messkampagnen sowie langjährige Kennwerte der Elbe und einiger Nebenflüsse.

	März/April 2005	Juni 2005	März/April 2006	Juni 2006	Juni 2007	MNQ	Langzeit-Mittelwert	MHQ
Havel Abfluss [m³/s]	150	16.6	290	31,8	49,6	24,6	(1956 – 2000) 88,8	225
Saale Abfluss [m³/s]	348	58	479	55,2	52,1	44	(1932 – 2000) 115	377
Mulden Abfluss [m³/s]					23,9	15,2	(1961 – 2005) 63,9	450
Schwarze Elster Abfluss [m³/s]					5,94	6,49	(1974 – 2000) 19,6	67
Elbe + Nebenflüsse Abfluss [m³/s]	2300	320	3600	476	329	276	(1931 – 2000) 711	1920

Tabelle 1: *Abflüsse 2005 – 2007*

Untersuchungsprogramm – Stoffe

Bor und verschiedene Arzneimittel wurden in unser Untersuchungsprogramm aufgenommen.

Sofern Borverbindungen nicht einzugsgebietsbezogen (Saale) an Lagerstätten und deren Erschließung (Kalisalze) gekoppelt sind und als Düngemittel verwendet werden, eignen sie sich als Indikator für kommunale Belastungen, da sie in vielen Wasch- und Reinigungsmitteln sowie Seifen und Kosmetik enthalten sind. Bor hat außerdem den Vorteil, analytisch einfach erfassbar zu sein.

Aus der Vielzahl der gemessenen Arzneimittel [2] erwiesen sich neben dem Antiepileptikum Carbamazepin die Röntgenkontrastmittel (RKM) – und hier speziell das Diatrizoat – als besonders geeignet für Messprogramme zur Verfolgung des Schadstoffverhaltens unter hydrologischen Extrembedingungen. Diatrizoat erfüllt alle einleitend genannten Auswahlkriterien eines Indikatorstoffes.

Jodierte Röntgenkontrastmittel werden zur radiologischen Untersuchung von Organen und Gefäßen in der Humanmedizin eingesetzt. Von den weltweit jährlich produzierten ca. 3500 t Röntgenkontrastmitteln werden alleine in Deutschland etwa 360 – 500 t verbraucht. Pro Anwendung werden zwischen 15 und 100g Jod injiziert [3], welches im menschlichen Körper nicht aufgenommen, sondern fast vollständig und unverändert innerhalb eines Tages ausgeschieden wird. Röntgenkontrastmittel werden fast ausschließlich über die Abwässer von Krankenhäusern und radiologischen Praxen und somit über kommunale Kläranlagen in die Gewässer eingetragen.

Die filtrierten Gewässerproben wurden für die Analyse aufgearbeitet und mit LC / Elektrospray – Tandem – MS (Arzneimittel) und ICP-MS (Bor) gemessen.

Ergebnisse

Grundsätzlich wurden die höchsten Konzentrationen aller Analyten bei geringen/mittleren Abflüssen und bei ansteigender Flut gemessen [4]. Die von uns aus Kläranlagen- und Abflussdaten [5] errechneten Abwasseranteile bei Niedrigwasser liegen in den Nebenflüssen Saale, Havel, Mulde und Schwarze Elster zwischen ca. 10 und 20 %, in einem Extremfall in der Havel 2005 sogar bei über 30 %. Für die Elbe in Geesthacht wurden in den Messzeiträumen 2005 bis 2007 Abwasseranteile von durchschnittlich 6 % ermittelt. Alle Niedrigwasseruntersuchungen fanden in Zeiträumen statt, die in der Nähe des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) lagen und somit repräsentativ sind für diese Gewässersituation (Tabelle 1).

Bor zeigt unter Niedrigwasserbedingungen die höchsten Konzentrationen erwartungsgemäß in der Saale. Die Konzentrationen steigen von ca. 60 – 70 µg/l oberhalb der Mündung auf ca. 90 – 110 µg/l (Abbildung 1).

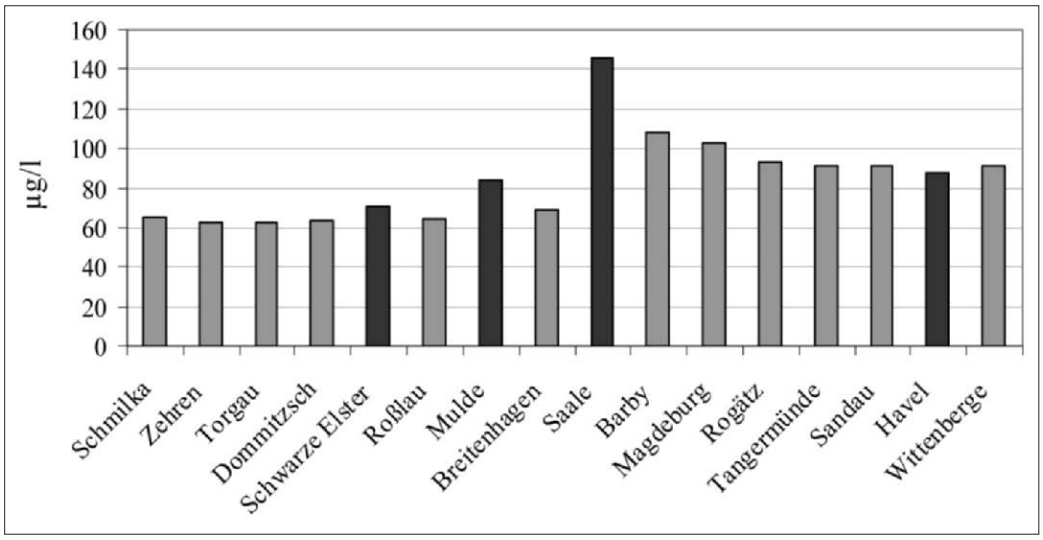


Abb. 1: *Bor in der Elbe und Nebenflüssen unter Niedrigwasserbedingungen (Juni 2007)*

Das Röntgenkontrastmittel Diatrizoat zeigt 2007 die höchsten Konzentrationen in der Saale mit 386 ng/l und in der Havel mit 316 ng/l (Abbildung 2, links). Gleiches gilt für die Summe der gemessenen Röntgenkontrastmittel Iopamidol, Iopromid, Iohexol, Iomeprol und Diatrizoat. Hohe Konzentrationen wurden auch unterhalb der Einleitung der Kläranlage Dresden/Kaditz analysiert. Hier führen Iohexol (432 ng/l) und das schon in der Nähe der deutsch-tschechischen Grenze in Schmilka gemessene Iomeprol (540 ng/l) zu den hohen Summengehalten (Abbildung 2, rechts).

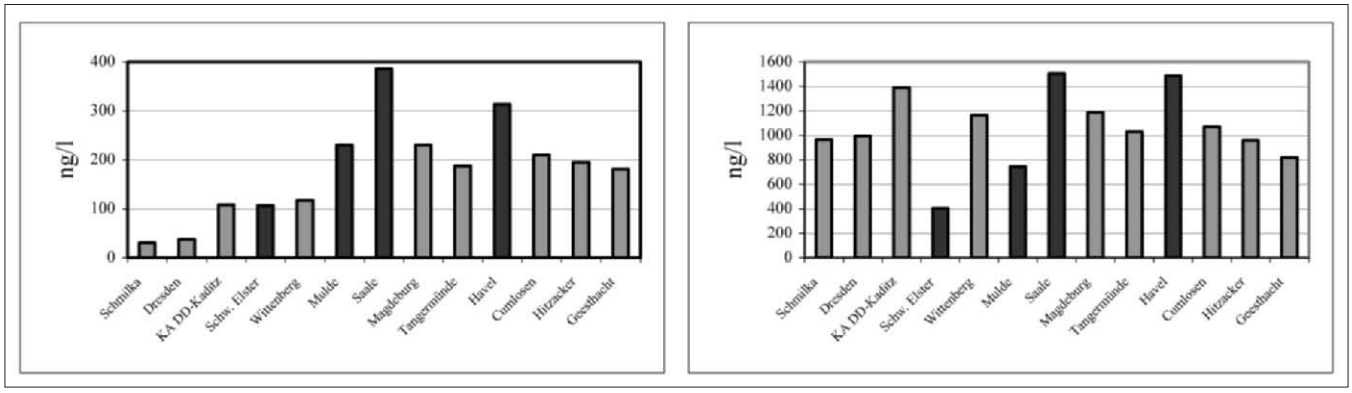


Abb. 2: *Röntgenkontrastmittel in der Elbe und Nebenflüssen unter Niedrigwasserbedingungen (Juni 2007); links: Diatrizoat; rechts: Summe Iopamidol, Iopromid, Iohexol, Iomeprol und Diatrizoat.*

Literatur

[1] Heininger, P., Pelzer, J., Claus, E., Pfitzner, S. (2003) Results of long-term sediment quality studies on the river Elbe. Acta hydrochim. hydrobiol. 31, 356 – 367

[2] Ternes, T. A., Joss, A. (2006) Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances: The challenge of micropollutants in urban water management. IWA Publishing, London.

[3] Rendl, J, Saller, B. (1998) Schilddrüse und Röntgenkontrastmittel. Dt Ärztebl. 7, A 402 – 406

[4] Claus, E., Fink, G., Krämer, T., Pelzer, J., Ternes, T., Heininger, P. (2007) Impacts of hydrological extremes on water quality – case Elbe river. IUGG 2007 Perugia, 10 – 13 July

[5] IKSE (2005) Internationaler Bericht an die Europäische Kommission gemäß Art. 15 Abs.2 der Richtlinie 2000/60/EG – Belastung der Oberfächenwasserkörper für das Deutsche Einzugsgebiet der Elbe. Anlage 1

Simulating the effects of global change on the water quality of the Elbe River

Helmut Fischer, Volker Kirchesch, Katrin Quiel, Andreas Schöl

Introduction

Global change influences the ecology of running waters in many ways, for example by modified land use and altered climatic conditions. However, surprisingly little research has been performed on the consequences of global change, specifically climate change, on river ecosystems. Current publications mostly concentrate on changes in total discharge [1] and on effects on macrozoobenthos and fish [2], but rarely consider ecosystem processes of nutrient turnover and algal growth. However, these processes are decisive for river water quality and largely control downstream effects on estuaries and coastal regions. Process-based water quality models can be used to describe the complex ecological interactions and to predict possible future developments. Here, we examine how changing climatic and socio-economic conditions influence the water quality of the Elbe River, particularly nutrient concentrations and phytoplankton development.

Methods

River water quality modelling was performed with the model QSim of the German Federal Institute of Hydrology [3, 4]. Since the impact of global change on river water quality marks the endpoint of various processes and conditions in the catchment and in the atmosphere, these have to be defined as input variables for QSim. Therefore, this study was performed within a network of interacting models [5] that determined input parameters for water quality simulations.

The river section under study reaches from the inflow of the Moldau/Vltava at Obříství (Cz-Elbe-km 114) to Geesthacht (D-Elbe-km 585) comprising about 700 km river length. The boundary conditions for our process-based modelling are set by regionalized climate scenarios and socio-economic scenarios. Climatic factors are provided by the Model STAR. Herein, 100 statistical realisations of the time-span 2004–2055 had been calculated with the STAR model on the basis of linear temperature trends developed by the global climate model ECHAM5 OM under the scenario A1B. These trends resulted in an air temperature increase of 2.2 K in the Middle Elbe region [6]. Discharge was modelled with SWIM for each of the approx. 5000 climate realisations [7]. Three sets of ten realisations were then selected, representing the 10, the 50 and 90 percentil of the discharge (ReaT, ReaM, ReaF). From these ten years, means were calculated for each parameter and used as representative realisations for possible future conditions. Nutrient emission from the catchment was calculated with the model MONERIS [8].

The time span 1996–2004 was chosen as a reference in order to represent the status quo and to be compared with scenario-dependent changes in water quality. The model was validated against measured data from three distinct years and against mean values of 1996–2004. A full list of parameter values is published by Quiel et al. [4]. As a result, scenarios can be calculated that describe nutrient turnover and algal growth along 700 km of the Elbe River continuum. These scenarios provide mechanistically-based explanations for possible future ecological states of the Elbe.

Model validation, reference and realisations

The annual development of algal biomass and nutrient concentrations along the Elbe were well described by the model results for the reference 1996–2004 and for the three years explicitly tested [4]. Regression analysis revealed high similarity between measured and modelled data (r^2 = 0.94 for discharge, r^2 = 0.88 for chl-*a*; $p < 0.001$, Elbe-km 475, reference 1996–2004). Nutrient dynamics were equally well described by the model [4]. In the dry realisation (ReaT), discharge decreases in the Elbe and in all tributaries (Tab. 1). In ReaM, discharge

at Elbe-km 536 differs only marginally from reference discharge, but shows considerable variations between the tributaries, while in the humid scenario (ReaF) discharges are substantially higher than for the reference. Global radiation and air temperature increased substantially in ReaT and to a lesser extent in ReaM and ReaF (Tab. 2). Generally, much of the predicted changes in temperature [6] seem to be already represented in the reference scenario 1996–2004.

Discharge [m³/s]	Cz-Elbe-km 114		Vltava		Ohře		Mulde		Saale		Havel		D-Elbe-km 536	
Reference	65		108		22		42		72		50		482	
ReaT	36	*-44*	71	*-34*	16	*-25*	37	*-12*	49	*-33*	33	*-34*	300	*-38*
ReaM	53	*-19*	104	*-3.4*	24	*+12*	52	*+24*	67	*-7.1*	62	*+25*	471	*-2.3*
ReaF	78	*+20*	155	*+43*	39	*+82*	84	*+101*	119	*+66*	86	*+74*	733	*+52*

Tab. 1: *Discharge of the Elbe at the start (Obříství, Cz-Elbe-km 114) of the model section and at Neu Darchau (D-Elbe-km 536), and discharges of the largest tributaries. Reference and realisations, means for April–October.*

Parameter		Usti-Doksany	Dresden	Witten-berg	Magde-burg	Witten-berge	Mean	Δ reference
Global radiation [J/cm²]	Reference	1504	1440	1437	1439	1435	1451	–
	ReaT	1581	1584	1560	1557	1543	1565	*+ 7.8 %*
	ReaM	1513	1514	1483	1494	1461	1493	*+ 2.9 %*
	ReaF	1493	1485	1474	1484	1455	1478	*+ 1.9 %*
Daily max. air temp. [°C]	Reference	20.87	18.93	20.13	19.50	19.54	19.80	–
	ReaT	19.76	20.45	21.57	21.26	20.12	20.63	*+ 0.84°C*
	ReaM	19.27	20.01	21.03	20.80	19.60	20.14	*+ 0.34°C*
	ReaF	19.1	19.78	20.79	20.57	19.43	19.94	*+ 0.14°C*

Tab. 2: *Global radiation and maximum daily temperature (means April-October) for the five stations used for modelling, total mean and mean difference from reference.*

Results and discussion

The changing conditions in climate and discharge lead to increased phytoplankton biomass in the dry (ReaT) and the mean (ReaM) realisations. This was particularly evident for upper sections of the Middle Elbe (e.g. Dommitzsch, Elbe-km 173) where chlorophyll-a concentrations substantially exceeded those of the reference scenario (Fig. 1). In the realisations, higher global radiation mitigates light limitation and higher mean temperatures further improve growth conditions for algae. Additionally, longer residence time of the water in the dry realisation increased the time available for algal growth. The opposite effect occurs in the wet realisation (ReaF), where discharges are higher than in the reference scenario. Here, shorter residence times and inferior light conditions hamper the development of high algal biomass (Fig. 1). In the lower sections of the Middle Elbe, the dry and mean realisations tend to become more similar to the reference. Here, simulations point to a limitation of phytoplankton biomass by light limitation due to high plankton biomasses (increased turbidity) and by zooplankton grazing. At Schnackenburg (Elbe-km 475), numbers of rotatoria exceed those in the reference scenario by 40% in ReaM and even by 350% in ReaT [4].

Under a socio-economic status-quo scenario, this enhanced algal growth will only be limited by Si-deficiency of the dominant algal group bacillariophyceae in the lower section of the Middle Elbe at Schnackenburg. If phosphorus concentrations could be reduced drastically below 90 µg total P/l by land use measures [8], this reduction would only weakly influence algal biomass in the upper Middle Elbe. It could help though to reduce algal

biomass in the lower Middle Elbe, particularly under low flow conditions [4]. In conclusion, algal growth at present is mostly light- and to a lesser extent nutrient limited, and also depends on the flow time of the river. Therefore, the effects of higher global radiation and decreasing runoff on algal biomass can be substantial. A strong reduction in P-concentrations would be necessary to counterbalance these possible climate-induced effects.

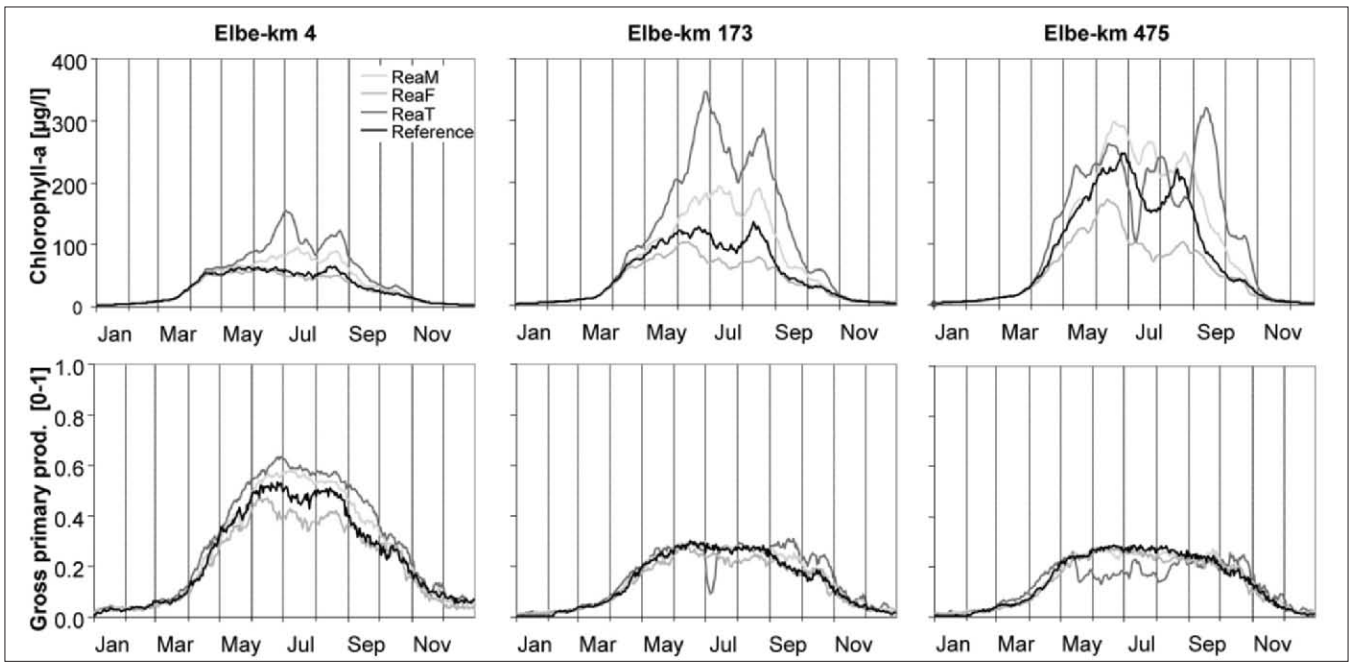


Fig. 1: *Results for chlorophyll-a (indicator of algal biomass) and gross primary production of scenario simulations for reference (1996–2004) and realisations. ReaT = low-discharge, ReaM = median discharge, ReaF = high discharge.*

References

[1] Palmer MA, Reidy Liermann CA, Nilsson C, Flörke M, Alcamo J, Lake PS, Bond N (2008) Climate change and the world's river basins: anticipating management options. Front. Ecol. Environ. 6: 81–89

[2] Allan JD, Palmer M, Poff NL (2005) Climate change and freshwater ecosystems. In: Lovejoy TE, Hannah L (eds.) Climate change and biodiversity. Yale Univers. Press, New Haven CT, 272–290

[3] Kirchesch V, Schöl A (1999) Das Gewässergütemodell QSim – ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktondynamik von Fließgewässern. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 43: 302–308

[4] Quiel K, Fischer H, Kirchesch V, Becker A, Schoel A (2008) Einfluss des globalen Wandels auf Phytoplankton und Nährstoffumsatz in der Elbe. In: Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet – Risiken und Optionen. Final Report BMBF-Project GLOWA-Elbe II, chapter 4.3

[5] Hattermann F, Gömann H, Conradt T, Kaltofen M, Kreins P, Wechsung F (2007) Impacts of global change on water-related sectors and society in a trans-boundary central European river basin – Part 1: project framework and impacts on agriculture. Adv. Geosciences 11: 85–92

[6] Gerstengarbe F-W, Werner PC, Orlowsky B, Wodinski M (2008) Modellierung der regionalen Klimaentwicklung. In: Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet – Risiken und Optionen. Final Report BMBF-Project GLOWA-Elbe II, chapter 2.1

[7] Conrad T, Hattermann F (2008) Simulation von räumlich differenzierten Abflussdargebotsszenarien und landwirtschaftlichen Ertragspotentialen für das Elbegebiet mit dem ökohydrologischen Modell SWIM. In: Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet - Risiken und Optionen. Final Report BMBF-Project GLOWA-Elbe II, chapter 2.2

[8] Behrendt H, Venohr M, Opitz D (2008) Auswirkungen des Globalen Wandels auf Nährstoffeinträge und Frachten im Elbeeinzugsgebiet. In: Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet – Risiken und Optionen. Final Report BMBF-Project GLOWA-Elbe II, chapter 4.1

Využití monitorovací sítě dispečinku Povodí Ohře v systému hlásné a předpovědní služby

Václav Klečka

Monitorovací síť vodohospodářského dispečinku státního podniku Povodí Ohře pracuje v automatizovaném on-line režimu již téměř 25 let. Během této doby prošel systém několika obměnami technického i programového vybavení. Jednoznačně byla prokázána jeho opodstatněnost pro operativní řízení vodohospodářských procesů jak v běžných, tak zejména v mimořádných situacích. Ukázka prezentační části systému - VHD 2000 je uvedena na obrázku č.1.

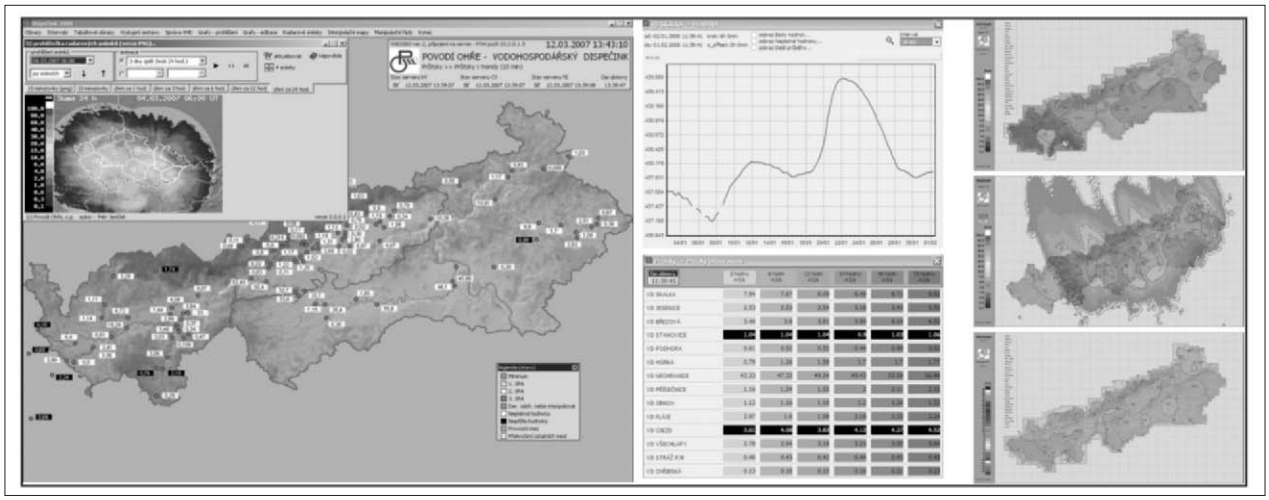


Fig. 1: *System VHD 2000*

V rámci protipovodňové ochrany na území spravovaném státním podnikem Povodí Ohře plní systém VHD 2000 nezastupitelnou úlohu při řízení manipulací na spravovaných vodních dílech a jejich soustavách a v rámci hlásné a předpovědní služby. V poslední době směřuje iniciativa vodohospodářského dispečinku zejména na oblast hlásné služby s cílem přispět ve spolupráci s Českým hydrometeorologickým ústavem (ČHMÚ) Praha ke včasnému informování povodňových orgánů o hrozícím nebezpečí povodňových situací. Systém hlásné a předpovědní služby České republiky (viz. obrázek č.2) doplňujeme na základě vlastního automatizovaného monitoringu vodních stavů a srážek a automatizovaného hodnocení radarových dat předávaných z ČHMÚ (viz. obrázek č.3).

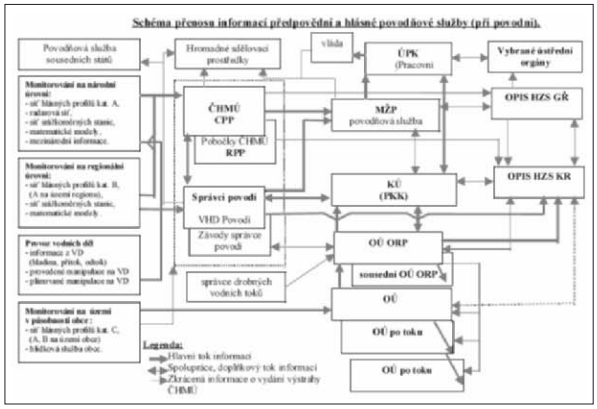


Fig. 2: *System of notification and forecasting service of Czech Republic*

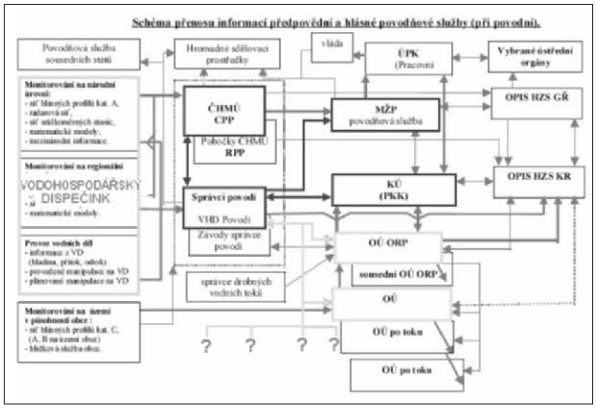


Fig. 3: *Supplementation by Povodí Ohře*

Systém automaticky vyhodnocuje údaje ze sítě limnigrafických (obrázek č. 4) a klimatických (obrázek č.5) stanic a zasílá informace o překročení stupňů povodňové aktivity, pro údaje z limnigrafických stanic a překročení stanoveného hodinového úhrnu srážek, pro měření z klimatických stanic. Systém sledování srážek je doplněn o vyhodnocování překročení srážkových úhrnů ze souboru kvantifikovaných radarových informací poskytovaných každou hodinu ČHMÚ Praha. Z bodových měření srážek (obrázek č.6) se interpolováním vytváří plošný obraz (obrázek č.7), který umožňuje podrobnější přiřazení překročených hodnot konkrétnímu území (obrázek č.8).

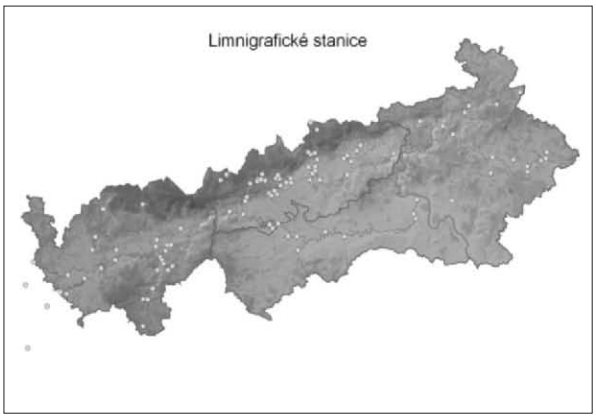


Fig. 4: *Net of flow rate*

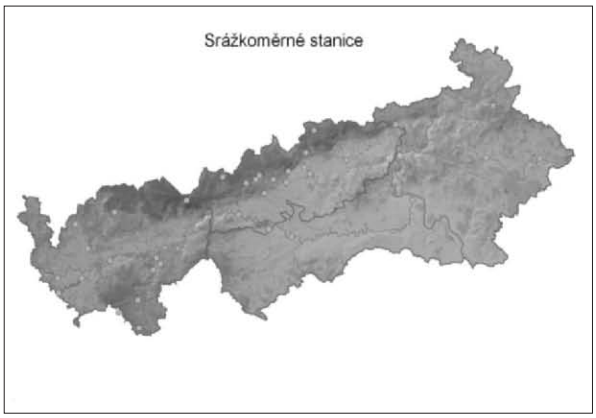


Fig. 5: *Net of precipitation*

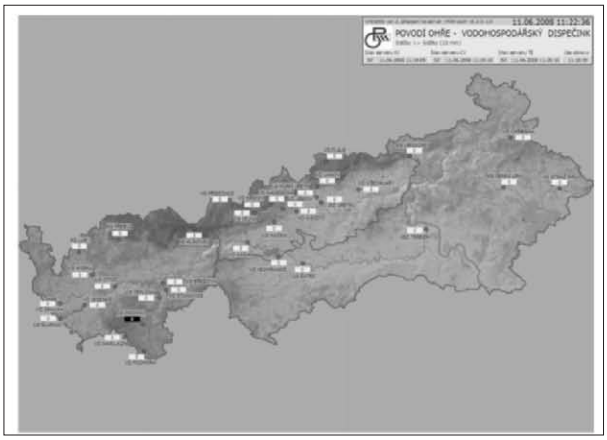


Fig. 6*: Spot representation of precipitation*

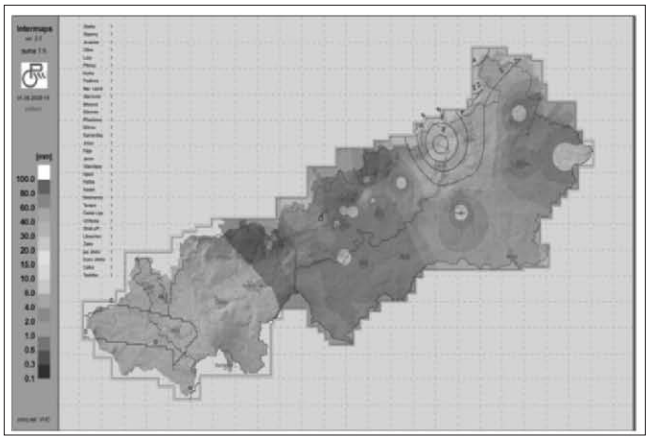


Fig. 7: *Area representation of precipitation*

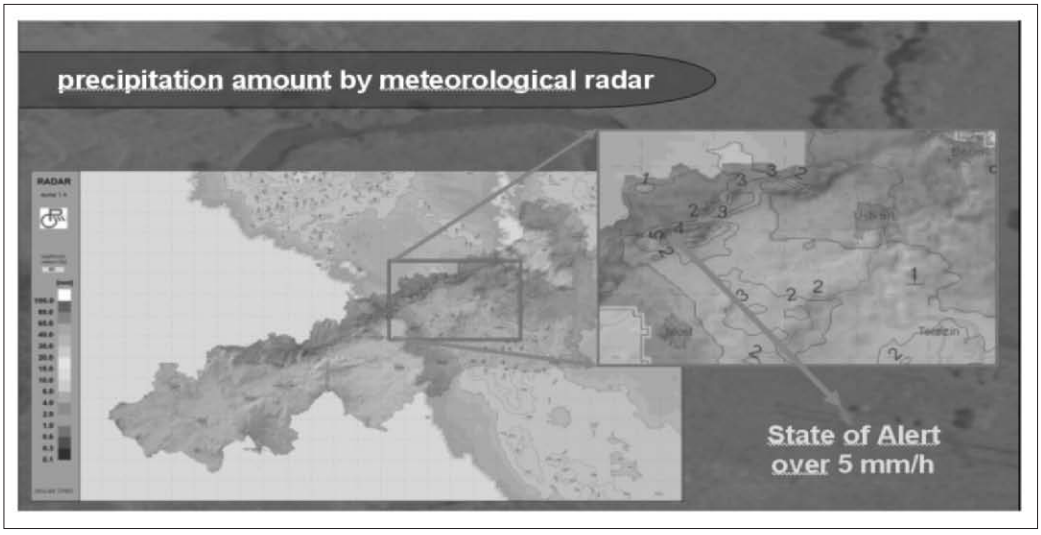


Fig. 8: *Precipitation amount by meteorological radar*

Se zpožděním ne více než 20 minut se může dostat důležitá informace o stavu vody v toku nebo o vypadlých atmosférických srážkách prostřednictvím SMS (obrázky č.9 a 10) nebo e-mail, k povodňovým orgánům obcí a krajů nebo dalším účastníkům protipovodňové ochrany, kteří o službu projeví zájem.

Fig. 9: *Example SMS - flow rate*

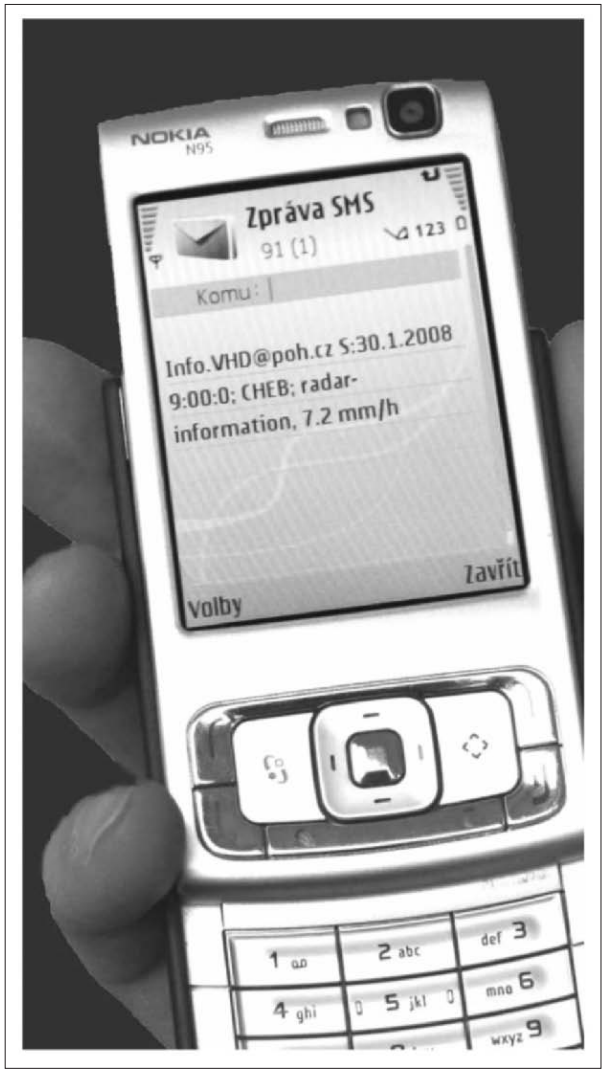


Fig. 10: *Example SMS - precipitation amount*

Přestože „Systém včasného varování“ monitoruje v současné době dvě veličiny – vodní stavy a srážky, je možné ho kdykoliv rozšířit o vyhodnocování libovolné veličiny monitorované systémem dispečinku Povodí Ohře.

System of notification and forecasting service - utilization of monitoring network of Povodi Ohre

Automated monitoring system of hydrometeorological and operations data, been used on the area administrated by Povodi Ohre for more than 20 years, is recently utilized, beside common utilization for water management, also for system of notification and forecasting service. Current communication technologies enable very fast and effective transfer of measured and processed data indicating possible exceptional hydrological situations to relevant bodies. So called „Early warning system“ which have been already installed is watching condition of flow rate and precipitation. For rate of flow there are 55 and for precipitation 33 metering stations. Latest innovation of this system is evaluation of precipitation using radar data. Every value exceeding the

limit is almost immediately (delay is 10 to 20 minutes after measurement) and without human touch reported by SMS or e-mail to the end-user. This system should extend the time for potential precautions to be taken against flood.

Klimawandel – Veränderungen extremer Hochwasserereignisse an der Elbe

Peter Burek, Dirk Carstensen, Thomas Kopp, Silke Rademacher, Carsten Schmidt, Robert Schwarze, Michael Wagner

1. Einleitung

Weltweit zeigt sich, dass zahlreiche natürliche Systeme bereits auf die regionalen Klimaänderungen reagieren. Dies ist eine der Hauptaussagen des 2007 veröffentlichten 4. Sachstandsberichts des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC). Auch das Einzugsgebiet der Elbe wird hiervon nicht unbeeinflusst bleiben. Im Forschungsvorhaben VERIS-Elbe werden Veränderungen von Risiken durch extreme Hochwasserereignisse in großen Flussgebieten und Möglichkeiten ihres integrierten Managements untersucht. In dem hier vorgestellten Teilbereich von VERIS-Elbe werden die Veränderungen der Auftretenswahrscheinlichkeiten extremer Hochwasserereignisse unter veränderten Klimabedingungen und die Wirkung und effiziente Nutzung von Flutpoldern vorgestellt.

2. Modellsystem

Grundlage für Klimaszenarien bilden Annahmen über die zukünftige Entwicklung der Treibhausgasemissionen. Hier sind vor allem die SRES-Szenarien des IPCC [3] zu nennen. Anhand dieser Szenarien werden mit globalen Klimamodellen Klimaprojektionen berechnet. Insgesamt wurden in der IPCC Studie mehr als 20 globale Modelle einbezogen. Die wahrscheinliche Bandbreite der globalen Temperaturänderung bis zum Jahr 2100 dieser Modelle beträgt z.B. für das A2-Szenario 2,0°C bis 5,4°C. In der globalen Skala ist eine Projektion der Klimaentwicklung für kleinere Regionen, wie z.B. das Einzugsgebiet der Elbe nicht möglich. Daher müssen zur Bewertung der regionalen Klimaentwicklungen Regionalisierungsverfahren angewendet werden, mit welchen die Ergebnisse aus den globalen Modellen übertragen werden können. Auf dieser regionalen Skala sind ebenfalls eine Vielzahl von Regionalisierungsansätzen bzw. Kombinationen mit Globalmodellen vorhanden.

In VERIS-Elbe wird auf die Ergebnisse vorhandener Modellkopplungen zwischen Globalmodell und Regionalisierungsverfahren für das Einzugsgebiet der Elbe in Form von Klimadatenreihen zurückgegriffen. Als Globalmodell wird das Modell ECHAM5/MPI-OM des Max-Planck-Instituts für Meteorologie in Hamburg (MPI-M) und als Regionalmodelle werden das dynamische Regionalmodell REMO des MPI-M und das statistische Modell STAR des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) verwendet. Das Modell REMO bildet die dynamischen Vorgänge in der Atmosphäre ab und liefert Daten für den Reanalyselauf (1950 – 2000) und jeweils eine Realisierung der SRES-Szenarien A2, A1B und B2 (2001 – 2100). Das Modell STAR nutzt die statistischen Wechselbeziehungen bisheriger Klimabeobachtungen und liefert neben dem Reanalyselauf (1951 – 2003) 100 Realisierungen des A2-Szenarios für den Zeitraum (2004 – 2055).

Um das Risiko extremer Hochwasser an der Elbe abzubilden, wurden ausgehend von den Ergebnissen der Regionalmodelle, mehrere Modelle miteinander gekoppelt [4]. LISFLOOD wird als rasterbasiertes Niederschlag-Abfluss Modell für das gesamte Einzugsgebiet der Elbe verwendet [6]. Die so ermittelten Hochwasserereignisse werden an das eindimensionale hydrodynamisch-numerische Wellenablaufmodell WAVOS [1] weitergereicht und der Wellenablauf für die gesamte deutsche Elbe berechnet. Die Durchflussdaten aus WAVOS werden extremwertstatistisch ausgewertet und hinsichtlich ihrer Auftretenswahrscheinlichkeit eingeschätzt [5]. Das zweidimensionale hydrodynamisch-numerische Modell SMS wird an Flussstrecken mit potenziellen Hochwasserrückhaltemaßnahmen wie z.B. Flutpoldern in das Modellsystem eingebunden [2].

3. Veränderungen extremer Hochwasserereignisse

Um die Unsicherheiten der Klimaprojektionen darzustellen, wurden die Ergebnisse der Regionalisierungsansätze STAR und REMO für den Reanalysezeitraum (1951 – 2000) verglichen. In Abb. 1 werden die räumlichen Unterschiede des mittleren jährlichen Niederschlags von REMO und STAR wiedergegeben. Besonders in den Hochwasserentstehungsgebieten liegen die Werte von REMO unterhalb von STAR.

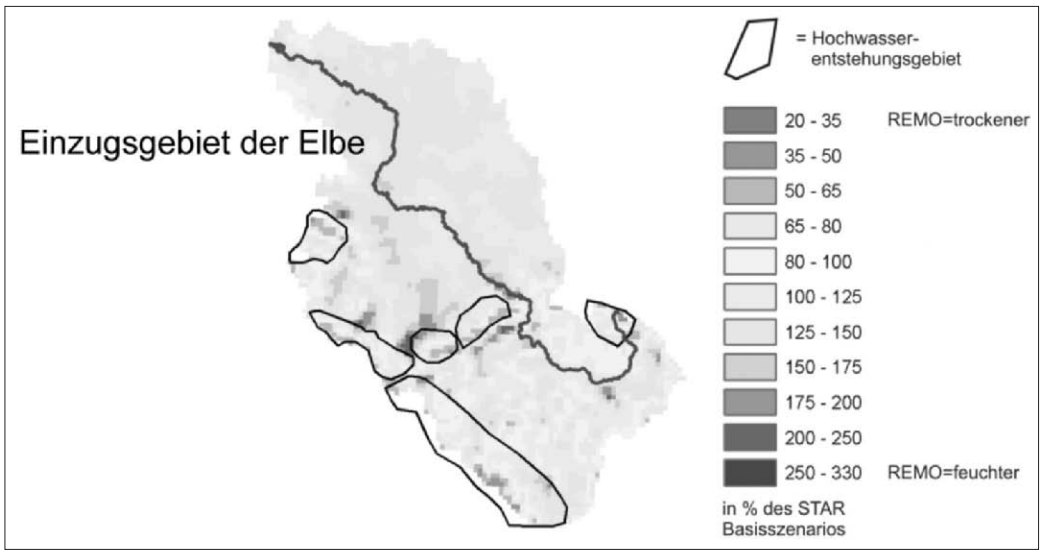


Abb. 1.: *Vergleich der Regionalisierungsansätze REMO und STAR (mittlere jährliche Niederschläge 1951 – 2000)*

Die Klimadaten der Modelle STAR und REMO werden verwendet, um mit den gekoppelten Modellen LISFLOOD und WAVOS die Scheitelabflüsse entlang der Elbe zu berechnen. Eine nachgeführte Extremwertanalyse führt zu Längsschnitten für bestimmte Wiederkehrintervalle. In Abb. 2 sind die 200-jährlichen Hochwasserabflüsse aller verfügbaren Messwerte, des A2 Szenarios aus STAR mit 100 Realisierungen des Reanalyselaufs sowie des A2 Szenarios aus REMO abgebildet. Es wird deutlich, dass die Variationen der Abflusslängsschnitte innerhalb der 100 Realisierungen der Modellkette ECHAM5-STAR-LISFLOOD-WAVOS sehr groß sind. Der Vergleich der Reihen mit STAR bzw. REMO-Berandung zeigt, dass unter Nutzung verschiedener regionaler Klimamodelle sehr unterschiedliche Hochwasserlängsschnitte möglich sind.

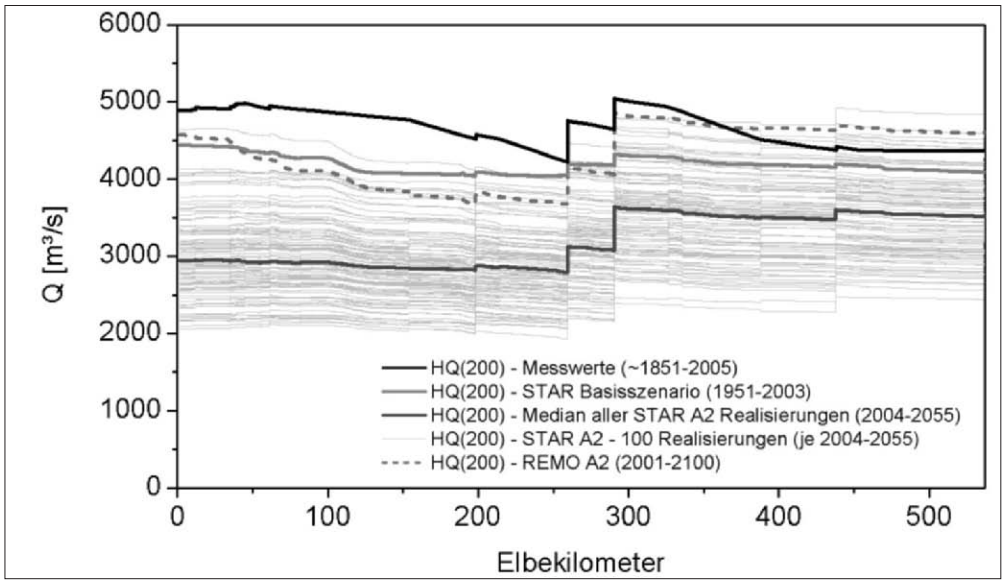


Abb. 2.: *Mit LISFLOOD/WAVOS berechneter Abfluss (Wiederkehrintervall 200 Jahre) [5]*

Neben der Frage, wie sich das Hochwassergeschehen unter den bestehen Hochwassermanagement in Zukunft entwickelt, wird auch die Sensitivität strategischer Handlungsalternativen z.B. Einsatz von Flutpoldern

analysiert. In Abb. 3 ist der Unterschied in den Abflussganglinien für ein Wiederkehrintervall von 200 Jahren mit Retentionswirkung der potenziellen Flutpolder Nünchritz, Außig und Dautzschen und ohne Retentionswirkung dargestellt. Beispielsweise würde diese Flutpolderkette den Scheitel eines 200-jährlichen Hochwassers am Pegel Wittenberg um etwa 300 m³/s verringern. Dies entspricht einer Scheitelreduktion um 11 cm.

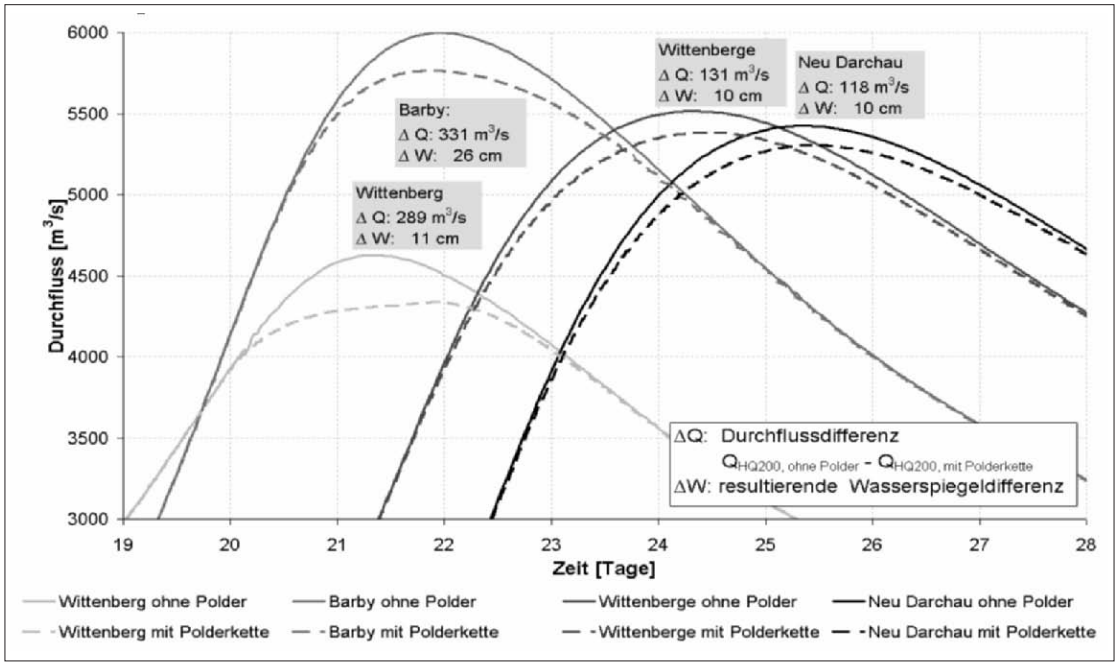


Abb. 3.: *Vergleich und Auswertung des Wellenablaufs für ein Wiederkehrintervall von 200 Jahren (Retention unter Einbeziehung der potenziellen Flutpolder bei Nünchritz, Außig und Dautzschen*

Danksagung

Die Arbeit wurde im Forschungsvorhaben VERIS-Elbe (www.veris-elbe.ioer.de) erstellt. Der Dank der Autoren gilt dem BMBF für die Förderung des Forschungsvorhabens im Programm „Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse“ - RIMAX.

Literatur

[1] Burek, P. und Rademacher, S. (2007) Operationelles Hochwasservorhersage für die Elbe mit dem Wasserstandsvorhersagemodell WAVOS), Dresden Wasserbauliche Mitteilungen 35: 25–34.

[2] Carstensen, D., Horlacher, H.-B., Kopp, T., Stowasser, A. und Wilhelm, J. (2007) Numerische Modelle als Bemessungshilfe für naturnahe Bauweisen am Beispiel einer Ausgleichsmaßnahme. Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen, Heft 35: 381–390.

[3] IPCC (2007) Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. In: Klimaänderung 2007: Wissenschaftliche Grundlagen. Beitrag der Arbeitsgruppe I zum Vierten Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderung (IPCC), Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor und H.L. Miller, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom und New York, NY, USA. Deutsche Übersetzung durch ProClim-, österreichisches Umweltbundesamt, deutsche IPCC-Koordinationsstelle, Bern/Wien/Berlin, 2007.

[4] Schanze, J., Schwarze, R., Carstensen, D. und Deilmann, C. (2008) Analyzing and Managing uncertain futures of large-scale fluvial flood risk systems. In: Managing Flood Risk, Reliability and Vulnerability. Proceedings of the 4th International Symposium on Flood Defence, Toronto, Ontario, Canada, May 6–8, 2008. Toronto, 2008, S.8.

[5] Schmidt, C. (2009) Multikriterielle Statistik zur Bewertung der Hochwasser-Auftretenswahrscheinlichkeit. Schanze, J. (Ed.) Veränderung und Management der Risiken extremer Hochwasserereignisse in großen Flussgebieten – am Beispiel der Elbe, (in Vorbereitung).

[6] Wagner, M. (2009) Niederschlag-Abfluss-Modellierung für das Elbe-Einzugsgebiet mit LISFLOOD. Schanze, J. (Ed.) Veränderung und Management der Risiken extremer Hochwasserereignisse in großen Flussgebieten – am Beispiel der Elbe, (in Vorbereitung).

Europäische Strategien zur Reduzierung von Hochwasserrisiko mithilfe eines nachhaltigen Auenmanagements

Mariele Evers

1. Hochwasser und Auenmanagement

Auen sind vielfältige Landschaften mit einer extrem hohen Artenvielfalt (Dister 1994). Gleichzeitig herrschen in Auenlandschaften stark konkurrierende Nutzungsanforderungen und unterschiedliche Entwicklungsziele vor. Der Verlust an natürlichen Auenlandschaften durch Siedlungs- und Verkehrsflächen, technischen Hochwasserschutzmaßnahmen, Entwässerungen und landwirtschaftlicher Nutzung hat zu einem dramatischen Rückgang standorttypischer Arten- und Biotopen geführt. An der Mittleren Elbe sind die Auenflächen von 500.00 ha auf 9.000 ha um 77% reduziert worden (Schwartz in Evers et al. i.V.). An der Donau muss ein Verlust von 75 %, im Oderbruch von 89% verzeichnet werden (Dister 2002).

Measure	Qualitative description of the measure
Protection of existing naturally functioning river and floodplain systems	The existing storage capacity of the river system is maintained and valuable ecosystems are protected
Flood bypasses	New river bypasses, including new floodplains with wetland or floodplain ecosystems. Also called green rivers
Removal/lowering of minor embankments	Enlarges the effective river floodplain
Setting-back of embankments	Enlarges the storage capacity of a floodplain and leads to enlargement and restoration prospects for a floodplain
(Re)construction of stagnant water bodies such as isolated channels and oxbows in the (former) floodplain	Increases the storage capacity of a floodplain
Development of manageable flood detention polders which should preferably be used as extensive grassland or floodplain forest	Increases the storage capacity of a floodplain
Floodplain excavations	Enlarges the effective river floodplain
Changes in land use in the catchment area (for example reforestation)	Promotes retention of water in a catchment area
Restoration of floodplain vegetation	Increases the storage time of water on a floodplain
(Re)construction of meanders	Increases the storage capacity of a river channel, decreases a river's slope
(Re)construction of flowing side channels	Increases the storage capacity of a channel area and increases the water conveyance capacity through a river section
Re-meandering the river course or allowing spontaneous river morphological development	Increases the storage capacity of a river channel. Removal of flow restrictions
Alleviation of unwanted flooding in some areas and purposefully relocating this to designated areas.	Increased river flows downstream with managed storage areas used for habitat creation
Rejuvenating or removing vegetation with a high hydraulic roughness	Only ecologically beneficial if the management of the vegetation supports the development of a stable and viable ecosystem.
Removal or lowering of groynes and other hydraulic obstacles in the river channel	Allows more dynamics in water level fluctuations, decreases a river/valley roughness coefficient.

Tabelle 1.: *Ökologische Maßnahmen zur Reduktion des Hochwasserrisikos – Auszug aus Blackwell & Maltby (2006)*

Die vergangenen Extremhochwässer dieses Jahrhundert - wie beispielsweise die Ereignisse des Jahres 2002 mit Schäden von über 20 Mrd. Euro und 230 Todesfällen in Europa (Nagle 2003) - haben vor Augen geführt, dass allein technische Hochwasserschutzmaßnahmen nicht ausreichend sind. Für einen wirksamen und nachhaltigen Schutz sind integrierte Schutzkonzepte notwendig. Dies bedeutet, dass sowohl technische Hochwasserschutzmaßnahmen, vorsorgende Maßnahmen wie Information und bauliche Maßnahmen sowie ein Flächenmanagement auf der Ebene des Einzugsgebietes integriert und aufeinander abgestimmt werden müssen. Eine der wichtigsten Funktionen beim Flächenmanagement ist der Wasserrückhalt, die Retention. Diese gilt es zu erhöhen, um einen verbesserten Hochwasserschutz zu gewährleisten. Es liegt auf der Hand, dass sich die Ziele zur Erhöhung des Retentionsvolumens in vielen Bereichen mit den Zielen des Auenmanagement, insbesondere der Renaturierung von Fließgewässern, Reaktivierung von Auen und Wiedergewinnung von Überflutungsflächen durch Deichrückverlegungen einhergehen. Einen Überblick über mögliche Maßnahmen stellen Blackwell und Maltby (2006) dar. Ein Auszug dieses Kataloges ist in Tabelle 1 dargestellt.
Disse & Engels (2001) haben am Beispiel des Rheins illustriert wie und in welchem Maße Hochwasserschutzmaßnahmen Auswirkungen haben auf (1) das Ausmaß der Wasserspiegelsenkung, (2) die ökologischen Funktionen für das Ökosystems sowie (3) sowie die Kosten. Alle Maßnahmen zum integrierten Hochwasserschutz müssen auf die jeweiligen räumlichen Bedingungen überprüft werden, da sie je nach Situation sehr unterschiedlich wirksam werden können.

2. Europäische Strategien zur Reduzierung von Hochwasserrisiko

In Europa werden verschiedene Strategien und Instrumente angewendet, um Hochwasserrisiko zu vermindern. Als wichtigste und allgemein – für die Mitgliedsstaaten - gültige Rechtsgrundlagen gelten die Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) von 2000 sowie die 2007 in Kraft getretene Richtlinie 2007/60/EG über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (EG-HRL) (EC 2007) zu nennen. Obwohl die WRRL nicht explizit den Hochwasserschutz als Ziel formuliert hat, kann sie jedoch über die Verbesserung der Gewässerqualität insbesondere der Verbesserung der Hydromorphologie und über Maßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildungsrate dazu beitragen. Bezüglich der Hydromorphologie (Gewässerstrukturgüte) werden neben dem Gewässer selbst auch die Ufer- und Auenbereiche betrachtete, die eine gute Qualität (in Bezug zum Referenzzustand) aufweisen sollen. Als weiterer Faktor sind die Grundwasser bezogenen Landökosysteme und insbesondere NATURA 2000-Gebiete zu nennen, die nach WRRL zu schützen und zu entwickeln sind. Die Hochwasser-Richtlinie hat nunmehr den vorsorgenden Hochwasserschutz im Fokus. Neben der vorläufigen Hochwasserrisikobeurteilung, der Entwicklung von Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten stehen die Erstellung von Hochwasserrisikomanagementplänen, die einen Schwerpunkt auf vorbeugenden und nicht-bauliche Maßnahmen legen sollen, im Zentrum der Betrachtung. Artikel 7 der Richtlinie besagt: *„Die Hochwasserrisikomanagementpläne berücksichtigen relevante Aspekte, wie etwa Kosten und Nutzen, Ausdehnung der Überschwemmung und Hochwasserabflusswege und Gebiete mit dem Potenzial zur Retention von Hochwasser, wie z. B. natürliche Überschwemmungsgebiete, die umweltbezogenen Ziele des Artikels 4 der Richtlinie 2000/60/EG, Bodennutzung und Wasserwirtschaft, Raumordnung, Flächennutzung, Naturschutz, Schifffahrt und Hafeninfrastruktur.“* Dieser integrierte Ansatz beinhaltet somit deutlich Aspekte des Auen- und Flächenmanagement.
Neben diesen Regelungen wurden verschiedentlich Instrumente in den jeweiligen europäischen Ländern entwickelt, um drohende Hochwassergefahren abzumildern.
Hierbei müssen zwei unterschiedliche Ebenen unterschieden werden:

(1) Instrumente, um Auen und Überschwemmungs- bzw. Retentionsflächen vor weiterer Reduzierung und Beeinträchtigung zu bewahren (Status-quo-Erhalt)
(2) Instrumente, um Auenflächen zu regenerieren und Retentionsraum zu erhöhen (Status-quo-Verbesserung)

Der Status-quo-Erhalt ist i.d.R. mit Instrumenten der Raum- und Bauleitplanung verknüpft bzw. wird hierüber realisiert.

Im Folgenden sollen drei Beispiele aus verschiedenen Ländern skizziert werden.

a) Richtlinien für die Landnutzung in Überschwemmungsgebieten (z.B. in Norwegen).
   Anhand von Richtlinien müssen die jeweiligen Hochwasserrisiken inklusive der Vulnerabilität ermittelt werden. Es werden z.B. Gebiete mit niedriger Vulnerabilität wie Kleingärten von Gebieten mit einer hohen Vulnerabilität wie Schulen und Krankenhäuser differenziert. Auf dieser Grundlage werden verschiedene Landnutzungs- und Baukategorien differenziert. Gleichzeitig gelten technische Standards zur Erstellung von Hochwasser- und Hochwasserrisikokarten.
b) Strategische Hochwasserrisiko-Prüfung. In England und Wales wird in der Raum- und Bauleitplanung ein *Strategic Flood Risk Assessment* (SFRA) angewendet. Dies beinhaltet eine sequenzielle Prüfung des Hochwasserrisikos inklusive Hochwasserursachen und – potenzielle Überflutungsdynamiken im Rahmen der Bauleitplanung.
c) Gesetzliche Vorgaben wie das Artikelgesetz in Deutschland. Das Gesetz zum vorbeugenden Hochwasserschutz von 2005 hatte zur Folge, dass (so gut wie) keine Ausweisung neuer Baugebiete in Überschwemmungsgebieten durch Bauleitpläne und Neubauten in Überschwemmungsgebieten mehr möglich sind. Außerdem wurde die Kategorie „überschwemmungsgefährdeten“ Gebiete eingeführt. Die Länder sind verpflichtet, die festgesetzten Überschwemmungsgebiete und überschwemmungsgefährdete Gebieten in die Raumordnungspläne und Bauleitpläne (Flächennutzungs-, Bebauungsplan) zu übernehmen. Gleichzeitig ist das Ziel festgelegt, mehr Retentionsraum durch Rückverlegung von Deichen, Erhaltung und Wiederherstellung von Auen zu schaffen. Das Instrument dafür sind die Hochwasserschutzpläne. Die Wirksamkeit dieses Instrumentes in Hinblick auf den vorbeugenden Hochwasserschutz, der ebenso das Auenmanagement berücksichtigt kann derzeit noch nicht beurteilt werden.

Beispiele für ein integriertes Hochwassermanagement, das gleichzeitig die Reaktivierung und Qualitätsverbesserung von Auen (Status-quo-Verbesserung) vereint liegen nur vereinzelt vor. In Deutschland können die Deichrückverlegungsprojekte an der Mittleren Elbe in Lenzen (zusätzliche Retentionsfläche: 425 ha) sowie im Lödderitzer Forst (ca. 600 ha) genannt werden.

Weiterhin gibt es in Schottland/UK mit dem Fluss *Devon* ein prominentes Beispiel, wo *„natural flood management“* im gesamten Einzugsgebiet betrachtet und Maßnahmen entwickelt und durchgeführt werden.

Literatur

Blackwell, M. S. A. und E. Maltby (2006) Ecoflood Guidelines. How to use floodplains for flood risk reduction. Luxembourg

Disse, M. und H. Engel (2001) Flood events in the Rhine basin: genesis, influences and mitigation, Natural Hazards, No. 23, pp. 271 – 290

Dister, E. (2002) Gefährdete Landschaften. Vom falschen und richtigen Umgang mit Flüssen und Auen. In: Kachelmann, J. (Hg. Die große Flut. Unser Klima, unsere Umwelt, unsere Zukunft. P. pp. 112 – 141. Hamburg

Dister, E. (1994) The function, evaluation and relicts of near-natural Floodplains. In: Biologie der Donau. Limnologie aktuell (2), pp. 317 – 330. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York

EC (Commission of the European Communities) (2007) Directive 2007/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2007 on the assessment and management of flood risk

Evers, M., Kofalk, S. und R. Schwartz (Hg.) (i.V.) Management und Renaturierung von Auen im Elbeeinzugsgebiet. Konzepte zur nachhaltigen Nutzung von Auengebieten. Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee Verlag

Nagle, G. (2003) Rivers and Water Management. Hodder & Stoughton

Preliminary Flood Risk Assessment in the Czech Republic

Pavla Štěpánková, Karel Drbal

Introduction

Floods, flash floods and its effects belong to the most important natural disasters in the Czech Republic. These events represent topical problem, because our country was suffering from few catastrophic floods. There were summer floods in 1997 and 2002 (they caused casualties of more than 70 people altogether).

Starting creation of preventive measures systems on the reduction of potential adverse consequences of flooding is in the centre of our focus. Effectiveness of those measures to society has to be assessed in wider context, not to cause an increase in hazard in other places. There is demand for such approaches, which can consider synergic effect of many factors and relations with impacts on losses in flood plains. It is necessary to consider an uncertainty, which accompanies natural processes.

Assessment and management of flood risk in flood plains – problems and solving methods

Methods of flood hazard assessment and following flood risk assessment in the Czech Republic were proposed and tested in the Elbe River Basin during the solution of the project (supported by the Ministry of Environment of the Czech Republic), which was finished in 2005 [1]. Another project focused on verification possibly on replenishment of resent methods of flood risk assessment and determination of flood damages started last year [2]. The project also pursues an implementation of Flood Directive (2007/06/ES).

Main attributes of the methodology are followed:

A. Procedures recommended by the methodology have been connected to the utmost standard database established, operated and administrated within the Czech Republic by following providers:
   - Czech Office for Surveying, Mapping and Cadastre (http://www.cuzk.cz/)
   - Czech Statistical Office (http://www.czso.cz/)
   - Institute for Spatial Development (http://www.uur.cz/)
   - Municipalities

B. Ways of outputs application, reliability and accessibility of input data, costs of the solution itself have defined a detailed degree with a perspective on threatened area in terms to specify fields of suitable procedures and methods for two regional levels:
   - I – region, district or otherwise defined area or its part,
   - II – structure, object.

C. Sequences of main procedures are following: identification of the flood / flooding hazard, determination of vulnerability and exposition, qualitative / semi quantitative representation of a risk, assessment of potential damages, quantitafication of a risk, and are applied for both regional levels.

D. Potential damages are implicitly determined as a sum of direct damages. They are expressed as a proportion from the equivalent of a property value that is equivalent to a reproduction value of fixed capital.

E. Values of indirect tangible damages and intangible damages are recommended to be indicated separately from direct damages, because their objective assessment is really difficult. Methods of their calculation have to be presented together with indirect tangible and intangible damages.

One of possible ways how to assess flood hazard is an estimate of number of potentially affected inhabitants. To obtain the numbers is not very expensive and difficult procedure and it is possible to update them continuously. Decreasing this characteristic can indicate successful realization of some kind of preventive measures reducing negative consequences of flooding.

Preliminary proposals of implementation of risk analysis into legal system of the Czech Republic
Numbers of potentially affected inhabitants represent an important tool for preliminary flood risk assessment. It can be used in river basin management plan for determination of areas with high probability of flood damages occurrence.

In the next step those areas where potential significant flood risks exist or might be considered likely to occur should be identified and authorized by regional authority. For those areas detailed information about flood hazard and flood risk should be prepared. The choice of areas with significant hazard should be considered in a national scale.

The Ministry of Environment should be responsible for assessing flood risk in flood plains and should appoint a competent body to do this. The river basin management plan should be used as a base. The preliminary flood risk assessment and localization of areas with significant risk will be revised and updated within the river basin management cycle of planning.

Geodatabase IS Flood Resident
There is an information system Flood Resident (ISFR), which will provide results for preliminary flood risk assessment. The system was designed for evaluation of taken measures for the reduction of adverse consequences of flooding. ISFR is based on estimation of number of residents affected by flood with return period 100 years, or 20 years (so-called flood hazard scenarios). Flood extent for return periods 100, 20 and 5 years are processed by river basin authority according to ordinance of Ministry of Environment and agreed on by first-instance water authorities.

ISFR is based on two geographical layers which belong to Census register (provided by the Czech Statistical Office): layer Buildings and layer Census districts. As the flood extents for mentioned scenarios were used geographical layers 'Designed flood extent for return period 100 (20) years' from Digital base of water management data" (DIBAVOD – situation as per August 13, 2007).

Results
More than 90 thousand buildings (90, 381) are affected by flood extent with return period in the Czech Republic. More than 88 thousand of them (157 thousand of flats in total) are used for living. About 368 thousand inhabitants live in those buildings, located in 1, 499 municipalities (Fig. 1).

The absolutely highest number of affected inhabitants is in the city Olomouc (35, 624 inhabitants) in the eastern part of the Czech Republic, followed by Brno (17, 199 inhabitants), Prague (14, 935). There are between 1 thousand to 10 thousand affected inhabitants in other 44 municipalities.

The percentage share of residents potentially affected by flood with return period 100 years to all residents varied between 1.3 per cent.

There are 7 municipalities with all residents potentially affected by flood with return period 100 years in the Czech Republic. In 15 municipalities there is more than 75 per cent residents potentially affected by flood with return period 100 years (Table 1). They are municipalities with no more than 3, 000 inhabitants, with two exceptions. Almost 75 per cent of municipalities have potentially affected by flood with return period 100 years only 10 per cent of their inhabitants at the most. In all municipalities with residents potentially affected by flood with return period 100 years there are 5 per cent of their inhabitant affected by this flood extent. Compared to all inhabitants of the Czech Republic, 3.5 per cent residents potentially affected by flood with return period 100 year live there.

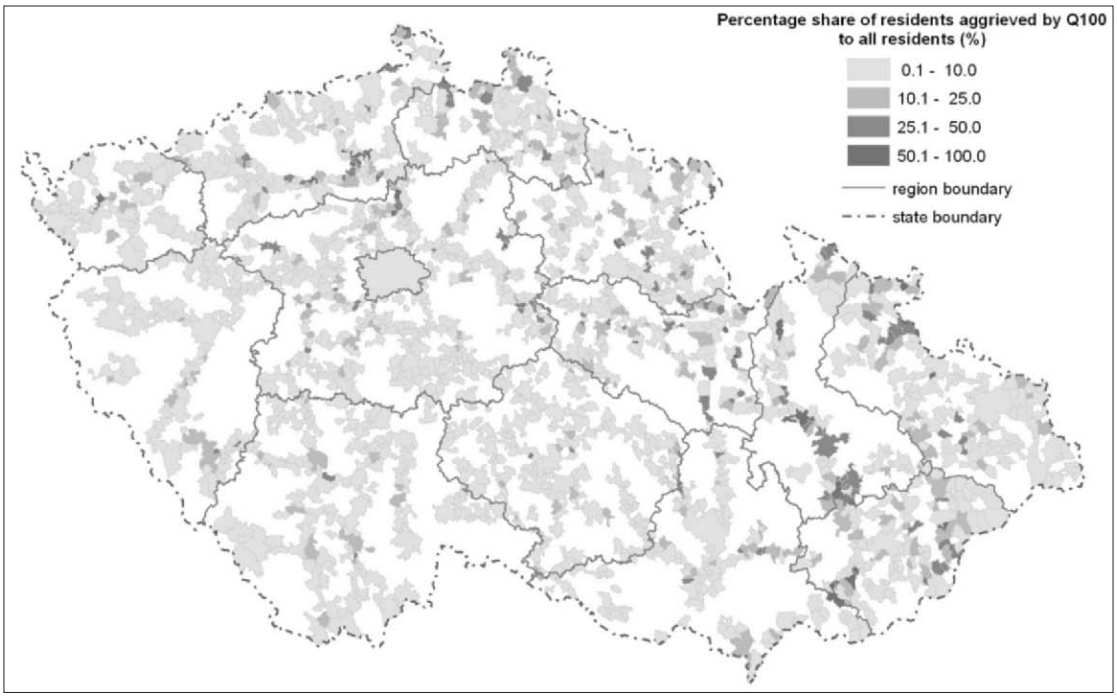


Fig. 1: *Percentage share of residents potentially affected by flood with return period 100 years to all residents in municipalities*

Percentage share of residents potentially affected by flood with return period 100 years in municipality	Municipalities		Residents in municipalities potentially affected by flood with return period 100 years		
	Number of municipalities with	Share of total amount	Number of potentially affected residents	Number of all residents	Rate
0.1 - 10.0	1,103	73.6	117,161	6,210,854	1.9
10.1 - 25.0	248	16.5	104,555	652,642	16.0
25.1 - 50.0	109	7.3	97,763	291,826	33.5
50.1 - 100.0	39	2.6	48,239	72,910	66.2
Total	**1,499**		**367,718**	**7,228,232**	**5.1**

Tab. 1: *Numbers of municipalities where residents are potentially affected by flood with return period 100 years and numbers of residents potentially affected by flood with return period 100 years in these municipalities.*

Conclusion

Numbers of residents (eventually of flats) potentially affected by flood extents are useful for discussion about determination of standard of protection against negative flood effects as a segment of public services in the Czech Republic. Those questions are really topical especially with regard to updating the Water Law. The analysis done by IS Flood Resident can supply arguments for discussion how to set a motivation background of flood prevention in the Czech Republic.

References

[1] Drbal, K., et all. (2005) Návrh metodiky stanovování povodňových rizik a škod v záplavovém území a její ověření v povodí Labe (VaV/650/5/02). (Methodology Proposal for a Determination of Flood Risk and Damages in the Floodplains and Verification within the Elbe River Basin) Brno, Ministry of Environment of the Czech Republic, 254 p.

[2] Drbal, K., a kol. (2007) Mapy rizik vyplývajících povodňového nebezpečí v ČR (SP/1c2/121/07). (Maps of Flood Risk in the Czech Republic). Brno: Ministry of Environment of the Czech Republic, 85 p.

Koncepce řešení PPO na dolním úseku českého Labe

Marián Šebesta, Jiří Kladivo

Území Dolního Labe bylo v historii mnohokrát zasaženo katastrofálními povodněmi. Z nichž největší proběhly v letech 1845 a 1897. Pak následovalo stoleté období bez výskytu větších povodní. V údolí Labe mezi tím rostla lidská sídla, rozvíjel se průmysl a byla budována infrastruktura. Na nebezpečí nedozírných škod ukázala povodeň v roce 1997. Ihned byly zahájeny práce na projektech mapujících míru povodňového rizika a návrzích opatření. Povodeň však byla rychlejší a udeřila před jejich dokončením a realizací v roce 2002. Intenzivní deště zasáhly prakticky celé povodí Labe a způsobily povodeň nepředstavitelných rozměrů. Překročeny byly maximální zaznamenané průtoky i hladiny. Škody byly nedozírné a jen potvrdily nutnost realizace takových opatření, které v budoucnosti omezí povodňová rizika a škody.

Pro přípravu opatření v úseku Mělník - Hřensko byl zvolen následující postup :

1) stanovení míry ohrožení jednotlivých obcí – k tomu byl společností DHI Hydroinform a.s. v letech 2001 a 2002 sestaven dvourozměrný matematický model proudění. Vyhodnocena byla kombinace rychlosti, hloubky zatopení a míra škod
2) dále byla navržena jednotlivá technická opatření na ochranu sídel
3) matematický model byl doplněn o návrhy a vypočetl míru ovlivnění odtokových poměrů
4) následovalo vyhodnocení efektivity jednotlivých akcí
5) po dokončení projektové přípravy bude přikročeno k realizaci

Vláda České republiky vyčlenila potřebné prostředky a ve spolupráci s Evropskou investiční bankou zahájila projekt PPO I. V jeho rámci byly provedeny jak studijní práce , tak byla zahájena výstavba jednotlivých protipovodňových opatření. Ta se v první řadě soustředila na realizaci retenčních prostorů. Tak bylo, v horní části povodí Labe postaveno 7 suchých poldrů a 1 nádrž. Pro ochranu zástavby podél dolního úseku Labe však nelze v povodí toku navrhnout retenční prostory, které by významně transformovaly průtoky na tomto úseku Labe. Proto se návrh protipovodňových opatření orientuje na ochranu ohrožených území hrázováním. Dále jsou uvedeny jednotlivé akce, které jsou navrhovány k zařazení do programu „129 120 – Podpora prevence před povodněmi II“, který je zřízen Ministerstvem zemědělství a předpokládá realizaci akcí protipovodňové ochrany do roku 2012. Zařazení do programu bude závisle především na posouzení efektivnosti předložených akcí.

Název akce: **Protipovodňová opatření na Labi, Hřensko**
Stupeň dokumentace: dokumentace pro územní rozhodnutí
Zvýšení míry ochrany: $Q_2 \rightarrow Q_{10}$
Zvýšení ochrany obce Hřensko má být dosaženo pomocí opatření na toku Kamenice sestávajících ze zahrazení koryta toku a přečerpávání vnitřních vod. Konstrukce hrazení bude tvořena železobetonovými sloupy, dosedacím prahem ve dně a trvalým středním pilířem. V konstrukcích budou zakotveny ocelové drážky pro osazení vodorovných hradidel. Vlastní mobilní hrazení bude tvořeno vodorovnými hradidly. Čerpací stanice byla navržena jako trvalá čerpací stanice, na pravém břehu Kamenice před zaústěním do Labe s kapacitou 4 x 2,2 m^3/s.
Název akce: **Labe, Děčín, zvýšení ochrany městské zástavby hrázemi**
Stupeň dokumentace: dokumentace pro územní rozhodnutí
Zvýšení míry ochrany: Q_5 až $Q_{10} \rightarrow Q_{20}$ až.Q_{100}
Cílem je zabezpečení ochrany městské zástavby Děčína. Na levém břehu Labe proti zaplavení velkými vodami Q_{10} až Q_{20}, na pravém břehu Labe a na levém břehu Ploučnice proti zaplavení velkou vodou Q_{100}, na pravém břehu Ploučnice proti zaplavení velkou vodou Q_{50} a okolí Mariánské louky proti Q_{20}.

Levý břeh Labe-ochrana podjezdu pod železniční tratí bude řešena navýšením nábřežních zdí Jílovského potoka,zřízením čerpacích šachet a mobilním hrazením. Ochrana sportovních areálů bude vedena po levém břehu Jílovského potoka a zavázána do drážního tělesa ČD.

Pravý břeh Labe-na pravém břehu Ploučnice bude trasa protipovodňových opatření proti Q50 tvořená konstrukcí zdí, zemních hrází a mobilním hrazením. Na levém břehu Ploučnice bude zastavěné území chráněno proti Q100 pevnou trvalou zdí v linii stávajícího oplocení a mobilním hrazením. Využito bude přebudované oplocení Plaveckého stadionu.

Název akce: **Labe, Ústí nad Labem, levý břeh – ochrana městské zástavby s využitím drážního tělesa**

Stupeň dokumentace: dokumentace pro územní rozhodnutí

Zvýšení míry ochrany: Q_3 až $Q_{10} \rightarrow Q_{20}$ resp.Q_{100}

Ústí nad Labem, levý břeh – ochrana silničního dopravního uzlu pod Větruší-cílem je zabezpečení dopravy ve směru Trmice – Lovosice a dopravní obslužnost Vaňova a obce Dolní Zálezly při povodňových stavech řeky Labe do úrovně Q_{20}. Je navrženo mobilní protipovodňové hrazení pro ochranu dopravního uzlu proti povodňovým stavům a úpravy na kanalizaci pro ochranu proti vnitřním vodám.

Ústí nad Labem – město a Ústí nad Labem – Krásné Březno je využito drážní těleso pro ochranu území za tratí Děčín – Praha do úrovně Q_{100} Labe. Podchody a podjezdy budou chráněny mobilním hrazením. Profil železničního tělesa bude doplněn o těsnící prvek.

Název akce: **Ústí nad Labem – zvýšení ochrany městské části Střekov hrázemi**

Stupeň dokumentace: projekt stavby, stavba zahájena

Zvýšení míry ochrany: $Q_2 \rightarrow Q_{20}$

Cílem je ochrana stávající zástavby na Střekovském nábřeží na Q_{20}. Bude provedena trvalá ochrana výstavbou zemní hráze podél nábřežní komunikace na Q_4, ve které bude vybudována spodní stavba pro osazení mobilní stěny zajišťující ochranu na Q_{20}. Těsnost podloží bude zajištěna výstavbou podzemních betonových a injektovaných stěn.

Název akce: **Dolní Zálezly – protipovodňová opatření**

Stupeň dokumentace: studie proveditelnosti

Zvýšení míry ochrany: $Q_{10} \rightarrow Q_{30}$

Protipovodňová opatření obce Dolní Zálezly, by měla zajistit ochranu zástavby na levém břehu Labe na cca třicetiletou vodu. Ochrana se navrhuje dvěma způsoby, a to výstavbou několika protipovodňových uzávěrů a realizací zemní ochranné hráze.

Název akce: **Protipovodňová opatření II/261**

Stupeň dokumentace: studie proveditelnosti

Zvýšení míry ochrany: $Q_5 \rightarrow Q_{20}$

Opatření zajistí průjezdnost pravobřežní komunikace na trase Litoměřice – Děčín až do Q_{20}. Na trase jsou čtyři kritické úseky zaplavované již při průtocích kolem Q_5. Dosažení ochrany je řešeno pomocí zvýšení nivelety komunikace, osazením neprůtočného zábradlí a mobilním hrazením.

Název akce: **Lovosicko – protipovodňová ochrana na Q_{100} na Labi**

Stupeň dokumentace: dokumentace pro územní rozhodnutí

Zvýšení míry ochrany: Q_5 až $Q_{20} \rightarrow Q_{100}$

Navrhované opatření zajistí ochranu před povodňovými škodami na majetku města, obcí, právnických a fyzických subjektů na Q_{100} řeky Labe.

Velké Žernoseky, Žalhostice – cílem je ochrana obce na Q_{100} s využitím násypu drážního tělesa. Podjezdy budou vybaveny mobilními stěnami se stabilní podzemní těsnící stěnou.

Lovosice – průmyslová část – linie zemních hrází je vedena z Prosmyk za přístavy, podél břehu Modly a je ukončena zavázáním do násypu železniční trati Děčín – Praha .

Píšťany – ochrana obce Píšťany na Q100 je navržená proti účinkům proudící vody z Labe do Žernoseckého jezera a zamezení možného propojení Labe s jezerem. Byla navržena zemní hráz zavázaná do drážního tělesa.

Název akce: **Protipovodňová opatření České Kopisty**
Stupeň dokumentace: studie proveditelnosti
Zvýšení míry ochrany: $Q_{10} \rightarrow Q_{50}$
PPO České Kopisty řeší ochranu souvisle zastavěného území na návrhový průtok Q_{50} Převážnou část je tvořena zemními hrázemi doplněnými o mobilní hrazení v místech křížení komunikací. Stěžejní je linie kolem západní hranice souvisle zastavěného území, která zajišťuje i ochranu proti velkým vodám na Ohři.
Název akce: **Labe, Křešice, zvýšení ochrany obce hrázemi**
Stupeň dokumentace: dokumentace pro územní rozhodnutí
Zvýšení míry ochrany: $Q_{2} \rightarrow Q_{20}$
Protipovodňová opatření jsou navržena na úroveň hladiny Q_{20}. Konstrukční uspořádání protipovodňové ochrany se skládá z nadzemní části a z podzemní spodní stavby, jejíž součástí je těsnící clona. Nadzemní část tvoří převážně trvalé betonové zdi, v místech přechodů linie protipovodňové ochrany přes komunikace je navrženo mobilní hrazení osazované na trvalou spodní stavbu.
Název akce: **Libotenice – protipovodňová opatření**
Stupeň dokumentace: studie proveditelnosti
Zvýšení míry ochrany: $Q_{20} \rightarrow Q_{100}$
Protipovodňová opatření obce tvoří příčná pojízdná hráz, která je napojena na komunikaci v severní části a pokračuje k ochranné hrázi kolem Labe, která bude zvýšena na kotu Q_{100}. Dále bude ochrana zabezpečena úpravou plotů a jejich podezdívek na kótu Q_{100}, a dvěma mobilními přehrazeními komunikací.
Název akce: **Chodouny – Lounky – protipovodňová opatření**
Stupeň dokumentace: studie proveditelnosti
Zvýšení míry ochrany: $Q_{5} \rightarrow Q_{100}$
Protipovodňová opatření řeší ochranu zastavěného území části Lounky na návrhový průtok Q_{100}. Z části je linie řešena jako pevná zeď v linii oplocení zahrad, dále jako zemní hráz v délce 500 m. V celé délce je jako podzemní těsnící prvek navržena štětovnicová stěna. V době povodně bude potřeba čerpat vnitřní vody včetně přítoku Záhorácké strouhy. Jako samostatná část PPO je řešena ochrana ČOV ležící mimo souvisle zastavěné území.
Název akce: **Roudnice n. Labem – protipovodňová opatření na Labi**
Stupeň dokumentace: dokumentace pro územní rozhodnutí
Zvýšení míry ochrany: Q_{5} až $Q_{20} \rightarrow Q_{20}$ resp.Q_{100}
Navrhovaná opatření na levém břehu Labe chrání ohroženou zástavbu za železniční tratí osazením mobilních uzávěru do podjezdů pod tratí až do průtoku Q_{100}.
Na pravém břehu jsou chráněny objekty sportovního areálu. Je navržena ochrana trvalými zídkami a hrázemi v kombinaci s mobilními prvky až do úrovně Q_{20}. Součástí opatření jsou i podzemní těsnící prvky. Součástí stavby je i zajištění stability náspu zemního silničního tělesa silnice II/240 opevněním svahu a těsnící clonou.
Název akce: **Protipovodňová opatření na Labi – lokality Štětí, Počeplice, Hněvice**
Stupeň dokumentace: studie proveditelnosti
Zvýšení míry ochrany: Štětí $Q_{10} \rightarrow Q_{100}$, Počeplice $Q_{5} \rightarrow Q_{20}$, Počeplice $Q_{5} \rightarrow Q_{20}$
Štětí – je navrženo mobilní hrazení v místech kde chybí parapetní zeď. Dále jsou navržena opatření na kanalizaci a opatření na eliminaci průsaků.
Počeplice – navržena ochranná hráz v délce 520 m v souběhu s Labem. V místě křížení cesty je navrženo mobilní hrazení.
Hněvice – PPO je řešena výstavbou ochranné zdi souběžně se silnicí na straně k Labi v délce 400 m. V místě křížení cesty bude osazeno mobilní hrazení.
Název akce: **Mělník – protipovodňová opatření**
Stupeň dokumentace: studie proveditelnosti
Zvýšení míry ochrany: Mlazice $Q_{10} \rightarrow Q_{100}$,České přístavy $Q_{10} \rightarrow Q_{100}$,Vinařství $Q_{5} \rightarrow Q_{20}$
Rybáře $Q_{10} \rightarrow Q_{100}$

Lokalita Rybáře – v pobřežní komunikaci vytvořen nepropustný práh pro osazení mobilního hrazení výšky do 3 m.
Lokalita Vinařství – ochrany bude dosaženo úpravou zdi oplocení a mobilním hrazením.
Lokalita Mlazice – České přístavy – ústí Pšovky bude tvořena objektem protipovodňového uzávěru vjezdu do přístavního bazénu a navazující těsnící stěnou a zemní hrází

Zásadním požadavkem při návrhu akcí bylo nezhoršit odtokové poměry po realizaci protipovodňových opatření. Z provedeného posouzení vyplývá, že maximální rozdíly ve vypočtených úrovních hladin (mimo koryto Labe) byly zaznamenány v levobřežním záplavovém území před náspem přeložky silnice II/247 v Lovosicích, kde se vypočtená kulminační hladina simulované povodně nachází až o 40 cm výše než při současném stavu. V úseku Žernoseky – Hřensko se vypočtené úrovně kulminačních hladin pro oba posuzované stavy liší v celém podélném profilu o ± 2 cm.
U průtoků dochází při nástupu povodně k částečnému zvýšení průtoků vlivem zmenšení průtočného profilu, ale před kulminací se projevuje vlivem zvýšení hladiny významnější nátok do levobřežního inundačního území nad Lovosicemi a v důsledku toho jsou v profilu Velké Žernoseky kulminační průtoky pro variantu s PPO poněkud nižší (a je tedy zároveň docíleno nepatrně výraznější transformace průtoku) než u varianty pro současný stav inundačního území. V úseku Žernoseky – Hřensko je průtočná kapacita, retenční schopnost inundačního území i možnost transformace povodňové vlny pro oba posuzované stavy prakticky shodná.
Výsledky posouzení lze shrnout tak, že v téměř 80 km dlouhém úseku dolního Labe z Židovic po Hřensko dochází k přirozené transformaci povodňové vlny. Při průchodu povodňové vlny s kulminačním průtokem cca 4000 až 4200 m^3s^{-1} se vlivem transformačního účinku sníží kulminační průtok této vlny v úseku Židovice – Žernoseky o cca 150 m^3s^{-1}; v úseku Žernoseky – Hřensko postupuje již povodňová vlna prakticky beze změn hydrogramu průtoku, kulminační průtok se v tomto úseku sníží pouze o cca dalších 50 m^3s^{-1}. Navržená protipovodňová opatření v celém posuzovaném úseku nemají na průtočnou kapacitu, retenční schopnost inundačního území i možnost transformace povodňové vlny prakticky žádný vliv a nedojde tak ani ke zhoršení situace na Labi v sousední SRN.
Potřeba realizace protipovodňových opatření na dolním Labi je dokumentována nejen zkušenostmi z povodňové situace v roce 2002, ale také tím že úsek dolního Labe v úseku Štětí – Křešice – Hřensko je jednou z prioritních oblastí k řešení ochrany území před povodněmi dle Plánu hlavních povodí České republiky.
Nezbývá než doufat, že se podaří v brzké době realizovat maximální počet připravovaných protipovodňových akcí, a že příroda neukáže že je mocnější než snaha lidí ochránit zdraví a majetek, a umožní další rozvoj území, které je po stovky let spjato s Labem.

Resumé

Concept of the flood protection solution for the lower section of the Czech Elbe

The opening words of the presentation will assess the default aspects that impact the actual draft of the concept of the flood protection solutions. These aspects are primarily of the hydrological, geomorphological, and legal character.
The lecture will also summarize all the upcoming construction projects in the Elbe River section involved, including the basic outline of the technical solution, the state of the preliminary work, and the expected costs. Separate words will be devoted to a detailed description of two schemes that differ in nature – the Lovosice area and Strekov.
The lecture's conclusion will describe the expected impact of the planned structures on the existing outflow conditions; it will also inform on the implementation timetable, and on the completion time of all construction projects.

Fachbeiträge

Odborné příspěvky

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008

Magdeburský seminář o ochraně vod 2008

Fließgewässermanagement

Správa vodních toků

Magdeburger Gewässerschutzseminar MGS 2008 Magdeburský seminář o ochraně vod

Untersuchungen zum Langzeitverhalten von Niedrigwasserabflüssen und Unterschreitungsdauern im Elbegebiet

Walter Finke, Sigrid Krause

Summary:
The German Federal Institute of Hydrology *(BfG)* at Koblenz examined the long-term behaviour of meteorological elements, parameters of water-resources management, and characteristics of low-flow situation in the Elbe river basin and identified diverging tendencies. Generally speaking, over the past fifty years the conditions in the lowland regions of the basin have become drier, while wetter conditions were observed in some sub-basins in the Czech Republic. Together with the effects of water releases from large storage reservoirs for low-flow compensation this led to a mitigation of low-flow situations in the River Elbe. However, tendencies resulting from climate change, from the closing-down of lignite mining, and from reductions in inter-basin water transfers have aggravated the low-flow situation in the rivers Havel and Saale.

1. Aufgabenstellung und Methodik

In der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) wurden mehrere Untersuchungen des Langzeitverhaltens von Niedrigwasserkenngrößen für Pegel des Havel- und Saalegebietes und einiger Elbepegel durchgeführt [1], [2], [3]. Ziele waren

- Klärung des Langzeitverhaltens
- Begründung durch parallele Untersuchung von Reihen von Klimagrößen und Wassernutzungen
- Entdeckung regionaler Unterschiede.

Es wurde folgende Methodik angewandt:

- Recherche nach langen Durchflussreihen (Beginn bis 2005) und Schwellenwerten
- Bildung von Serien von Niedrigwasserabflüssen NMxQ und Unterschreitungsdauern MaxD
- Sprunganalysen nach Bernier und Pettitt
- Teilung der Serien bei signifikantem Sprung an der Sprungstelle
- Ermittlung primärstatistischer Kennzahlen und Homogenitätsuntersuchungen
- Trenduntersuchungen mit Signifikanztests
- Analyse von Zeitreihen von Klimagrößen und Wassernutzungen
- Kreuzkorrelationen zwischen Niedrigwasserabflüssen, Klimagrößen und Wassernutzungen
- Ergebnisinterpretation unter Zuhilfenahme von Informationen über Klimatrends und Veränderungen in der Wasserbewirtschaftung
- Vergleich der Ergebnisse für die Untere Havel bzw. Saale mit denen der Zuflüsse und der Elbe.

2. Sprunganalysen

Die NMxQ und SumD der Elbepegel Dresden, Barby und Wittenberge weisen Sprünge zwischen 1953 und 1955 auf. Diese Sprünge führten zu eine Abmilderung der Niedrigwasserereignisse und fallen zeitlich mit dem Beginn der hydrologischen Wirksamkeit der großen Talsperren der Moldaukaskade zusammen. Die Ergebnisse der Sprunganalysen für die Pegel von Havel- und Saalegebiet sind viel uneinheitlicher. Die Serien der Niedrigwasserkenngrößen des Pegels Bautzen/Spree, oberhalb des Braukohlerevier gelegen, sind homogen und weisen weder Sprünge noch Trends auf. Große Tränke UP/Spree weist Sprünge 1971, 1991 und 1997/1998 auf, entsprechend den Sprüngen in der Reihe der Sümpfungswasserförderung. Für den Berliner Spreepegel Sophienwerder wurden nur Sprünge 1989/1990 festgestellt. Der Bergbaueinfluss ist bereits durch die Wehrsteuerung in Berlin, Entnahmen und Einleitungen überlagert worden. Für die Havel wurden Sprünge meist im Jahr 1988 gefunden. Dieser Sprung ist zeitgleich mit Sprüngen in den Überleitungen zum oder in-

nerhalb des Havelgebietes. Die Niedrigwasserserien des Mündungspegels der Saale Calbe-Grizehne zeigen Sprünge 1954/1955, 1974/1975 und 1988/1989. Diese Sprünge finden sich auch in den Serien der Saale-Nebenflüsse wieder, sodass von einem Überlagerungseffekt gesprochen werden kann.

3. Trendanalysen

Es wurden lineare Trendanalysen mit drei Parameterschätzverfahren durchgeführt. Die Signifikanz wurde mittels Mann-Kendall- und t-Test für den Anstieg getestet.

Für die drei Elbepegel sind die Trends in den NMxQ signifikant und positiv und in den SumD signifikant und negativ. Teilt man die Serien an der Sprungstelle, ergeben sich für die Teilserien keine signifikanten Trends. Nach dem Sprung ist die Tendenz in den NMxQ in Dresden positiv, in Barby und Wittenberge negativ. Dagegen weisen die NMxQ-Serien der Havelpegel Rathenow und Ketzin auch nach dem Sprung allerdings negative signifikante Trends aus, die sogar stärker sind als die der vollständigen Serien. Während der Trend in den SumD für beide Havelpegel positiv und signifikant ist, ist er nach dem Sprung nicht signifikant.

Für Große Tränke/Spree ergaben sich für die vollständigen Serien keine signifikanten Trends. Für die Serien nach dem Sprung 1991/1992 wurden signifikante negative Trends in den NMxQ und positive in den SumD festgestellt, die durch die Veränderungen in den Sümpfungswassereinleitungen und Überleitungen zu erklären sind. Im Saalegebiet sind die Trends der Niedrigwasserserien sehr unterschiedlich. Es überlagern sich offensichtlich viele Einflüsse wie Rückgang der Sümpfungswasserförderung, Flutung der Braunkohlenrestseen, Rückgang der Überleitungsmengen und Entnahmen, Veränderungen der Talsperrenbewirtschaftung und des Klimas. Für den Pegel Calbe-Grizehne, vollständige Serien, ergab sich ein signifikanter negativer Trend bei den Unterschreitungsdauern SumD, aber keine Signifikanz der positiven Tendenz in den NMxQ. Nach dem letzten Sprung 1988/1989 ist die Tendenz im Niedrigwasserabfluss negativ.

Weiterhin wurden die Serien auf zyklische Trends mittels Noether-Test geprüft. Zyklische Trends wurden nicht gefunden.

4. Analysen meteorologischer Größen

Für die Analyse standen die Reihen 1951 bis 2006 der Gebietsmittel (Jahres- und Halbjahreswerte) von Teileinzugsgebieten des Elbeeinzugsgebietes von potenzieller Verdunstung, Niederschlag, Klimatischer Wasserbilanz und Lufttemperatur vom Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung zur Verfügung.

Die Reihen der Lufttemperatur zeigen ein einheitliches Bild für das Elbegebiet mit Sprüngen 1986/1987 in den Jahres- und Winterhalbjahresreihen sowie einen signifikanten positiven Trend. Für die Sommerhalbjahre schwankt der Sprung zwischen 1980 und 1991. Teilt man die Reihen an der Sprungstelle, verschwindet die Signifikanz im Trend. Die Tendenzen sind teils positiv, teils negativ.

Die Analyse der Reihen der hydrometeorologischen Größen ergab deutliche regionale Unterschiede im Elbegebiet. Signifikante Sprünge bei Niederschlag und Klimatischer Wasserbilanz wurden in den deutschen Teilgebieten nicht gefunden. Dagegen weisen beide Größen für das Gebiet der oberen Moldau in den Jahres- und Winterwerten positive Sprünge um 1973 auf. Die Tendenz im Niederschlag ist in den deutschen Teilgebieten negativ, in den tschechischen positiv. Die Klimatische Wasserbilanz entwickelte sich in den meisten Teilgebieten negativ. Für obere Moldau und „Eger und untere Elbe“ ist die Tendenz positiv.

5. Analysen von Größen der Wasserbewirtschaftung

Untersucht wurden Wassernutzer der Nutzergruppen Bergbau, Speicherbewirtschaftung, Überleitungen, Kommunen und Kraftwerke. Änderungen in den für das entsprechende Einzugsgebiet bedeutenden Wassernutzungen wie Sümpfungswassereinleitungen, Talsperrenabgaben und Überleitungen prägen den Niedrigwasserabfluss in der Strecke unterhalb der Nutzung. Mit Zunahme des Einzugsgebiets wird dieser Nutzungseinfluss durch andere Nutzungen und der natürlichen Abflussbildung überlagert. So ist der Einfluss des Braunkohlenbergbaus entscheidend für die Niedrigwasserabflüsse in Große Tränke/Spree, aber nicht mehr prägend in Sophienwerder/Spree, obwohl der bergbaubedingte Abflussrückgang noch deutlich ist.

Allgemein sind in den Reihen der Wassernutzungen die politischen Veränderungen durch signifikante Sprünge zu erkennen. Jedoch weisen sie häufig mehrere Sprünge auf, die auf Änderungen der Bewirtschaftungsregeln oder der Technologie zurückzuführen sind. Für Wärmekraftwerke ist typisch, dass Technologieänderungen trotz sinkender Entnahmen und Einleitungen zu steigenden Nutzungsverlusten führen.

6. Schlussfolgerungen

Die Untersuchung des Langzeitverhaltens von meteorologischen und Wasserbewirtschaftungsgrößen sowie von Niedrigwasserkenngrößen ergab unterschiedliche Entwicklungen im Elbegebiet. Allgemein sind die Verhältnisse in den letzten 50 Jahren in Flachlandteilgebieten trockener, in einigen Teilgebieten in Tschechien feuchter geworden. Zusammen mit der Niedrigwasseraufhöhung durch große Talsperren führt das zu einer Abmilderung der Niedrigwässer in der Elbe. Dagegen führen sowohl klimatische Änderungen als auch der Rückgang des Braunkohlenbergbaus und von Überleitungsmengen zu einer Verschärfung der Niedrigwassersituation in der Havel und der Saale. Die Änderungen sind häufig nicht durch einen stabilen Trend gekennzeichnet, sondern eher durch Sprünge. Teilt man die Serien und Reihen an der Sprungstelle, wird meist kein Trend für die Teile festgestellt.

Literatur

[1] BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2007a): Untersuchungen des Langzeitverhaltens der Niedrigwasserabflüsse im Saalegebiet. Bearb.: W. Finke & S. Krause. BfG-1536, Koblenz

[2] BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2007b): Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17 für den Bereich des WNA Berlin – 5. Fassung. Bearb.: R. Oppermann, W. Finke, S. Krause & J. Klüssendorf-Mediger. BfG-1560, Koblenz

[3] BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2007c): Untersuchungen des Langzeitverhaltens der Niedrigwasserabflüsse im Havelgebiet. Ergänzungsbericht zu BfG-1560. Bearb.: W. Finke & S. Krause. BfG-1561, Koblenz

Die Elbe – Verkehrsträger und Kulturstrom

Thomas Menzel

1. Entwicklung der Elbe als Verkehrsweg in einer Kulturlandschaft

Die Geschichte der Elbe, wie wir sie heute kennen, beginnt in der letzten Eiszeit. Große Schmelzwassermengen bahnten sich dem natürlichen Gefälle folgend, am südlichen Rand des Inlandeises ihren Weg zur Nordsee. Sie verursachten neben der Wirkung des Gletschereises gewaltige morphologische Umformungen und schufen dabei die Landschaften um das breite Urstromtal, in welchem die Elbe noch heute fließt.

Mit beginnendem 15. Jahrhundert erfolgten aus landeskulturellen Interessen in erster Linie lokale Deichbauten, Durchstiche zum Schutz vor Hochwässern bzw. deren schneller Abführung, Rodung von ufernahen Waldflächen zur Gewinnung fruchtbarer landwirtschaftlicher Nutzflächen und die Errichtung von Buhnen und Uferbefestigungen zur Verhinderung von Uferabbrüchen.

Seit dem 17. Jahrhundert erfolgten diese Maßnahmen auch zur Verbesserung der Schifffahrtsverhältnisse. Bis 1858 waren 4298 Buhnen und 113 km Deckwerk errichtet. Nach der Fertigstellung des Mittelwasserausbaus 1888 umfasste das Regelungssystem 6944 Buhnen und 319 km Deck- und Parallelwerke.

Der Plan zur Niedrigwasserregulierung von 1931 legte im Entwurf Minimaltiefen fest. Ziel war es, durch Verbesserung der Streichlinienführung und Einschränkung der Mittelwasserbreiten streckenbezogen definierte Mindestfahrwassertiefen zu erreichen.

Morphologische und hydrologische Veränderungen der Elbe machten Ende der 50-iger Jahre eine Überarbeitung bestehender Regulierungsgrundsätze notwendig.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass die Elbelandschaft in mehreren Etappen zum Schutz menschlicher Siedlungen und sonstiger Nutzungen vor Hochwasser und Eis sowie als Handelsweg ausgebaut und damit von einer Natur- zu einer Kulturlandschaft (Abb.1.) umgewandelt worden ist.

Fig. 1.: *Elbe near Appollensdorf km 226*

2. Potentiale der Elbe als Verkehrsweg

Auf der Elbe dürfen zwischen Hamburg und der tschechischen Grenze Binnenschiffe mit einer Länge von 110 m und einer Breite von 11,45 m fahren. Schubverbände und gekuppelte Fahrzeuge mit einer Länge von 137 m und einer Breite von 11,45 m können auf der gesamten Strecke verkehren.

Aufgrund der stark ansteigenden Umschlagszahlen des Hamburger Hafens, gewinnt der Hinterlandverkehr auf dem Wasserweg zunehmend an Bedeutung. Dies gilt insbesondere für den Bereich der Containerschifffahrt. Aufgrund der großen Brückendurchfahrtshöhen ist die Nutzung der Elbe für die Containerschifffahrt besonders geeignet. Zweilagige Containerschifffahrt kann ohne Einschränkung der Durchfahrtshöhe das ganze Jahr über stattfinden. Selbst dreilagiger Verkehr ist, bei entsprechend vorhandener Wassertiefe, schon heute weitestgehend möglich.

Neben dem Container nehmen Sondertransporte auf der Elbe einen immer größeren Raum ein. In Magdeburg und Dresden werden z.B. Windkraftanlagen gefertigt, die zunehmend über die Elbe mit dem Binnenschiff abtransportiert werden.

3. Unterhaltung der Elbe

Die Unterhaltung der Elbe erfolgt derzeit nach den „Grundsätzen für das Fachkonzept der Unterhaltung der Elbe zwischen Tschechien und Geesthacht mit Erläuterungen“, die vom Bundesverkehrsministerium [1] in Abstimmung mit dem Bundesumweltministerium erstellt wurden. Hierbei wird der Berücksichtigung ökologischer Belange besondere Bedeutung beigemessen.

Die Infrastrukturaufgaben an der Mittel- und Oberelbe beschränken sich folglich auf Unterhaltungs- und Reparaturmaßnahmen, die einer Verschlechterung der Schifffahrtsverhältnisse wie vor dem Hochwasser August 2002 vorbeugen und einen ordnungsgemäßen Wasserabfluss im Mittelwasserbett sichern. Das **Unterhaltungsziel** besteht darin, für die Schifffahrt zwischen Geesthacht und Dresden eine durchgängige Fahrrinnentiefe von mindestens 1,60 m und zwischen Dresden und Schöna von mindestens 1,50 m unter dem gültigen Bezugswasserstand entsprechend dem Status quo wie vor dem Hochwasser August 2002 zu gewährleisten. Dabei werden abschnittsweise **Fahrrinnenbreiteneinschränkungen** in Kauf genommen.

4. Klima und Abfluss

Das Einzugsgebiet der Elbe liegt im Bereich der gemäßigten Klimazone und erstreckt sich vom überwiegend maritim geprägten Tiefland im Norden bis in den unter kontinentalem Einfluss stehenden Südosten mit seinem Mittelgebirgscharakter.

Die hydrologischen Verhältnisse im Verlauf der Sommermonate zeichnen sich durch eine im Vergleich zum Winterhalbjahr niedrigere Wasserführung als Folge geringerer Niederschläge aus. Die klimatisch bedingte hohe Dynamik im Abflussverhalten der Elbe bildet schon seit Jahrhunderten die natürlichen Gegebenheiten entlang des Flusses und spiegelt sich auch in den gewässerkundlichen Statistiken wider.

Extreme Niedrigwasser, wie sie zu Beginn und auch noch in der Mitte des vorigen Jahrhunderts auftraten, sind bis heute nicht mehr zu verzeichnen gewesen. Die Ursachen für die seit den 50er und 60er Jahren des letzten Jahrhunderts seltener vorkommenden außergewöhnlichen Niedrigwasserereignisse sind unter anderem auf die Wirkung des Talsperrenbaus im Moldau- und Egergebiet in der tschechischen Republik zurückzuführen. Die Talsperren gewährleisten im Sommer einen Mindestwasserabfluss für die Elbe (Abb.2.).

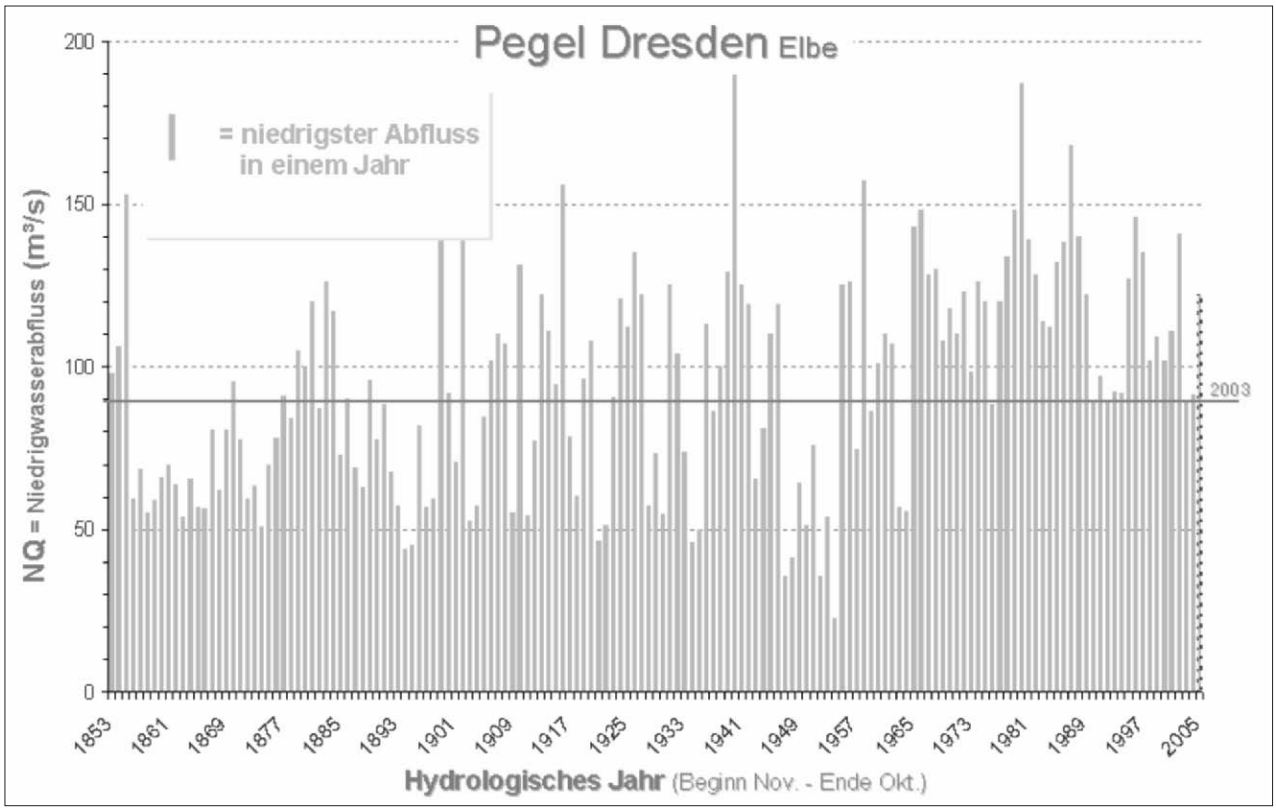


Fig. 2.: *Diagram NQ 1853 – 2005*

Die Niedrigwasserentwicklung der letzten 150 Jahre auf der Elbe weist, im Gegensatz zum Spree-Havelgebiet, grundsätzlich einen positiven Trend auf. Mögliche Veränderungen der hydroklimatischen Verhältnisse als Folge eines Klimawandels lassen sich noch nicht konkret in ihren Auswirkungen auf die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse quantifizieren. Untersuchungen dazu laufen bei der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Wetterdienst und dem Max-Planck-Institut für Meteorologie.
Speziell zur Betrachtung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserstraßen wurde das Projekt KLIWAS aufgelegt, welches vom Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) mit einer Laufzeit von vier Jahren (Juni 2007 bis Mai 2011) beauftragt wurde.

5. Conclusions

Over the centuries, human influences due to a variety of reasons altered the character of the river Elbe, so that a development from a natural river system to a cultivated landscape occurred. Rivers, including the Elbe are used not only as a transport route, but also serve for a variety of other uses such as flood protection, drinking water supply, irrigation, hydropower, ecological function, and for tourism as well. The use of the river Elbe as a navigable waterway is currently expanding with an increasing tendency towards the transport of containers and special items.

Literatur

[1] Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (2005) Grundsätzen für das Fachkonzept der Unterhaltung der Elbe zwischen Tschechien und Geesthacht mit Erläuterungen

Strategický, ekonomický a ekologický význam labské vodní dopravní cesty pro Českou republiku

Jindřich Zídek

Vodní doprava je ekologicky nejšetrnější způsob přepravy zboží. Dle výsledků nezávislého výzkumu provedeného na základě objednávky EU německým výzkumným ústavem PLANCO, vodní doprava zatěžuje životní prostředí čtyřikrát méně než železnice a čtrnáctkrát méně než silniční doprava.

Obr.1. Porovnání druhů dopravy

Česká republika podepsala v roce 1997 v Helsinkách Evropskou dohodou o hlavních vnitrozemských cestách mezinárodního významu, kde v úvodním prohlášení se mimo jiné cituje: „vodní doprava ve srovnání s ostatními druhy dopravy má ekonomické a ekologické přednosti, je schopna snížit společenské náklady a negativní vlivy na životní prostředí.“ Labe v této dohodě je zařazeno od vyústění do Severního moře po Pardubice, jako hlavní vodní magistrála značená E-20 v parametrech třídy V.b.

Obr. 2. Vodní dopravní cesty severozápadní Evropy
Obr. 3. Vodní doprava – strategický způsob přepravy zboží z Asie, Ameriky, Afriky

Když se podíváme na zeměkouli, vidíme převážně vodní plochu. Zboží mezi jednotlivými kontinenty se tak logicky přepravuje zejména námořní lodní dopravou. Překlad v severozápadních přístavech Evropy nejlépe přímo z námořních do říčních lodí, je ideálním ekonomickým a ekologickým způsobem přepravy zboží do vnitrozemí Čech, a to na Labi až do východočeského přístavu Chvaletice u Pardubic a na Vltavě nad Prahu do Radotína. Část zboží může být odkládána podle místa určení cestou v přístavech Děčín, Ústí n.L., Lovosicích a Mělník.

Obr. 4. Přístav Ústí nad Labem

Ideální stav je u podniků umístěných přímo u řeky Labe jako například Lovochemie Lovosice, která má podnikové lodní překladiště, dováží suroviny a vyváží výrobky po vodní cestě v objemu až 400 tis.tun ročně, ale jen v období příznivých průtoků v plavebně pouze regulovaném úseku Labe.
Bohužel oproti jezy vzduté 240 km dlouhé moderní vodní labsko-vltavské vodní cestě nad posledním českým jezem Střekov v Ústí n.L., kde i při extrémně nízkých průtocích je garantován ponor plavidel 180 až 200 cm, tak na v předminulém století plavebně pouze regulované části labské vodní cesty je situace výrazně odlišná. Tento plavební úsek pod posledním českým jezem na Labi Střekov v Ústí n. L. po státní hranici s Německem je zcela závislý na přirozeném průtoku v řece, který se bohužel odvíjí od nevyzpytatelných sněhodešťových srážek v uzavřeném miskovitém povodí Labe.

Obr. 5. Průměrné roční průtoky v profilu vodočtu Ústí n. L. za období 1971 – 2006 (m^3/s)

Prognóza garantovaného ponoru plavidel se vydává pouze s 24 hodinovým předstihem a garantovaný ponor plavidel je vyhlašován až v 9.00 hod. ráno v den plavby. Ponor plavidel v tomto regulovaném úseku zejména v suchých letních měsících klesá často ze 2 m pod 1,2 m, což je v rozporu se závazkem ČR obsaženým ve výše uvedené mezinárodní smlouvě. Ba co více, garantovaný ponor klesá dále až pod 0.8 m, kdy plavba z technických důvodů ustává zcela, a to na dobu až 5 měsíců v roce. V důsledku této situace lodě jsou v re-

gulovaném úseku Labe v průměru nakládány do 50% své nosnosti a vodní doprava není konkurenceschopná vůči ekologicky nevýhodnější silniční a železniční dopravě. Vlivem nevyhovujících plavebních podmínek navíc dochází často k plavebním nehodám, zejména proražení dna plavidel.

Obr. 6. Ponory plavidel na Labi od Chvaletic do Magdeburku při průtoku Q345 = 108 m^3/s na vodočtu Ústí n.L.

Výzkumnými ústavy EU je prokázáno, že investiční prostředky vložené do vodní dopravy vykazují obecně efektivitu 1,5x větší než u železnice a 7,5x větší než u silniční dopravy.
Současná, několik desítek miliard korun vysoká hodnota vodohospodářských a plavebních objektů je zárukou efektivnosti vynaložení investic do zkvalitnění vodní dopravní cesty na regulovaném úseku Labe. Na české labsko-vltavské vodní cestě je provozováno celkem 30 zdymadel, 61 přístavů a překladišť s celkovou současnou překladní kapacitou přes 10 mil. tun zboží za rok. V ČR je registrovaných přes 300 nákladních lodí a remorkérů schopných najednou naložit přes 150 tis. tun zboží a 90 osobních lodí celkové přepravní kapacity přes 10 tis. osob. Na Labi jsou v plném provozu významné loděnice v Děčíně, Ústí n.L., Mělníku a Chvaleticích. V poslední době na základě zvýšené poptávky po nových lodích v EU byla uvedena do provozu dokonce nová loděnice v Lovosicích.

Obr. 7. Loděnice Ústí n. Labem

Německo v souladu se svým plánem zlepšení plavebních podmínek obsaženým v Bundesverkehrs – wegeplane od roku 1992 cílevědomě zlepšuje plavební podmínky na Labi od státní hranice s ČR po jez Gessacht nad Hamburkem. V dvoustranné dohodě z roku 2006 německá strana potvrdila zabezpečení ponorů plavidel 130 cm – 140 cm již v roce 2010.
Pokud v české části regulovaného Labe nedojde ke stejnému zvýšení ponoru plavidel, bude nutno překládat zboží z českých plavidel v německých přístavech na kamiony a železnici. Tím dojde ke zvýšení ceny exportovaného a importovaného zboží v severozápadním koridoru Čech v současném objemu přepravy 25 mil.tun zboží za rok, a dojde k ekologicky nevhodnému zvýšení podílu přepravy, zejména u kamionové dopravy, což potvrzuje oficielní informace mluvčího německých drah z konference konané v roce 2007 v Ústí n.L., a to že německá železnice v profilu Hřensko – Schöna bude vytížena na 100% již v roce 2012.
Projekt zlepšení plavebních podmínek na české části regulovaného Labe Ústí n. L. – Hřensko se rodí těžce a zdlouhavě. Výpočty na matematickém modelu a prováděný hydraulický výzkum na fyzikálních modelech ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T.G.M. v Praze prokázaly, že zajištění ponorů plavidel ve stejné hodnotě, jaké jsou realizovány na německé části Labe, lze v české části regulovaného Labe dosáhnout pouze výstavbou jezů, a to zejména z důvodu dvakrát většího sklonu dna řeky, a z toho vyplývající odlišné morfologie dna řeky. Ke stejným výsledkům se došlo již v roce 1996 v rámci výzkumu z programu PHARE, který prováděli odborníci EU z výzkumného ústavu Marine Consulting Bremen.

Obr. 8. Modelový výzkum VÚV Praha

Již v roce 1999 Hydroprojekt Praha na objednávku MDS ČR zpracoval studii 7 variant řešení, které byly posuzovány multikriteriální metodou týmem odborníků pro vodní hospodářství, plavbu a ekologii. Vybraná varianta byla oponentně projednána a postupně dopracována na projekt nazvaný pracovně MDS-99. Projekt byl posuzován dále celou řadou odborných institucí a zainteresovaných stran. Mimo jiné byl doporučen vědeckou radou Ministerstva dopravy a spojů ČR, odborem ochrany vod Ministerstva životního prostředí ČR, odborem vodohospodářského rozvoje Ministerstva zemědělství ČR, Českým plavebním a vodocestným sdružením, správcem toku Povodí Labe, státní podnik a Státní plavební správou. Zlepšení plavebních podmínek pod posledním českým jezem Střekov podpořila konference krajinných inženýrů v Praze, konference Českého plavebního a vodocestného sdružení, v únoru 2002 zastupitelstvo Ústeckého kraje a Severočeské sdružení

obcí. Dne 21. června 1999 Vláda ČR na návrh Ministerstva dopravy a spojů ČR zařadila zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí n. L. – Hřensko do plánu rozvoje dopravních sítí ČR.
Vítězný projekt zlepšení plavebních podmínek od Ústí n. L. po státní hranici s Německem byl sladěn s plánem rozvoje dopravních cest v SRN, evropskou dohodou AGN a garantoval by ponor plavidel 140 cm při Q345 a ponor plavidel 220 cm při Q180, minimální šířku plavební dráhy 50 m s příslušným rozšířením v meandrech řeky, obratištích a překladištích a minimální podjezdnou výšku 7 m. Realizací projektu by se prodloužila doba plnosplavnosti v průměrném roce o 75 dnů a zvýšil by se ponor plavidel v období nízkých vodních stavů o 40 cm po dobu 55 dnů.
Bohužel, na základě dlouholetého a setrvalého odporu ekologů, Ministerstvo dopravy ČR přehodnotilo svůj postoj a přistoupilo ke kompromisu, a to jen k částečnému řešení zlepšení plavebních podmínek výstavbou pouze jednoho vodního díla pod Děčínem, doplněného regulačními úpravami pod tímto vodním dílem.

Obr. 9. Nově navržené VD Děčín

Tím ale bude zabezpečeno doplutí plavidel při Q345 s ponorem 130 – 140 cm pouze do prvního překladiště v ČR v Děčíně.

Obr. 10. Překladiště Děčín, Dolní Loubí

Na úseku z Děčína-Boletice, kde končí vzdutí VD Děčín, po poslední český jez Střekov při nízkých letních průtocích by se musel zabezpečovat stejný ponor jednorázově pro konvoje plavidel, zvýšením hladiny až o 60 cm pomocí až dvojnásobného zvýšení průtoku jezem Střekov o dalších 100 m^3/s po dobu více jak 12 hodin, což představuje objem přes 4,5 mil. m^3 vody, který není na vodních dílech Labe k dispozici.
Takto velké vlnování není opakovaně reálné ani s využitím Vltavské kaskády přehrad či přehrady Nechranice na Ohři, ale hlavně je vodohospodářsky i ekologicky nepřijatelné.

Resumé

Strategic, economic, and ecological importance of the Elbe waterway for the Czech Republic

Jindrich Zidek

The Elbe River is a strategic, economically and ecologically valuable, and the only navigable waterway to the sea ports of north-west Europe from the Czech Republic.
The water in most of the 300-km-long Elbe-Moldau inland waterway in the Czech Republic is backed by weirs and the waterway's technical status complies with the requirements of the European Agreement on Main Waterways of International Importance
Only 40 km on the Czech part of the waterway downstream the last weir in the Czech Republic at Strekov in the city of Usti nad Labem, the only stretch regulated for navigation in the Czech Republic two centuries ago, are inadequate concerning navigational conditions.
The water backed up by the weirs in the Elbe-Moldau waterway provides the vessels with the immersion depth of 180 – 200 cm even during low-water periods; but, on the regulated stretch downstream the weir in Usti nad Labem, the immersion depth gradually shallows to 80 cm and the shipping must be interrupted for technical reasons for the duration of up to 5 months a year.
The inadequate depth of the channel in the regulated stretch of the Elbe River greatly lowers the competitive strength of the waterway transport when compared with the ecologically less suitable railway and road transport. In contrast with the German regulated section on the Elbe River stretching from the Czech border to the first weir in Germany at Gessacht, the Czech part of the Elbe waterway's slope is twice greater and the improvement in navigational conditions can only be achieved by constructing weirs.

Erosionsstrecke der Elbe – Vorstellung des Sohlstabilisierungskonzeptes

Elke Kühne, Guido Puhlmann

1 Die Erosionsstrecke der Elbe

Im Bereich der oberen Mittelelbe, vom Elbe – km 120 bei Mühlberg bis Elbe – km 230 bei Coswig/Anhalt, hat sich das Gewässerbett der Elbe seit mehr als 100 Jahren eingetieft. Dieser Elbeabschnitt wird daher als Erosionstrecke der Elbe bezeichnet (Abb.1).

Die verstärkten Erosionstendenzen stellen zum einen eine zunehmende Gefährdung für die Standsicherheit und somit der Funktionsfähigkeit des Stromregelungssystems und damit für die Sicherheit und Leichtigkeit der Schifffahrt dar. Zum anderen sind mit fortschreitender Erosion auch Wasserspiegellagenänderungen verbunden. Durch diese Sohleintiefung kommt es im Elbauenbereich zur Absenkung der Grundwasserstände. In der Folge führt dies zum Rückgang an auentypischen Lebensräumen, Tier- und Pflanzenarten.

Die Ursachen der Erosion sind vielfältig wie z.B. Geschiebemangel im Oberlauf der Elbe und fehlender Feststoffeintrag aus dem Einzugsgebiet, Eindeichung der Elbe und Festlegung des Gewässerbettes sowie Vorlandaufhöhungen und Einengung des Abflussprofils durch bauliche Maßnahmen wie auch Bewuchs.

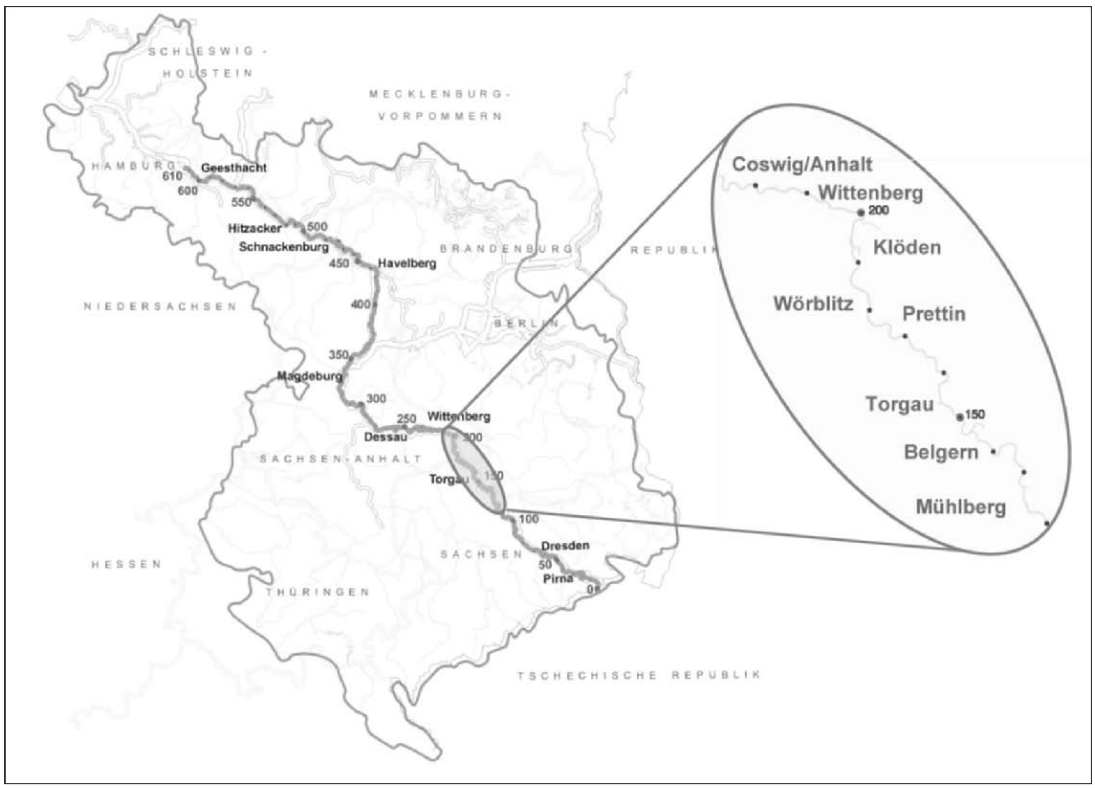


Abb. 1. *Übersichtsplan der Erosionsstrecke*

Aus der historischen Analyse der Wasserstände lässt sich ableiten, dass eine verstärkte Erosion nachweislich bereits Ende des 19. Jahrhunderts eingesetzt hat, mit großer Wahrscheinlichkeit auch schon davor. Der Vergleich von Wasserspiegelfixierungen, geometrischen Sohlaufnahmen und Feststofftransportmessungen

zeigt, dass der Eintiefungsprozess weiter anhält (Abb 2). Nach aktuellen Analysen und Modelluntersuchungen wandert der Schwerpunkt der Erosion nach und nach stromabwärts. Die mittlere Erosionsrate beträgt ca. 1 cm/a, örtlich werden auch 2 cm/a erreicht. So hat sich beispielsweise die Sohle im Bereich Torgau seit 1888 um etwa 1,7 m eingetieft.

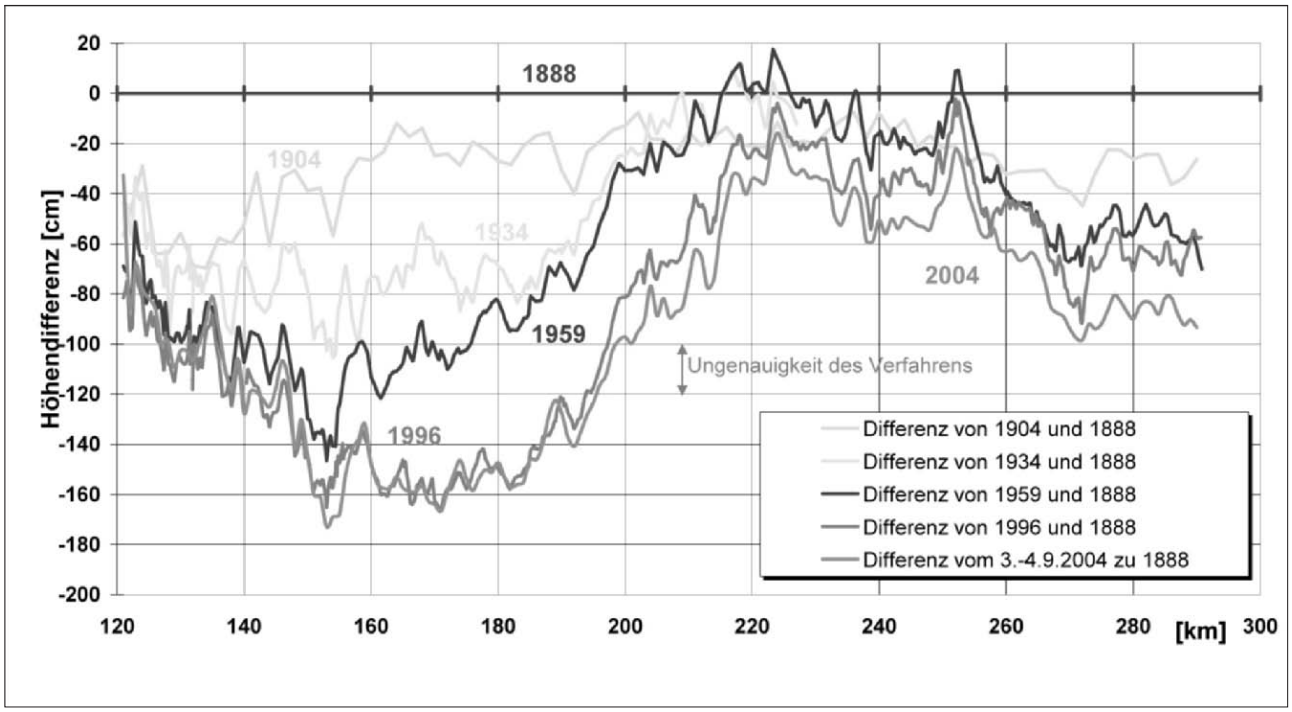


Abb. 2. *Wasserspiegelentwicklung in Bezug auf einen normierten Wasserspiegel von 1888*

Die Eintiefung erfolgt dabei nicht gleichmäßig über die gesamte Strecke. Trotz langfristiger und großräumiger Erosion kommt es u. a. auch aufgrund eines nicht voll funktionsfähigen Stromregelungssystems mit unscharfer Streichlinienführung lokal und temporär zu Anlandungen, die zu Fehlstellen für die Schifffahrt werden. [1], [2], [3], [4], [5]

2 Sohlstabilisierungskonzept

Die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) ist im Rahmen ihres gesetzlichen Auftrages zuständig für die Aufrechterhaltung von Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs auf der Elbe und darüber hinaus für den geregelten Abfluss, sofern der verkehrliche Bezug gewahrt ist. Um einer weiter fortschreitenden Erosion entgegen zu wirken, erfolgt durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes seit Mitte der 1990er Jahre, fachlich begleitet durch die Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) und die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), eine Zugabe von Geschiebeersatzmaterial in unterschiedlichen Abschnitten der Erosionsstrecke der Elbe.

Im Jahr 1999 wurde von der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost eine Projektgruppe zur Erstellung eines Sohlstabilisierungskonzeptes ins Leben gerufen. Mitglieder der Projektgruppe sind Vertreter der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost, des Wasser- und Schifffahrtsamtes Dresden, der Bundesanstalt für Wasserbau Karlsruhe, der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz sowie Vertreter der Umweltministerien des Landes Sachsen-Anhalt (MLU) und des Freistaates Sachsen (SMUL).[1]

Gegenwärtig wird dieses Konzept erarbeitet, das den Rahmen für Maßnahmen zur Erosionseindämmung absteckt. Es wird nicht nur den direkten Bereich der Erosionsstrecke berücksichtigen, sondern der Untersuchungsrahmen wurde bis zur Saalemündung (El–km 290,7) erweitert.

Die Inhalte [1] sind:
• die Beschreibung der Erosionsstrecke
• die Zusammenstellung und Auswertung grundsätzlicher sowie streckenbezogener wissenschaftlicher Untersuchungen
• die Zusammenstellung eines Maßnahmenkataloges bezogen auf Teilstrecken
• die naturschutzfachliche Betrachtung und Bewertung der vorgeschlagenen Maßnahmen
• das Programm zur Maßnahmen-/Erfolgskontrolle.

Als Entwicklungsziel für die Erosionstrecke wird die Stabilisierung der mittleren Sohlhöhe bei Erhalt der morphologischen Dynamik angestrebt. Neben der Aufrechterhaltung bzw. der Wiederherstellung der Schifffahrtsbedingungen und der Hochwasserneutralität der eingesetzten Maßnahmen sind aus ökologischer Sicht eine stärkere Strukturierung des Flusslaufes insbesondere durch Zulassen von Struktur bildenden Prozessen sowie eine häufigere und großräumigere Überströmung von Vorländern zu berücksichtigen.

Die Maßnahmen sind zum einen auf die direkte Steuerung des Feststofftransportes (Geschiebebewirtschaftung) ausgerichtet und zum anderen auf bauliche Maßnahmen, die der Vergleichmäßigung des Feststofftransportes und der Stabilisierung der Sohle dienen.

Unter der Geschiebebewirtschaftung versteht man die Geschiebeumlagerung und die Geschiebezugabe. Geschiebeumlagerung findet im Gesamtbereich der Erosionstrecke statt. Die Geschiebezugabe wird an ausgewählten Stellen durchgeführt. Im Rahmen der Geschiebezugabe wird ggf. grobkörnigeres Material eingebracht als am heutigen Sohlaufbau beteiligt ist (Grobkornanreicherung). Die Auswahl der Zugabestellen richtet sich nach dem Transportvermögen im betreffenden Streckenabschnitt. Zurzeit werden vier Stellen bei unterschiedlicher Wasserführung der Elbe bedient (oberhalb Torgau, Repitz, Prettin, Schützberg).

Zu den vorgeschlagenen baulichen Maßnahmen [1] zählen:
• Sohlverbau
• Modifikation der Regelungsbauwerke in der Höhe, Länge wie auch der lagemäßige Umbau bestehender Bauwerke
• Uferabgrabung, Abtrag von Uferrehnen
• Vergrößerung des Abflussanteils der Vorländer

Nach einer ersten groben Einteilung der Erosionstrecke entsprechend der Intensität der Erosion sind o .g. Maßnahmen diesen Streckenabschnitten zugeordnet (Tab. 1.).

Tab.1. Streckenunterteilung des Untersuchungsraumes zwischen El-km 120 und El-km 295 [1]

Nr.	Strecken-bezeichnung	Streckenabschnitt	Schwerpunktmaßnahmen zur Sohlstabilisierung
1	**Mühlberg**	Kreinitz bis Belgern (El-km 120 - El-km 140)	Geschiebeumlagerung Grobkornanreicherung
2	**Torgau**	Belgern bis Prettin (El-km 140 - El-km 170)	Geschiebezugabe, Grobkornanreicherung, Modifikation der Regelungsbauwerke Vergrößerung des Abflussanteils der Vorländer

Nr.	Strecken-bezeichnung	Streckenabschnitt	Schwerpunktmaßnahmen zur Sohlstabilisierung
3	**Klöden**	Mockritz bis Elster-Mündung (El-km 170 – El-km 198,6)	Geschiebezugabe Modifikation der Regelungsbauwerke Vergrößerung des Abflussanteils der Vorländer
4	**Witten-berg/L.**	Elster-Mündung bis Coswig/Anh. (El-km 198,6 – El-km 230)	Geschiebezugabe Geschiebeumlagerung Modifikation der Regelungsbauwerke Vergrößerung des Abflussanteils der Vorländer
5	**Coswig/Anh.**	Coswig/Anh. bis Mulde-Mündung (El-km 230 – El-km 259,6)	Geschiebezugabe Geschiebeumlagerung Modifikation der Regelungsbauwerke Vergrößerung des Abflussanteils der Vorländer
6	**Aken**	Mulde-Mündung bis Steckby (El-km 259,6 – El-km 280)	Geschiebeumlagerung Bauliche Maßnahmen zur Vergleichmäßigung des Geschiebetransports Vergrößerung des Abflussanteils der Vorländer
7	**Saale-mündung**	Steckby bis Saalemündung (El-km 280 – El-km 290,7)	Geschiebeumlagerung Modifikation der Regelungsbauwerke Vergrößerung des Abflussanteils der Vorländer

Je nach Art und Umfang der auszuführenden Maßnahmen sind die entsprechenden gesetzlichen Rahmenbedingungen einzuhalten. Als erste Pilotmaßnahme ist der Bereich Klöden von km185 bis 196 für die Umsetzung vorgesehen. An diesem Streckenabschnitt sollen konkret die Maßnahmen des Abschnittes 3 der Tab. 1. modelltechnisch untersucht und später realisiert werden.

Literatur

[1] Entwurf des Sohlstabilisierungskonzeptes (Stand Juni 2008), unveröffentlicht

[2] Faulhaber, P. (1998) Entwicklung der Wasserspiegel- und Sohlenhöhen in der deutschen Binnenelbe innerhalb der letzten 100 Jahre – Einhundert Jahre „Elbestromwerk“. In Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe, 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Stuttgart, Leipzig: Teubner

[3] Bundesanstalt für Gewässerkunde (2004) Feststofftransport und Flussbettentwicklung der Elbe, BfG-1431, Koblenz (unveröffentlichter Bericht)

[4] Bundesanstalt für Wasserbau (2003) Feststofftransportmodell El-km 120 – 250, Simulation von Geschiebezugabeszenarien, BAW Karlsruhe (unveröffentlicht 3021000501)

[5] IKSE (2005) Die Elbe und ihr Einzugsgebiet; Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. Hrsg. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg

Hydromorphological assessment within EC WFD – application to small water bodies in the Elbe River Basin

Milada Matoušková

Introduction

The paper presents the method of ecomorphological assessment of river habitat quality EcoRivHab, based on field mapping with possible usage of distance data. The goal of this research was to assess the ecohydromorphological state of selected catchments in the Czech Republic, representing varied relief types, and at the same, representing landscape with differing degrees of anthropogenic impact.

Methods

The EcoRivHab method [10, 11] was used as the point of departure to assess the stream habitat quality. EcoRivHab is a tool used to assess the state of streams which lays an emphasis on hydromorphological characteristics of channel, ecohydrological state of the riparian belt and flood plain. Definition of the local reference state of the river habitat in the given physiographic region serves as a precondition. Overall ecohydrological state is characterized by five degrees (ES I. – V.), characterizing the state of the watercourse in the context of the EC Water Framework Directive [6]. Within the framework of individual study river basins, foreign methods were tested, as well: Gewässerstrukturgütekartierung LAWA–Field Survey [8]; LAWA–Overview Survey [7]; Rapid Bioassessment Protocol – RBP [1] and comparative analysis of the outputs obtained was performed.
Within the framework of water bodies quality assessment in European Union countries, ecohydrological principles are of crucial importance. The so called ecological state is the basis in assessment of stream quality, defined based on hydromorphological, hydrochemical and hydrobiological parameters. Currently, monitoring of water formations habitat quality, of typology and definition of reference states of streams is being performed in individual membership countries. CEN EU formulated instructions to assess morphological situation of the riverbed, riparian belt and flood plain [3] and created a directive to assess hydromorphological parameters of streams [5], implemented subsequently in the national legislation of EU membership countries [15].

Data Sources and study areas

The landscape where mapping is performed represents the basic source of information and maps: Basic topographic map of the Czech Republic 1:10,000; basic water management map 1:50,000; specific layers of the DiBaVod database 1:50,000 and 1:10,000 (Water Research Institute, Prague). Utilization of available information from watercourse administrators is suitable. Within the research, aerial orthophotometric images in the digital form were used, as well, with the resolution of 50 cm (GEODIS).
The following river basins were chosen as study areas to assess the river habitat quality: Bílina River, Upper Blanice River, Klíčava River, Košínský Brook, Křemelná River, Liběchovka River, Rakovnický Brook and Rolava River. By their nature, the river basins chosen represent well the geographic diversity of the relief of the Czech Republic, and they differ in the level of anthropogenic impact. A condition used in their selection was also represented by existence of natural or near natural localities due to the need of defining the reaches with reference condition. On the contrary, the Bílina River basin was chosen as an example of a river basin with very strong anthropogenic impact. Overall, approximately 450 km of streams were mapped, while in the majority of the study catchments, at least two different methods were applied. In linkage to the GAČR project, area field investigation of streams in the Berounka River basin is still being performed in the Křivoklát Protected Landscape Area, the administration of which showed an interested in mapping of the watercourse habitat quality using the EcoRivHab method. Possibilities of distance investigation are furthermore being tested in the main watercourse of the Berounka and Upper Blanice Rivers.

Results of hydromorphological mapping

It follows from the mapping performed in all river basins of interest that the best ecohydrological state is shown by the river basins of Upper Blanice, Klíčava and Liběchovka Rivers. Approximately 80% are represented by ES I and II reaches, see Fig. 1, conditioned by their geographic position, considerable extent of protected areas and low proportion of anthropogenic activities. River basins of the Rolava River, Košínský Brook and Rakovnický Brook show a higher degree of anthropogenic modification. 10 – 25% of the total length of the reaches mapped show a not very good ecohydrological state (ES IV and V). These are clearly reaches bound to anthropogenic activities in the river basin, no matter if built-up areas are concerned or rural landscape, used for intensive agricultural activities.

Exceptional position in ecohydromorphological monitoring is occupied by the Bílina River basin. This river basin was chosen intentionally as an example of an area with very strong human impact where the possibility of the EcoRivHab method application was tested on artificial watercourses. Numerous channel reaches are modified or displaced. Only 12% of the total length of the main Bílina River can be designated as natural or nearly natural. Except for rare cases, these reaches are situated in the mountain areas and foothills of Krušné hory (Krušné Mountains). Reaches found predominantly in České středohoří (Czech Low Mountain Range) were classified reaches with moderate human impact (ES III) (34%). In reaches showing a quite unsatisfactory state, i.e. ES IV and V, are situated in the middle course (Jirkov – Obrnice area; Ervěnický koridor [Ervěnický Corridor]) and in urban areas of cities where the channel has been modified in the greatest extent. It is alarming that the whole length of these reaches represents 51% of the total main stream length [4].

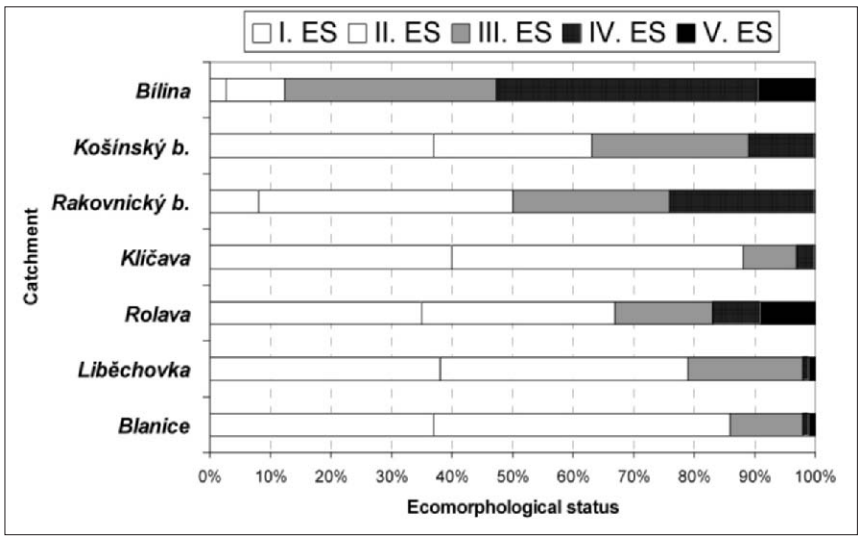


Fig. 1: *Ecomorphological state of water bodies in study catchments using the EcoRivHab method. Field mapping and analysis: Bicanová [2], Dvořák [4], Lelut [9], Matoušková [10], Šilhánová [12], Šípek [13] a Vondra [14]*

Conclusions

Out of the outputs of the field mapping of watercourses performed it follows that the definition of references states is optimal based on local situation, i.e. if the given watercourse or its near equivalent in the given relief type flows, for example, through protected landscape. The drainage measures taken in the agricultural land and modifications of channel related thereto have a negative impact on the nature of watercourse habitats; ES III and IV was recorded predominantly. Achievement of a good ecological state is realistic provided that the necessary minimum space for riparian belt is provided, and that revitalization measures are taken according to the locality type. River habitats in urban areas of communities are usually modified in a significant extent (ES IV and V prevail). Improvement of the ecohydrological state is problematic here as the modifications performed are connected with built-up area in the riparian belt and flood plain, with existence of flood protection measures and artificial grounds. Certain improvement of the hydromorphological state of the channel can be achieved, for example, by application of biotechnical modifications. However, qualitative parameters of surface water quality can certainly be improved.

A powerful and efficient monitoring program has to be created, to be used to assess watercourse habitat quality in the Czech Republic. Cooperation with neighbouring EU countries in its creation is advisable, on the level of integrated river basins at best. The outputs obtained shall serve not only to fulfil WFD requirements but they

will also provide an outstanding source of information for integrated checking, monitoring, planning, protection and possible revitalization of streams.

Literature:

[1] Barbour, T. et al. (1999) Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers.USEPA, Washington, 339 pp.

[2] Bicanová, M. (2005): Použití metody ekomorfologického monitoringu v povodí Košínského potoka s využitím nástrojů GIS. Diplomová práce, PřF UK v Praze, 108 pp.

[3] CEN (2002) A guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers. CEN TC 230/WG 2/TG 5: N32. May 2002, 21 pp.

[4] Dvořák, M. (2008) Hodnocení kvality habitatu antropogenně ovlivněných vodních toků – aplikace na modelovém povodí Bíliny. Diplomová práce, PřF UK v Praze, 141 pp.

[5] EN 14614 (2004) Water quality – Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers. November 2004.

[6] European Commission (2000) 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. Official Journal of the European Communities, L327, 77 pp.

[7] Kern, K., Fleischhacker, T., Sommer, M, Kinder, M. (2002) Ecomorphological survey of large rivers – Monitoring and assessment of physical habitat conditions and its relevance to biodiversity. Large Rivers, Vol. 13, No. 1–2: 2002, p.1–28.

[8] LAWA. (2000) Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Empfehlung. Januar 2000. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

[9] Lelut, J. (2007) Vodohospodářské revitalizace na podkladě ekomorfologického monitoringu vodních toků. Diplomová práce, PřF UK v Praze, Praha, 140 pp.

[10] Matoušková, M. (2003) Ekohydrologický monitoring vodních toků jako podklad pro revitalizaci vodních toků. Disertační práce, PřF UK v Praze, Praha, 219 pp.

[11] Matoušková, M. (2007) Ekohydrologický monitoring vodních toků v kontextu Rámcové směrnice ochrany vod EU. Závěrečná výzkumná zpráva projektu GAČR č. 205/02/P102, PřF UK v Praze a GAČR, Praha, 18 pp.

[12] Šilhánová, V. (2007) Ekomorfologický monitoring v povodí Kličavy. Balařská práce PřF UK v Praze, Praha, 44 pp.

[13] Šípek, V. (2006) Ekomorfologické hodnocení kvality habitatu vodních toků v povodí Liběchovky. Diplomová práce, PřF UK v Praze, Praha, 114 pp.

[14] Vondra, F. (2006) Ekomorfologický monitoring v povodí horní Blanice. Diplomová práce, PřF UK v Praze, 102 pp.

[15] Weiss, A., Matoušková, M., Matschullat, J. (2007): Hydromorphological assessment within the EU-Water Framework Directive – Trans-boundary cooperation and application in to different water basins. Hydrobiologica, 603, 1, p. 53–72.

Acknowledgements

The presented research was realized under financial support of GAČR projects 205/05/P102 and the MSM research project 0021620831 of the Geographical Section, Charles University in Prague. Acknowledgements are hereby expressed also to students who have been engaged actively in ecomorphological mapping.

Eigendynamische Gewässerentwicklung an der Elbe? Praktische Umsetzung, Möglichkeiten und Grenzen

Karl-Heinz Jährling

1. Allgemeine Ausgangssituation

In Deutschland sind drei Viertel der Fließgewässer strukturell deutlich verarmt. Das ist die Hauptursache für viele Gewässerfehlfunktionen und in der Regel auch die Hauptursache für die mögliche Nichterreichung der Ziele gemäß EG-WRRL in vielen Oberflächenwasserkörpern. Die ausschließlich nutzenorientierte bauliche Gestaltung von Gewässern führte ohne Beachtung gewässertypischer Formen und Strukturen zu labilen, reparaturanfälligen Systemen. Diese neigen zu Tiefenerosion, sind lebensfeindlich und zeigen im Stoffhaushalt und bei Hochwasser unerwünschte Nebeneffekte. Daher ist die Reaktivierung und Neuschaffung einer naturnahen Gewässerstruktur der Schlüssel für ökologisch funktionsfähige Gewässer. Diese Entwicklung betrifft nicht nur kleine Fließgewässer; auch vor großen Flüssen hat diese Entwicklung nicht haltgemacht. Morphodynamisch intakte, frei fließende Flüsse in natürlichen Überflutungsräumen mit unterschiedlichsten Lebensräumen sowie standort- und naturraumtypischen Lebensgemeinschaften gehören weltweit zu den bedrohtesten Ökosystemen überhaupt. Eines der größten Defizite besteht dabei im Fehlen typgerechter, flussbegleitender Auengewässer (z.B. potamale Nebenrinnen in den Furkationsbereichen, Altwasser jeden Alters und Ausprägung in den Mäanderstrecken. Die Fähigkeit zur eigeninitiatorischen Neubildung derartiger Gewässer ist nicht mehr vorhanden. So muss auch an der Elbe von einer erheblichen Reduzierung des Gewässerbestandes im Allgemeinen und der Funktionstüchtigkeit der noch vorhandenen Gewässer im Besonderen ausgegangen werden, wobei diese Veränderungen schleichend und in der Öffentlichkeit kaum bemerkt verliefen. Selbst unter den heutigen gesellschaftlichen Bedingungen werden diese Veränderungen, mit Ausnahme eines relativ begrenzten „auenlogischen Fachpublikums“, kaum wahrgenommen und sehr gerne negiert.

2. Spezielle Situation an der Elbe

Die Elbe und ihre Auen wurden durch die seit Jahrhunderten währenden, wasserbaulichen Eingriffe des Menschen erheblich verändert. Neben der Minimierung der Überflutungsflächen und damit der dynamischen und ökologisch aktiven Anteile der rezenten Überflutungsaue an sich, trifft dies in besonderem Maße auf den Bestand aktiver Elbealtwässer im weitesten Sinne zu. Neben durch Mäanderbildung, Mäanderalterung und Abschnürung natürlich entstandene Flussaltarme, bezieht sich „im weitesten Sinne“ auf den Bestand hydraulisch aktiver, permanent angeschlossener Nebengerinne im Bereich ehemaliger Furkationszonen und so genannter Mittelsänder, d.h. Inselbildungen, sowie auf temporär durchströmte Hochflutrinnen. So wurden für einen Abschnitt der Unteren Mittelelbe zwischen den Elbekilometern 475 (Schnackenburg) bis 583 (Jeetzelmündung bei Hitzacker) zwischen 1776 und 1992 folgende morphologischen Veränderungen festgestellt [1]:

- 30 % des ehemaligen Hauptstromes waren durch Inseln gegliedert, wobei deren hydraulische Wirkungen weitere Strukturen wie Steilufer, Kolke oder Sedimentdifferenzieren erzeugten.
- von den ehemals vorhandenen 55 Inseln und 28 vegetationsfreien Uferbänken auf dem 108 km langen Flussabschnitt ist heute keine einzige mehr vorhanden
- die maximale Strombreite wurde von 750 m auf 450 m, die durchschnittliche Breite von 380 m auf 220 m verringert; demgegenüber wurde die minimale Breite von 130 m auf 150 m festgelegt
- die Anzahl der Seitengewässer ohne Elbeanschluss hat sich von 62 auf 142 erhöht, während sich die der Seitengewässer mit einer Verbindung zur Elbe von 40 auf 28 verringerte

3. Ursachen dieser Entwicklung

Das heutige morphologische Bild der Elbe wurde überwiegend von zwei Hauptursachenkomplexen geprägt. Dies sind einerseits Maßnahmen des Hochwasserschutzes (Deichbau) und andererseits direkte wasserbauliche Eingriffe (primär Verkehrswasserbau) [2], wobei sich sowohl die Zielstellungen als auch die Wirkungen beider Eingriffe oft gegenseitig beeinflussten und überlagerten.

Der beginnende Einfluss des Hochwasserschutzes ist bereits Jahrhunderte zurückzudatieren. So begannen die ersten morphologisch wirksamen Eingriffe in die hydrologisch-hydraulisch und morphologisch-sedimentologisch aktive Überflutungsaue an der Mittelelbe ab etwa 1180 [3]. Dabei handelt es sich um die Errichtung von Deichen als Hochwasserschutzanlagen. Abgesehen von auen- und flussmorphologisch wenig wirksamen Ringdeichen um einzelne Ansiedlungen im Mittelalter, sind dies vorrangig die später entstandenen, zusammenhängenden, höhenmäßig und technisch durchkonzipierten sowie räumlich übergreifenden Lineardeichsysteme. Dadurch wurden der morphologischen Elbaue zwischen der Saale- und der Sudemündung etwa 86 % der Gesamtfläche entzogen und in die fossile Aue überführt [4]. Durch Verlagerung großer Teile der morphologischen Aue in die fossile Aue, wurden komplette Altarmsysteme als ehemalige Flusshauptläufe von der primär bedeutsamen Wasserstandsdynamik und den hiervon abhängigen Prozessen wie Morpho- und Geschiebedynamik, Grundwasserdynamik, Standort- und Vegetationsdynamik, dem Eintrag und Austrag von Nährstoffen sowie dem Organismenaustausch ausgeschlossen [4]. Dies gilt im Besonderen in Bezug auf morphologisch hoch wirksame Extremereignisse mit geringen Wiederkehrintervallen und betraf auch die flächenmäßig größten Teile des ehemaligen, hochwasserabhängigen Verzweigungsverlaufs des Hauptstroms. Dieser Prozess ist im Regelfall, bis auf wenige Ausnahmen in Bereichen mit gezielten Deichrückverlegungen, als irreversibel zu kennzeichnen.

Der Beginn von Auswirkungen des Verkehrswasserbaus auf die Gewässerlandschaft der Elbeaue ist deutlich später zu datieren, da die verkehrliche Entwicklung durch zerrissene politischen Strukturen entlang der Elbe stark behindert wurde. Eine wesentliche Förderung des Verkehrswasserbaus als Grundlage für raumübergreifende Veränderungen im verbliebenen Urstromtal setzte erst relativ spät, beginnend mit dem Wiener Kongress von 1815 sowie durch die Festlegungen der zweiten Revisionskommission von 1844, ein. Die eigentlichen Arbeiten begannen ab 1866 mit der Bildung der Preußischen Elbstrombauverwaltung in Magdeburg [5]. Dabei wurden insbesondere Zielstellungen wie Uferbefestigungen, Einschränkung breiter Stromstrecken, Vertiefung seichter Stellen, Beseitigung von Inseln zur Herstellung eines geregelten Fahrwassers sowie Bepflanzung von Sandfeldern und Anlandungen verfolgt [6]. Neben schon früher stattgefundenen, unkoordinierten und lokalen Beeinflussungen im Flussbett (vereinzelte Uferbefestigungen, Absperrung randlicher Rinnen), begannen im 18. Jahrhunderts auf politisch zusammenhängenden Gebieten das gezielte Abschneiden von Altarmen, aktiven Flussmäandern, hochwasseraktiven Nebengerinnen und Stromteilungen. Im Anschluss an diese intensive erste Ausbauphase erfolgte bis etwa 1892 der Abschluss der Mittelwasserregulierung der Elbe [7]. Durch gezielten Buhnen- und Längsverbau (Errichtung von Leit- und Deckwerken) wurde das Gerinne der Elbe begradigt und stark eingeengt sowie die Strömung in die Mitte des jetzt inselfreien Flusses gelenkt. Die Zielstellungen der sich anschließenden Niedrigwasserregulierung wurden per Reichsgesetz im Dezember 1911 vorgegeben. Abgeschlossen wurde die Niedrigwasserregulierung an der Elbe, mit Ausnahme der durch den II. Weltkrieg unterbrochenen Arbeiten im Bereich der Reststrecke bei Dömitz zwischen den Elbekilometern 508,1 und 521,1 sowie einiger punktueller Maßnahmen, im Wesentlichen in den 30-er Jahren des 20. Jahrhunderts.

4. Folgen und mögliche Maßnahmen

Neben dem Verlust eines natürlicherweise verzweigten Gewässersystems als ein äußerst vielfältiger Lebensraum sind erhebliche hydrologisch-hydraulische und sedimentologisch-morphologische Veränderungen festzustellen. So kam es z.B. zur Bildung ausgeprägter Uferrehnen, welche ein frühzeitiges Ausufern von Hochwässern und schnelles Einsetzen von Retentionswirkungen der Flussaue verhindern. Dies ist auch eine der Ursachen für einerseits erhebliche Sohlerosionen und andererseits hohe Akkumulationstendenzen

auf ganzen Flussabschnitten, ohne in diesem Zusammenhang auf die ökologischen Wirkungen für ganze Lebensräume und Lebensgemeinschaften eingehen zu wollen. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass vor dem Hintergrund des schleichenden Verlustes von Wasserflächen und der heutigen, eher kläglichen Gewässersituation den künstlich entstandenen Gewässern eine erhebliche Bedeutung für heutige und künftige Renaturierungsstrategien zukommt. Neben wasserbaulich abgeschnittenen ehemaligen Elbeverläufen selbst, sind dies z.B. Abgrabungsgewässer sowie in Betrieb befindliche und aufgegebene Hafenanlagen. Diese Bedeutung soll folgendes Beispiel zeigen. Dieses wurde u.a. ausgewählt, weil die Anbindung eines künstlichen Auengewässers in ökologisch günstiger Höhenlage ohne zusätzliche Befestigungen realisiert wurde:

Es handelt es dabei sich um ein ehemaliges Kiesgewässer, welches in den 30-er Jahren des vergangenen Jahrhunderts entstand, wobei es sich durch die gestreckte Form und eine große Aufweitung im Nordteil hervorragend für den Anschluss an den Fluss mit der entsprechenden Funktionsübernahme als Flussaltwasser bzw. Nebengerinne eignet. Das Gewässer erstreckt sich am rechten Elbufer bei Parchau zwischen den Elbekilometern 358,5 und 359,3. Es bestand bis zur Maßnahmerealisierung auf Grund der Querung des Gewässers durch zwei ehemalige Panzertrassen aus drei, hydraulisch und ökologisch weitgehend voneinander getrennten Gewässerteilen. Eine bereits vorhandene, oberstromige Anbindung bestand aus einem 2 m breiten Kanal, welcher erst ab Mittelwasser angeströmt wurde. Vermutlich wurde über diese verlandete Anbindung der Abtransport des Kieses während der Abbauphase sichergestellt. Unterstromig war eine Anbindung erste ab 5- bis 10-jährigem Hochwässern flächig über die Aue bzw. über eine teilweise verlandete Flutrinne in ein Flutrinnensystem im Hinterland gegeben. Die Veranlassung zur Anbindung ergab sich als Teil einer Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme für den Ausbau des Elbe-Havel-Kanals (Teil des Verkehrsprojektes Deutsche Einheit Nr. 17), wobei die Umsetzung durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung in Eigenregie erfolgte. Neben der Gewässeröffnung selbst, wurden flankierende Maßnahmen in Form des Baus eines Biberrettungshügels, der Anbindung unterstromiger Flutrinnenbereiche und der Entsiegelung ehemals militärisch genutzter Plattenwege vorgenommen. Die Zielstellung bestand in der Schaffung rheophiler Strukturen, der dauerhaften Freihaltung und natürlichen Räumung des Randgewässers bei Wasserständen größer Mittelwasser durch direkte, barrierenfreie Durchströmung, der Erreichung eines milden Strömungsklimas bei Wasserständen kleiner Mittelwasser und damit einer optimalen Sauerstoffversorgung des Restgewässers sowie der ungehinderten Fischmigration bei sehr kleinen Wasserständen im Niedrigwasserbereich als Wintereinstandsraum:

- komplette Beräumung der Querriegel auf einer Breite von 20 m bis zur Gewässersohle
- oberstromige Anbindung (Muldenprofil) auf einer Breite von 20 m bei 1,0 m unter dem MNW (Fischrückzug bei Niedrigwasser) mit einem Steilufer (Bereitstellung dynamischer Lebensräume, Verhinderung von Kfz-Durchfahrten zur Insel bei sehr niedrigen Wasserständen)
- unterstromige Anbindung in der tiefsten Geländelage auf einer Breite von 15 m in Höhe MW
- Aushubmassen wurden auf geeigneten Flächen eingebaut bzw. zum Bau des Biberrettungshügels auf dem Höhenrücken unterstromig des Ablaufs eingesetzt (mit Z0-Nachweis)
- Flutrinnenvertiefung zur frühzeitigen Anbindung des unterstrom liegendes Rinnensystems

Direkt nach Maßnahmeabschluss stieg der Wasserstand der Elbe über Monate so an, dass das angeschlossene Gewässersystem durch die neu geschaffenen Öffnungen stark durchströmt, aber der Gesamtbereich noch nicht flächig überströmt wurde. Dadurch bildete sich zwischen der Elbe und dem Anschlussgewässer eine höhendifferente, etwa 1 100 m lange und durchschnittlich 100 m breite Insel. Da kein weiterer Wasseranstieg mit Druckabnahme durch die Ausuferung in die Aue erfolgte und die umgebauten Abschnitte noch nicht mit flächiger Vegetation bewachsen waren, wurde die nicht befestigte Auslaufrinne hydraulisch sehr stark belastet, so dass diese nach dem Durchbruch durch die anstehende Auenlehmdecke in die darunter liegenden Kiese erodierte und eine permanent durchströmte Stromspaltung entstand. Dieser Zustand wurde belassen und besteht derzeit fort.

5. Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund anthropogener Eingriffe und daraus resultierender Veränderungen, stellt sich das heutige morphologische Bild von Fluss und Aue, bezogen auf Gewässerbestand und eigendynamische Vorgänge, erheblich verändert dar. Dass es sich dabei jedoch keineswegs um völlig unumkehrbare Entwicklungen handelt, lässt sich an Hand verschiedener Projekte nachweisen. Dabei ergeben sich bei ganzheitlicher Herangehensweise und vertretbarer Zielposition - auch und gerade bei Berücksichtigung der Nutzung als Wasserstraße und der Gewährleistung des Hochwasserschutzes - deutliche Potentiale im Bereich der Gewässerreaktivierung sowie kontrollierter Gewässereigendynamik. Neben Maßnahmen in der rezenten Aue besitzen Wiederbelebungen von Gewässeraltstrukturen in der fossilen Aue im Zuge von Rückdeichungen einen hohen Stellenwert. Wesentlich ist bei allen Maßnahmen die Anerkennung und Berücksichtigung des Prozessschutzes als Grundlage sowie die Zulassung einer abschnittsweisen, eigendynamischen Gewässerentwicklung.

Möglich sind konkrete Vorhaben nur in einer guten, interdisziplinären Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen Interessenvertretern. Neben der Zusammenarbeit von Naturschutzes und Wasserwirtschaft auf Landesebene trifft dies in besonderem Maße für die Umsetzung gemeinsamer Vorhaben zwischen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes und den Landesbehörden zu. Letzteres zeigte sich sowohl bei verfahrensfreien Maßnahmen im Rahmen der Unterhaltung der Bundeswasserstraße als auch bei planfestgestellten Maßnahmen. Bezüglich dieser Arbeitsschiene ist in den vergangenen Jahren ein deutlicher Fortschritt festzustellen. Zu fördern wäre die Entwicklung durch Anpassung des Wasserstraßengesetzes als den bestehenden Rechtsrahmen an die europäische Wasserpolitik, d.h. durch eine standardmäßige Integration von Maßnahmen der Gewässerentwicklung in die Ausbau- und Unterhaltungsplanungen von Bundeswasserstraßen [8].

Defizite bestehen aktuell im Monitoring struktureller Maßnahmen, vor allem hinsichtlich der Wirkungen auf die Biokomponenten der WRRL, aber auch bezüglich der Kosteneffizienz bzw. betreffs der Wirkungen punktueller Maßnahmen für das Gesamtsystem (Stichwort: Strahlwirkung).

The present morphological pattern of rivers and flood land has changed dramatically in terms of the amount of waters and internally dynamic processes due to anthropogenous interference and the changes that has generated. However, various projects indicate that these are not necessarily totally irreversible developments. On the contrary, there is substantial potential in terms of reactivating waters and controlled internal water dynamics if these phenomena are approached in a holistic fashion and reasonable goals are targeted – in particular when considering their usage as waterways and flood protection. The most important actions are not only those taken in the recent flood land, but also reviving old water structures in the fossil flood land when redyking. It is essential in this work to recognise the basic importance of and protect these processes while enabling an internal dynamic process of development of waters section by section.

The only way to launch specific projects is to have interdisciplinary co-operation among the representatives of various interests. This not only concerns conservation and water management working hand in hand on the state level, but joint projects being launched by water management and shipping administration authorities of the federal and state governments. The latter has become evident both with non-procedural actions for maintaining the federal waterways and with plan-approved work and recent years have witnessed a great deal of progress in this direction. This is the reason why it would make sense to promote this development by adapting waterway legislation as the present legal framework to European water management policy by standard integration of water development work into plans for maintaining and expanding federal waterways [8].

The areas where there are deficiencies are in monitoring structural work, particularly in terms of its effects on the biocomponents of WRRL and in terms of cost efficiency or the effects of pinpoint work done for the overall system (keyword: radiation effect).

Literatur

[1] Harms,O., Kiene, S., Morphologische Gewässerstrukturen der Elbe 1776 und 1992, in: Tagungsband „Fachtagung Elbe – Dynamik und Interaktion in Fluss und Aue“, Karlsruhe, 1999

[2] Rommel, J., Studie zur Laufentwicklung der deutschen Elbe seit ca. 1600, Auftragstudie der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 2000

[3} Jährling, K-H, Deichrückverlegungen: Eine Strategie zur Renaturierung und Erhaltung wertvoller Flusslandschaften?, Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg – Information, Magdeburg, März 1998

[4] 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

[5] 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

[6] Roloff, Fünfzig Jahre Elbstrombauverwaltung, Auszug aus dem Zentralblatt der Bauverwaltung Nr. 27, Berlin, 1916

[7] Rommel, J., in: Morphodynamik der Elbe – Schlussbericht BMBF-Verbundprojekt, herausgegeben: Nestmann, F. und Büchele, B., Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe, Karlsruhe, Januar 2002

[8] Bund/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Leitlinien zur Gewässerentwicklung – Ziele und Strategien, Mainz, 2006

First results from the surveillance monitoring of fish assemblages in the Elbe River, Czech Republic

Ondřej Slavík, Pavel Horký

In the Czech part of the Elbe River, fish community was regularly observed in the three-year intervals during the period 1991-2005 as a part of the national project 'Elbe', and in one-year intervals in 2006 and 2007 as a part of surveillance monitoring according to WFD. Only 11 monitored locations were common for both, the 'Elbe' project and the surveillance monitoring, and therefore the results have to be analyzed separately.
Monitoring in the years 2006 and 2007 was realized at 26 profiles situated on 7 rivers, including Elbe River ad its considerable tributaries. With regard to limited time period, the results should be characterized as preliminary and orientation, particularly to the fact that fish assemblages' structure is influenced by flow conditions and other atmospheric influences during seasons. The method observing a juvenile part of fish assemblage was chosen for the surveillance monitoring. Reproductive success is a significant parameter describing development of fish communities in ecosystems of the riverine environments [1]. Specific habitats are occupied by different fish species during the period of reproduction and further development of juvenile stadia; according to reproductive requests, species are dissected into the reproductive groups [2]. Frequency of occurrence, presence and/or absence of reproductive groups tended to show a quality of riverine habitat and stadium of its development [3]. Furthermore, it is possible to classify fish species into the ecological groups according to velocity and habitat diversity preference [4]. In general, frequency of occurrence of species from different reproductive and ecological groups in a fish pattern indicates physical habitat changes in riverine environments.
Young-of-the-year fish were caught by electro-fishing along the river bank at several sites of each profile to cover all present habitats as described in the national method created for the fish monitoring according to WFD in the Czech Republic [5]. Fish samples were collected in August. Most fish were identified to species and immediately released at the site of capture. Specimens that could not be reliably identified were fixed in 4% formaldehyde solution for laboratory identification. Number of species, fish abundance and frequency of occurrence of different reproductive and ecological groups were observed in a fish pattern. Observed parameters were used for further analyses of ecology status using the EFI index (European Fish Index) recommended for fish assemblages valuation according to WFD. According to preliminary results from the year 2006, no valuated profile achieved 'high' ecology status. One locality was valuated as destroyed – 'bad' ecology status. Seven localities achieved 'good', eight 'moderate' and ten 'poor' ecology status. Although the values of 'bad' and 'poor' status tended to announce poor environmental condition, fish patterns will be revaluated in next few successive seasons to confirm the status with regard to spontaneous fluctuation of reproduction success.
Furthermore, the results showed that ecology status is better in tributaries of the Elbe River when compared with the main riverbed channel. It corresponds with earlier data showing that number of present species, number of reproducing species, its biomass and abundance were always higher in the tributaries than in the main channel of the Elbe River [6]. Apparently, in the Elbe River, fish community is strongly affected by riverbed channelization and stream fragmentation that reduces availability to achieve preferred habitat types for spontaneous fish reproduction. In the Czech Republic, particularly the middle stretch of the Elbe River is affected by high frequency of impassable lateral obstructions significantly reducing habitat diversity. The main riverbed channel is characterized by long stretches with low velocities situated upstream the weirs. Habitats with higher slope and velocities are localized in short downstream stretches, adjacent to weirs. Accordingly, prevailing species are from eurytopic group – species with low specific requirements in relation to spawning substrata. Floodplain area is almost totally isolated from the main channel, and species from specialized reproduction groups are the most endangered species. Only rare occurrence of species from the phytophilous group using submerged vegetation for spawning, and limnophilous species preferring still waters of floodplain area was

recorded in collected fish patterns *(e.g. Leucaspius delineatus, Tinca tinca, Misgurnus fosilis, Carassius carassius, Rhodeus sericeus)*

In the upstream part of the Elbe River, fish community is represented particularly by *Salmonidae* family and fothermore by smaller species prefering cold water with high concentration of dissolved oxygen *(Phoxinus phoxinus, Cottus gobio, Barbatula barbatula)*. Downstream stretch of the Elbe River between the Střekov weir and the frontier with Germany is occupied by species from the limnophilous group spawning above gravel bottom and species from rheophilous group preferring higher velocities. The fish community is represented by genus *Leuciscus (L. idus, L. cephalus a L. leuciscus)*, barbel *(Barbus barbus)*, asp *(Aspius aspius)* and accompanying species from *Cyprinidae* family. Similar fish structure is rarely observed in the middle river stretch between Hradec Králové and Pardubice, and also in the main tributaries as the Jizera and Orlice Rivers. The results of the surveillance monitoring are reflected by the conceptual approach to the elimination of lateral obstructions suggesting two main preferred migratory corridors; one upstream the Elbe River up to the Orlice and Tichá Orlice Rivers, and the second upstream the Vltava River to the Berounka River. Preferred are corridors connecting streams where the temperature and flow regime is not significantly modified by construction of reservoirs, and habitats for spontaneous fish reproduction are available. As the complementary stream are considered significant tributaries of the Elbe River (Kamenice, Ploučnice and Jizera Rivers). Realization of free migratory corridors is necessary to synchronize with the rehabilitation of flood plain areas and original habitat diversity in the main riverbed channel.

Literature

[1] Copp, G. H. 1989. The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. Env. Biol. Fish. 26: 1–6.

[2] Balon, E. K. 1975. Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. J. Fish. Res. Board Can. 32:821–864.

[3] Copp, G. H., Olivier, J.M., Peňáz, M. & Roux, A.L. 1991.Juveniles fishes as functional describes of fluvial ecosystems dynamics: Applications on the River Rhone. Regul. Riv.: Res. & Mgmt. 5: 251–263.

[4] Schiemer F. & H. Weidbacher. 1992. Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In Boon, P.J. et al (eds.) River Conservation and Management. John Willey & Sons. Ltd., 363–382.

[5] Jurajda, P. Slavík, O., & Z. Adámek. 2007. Metodika odlovu a zpracování vzorků plůdkových společenstev ryb tekoucích vod. VÚV TGM Praha. 10 pp.

[6] Slavík et al. 2006. Projekt Labe IV – ochrana a užívání vodních zdrojů v rámci uceleného povodí, VaV/650/5/04. Závěrečná zpráva dílčí úlohy 01. VÚV TGM Praha, 30–38.

Bewertung des ökologischen Zustandes im deutschen Abschnitt des Elbestromes durch die Fischfauna

Hodnocení ekologického stavu německého úseku Labe na základě ichtyofauny

Thomas Gaumert

Die Bewertung des ökologischen Zustandes der einzelnen Wasserkörper des Elbestromes durch die Fischfauna kann nur eine Teilbewertung sein, da auch die anderen in der EG-WRRL aufgeführten biologischen Qualitätskomponenten, nämlich Phytoplankton, Andere aquatische Flora und Makroinvertebraten, in eine Gesamtbetrachtung einbezogen werden müssen. Das jeweils schlechteste Ergebnis der einzelnen Teilkomponenten ist dabei bestimmend.

Für die Teilkomponente Fischfauna gibt die EG-WRRL grundsätzlich eine Überwachungsfrequenz von drei Jahren vor, wobei ggf. die Frequenzen so gewählt werden sollten, dass ein annehmbarer Grad der Zuverlässigkeit und Genauigkeit erreicht wird. Außerdem muss der Schwankungsbreite bei den Parametern, die sowohl auf natürliche als auch auf anthropogene Ursachen zurückgehen, Rechnung getragen werden. Ferner sind die Zeitpunkte, an denen die Überwachung durchgeführt wird, so zu wählen, dass die Auswirkungen jahreszeitlich bedingter Schwankungen auf die Ergebnisse so gering wie möglich sind.

Unter Berücksichtigung der vorstehend genannten Rahmenbedingungen aus der EG-WRRL und der in Methodenhandbüchern formulierten Grundvoraussetzungen für die Anwendbarkeit der Bewertungssysteme für die Fischfauna in den Kategorien Fließgewässer und Übergangsgewässer wurde eine Bewertung des ökologischen Zustandes der einzelnen Wasserkörper integrierend über die Jahre 2005 – 2007 vorgenommen. Das Bewertungsergebnis für den Elbestrom in Deutschland kann im statistischen Sinne als „robust“ bezeichnet werden. Diese Einschätzung ergibt sich einerseits aus den intensiven fischbestandskundlichen Untersuchungen in den drei Jahren 2005 – 2007, durch die eine umfangreiche Datengrundlage für die einzelnen Fangstellen und Fangbereiche erarbeitet werden konnte, und andererseits aus dem positiven Abschneiden der Bewertungsverfahren im Rahmen des internationalen Interkalibrationsprozesses.

Das Bewertungsergebnis „guter ökologischer Zustand“ für die Kategorie Fließgewässer (Ausnahme: Oberflächenwasserkörper Hamburger Hafen) und „mäßiger ökologischer Zustand“ für die Kategorie Übergangsgewässer wird auch durch Experteneinschätzung geteilt.

Hodnocení ekologického stavu jednotlivých vodních útvarů toku Labe z hlediska rybí fauny může být pouze hodnocením dílčím, jelikož do celkového hodnocení musí být zahrnuty i další složky biologické kvality uvedené v Rámcové směrnici ES o vodách, tj. fytoplankton, jiná akvatická flóra a makrobezobratlí. Pro hodnocení je určující dosažený nejhorší výsledek jednotlivých dílčích složek.

Pro dílčí složku rybí fauna stanovuje Rámcová směrnice ES o vodách v zásadě četnost monitorování každé tři roky, přičemž intervaly by měly být zvoleny tak, aby byla dosažena přijatelná úroveň spolehlivosti a přesnosti. Kromě toho se musí brát zřetel na proměnlivost ukazatelů danou jak přírodními, tak i antropogenními pod-

mínkami. Dále je třeba provést výběr období monitorování tak, aby byl vliv sezónního kolísání na výsledky co nejmenší.

Komplexní hodnocení ekologického stavu jednotlivých vodních útvarů za období 2005 – 2007 bylo provedeno s ohledem na výše uvedené rámcové podmínky stanovené v Rámcové směrnici ES o vodách a s ohledem na základní předpoklady, které jsou definovány v metodických příručkách v souvislosti s aplikovatelností systémů pro hodnocení rybí fauny v kategoriích tekoucí vody a brakické vody. Výsledek hodnocení toku Labe na německém území lze ze statistického hlediska označit za spolehlivý. Tento odhad je na jedné straně výsledkem intenzivních ichtyologických sledování v letech 2005 – 2007, která vedla k vytvoření rozsáhlé databáze pro jednotlivá vzorkovaná místa a úseky odchytu ryb, a na druhé straně dokladem kladného hodnocení metodiky v rámci procesu mezikalibračního porovnání.

Výsledek hodnocení „dobrý ekologický stav" pro kategorii tekoucích vod (s výjimkou přístavu Hamburk jakožto samostatného útvaru povrchových vod) a „střední ekologický stav" pro kategorii brakických vod odpovídá i odhadu odborníků.

Das fischökologische Potential stark beeinträchtigter Wasserstraßen im Elbegebiet

Christian Wolter

Summary: Fish-ecological potential of heavily modified waterways in the River Elbe system
Fish faunas of 27 German lowland waterways providing a gradient from urban canals to rural regulated rivers have been comparatively surveyed to characterize their type-specific fish community, to identify major bottlenecks for diverse fish assemblages, and to derive the fish ecological potential of heavily modified waterways. Migration facilities, shallow low flowing wave protected nurseries for juvenile fish and gravel spawning substrata for lithophilic fish were found most efficient mitigation measures to support self-sustaining fish assemblages and to improve the ecological potential.
The type-specific fish assemblage of artificial waterways consists of at least 16 species (in regulated rivers >>20) dominated by tolerant fish (50 – 60% roach and perch) but with substantial amounts (10 – 20%) of rheophilic riverine fish.

1. Problemstellung

Die kulturhistorische Entwicklung des Menschen vollzog sich entlang von Flussläufen, weshalb die heutigen Wasserstraßen bereits seit langem anthropogen beeinflusst und vielfältig genutzt wurden. In diesem Zusammenhang erfolgten z. T. erhebliche morphologische Veränderungen, die heute wichtige sozioökonomische Funktionen, wie Hochwasserschutz, Schifffahrt oder Wasserversorgung sichern und deshalb als irreversibel betrachtet werden. Für diese Gewässer bietet die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die Möglichkeit, sie als „künstlich“ oder „erheblich verändert“ auszuweisen und dem entsprechend geringere Umweltziele festzulegen. Das sog. gute ökologische Potential (GEP) ist die effektiv mögliche ökologische Aufwertung des Gewässers ohne signifikante Beeinträchtigungen der bestehenden Nutzungen. Dieser Rückschluss von sinnvollen Restaurierungs- und Verbesserungsmaßnahmen auf das GEP verlangt allerdings profunde Kenntnisse, sowohl ökologischer Schlüsselprozesse, als auch effizienter Maßnahmen. Hier besteht nicht nur für die biologische Qualitätskomponente Fischfauna erheblicher Forschungsbedarf.
In einem ersten Schritt wird daher versucht, aus vergleichenden fischökologischen Studien in Bundeswasserstraßen wesentliche funktionelle oder strukturelle Limitierungen der Fischgemeinschaft zu identifizieren, deren Verbesserung signifikante ökologische Aufwertungen erwarten lassen und damit auch der Ableitung des GEP dienen.

2. Datengrundlage

Von 1993 bis 2007 wurden 27 nordostdeutsche Tiefland-Wasserstraßen vergleichend untersucht, 13 urbane und 14 im ländliche, je acht künstliche Kanäle und fünf bzw. sechs regulierte Flüsse. Alle Wasserstraßen waren poly- bis hypertroph, mit 1,5 – 4 m Abladetiefe bei Mittelwasser, 0 – 1 m s^{-1} mittlerer Fließgeschwindigkeit und 8,6 – 100% künstlich befestigter Ufer [1]. In allen Wasserstraßen wurden die prägenden Habitatstrukturen (rund 500 Probestrecken) mehrfach, zu verschiedenen Jahreszeiten beprobt und bei >1.500 Elektro- und Schleppnetzbefischungen weit über 260.000 Fische aus 39 Arten gefangen. Alle Befischungsdaten wurden standardisiert (Fische 100 m^{-1} befischte Strecke) und Dominanz- und Gildenstruktur sowie die üblichen Populationsparameter ermittelt.

3. Charakter der Bundeswasserstraßen-Fischfauna

Arten die in >90% aller Wasserstraßen präsent waren, wurden als Charakterfischarten klassifiziert, in >50% als Begleitfischarten [2]. Zusammen bilden beide Gruppen das typ-spezifische Fischarteninventar von Bun-

deswasserstraßen. Im Untersuchungsgebiet waren dies 16 Fischarten [2], die im GEP selbst künstlicher Kanäle mindestens zu erwarten sind. In den regulierten Fließgewässern sollten darüber hinaus weitere Fischarten präsent sein.
Eurytope, umwelttolerante Fische bildeten 80 – 99% des Fischbestandes der untersuchten Wasserstraßen. Fast alle wurden von Plötzen *(Rutilus rutilus)* dominiert, einer Fischart ohne spezifische Habitatanforderungen. Die Häufigkeit des Barsches *(Perca fluviatilis)* korrelierte mit dem Ausbauzustand der Ufer. Die Art gilt als Indikator für degradierte Fließgewässer [3]. Wasserstraßen werden auch im GEP höhere Anteile eurytoper Fischarten (besonders Barsch und Plötze) aufweisen, als vergleichbare Fließgewässer im guten ökologischen Zustand. Dem gegenüber treten typische Flussfische zurück, können aber auch in Tiefland-Wasserstraßen 20% des Bestandes ausmachen.

3. Schlüsselfaktoren und -limitierungen

Künstliche Uferbefestigungen prägten den Lebensraum Wasserstraße und erwiesen sich als der bedeutendste Einflussfaktor auf die Fischgemeinschaftsstruktur. Der prozentuale Anteil der künstlichen Uferbefestigung an der Gesamtuferlänge korrelierte höchst signifikant (Rangkorrelationen) mit zahlreichen Populationsparametern und erklärte als Einzelfaktor 62% der Gesamtvarianz der Fischgemeinschaften (Hauptkomponentenanalyse).
In den 13 urbanen Wasserstraßen waren im Mittel 88% (± 21% Standardabweichung) der Ufer befestigt, in den 14 ländlichen 72% (± 30%). Obgleich dieser Unterschied vergleichsweise gering erschien und die ländlichen Wasserstraßen auch einen erheblichen Verbauungsgrad aufwiesen, waren die fischfaunistischen Auswirkungen höchst signifikant. Urbane Wasserstraßen hatten geringere Fischartenzahlen (14 ± 1,3 / ländliche 20,2 ± 1,3), Artendiversität (Shannon's H' 1,47 ± 1,3 / 1,82 ± 0,08), Anteile rheophiler (Strömung bevorzugender) und lithophiler (Kieslaicher) Fische (2,1% ± 1,9% / 6,9% ± 4,6% bzw. 0,3% ± 0,3% / 2,1% ± 1,8%) sowie höhere Werte bei den Störungsanzeigern Dominanzindex (70% ± 11% / 64% ± 9%), eurytope Fische (96,9% ± 2,4% / 90,7% ± 5,8%) bzw. Barschanteil (37,4% ± 14,7% / 24,4% ± 13,6%) [1, 3]. Artenzahl und –diversität korrelierten höchst signifikant negativ mit dem Ufer-Verbauungsgrad, weshalb der partielle Rückbau von Uferbefestigungen große Bedeutung für die Entwicklung artenreicher Fischgemeinschaften hat. Besonders interessant ist, dass etwa 80% Uferverbauung einen Schwellenwert für die weitere Verschlechterung des fischökologischen Zustands darstellte. Bei einer Zunahme der Verbauung von 80% auf 100% der Uferlänge, wurden die fischfaunistischen Beeinträchtigungen exponentiell verstärkt.
Als wichtiger Engpass wurde die Verfügbarkeit von Flachwasserbereichen für das Aufwachsen der Fischbrut identifiziert [4,5]. Frisch geschlüpfte Fischbrut ist aufgrund ihrer Schwimmleistung auf strömungsberuhigte Flachwasserbereiche als Aufwuchsgebiet angewiesen [5]. In Wasserstraßen werden die Nutzung dieser Uferbereiche und damit die natürliche Rekrutierung der Fische durch den Schiffsverkehr erheblich eingeschränkt. Passierende Schiffe erzeugen Absunk, Wellenschlag und Rückströmungen, die die Schwimmleistung der Jungfische um ein Vielfaches übersteigen, weshalb in breiten- und tiefenbeschränkten Wasserstraßen Fischbrut oft nur noch in Ausbuchtungen oder Altarmen erfolgreich aufkommt [4 – 7]. Von dieser Beeinträchtigung der natürlichen Bestandsrekrutierung sind selbst umwelttolerante Arten betroffen. Die Schaffung flacher strömungsberuhigter, vor Wellenschlag geschützter Refugien für Fischlarven ist ein wesentlicher Beitrag zur Förderung der natürlichen Bestandsentwicklung und damit zur ökologischen Aufwertung.
Typische Flussfischarten werden darüber hinaus durch das Fehlen geeigneter grobkiesiger Laichplätze limitiert. Stauregulierungen führten besonders in Tiefland-Wasserstraßen großflächig zum Verlust grober Laichsubstrate durch Verschlammen. Heute ist deren dauerhafte Revitalisierung bei vergrößerten Flussquerschnitten und verringerten Abflüssen eine ernste Herausforderung, vor allem dort, wo Querschnittsverengungen aus Gründen des Hochwasserschutzes oder der Schifffahrt nicht möglich sind. Hier besteht erheblicher Forschungsbedarf, z. B. wie alternative Uferstrukturen zu gestalten sind, dass sie einerseits periodisch genügend durchströmt werden, um das Verschlammen des Laichsubstrats zu verhindern, andererseits genügend Schutz vor Strömungen während der Aufwuchsperiode bieten. Laichsubstrat für lithophile Fische kann auch effizient

und dauerhaft in Fischaufstiegsanlagen bereitgestellt werden. In diesen ist aufgrund der Höhendifferenz selbst bei rückläufigen Abflussspenden eine gewisse Durchströmung und damit auch die dauerhafte Freispülung des Grobsubstrats von Feinsedimenten gewährleistet. Deshalb sollten Fischaufstiege in Tieflandgewässern prinzipiell mit grobem Sohlsubstrat gestaltet werden, um neben der Wanderfunktion auch als Laichplatz für Flussfische zu dienen.

4. Schlussfolgerungen

Alle identifizierten Limitierungen für die Fischgemeinschaft der Wasserstraßen können durch gezielte Restaurierungsmaßnahmen effizient aufgewertet werden, ohne bestehende Nutzungen einzuschränken. Fische sind mobile Organismen, für die Habitatwechsel Teil des Lebenszyklus' sind. Daher brauchen auch Revitalisierungen nur punktuell, an geeigneten Strecken bzw. als Trittsteinbiotope erfolgen. Oberste Priorität sollte die Wiederherstellung der longitudinalen und lateralen Durchgängigkeit der Gewässer haben. Dadurch werden Fische in die Lage versetzt, essentielle Strukturen oder Habitate in Nebengewässern zu erschließen, wenn diese im Wasserstraßenabschnitt selbst nicht zu restaurieren sind. Zu- und Abwanderungsmöglichkeiten für Fische fördern prinzipiell das GEP. Zudem kann eine Fischaufstiegsanlage auch als Laichplatz für Flussfische fungieren.

Das Fehlen strömungsberuhigter Flachwasserbereiche für Fischlarven limitiert die natürliche Rekrutierung fast aller Fischarten. Die Anlage von Buchten, der Anschluss von Alt- und Nebengewässern sowie die Gestaltung strömungsberuhigter Flachufer fördert unmittelbar das natürliche Fischaufkommen in Wasserstraßen [4,6]. Fließgewässer-typische lithophile Fischarten benötigen darüber hinaus noch grobkiesige Laichplätze, die in Nebengewässern zugänglich gemacht, bei der Anlage von Fischpässen bereitgestellt oder als alternative Ufersicherung gestaltet werden könnten. Besonders effiziente Restaurierungsmaßnahmen adressieren gleich mehrere Einflussfaktoren. Prinzipiell sollten von den erwähnten Strukturmaßnahmen auch andere Indikatorgruppen profitieren.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass das GEP selbst künstlicher Wasserstraßen mindestens 16 sich natürlich rekrutierende Fischarten umfasst (bei regulierten Flüssen >>20), mit 50 – 60% Barsch und Plötze sowie 10–20% typischen Flussfischarten. Diese groben Eckdaten sind an die jeweiligen Wasserkörper anzupassen, je nach Flusseinzugsgebiet, biogeographischer Region, Ökoregion sowie lokalen Mittel- und Niedrigwasserabflüssen und Fließgeschwindigkeiten.

Literatur

[1] Wolter, C. (2008) Towards a mechanistic understanding of urbanization's impacts on fish. In: Marzluff, J., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U. & ZumBrunnen, C. (eds) Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature. New York: Springer, 425 – 436.

[2] Wolter, C., Vilcinskas, A. (2000) Charakterisierung der Fischartendiversität in Wasserstraßen und urbanen Gewässern. Wasser & Boden 52, 14 – 18.

[3] Dußling, U., Berg, R., Klinger, H., Wolter, C. (Hrsg.) (2004) Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. In: Steinberg, C., Calmano, W., Klapper, H., Wilken, R.-D. (Hrsg.) Handbuch Angewandte Limnologie. Landsberg: Ecomed, VIII-7.4, 20. Erg.Lfg. 12/04

[4] Arlinghaus, R., Engelhardt, C., Sukhodolov, A., Wolter, C. (2002) Fish recruitment in a canal with intensive navigation: implications for ecosystem management. J. Fish Biol. 61, 1386 – 1402.

[5] Wolter, C., Arlinghaus, R. (2003) Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. Rev. Fish Biol. Fish. 13, 63 – 89.

[6] Wolter, C., Arlinghaus, R., Sukhodolov, A., Engelhardt, C. (2004) A model of navigation-induced currents in inland waterways and implications for juvenile fish displacement. Env. Man. 34, 656 – 668.

[7] Söhngen, B., Beckwith, P., Ferrara, N., Ibarran, J., Kevin, T, Knight, S., Koop, J., Maynord, J., Wolter, C. (2008) Considerations to Reduce Environmental Impacts of Vessels. PIANC InCom WG 27, PIANC Report Series, PIANC.

Revitalizace a ochrana malých vodních toků v urbanizovaných oblastech

Vladimír Mana

Příspěvek se zabývá problematikou ochrany a možné revitalizace malých vodních toků (povodí do 100 km^2) v silně urbanizovaných a průmyslových oblastech. Autor přitom vychází z vlastních zkušeností z oblasti severní Moravy a dolního Slezska. Příspěvek analyzuje hlavní překážky (bariéry) úspěšné revitalizace malých vodních toků v těchto oblastech. Příspěvek také naznačuje možná řešení problémů ve vazbě na povinnosti vyplývající z Rámcové směrnice o vodách.

Revitalization and protection of small rivers in urbanized areas
The article is discussing the thematic of small rivers (catchment area upper 100 sq.km.) protection and possible revitalization in the high urbanized and industrial areas. In the article author present the experience from own praxis in the Nord Moravian and Upper Silesian region. The article analyses main barriers to successful revitalization of small rivers in this areas. The article also implies possible solving problems according to Water Framework Directive.

Key words
small rivers protection, small rivers revitalization, Water Framework Directive

Úvod

Problematika malých vodních toků v urbanizovaných oblastech zasahuje významným způsobem do života většiny obyvatel České republiky. V této republice žije v současné době ve městech více jak 74 % obyvatel. Vzhledem k průměru v Evropské unii a vzhledem k jednoznačnému trendu posledních desetiletí je velice pravděpodobné, že v dohledné době bude žít ve městech více jak 80 % obyvatel naší republiky. Většina z těchto obyvatel je přímo nebo nepřímo konfrontována s problematikou ochrany a využívání malých vodních toků. Z tohoto úhlu pohledu se nejedná o okrajovou problematiku.
Je několik významných důvodů, proč by se měly kompetentní úřady a organizace více než doposud zabývat problematikou malých vodních toků v urbanizovaných oblastech.

Důvod první – ochrana vod a vodního prostředí

Povinnosti vyplývající z Rámcové směrnice o vodní politice[1] jsou důležitým a dlouhodobým závazkem České republiky. Dosažení dobrého ekologického stavu nebo dobrého ekologického potenciálu vodních útvarů by nemělo být vnímáno jako zbytečný výmysl evropského byrokratického aparátu, ale jako příležitost k ozdravění životního prostředí všech obyvatel.
Zdravý vodní tok není jenom voda, ze které jsme chemickými nebo biologickými procesy odstranili odpadní látky. Za zdravý vodní tok můžeme považovat koryto nebo celé řečiště, které se svým stavem blíží stavu přirozenému, neboli takovému, který by v daném místě existoval, nebylo-li by povodí ovlivňováno činností člověka. Pro kvantifikaci takového stavu je nezbytné zvolit vhodnou stupnici, stejně jako je nezbytné zavedení funkční metodiky monitoringu a posuzování skutečného stavu vodních toků.

[1] Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky

Pozornost, věnovaná velkým vodním tokům, je pochopitelná vzhledem k rizikům, která představují povodně pro životy a majetek obyvatel. Nemělo by však docházet k příliš jednostrannému upřednostňování protipovodňových aspektů a aktivit správců vodních toků před dalšími aktivitami, které znamenají ochranu významných ekologických funkcí vodních toků. Vyvážený přístup při správě vodních toků je předpokladem správné péče o vodní toky.

Důvod druhý – adaptace na probíhající klimatické změny

Urbanizované prostředí je specifické vysokým podílem zpevněných a nepřírodních ploch a zrychleným odtokem srážkové vody z území. Kanalizační systémy v současné době ve většině případů odvádějí dešťovou vodu, která dopadne na střechy budov a na zpevněné plochy, přímo a co nejrychleji do vodních toků. Tím je území stále více zbavováno vody a stále více dochází k narušení tzv. malého vodního cyklu. Dlouhodobý nedostatek vody, který obyvatelstvo přímo nepociťuje, protože mají k dispozici vodu dovedenou do domácností vodovodními soustavami často z velmi vzdálených zdrojů, způsobuje postupné zvyšování teploty prostředí v urbanizovaných územích. Voda v přirozeném prostředí působí prostřednictvím malého vodního cyklu jako přirozená klimatizace, kterou v urbanizovaných oblastech, ve velkých městech, na sídlištích, nahrazujeme v posledních letech stále častěji klimatizací elektrickou, čímž ještě více zvyšujeme energetickou náročnost lidského bydlení a zprostředkovaně tak přispíváme k větší zátěži životního prostředí v místech, kde se energie vyrábí. Dokonalý „začarovaný kruh“.

Proto je potřeba změnit přístup k nakládání s dešťovou vodou v urbanizovaných oblastech a využít všechny možnosti, které umožní obnovit přirozené fungování malého vodního cyklu a zastaví oteplování území urbanizovaných území.

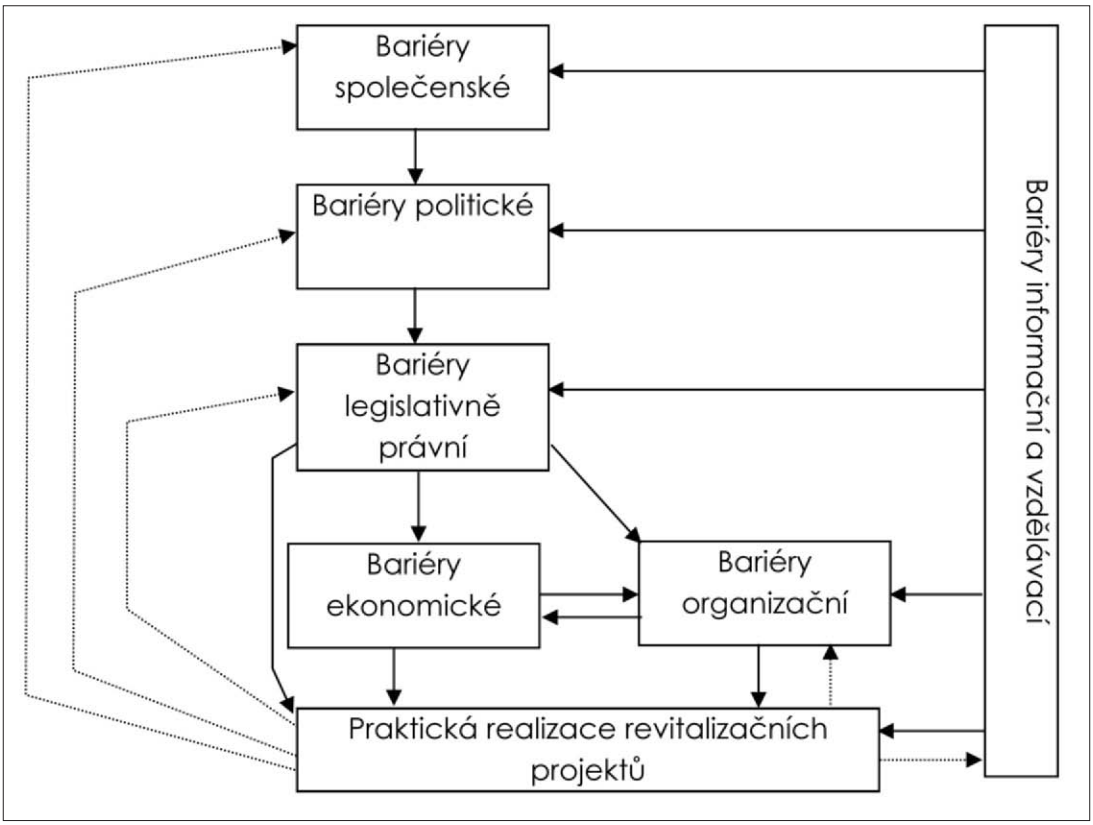
Důvod třetí – zdraví obyvatel

V současné době nemůžeme předpokládat, že by člověk dokázal žít v čistě přírodních podmínkách. Přesto má snad každý z nás osobní zkušenost, že mu kontakt s přírodou přináší prospěch v podobě odpočinku nebo, chcete-li, relaxace. Určitá míra přírodních prvků přítomná v našich obydlích, v okolí našich domů, v ulicích měst, ve kterých žijeme, je důležitá pro psychické i fyzické zdraví obyvatel. Nikdo snad nepochybuje o pozitivním působení vzrostlé zeleně na kvalitu ovzduší. Ale nejenom čistší ovzduší, nižší hluk a výše uvedený malý vodní cyklus jsou důvodem, proč bychom měli v urbanizovaných územích pracovat v maximální možné míře s přírodními prvky a se vzrostlou zelení. A nejsou to ani ptáci a další skupiny živočichů, pro které jsou tyto přírodní prvky domovem. Jsme to především my sami a naše zdraví.

Dobrý psychický stav člověka je předpokladem jeho dobrého stavu fyzického a určitě se projevuje také na stavu celé společnosti v daném místě. Dobré mezilidské vztahy mohou stěží vytvářet podráždění jednotlivci, spíše se v takových územích setkáte s agresivitou a bezohledností. Tvoříme-li uvnitř obydlených a urbanizovaných území přírodní prvky, připravujeme prostředí pro zdravějšího člověka a zdravější společnost.

Hlavní překážky (bariéry) úspěšné revitalizace malých vodních toků

Analýza celé řady tzv. revitalizačních projektů z posledního desetiletí na území Moravskoslezského kraje v České republice a Slezského vojvodství v Polsku ukazuje, že se většina z těchto projektů potýká s podobnými problémy, že v obou státech existují velmi podobné překážky či bariéry úspěšné realizace projektů tohoto typu. Přehledná struktura hlavních skupin těchto bariér vypadá následujícím způsobem:



Analýza dále jednotlivé bariéry pojmenovala a rozdělila podle příslušnosti do základních skupin. Analýza také identifikovala přítomnost bariér v České a Polské republice a jejich případný specifický výskyt na území Moravskoslezského kraje nebo Slezského vojvodství.

Závěry

Hledání cest, jak překonat či odstranit bariéry úspěšné revitalizace malých vodních toků v urbanizovaných oblastech, není jednoduchý úkol. Jedná se multidisciplinární proces, který vyžaduje vysoké odborné a především komunikační schopnosti. Efekty, které mohou být splněním tohoto úkolu dosaženy, mají vysokou společenskou hodnotu a dlouhodobý přínos pro generace našich dětí.

Literatura

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. Official Journal of the European Communities L 327/1, 22.12.2000.

TRZASKI, L., MANA, V. (2007): *Bariery rewitalizacji niewielkich cieków wodnych na terenach zurbanizowanych regionu górnośląsko-ostrawskiego.* Prace Naukowe GIG. Z.4/2007, s. 5 – 18. Katowice, 2007.

Sedimentation areas of the Elbe estuary as secondary sources of contamination

Birgit Schubert, Daniela Hummel

Introduction

Since the late 1980s, loads of several contaminants entering the Elbe estuary via the tidal limit at Geesthacht decreased considerably, resulting in a decline of concentrations in sediments and suspended particulate matter (SPM) in the Elbe estuary. However, many sedimentation areas, which extend up to several square kilometres along the Elbe estuary, accumulated large amounts of contaminated particulate matter in the long term. They may remove contaminated particulate matter from further transport to the North Sea temporarily or in long term. Particularly fine-grained material, which carries most of the contaminant loads, deposits in these areas. However, they also represent secondary sources of contamination, which possibly may be remobilized, e.g. due to extreme hydrological events, changes in hydraulic conditions or direct interventions. Thus, in addition to tidal dynamics and river discharge, these retention areas influence transport of particulate matter and associated contaminants in the estuary and to the North Sea.
Whereas several investigations on sedimentation areas and their potential for remobilisation have been carried out for the middle reach of the Elbe [1, 2, 3], only few corresponding information is available for the Elbe estuary [4, 5].

Investigations

In 1998, sediment cores of 2 to 4 m length were sampled from several major areas of low current velocity, i.e. wadden areas and branches of the Elbe. Layers of 25 cm to 50 cm were analysed for trace metals, organic contaminants and TBT. From contaminant concentration profiles over the depth, and the surface area, a rough estimate of contaminant loads was accomplished. Comparison of contaminant concentrations in the depth profile, and of results from long term monitoring sites in the estuary [6, 7] may give an indication of the age of the layers investigated. For this purpose, contaminant concentrations in the fine-grained fraction <20 µm were used, in order to correct for the grain size effect. In addition, the decrease of concentrations in the longitudinal profile from an elevated level at the tidal limit at Geesthacht to the river mouth at Cuxhaven was taken into account. Furthermore, in 2005 and 2006, contaminants in surface samples from some of the sedimentation areas investigated were analysed, in order to get information on recent sedimentation or erosion processes.

Results and discussion

Contaminant concentrations in the upper layer of sediment cores often are similar to concentrations found in suspended particulate matter and freshly deposited sediments. Contaminated deposits partly have a thickness of some meters, resulting from sedimentation in former decades. In most sediment cores, with increasing depth, initially elevated contaminant concentrations were observed. In layers >3 m, concentrations decreased again, and partially concentrations approached regional background concentrations ((Fig. 1).

Highest concentrations were found in sediment cores from the upper reaches of the Elbe estuary (Fig. 1, Elbe-km 645). However, even in a sedimenttation area in the outer estuary (Fig. 1, Elbe-km 701), considerably high concentrations, indicating deposits from the past, were observed.

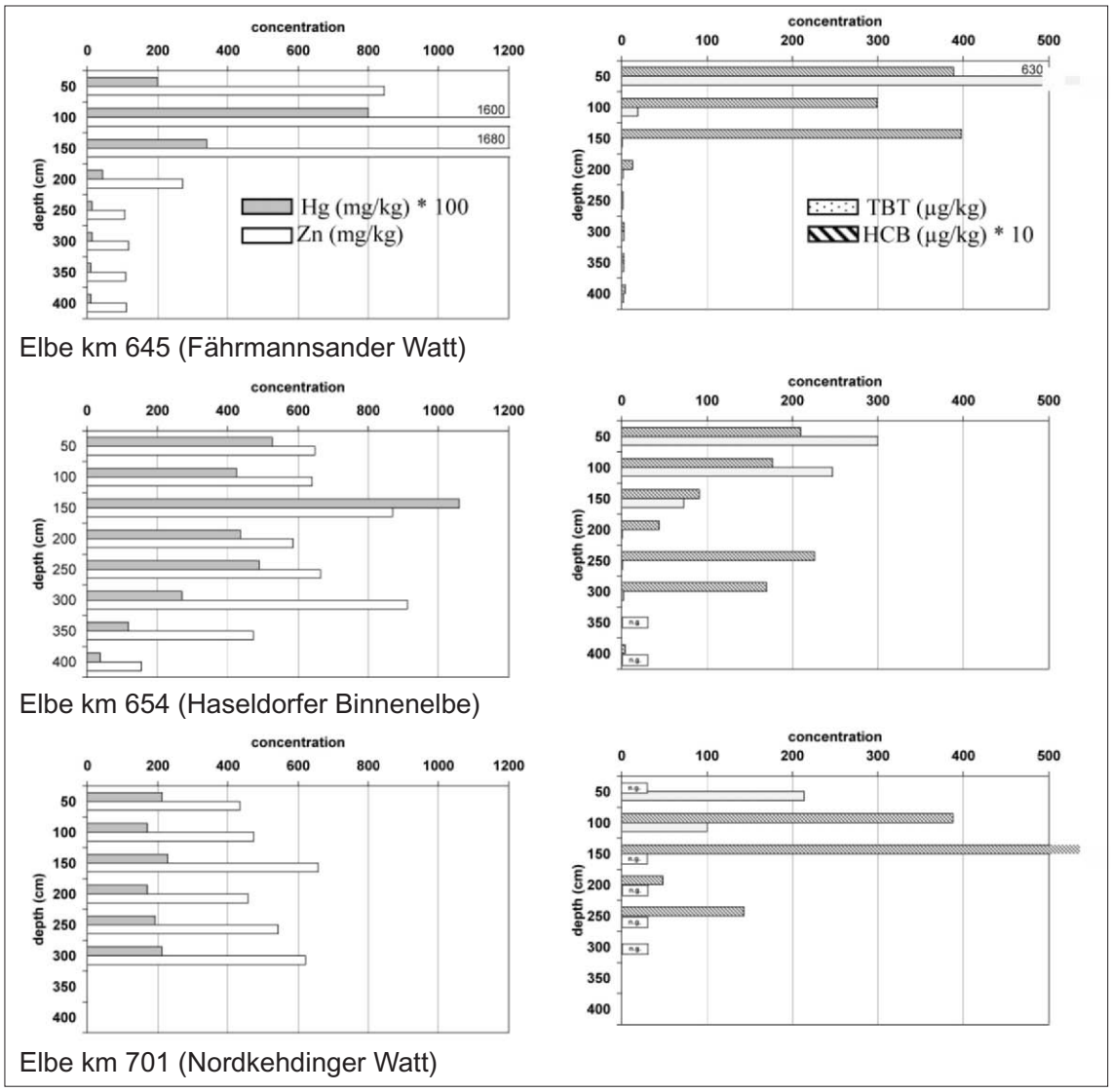


Fig. 1: *Contaminant concentrations in sediment cores of the Elbe estuary*

From contaminant concentrations in core samples, the amounts of contaminants accumulated in the largest sedimentation areas of the Elbe estuary were derived and compared to the annual loads estimated presently at Schnackenburg by the ARGE Elbe [8]. Contaminant loads accumulated in these sedimentation areas correspond to a multiple of the annual loads (Fig. 2). Therefore, contaminant loads of the Elbe entering the North Sea, might be overestimated, as these amounts are not considered in the assessement.

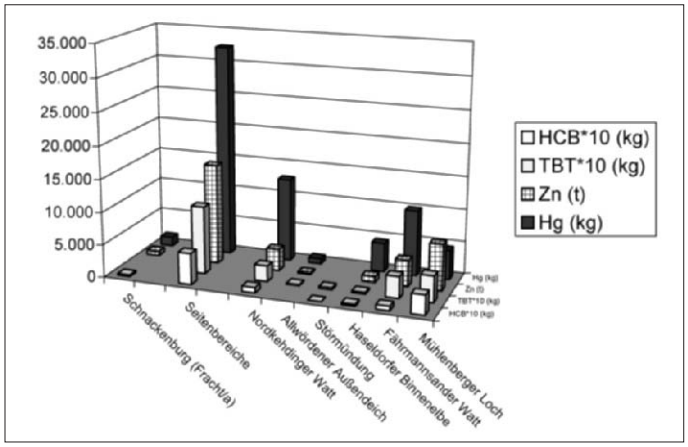


Fig. 2: *Contaminant loads in sedimentation areas of the Elbe estuary*

In order to evaluate the risk of remobilization, in a first step, results of surface sediment samples, taken in 2005 and 2006 were compared to those of 1998 sediment cores. Most surface samples showed lower contaminant concentrations than the upper layers of the sediment cores from these sites. Concentrations measured correspond to the current contamination of suspended particulate matter and thus indicate that sedimentation still continues. However, in one surface sample from the Haseldorfer Binnenelbe (Elbe-km 656), considerably higher contaminant concentrations than in the upper layer of the 1998 sediment core were observed. These high concentrations, comparable to concentrations in the layer 1, 0 to 1,25 m of the core, may result from erosion of the upper sediment layer.

Conclusion

Sedimentation areas of the Elbe estuary as potential sources of contamination should be considered in the planning of construction works in waterways, sediment management concepts or measures for improving waterbodies in the course of implementation of the EU-Water Framework Directive. For assessing the input of particle-bound contaminants to the North Sea, the storage capacity of sedimentation areas in the estuary should be taken in consideration. Investigations of sediment cores from sedimentation areas will be continued, in order to improve the assessment of the potential of these areas as secondary contaminant sources.

References

1. Spott D, Guhr H (1996) The dynamics of suspended solids in the tidally unaffected area of the river Elbe as a function of flow and shipping. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.47, 127 – 133
2. Schwartz R, Kozerski H-P (2003) Bestimmung des Gefahrenpotenzials feinkörniger Buhnenfeldsedimente für die Wasser- und Schwebstoffqualität der Elbe sowie den Stoffeintrag in Auen. In BMBF-Verbundprojekt T (Ed.), *Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbeeinzugsgebiet nach dem Augusthochwasser 2002:* 139 – 143: Freiberg
3. 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.
4. Ackermann, F., D. Stammerjohann (1997): Schwermetallbelastung im Sediment des Mühlenberger Lochs (Tide-Elbe). – Postervortrag zum 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar in Budweis, 22. – 25.10.1996 (BfG-Bericht 1017) sowie als Postervortrag (engl.) zur XXII General Assembly der European Geophysical Society, Wien, 21. – 25.04.1997 (BfG-Bericht Nr. 1017e)
5. Ackermann, F., B. Schubert (1998): Zur Problematik der Bestimmung von Frachten partikulär gebundener Schadstoffe in die Nordsee. Postervortrag zum 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar in Karlsbad/Tschechische Republik, 20. – 23.10.1998; BfG-Bericht Nr. 1177)
6. ARGE Elbe, Wassergütedaten der Elbe – Zahlentafel, www.arge-elbe.de, Wassergütestelle Elbe, Hamburg
7. BfG, Schadstoffuntersuchungen in Sedimenten und Schwebstoffen der Tideelbe, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
8. ARGE Elbe, private communication by Michael Bergemann, Wassergütestelle Elbe, Hamburg (2007)

Acknowledgement

Investigations were carried out within the frame of a research project funded by the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU)

Die Relevanz kontaminierter Sedimente im Elbe-Einzugsgebiet und Orte für potenzielle Maßnahmen

Susanne Heise, Martina Baborowski, Ulrich Förstner, Rainer Götz, Peter Heininger, Frank Krüger, Axel Netzband, Burkhard Stachel

Summary
Sediments in the Labe/Elbe-watershed still contain large amounts of contaminants. When these sediments are resuspended and transported downstream, they potentially endanger river basin objectives. Watershed-based solutions, aiming at measures to control these secondary sources in the main river and the sub-catchments, need to focus on those regions which contribute most to the risks for different ecosystem services.In a bench-study on behalf of the Hamburg Port Authority (HPA) and supported by the Elbe River Community (FGG), a conceptual approach was followed that aimed at quantifying the contribution of the different sub-catchments to the contaminant load, putting ecosystem services at risk. These subcatchments were identified as the Czech Republic with regard to PCB, HCB, and DDX, while the areas of risk for heavy metals, HCH and dioxins lie in the German watershed (Mulde and Saale-River). Within the identified regions/sub-catchments, „areas of risk“from which the contamination originated, were indicated where measures would be most effective. Possible measures to counteract the current risks were described.

Hintergrund
Die Hamburg Port Authority (HPA) initiierte im Jahre 2007 eine Studie zur Bewertung der Risiken für Bewirtschaftungsziele im deutschen Elbeeinzugsgebiet, die durch den Transport kontaminierter Sedimente auftreten. Weiterhin sollten deren Ursachen und potenzielle Maßnahmen aufgezeigt werden. HPA wurde in diesem Vorhaben durch die Flussgebietsgemeinschaft Elbe unterstützt. Die Projektbearbeitung oblag einer Autorengemeinschaft unter Federführung des Beratungszentrums für Integriertes Sedimentmanagement.
Folgende Bewirtschaftungsziele im Elbeeinzugsgebiet wurden berücksichtigt, da sie durch den Transport und den Eintrag kontaminierter Sedimente beeinträchtigt werden können:

- Die Integrität und der gute Zustand der aquatischen Ökosysteme in Übereinstimmung mit der EG-WRRL und den Zielen der IKSE[1] und der OSPAR[2].
- Der Schutz der menschlichen Gesundheit. Hier wurde zwischen der direkten Exposition über aquatische Systeme, z.B. durch Verzehr belasteter Fische, und der indirekten Exposition über landwirtschaftliche Produkte unterschieden.
- Die Qualität der von aquatischen Systemen abhängigen Landökosysteme, die bei Überflutungen mit kontaminierten Sedimenten beaufschlagt werden.
- Das Managment von Baggergut zur Unterhaltung des Schifffahrtsweges Elbe im Binnen- und Küstenbereich.

Um eine Bewertung durchführen zu können, sind für jede Nutzung Sedimentrichtwerte erforderlich. Diese wurden, soweit vorhanden, entweder nationalen bzw. internationalen Richtlinien entnommen oder von vorhandenen, auf das primäre Schutzziel abgestellte Kriterien, wie die zulässige Höchstmenge im Speisefisch oder Futtermittel, abgeleitet. Alle Richtwerte gewährleisten bei ihrer Unterschreitung den Ausschluss eines Risikos mit hoher Wahrscheinlichkeit.

1 Internationale Kommission zum Schutz der Elbe

2 Oslo-Paris-Kommission zur Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks

Konzept der Risikobewertung

Die Studie basiert auf der Auswertung von Informationen zur Schadstoffbelastung von Sedimenten und Schwebstoffen in der deutschen Elbe und ihren Nebenflüssen, die von der ARGE-Elbe bzw. von den Ländern erhoben und für die Studie zur Verfügung gestellt wurden. Wesentliche Informationen wurden aus Frachtbetrachtungen in Abhängigkeit von den Abflusssituationen gewonnen.

In einer Studie zur Untersuchung der historischen Sedimente im Rheineinzugsgebiet (Heise *et al.*, 2004) wurde ein Dreistufensystem entwickelt, das die Ausweisung und Charakterisierung der folgenden Parameter umfasst:

1) der in einem Einzugsgebiet relevanten Schadstoffe („substances of concern"), die die Gewährleistung von Bewirtschaftungsziele in Frage stellen.
2) der durch diese Schadstoffe kontaminierten Gebiete, die potenzielle Quellen darstellen („areas of concern")
3) derjenigen „areas of concern", von denen aufgrund des Ausmaßes und der Qualität des kontaminierten Materials in Abhängigkeit der Abflusssituationen ein Risiko für stromabwärts gelegene Gebiete ausgeht („areas of risk").

Dieser Ansatz wurde auch für diese Studie angewendet und durch einige Zwischenschritte verfeinert.

„Substances of Concern"

Hierunter fallen solche Schadstoffe,

- für die es aufgrund ihrer Toxizität geregelte oder abgeleitete Sedimentrichtwerte gibt,
- die durch erhöhte Konzentrationen in bestimmten Gebieten zu einer potenziellen Gefährdung von Bewirtschaftungszielen beitragen können. Eine diesbezügliche Prüfung konnte im Rahmen der Studie nur für solche Stoffe erfolgen, deren Datenbasis für gesicherte Aussagen und zur Quantifizierung von Unsicherheiten ausreichte

Die Studie zeigte, dass die folgenden Schadstoffe im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe häufig dazu führen, dass ein Bewirtschaftungsziel nicht gewährleistet werden kann: Quecksilber, Hexachlorbenzol, Cadmium und Zink, sowie PCB, Kupfer, Dioxine, Arsen und HCH.

Gefährdung der Bewirtschaftungsziele

Um die Gefährdung der Bewirtschaftungsziele entlang der Elbe durch partikulär gebundene Schadstoffe abschätzen zu können, wurden die Konzentrationen im schwebstoffbürtigen Sediment aus Schwebstofffallen an elf Messstationen mit den entsprechenden Sedimentqualitätszielen verglichen. Es wurde davon ausgegangen, dass ein Bewirtschaftungsziel nicht gewährleistet werden kann, wenn die Jahresmittelwerte von mindestens zwei Schadstoffen in sechs von sieben betrachteten Jahren (Beobachtungszeitraum 2000 bis 2006) über den Sedimentrichtwerten lagen. Gemessen daran, kann keines der in den entsprechenden Regionen relevanten Bewirtschaftungsziele zwischen Schmilka und Bunthaus gewährleistet werden! Unterhalb von Seemannshöft (km 628) tritt eine Verdünnung durch geringer kontaminiertes Nordseesediment ein, so dass die Region stromabwärts weniger hohen Schadstoffkonzentrationen ausgesetzt ist.

Gebiete, von denen ein Risiko für Bewirtschaftungsziele ausgeht (Areas of Risk):

Es lassen sich innerhalb der Risikoregionen Risikogebiete mit einer aus der Datenlage hervorgehenden Wahrscheinlichkeit ausweisen, die maßgeblich für die Schadstofffrachten in die Elbe verantwortlich sind, d.h. ein überregionales Risiko darstellen. Diese sind hauptsächlich im Bereich der Tschechischen Republik, der Mulde und der Saale zu sehen. Die Risikogebiete, die auf deutscher Seite identifiziert werden konnten, sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Risikogebiet	Überregionales Risiko mit hoher Wahrscheinlichkeit	Mögliches überregionales Risiko
MULDE		
Spittelwasser	β-HCH, α-HCH, Dioxine	γ-HCH, DDX
Region stromaufwärts von Jeßnitz		Dioxine
Freiberger Mulde	As, Cd	Pb, Zn
Zwickauer Mulde	Cd	Zn
Kont. Sedimente im Gewässerbett		Pb
SAALE		
Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett flussabwärts von Bad Dürrenberg	Hg, Zn, Cu, Pb, Cd	DDX, γ-HCH
Weiße Elster	Zn, Cd	TBT, PCB, Ni
Schlenze, Mansfelder Land	Cu	Cd
Bode		Ni, Cd, PCB, Pb, Cu
ELBE-HAUPTSTROM		
Buhnenfelder	Zn, Pb, Cu, Cd, Hg, HCB, DDD (Trend: abnehmend)	
Triebisch		Cd

Tabelle 1: *Schadstoffspezifische Zuordnung überregionaler Risiken zu Gebieten im deutschen Teileinzugsgebiet*

Auf der Grundlage der vorliegenden Daten scheint der Einfluss der Buhnenfelder (im Bereich zwischen Magdeburg und Schnackenburg) zurückzugehen. Wenn sich diese Annahme durch weitere, gezielte Datenerhebung bestätigen lässt, sollte im deutschen Einzugsgebiet der Schwerpunkt auf Maßnahmen in den Mulde- und Saale-Einzugsgebieten gelegt werden. Es ist davon auszugehen, dass sich bei einer Reihe organischer Schadstoffe (PCB, HCB, DDX) vor allem durch Maßnahmen im tschechischen Teileinzugsgebiet eine wesentliche Verbesserung der Schwebstoffqualität erzielen lässt. Bei Schwermetallen, HCH und Dioxinen liegt der Fokus auf deutscher Seite.

Maßnahmen

Maßnahmen im Elbeeinzugsgebiet zur Reduktion der partikelgebundenen Schadstoffbelastung werden prinzipiell die Sanierung kontaminierter Sedimente und Überflutungsflächen sowie der Bergbaualtlasten berücksichtigen müssen. In der Studie wird ein detaillierter Überblick über den gegenwärtigen Status kontaminierter Großbereiche sowie über potenziell einsetzbare Sanierungstechniken gegeben. Die Spannweite reicht vom langjährig praktizierten Baggergutmanagement im Hamburger Hafen bis hin zu innovativen Ansätzen zur Beseitigung von kontaminierten Sedimenten aus kleinen Bootshäfen, Buhnenfeldern und Stauhaltungen im gesamten Einzugsgebiet der Elbe und vor allem den Problemlösungen bei flächenhaften Kontaminationen im Ober- und Mittellauf der Elbe und in deren Zuflüssen.

Im gesamten Elbegebiet kommen nach Meinung der Autoren neben gewässerschonenden Bagger- und Ausgrabungsmethoden neuartige Technologien, z.B. eine Abdeckung oder die Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in Frage. Die *In-situ* Methoden eignen sich auch für die weitergehende Behandlung und Sicherung von Restkontaminationen aus den bergbaubedingten Altlasten im Elberaum. Die beschriebenen Maßnahmen/Technologien werden in der Studie unter den Aspekten (a) internationale und elbebezogene Praxisbeispiele und (b) Prüfkriterien, Bewertung und Untersuchungsmethoden verglichen.

Die in Hamburg anfallenden, höher belasteten Elbesedimente werden weiterhin mit dem Methodenmix von Aufbereitung (METHA) und Landlagerung entsorgt werden. Die im Bereich der Tideelbe zur Sicherung der Schifffahrt zu baggernden Sedimente werden zurzeit weitgehend im Gewässer umgelagert. Die Umlagerung im Küstenbereich wird längerfristig nur dann machbar sein, wenn durch geeignete Maßnahmen im

Einzugsgebiet die Belastung der Sedimente, auch durch bisher nicht berücksichtigte Stoffe wie Dioxine, stark reduziert wird. Als zwischenzeitliche Alternative wird in der Studie auf die Technologie von subaquatischen Depots als ökonomisch und ökologisch sinnvolle Möglichkeit verwiesen, deren Machbarkeit geprüft werden sollte.

Monitoring útvarů stojatých vod v oblasti povodí Odry na území ČR

Marek Štrajt, Martin Skalička

Oblast povodí Odry představuje horní část mezinárodního povodí Odry (úmoří Baltského moře), kde pramení i hlavní tok povodí – řeka Odra. Zaujímá 6 252 km^2 a je nejmenší z osmi oblastí povodí na území České republiky. Samotná Odra má na území ČR délku 132,3 km, zbývající délka přes Polskou republiku až po ústí do Baltského moře činí 734,3 km.

Fig. 1.: *Odra catching area in Czech republic*

Na jihozápadě sousedí podél rozvodnice Baltského a Černého moře s oblastí povodí Moravy a povodím Váhu. Na severovýchodě sousedí s polskou částí povodí horní Odry a s povodím Visly a vtéká na území Polské republiky soutokem Odry a Olše v prostoru Bohumína. Některé části oblasti povodí Odry gravitují do Odry mimo závěrný profil Bohumín až v Polské republice, kupříkladu řeky Osoblaha, Bělá a Vidnávka. Přes svou relativně malou rozlohu je oblast povodí Odry značně výškově členitá, což je dáno jejím situováním mezi horskými masivy Hrubého Jeseníku a Beskyd a současně otevřením k severu do Slezské nížiny. Odra pramení v Oderských vrších ve výšce 634 m n. m. a opouští území republiky na kótě cca 190 m n. m. Obecně se jedná o území s obrovskou reliéfovou energií, neboť kupříkladu výškový rozdíl v povodí Ostravice mezi nejvyšším (Lysá hora 1 323 m n. m.) a nejnižším bodem (ústí do Odry) tohoto povodí při vzdušné vzdálenosti 35 km činí 1 125 m.

Oblast působnosti státního podniku Povodí Odry na území ČR je patrná z obrázku č.1. Hlavní náplní činnosti jsou zejména:

- správa a údržba významných a určených drobných vodních toků včetně hraničních,
- provozování a údržba vodních děl,
- zjišťování a hodnocení stavu povrchových a podzemních vod,
- sledování stavu a péči o koryta vodních toků a pobřežních pozemků, přípravu a zajišťování jejich úprav,
- poskytování technických, ekonomických a jiných údajů na vyžádání vodoprávních úřadů, podávání podnětů, návrhů a vyjádření pro správní rozhodování na úseku státní správa ve vodním hospodářství
- vytváření podmínek pro oprávněná nakládání s vodami,
- spolupráci při zneškodňování havárií na vodních tocích,
- řízení a ovlivňování hospodaření s vodou v rámci vodohospodářské soustavy v povodí Odry podle komplexního manipulačního řádu,
- činnost v oblasti plánování podle vodního zákona,
- činnost akreditovaných laboratoří, geodetické služby, výrobu elektrické energie a rybné hospodářství.

V rámci výše uvedených činností zajišťuje státní podnik Povodí Odry i realizaci programu provozního monitoringu povrchových vod v oblasti povodí Odry (dále jen „program provozního monitoringu“), což je víceúčelový program směřující k efektivnímu naplnění požadavků článku 8 Směrnice Evropského parlamentu a Rady

2000/60/ES z 23. října 2000 (tzv.Rámcové směrnice), ustanovení § 21 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a k zajištění mezinárodních závazků České republiky vůči Komisi pro ochranu Odry (MKOO). Mimo jiné tento program zahrnuje i monitoring útvarů stojatých vod v oblasti povodí Odry. V rámci programu provozního monitoringu je tak sledováno celkem 8 vodních ploch, z nichž 3 jsou vodárenské nádrže, v 5 případech se jedná o nevodárenské vodní plochy.

Samotný rozsáhlejší monitoring kvality vody v údolních nádržích, který byl zahájen v roce 2004, probíhá v období duben – září s tím, že každá vodní nádrž zahrnuta do tohoto monitoringu je sledována 1 x měsíčně, a to na předem stanovené síti měrných profilů (viz obr. č.2).

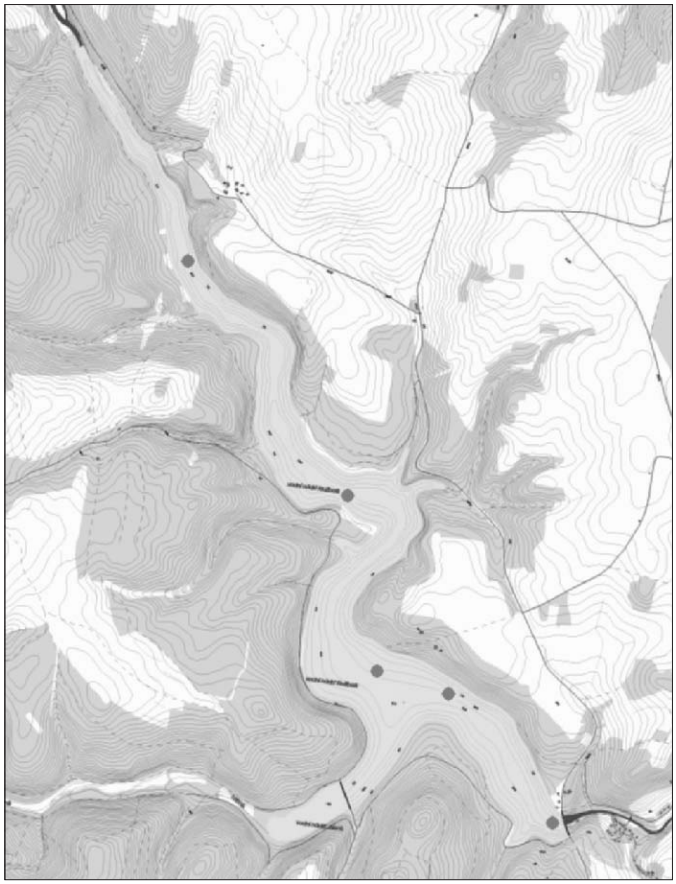


Fig. 2.: *Example of the network of measurement profiles (sampling places) in Kružberk dam reservoir*

Na jednotlivých vertikálách (měrných profilech), které byly navrženy zejména s ohledem na velikost každé nádrže, její členitost, či možný vliv jednotlivých přítoků, jsou data měřena in situ (přímo na místě) pomocí multiparametrálního zařízení s hloubkovým krokem 1 metr. Toto zařízení je kromě měření základních fyzikálně-chemických ukazatelů přímo souvisejících s biochemickými procesy, jenž v nádrži probíhají (teplota, pH, kyslík, zákal, redox potenciál, vodivost) vybaveno rovněž fluorimetrem umožňujícím získat cenné údaje o hodnotách chlorofylu – a, který je hlavním indikátorem úrovně výskytu fytoplanktonu (zejména zelených řas) v daném místě a nově také fluorimetrem (BGA sensor) detekujícím modrý pigment – fykocyanin obsažený v těle sinic. S měřením in situ datasondou probíhají současně v daných profilech nádrže zonální odběry vzorků vody pro účely laboratorních analýz. Tyto odběry jsou realizovány s ohledem na morfologii nádrže, převážně však v úrovni hladina, střed, dno. Odebrané vzorky jsou následně dopravovány do naší vodohospodářské laboratoře k podrobnější analýze a stanovení dalších sledovaných parametrů. Součástí sběru dat v rámci celého monitoringu jsou rovněž i hydrologická data (přítok, odtok, objem, srážky, teplota vzduchu), která jsou na nádrži měřena denně. Pro získání komplexního náhledu na vývoj kvality vody jsou důležitá také jakostní a hydrologická data ze sledování nejvýznamnějších přítoků jednotlivých údolních nádrží.

Veškerá naměřená data jsou po dílčích úpravách do požadovaného formátu archivována v tzv. historické databance (sklad dat), která byla pro tyto účely vytvořena. Do této jednotné databáze jsou tedy ukládána data z měření in situ (datasonda), dále data z výsledků laboratorních analýz (vodohospodářské laboratoře) a také hydrologická data (vodohospodářský dispečink). Databanka pak slouží mimo jiné jako zdroj dat pro softwarovou aplikaci ReViewer, která poskytuje velice přehledný pohled na měřená data z oblasti hydrologie a kvality vody v nádrži a je vhodným vizualizačním prostředkem k presentaci nejen aktuálních vývojových trendů široké veřejnosti jednoduchou a přístupnou formou. Výstupy z tohoto programu jsou jednak grafické (podélné, příčné profily a plošné rozdělení v různých vrstvách nádrže, časový průběh), a jednak tabulkové ve formě tabulek a souhrnů v textovém a HTML formátu (viz obr. č.3).

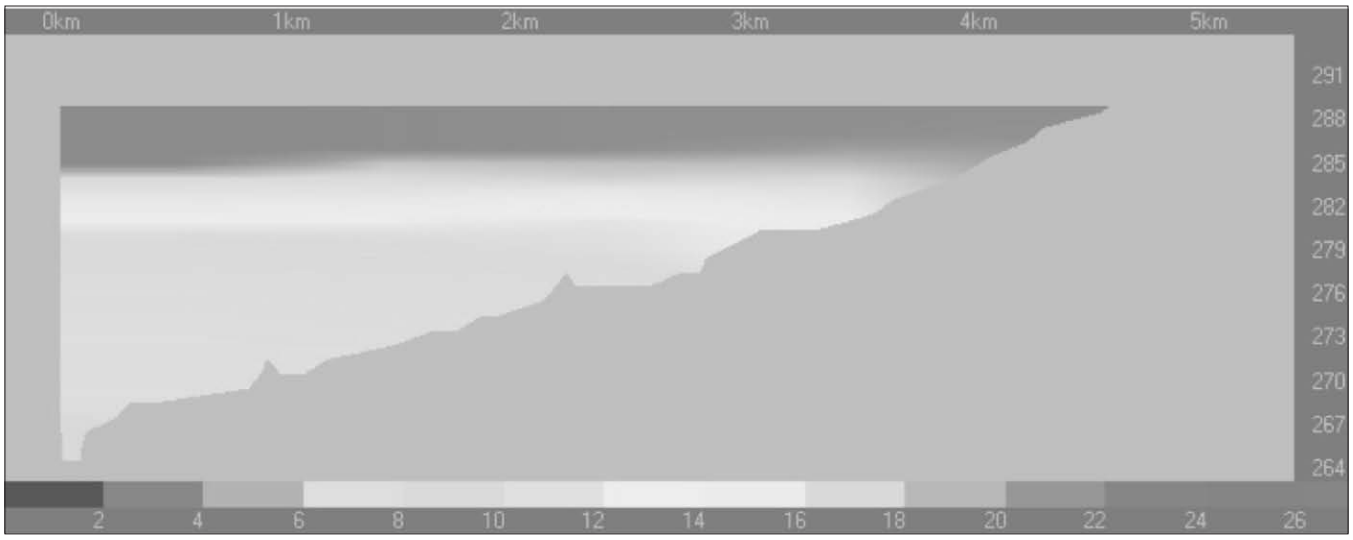


Fig.3. *Scheme example of longitudinal profile of water temperature (°C) in Žermanice dam reservoir*

Summary

More and more emphasis is nowadays put on the quality of water in dam reservoirs, and therefore the quality of water in water supply and non-water supply reservoirs becomes of interest of both the professionals, and the public. In relation to it, there is an effort to better understand and analyze processes undergoing in the course of a year in the water environment of individual reservoirs, in particular the problem of non-desired revitalisation of water areas by phytoplankton. With regard to these facts, a new, more extensive monitoring of the water quality in dam reservoirs of the water management system of the Odra catching area was commenced in 2004. Within the staggered water operational monitoring programme of the Odra catching area the total of 8 water areas is monitored, of which 3 are water supply reservoirs and 5 are non-water supply water areas. The network of measurement profiles (sampling places), which are situated throughout the entire area of the reservoir and where samples are taken, was determined for each of these reservoirs with regard to their morphology or potential influence of individual tributaries. There are total situated a 38 measurement profiles in all dam reservoirs. Results of the given monitoring system now enable a quality presentation of the current status not only to the state administration authorities, but thanks to their clear and comprehensive form, also to the general public. In future, the analysis of processes in reservoirs may also enable a targeted control of the water management system of the Odra catching area leading to the improvement of the water quality in these reservoirs.

Vergleich von Qualitätsnormvorschlägen für einige Arzneimittel mit Messwerten des Elbeeinzugsgebiets

Peter Fischer, Josef K. Fuksa

Souhrn: Porovnání navržených imisních standardů pro několik léčiv s naměřenými hodnotami povodí Labe

K návrhu komise evropské unie o normách kvality životního prostředí v oblasti vody (KOM(2006)0397) doporučil poslanecká sněmovna EU, aby se přezkoumal, jestli jsou lečiva Diclofenac, Carbamazepin, Clotrimazol, Iopamidol, Amidotrizoat a Naphthalin-1,5-disulfonat zařadit jako prioritní látky. Ze strany organizace LAWA, podpořen Umweltbundesamtem, už jsou pro část léčiv imisní standardy pro povrchové vody navrženy. Tyto navržené standardy byly vyzkoušene (prověřene) naměřenými hodnotami léčiv. Ve Vltavě pod Prahou a na horním toku českého Labe ukázují jednotlivé hodnoty značně znečištění diclofenacem a kyselinou klofibrovou. Karbamazepin nebyl zjištěno. Na německým úseku Labe nepřekročily naměřené hodnoty stanovené limity. Avšak na malých přítocích s velkým podílem odpadních vod byl například pro Diclofenac limit desaterónásobek (90-Percentil) překročen. V rámci MKOLu začinal 2008 monitoring farmak Diclofenac, Karbamazepin a Ibuprophen.

Einleitung

Zum Kommissionsvorschlag der Richtlinie für Umweltqualitätsnormen zur Wasserrahmenrichtlinie (KOM(2006)0397) hat das EU-Parlament empfohlen, zu prüfen, ob die Arzneimittel Diclofenac, Carbamazepin, Clotrimazol, Iopamidol, Amidotrizoat und Naphthalin-1,5-disulfonat als prioritäre Stoffe einzustufen sind. Von der LAWA wurden unterstützt durch das Umweltbundesamt für einige Arzneimittel Qualitätsnormvorschläge (QN-V) entwickelt. Diese Qualitätsnormvorschläge im Vergleich mit Arzneimittelfunden zu erproben, war ein Anliegen dieser Arbeit. Beim Vergleich mit Funden zeigt sich, dass z.B. Diclofenac (QN-V 0,1 µg/l) im Einzugsgebiet der Elbe ökologisch relevant sein könnte. Im Rahmen der IKSE begann 2008 das Monitoring von Diclofenac, Carbamazepin und Ibuprofen.

Belastungssituation im tschechischen Teil des Elbe-Einzugsgebiet [Fuksa (VÚV Praha), persönliche Mitteilung]

Eine systematische Erfassung von Arzneimitteln in Gewässern erfolgte bis 2007 nicht. Einzelne Untersuchungsergebnisse weisen aber auch hier auf eine Belastung der Gewässer hin. Steroide wurden in geringer Konzentration nachgewiesen [1]. In Kläranlagenzu-und-abläufen konnten folgende Verbindungen nachgewiesen werden: 17β-Estradiol, 17α-Ethinylestradiol, Clofibrinsäure, Carbamazepin, Diclofenac und Ibuprofen. An der Moldau unterhalb Prags und am Oberlauf der Elbe wurde Diclofenac in Konzentrationen von 0,20 – 0,33 µg/l, Clofibrinsäure von 0,1 – 0,2 µg/l und Ibuprofen (nur Elboberlauf) mit 0,41 – 0,49 µg/l nachgewiesen [2]. Carbamazepin wurde nicht gefunden. Die Werte sind auf Grund der geringen Meßdichte noch nicht belastbar. Dennoch, kann man von einer deutlichen Belastung auch mittlerer und größerer Flüsse mit Diclofenac ausgehen.

Belastungssituation im deutschen Teil der Elbe

In einer Untersuchung der ARGE – Elbe [3] wurden für Diclofenac ansteigende Konzentrationen von der deutsch-tschechischen Grenze bis zur Messstelle Zehren und nachfolgend ein kontinuierlicher Rückgang festgestellt. Dieser Rückgang ist nicht auf Verdünnung zurückzuführen, da die untersuchten Nebenflüsse der Elbe mit gleich hoher oder höherer Konzentration belastet waren. Da Diclofenac biologisch kaum abgebaut wird [4] und die Adsorptionsneigung an Schwebstoff und Sediment bei pH-Werten, wie sie natürlicherweise in

Flüssen anzutreffen sind, gering ist [5], könnte der Weg des photochemischen Abbaus der Grund für diesen Rückgang sein [4], [6]. Die photochemischen Abbauprodukte sind im Vergleich mit Diclofenac deutlich phytotoxischer [6].

Im Laufe der Jahre 2002 – 2006 wurden vom Landesamt für Umweltschutz SA [7] insgesamt 16 Fließgewässer mit über 50 Probenahmestellen und einer Gesamtprobenzahl von rund 300 Proben untersucht. Es wurden auch 24 Kläranlagen an Zu- und Abläufen beprobt. Schrittweise wurde dabei das Spektrum der analysierten Verbindungen bis auf 16 Arzneimittelwirkstoffe und Antibiotika erweitert. Von 295 analysierten Proben der Fliessgewässer lagen ein Viertel der Werte für Diclofenac über dem QN-V der LAWA von 0,1 µg/l. Der Mittelwert aller Messungen lag bei 0,33 µg/l Diclofenac. Von Überschreitungen betroffen waren vor allem kleine Bäche und Gräben mit hoher Abwasserbelastung. Besonders auffällig waren die Belastungen des Kuhgrabens/Uchte unterhalb der Einleitung der KA Stendal, der Holtemme, deren Belastung aus den KA Silstedt und Halberstadt stammt, und an der Ziehte unterhalb des Ablaufs der KA Köthen. Die Belastung dieser Gewässer ist häufig bis zur Mündung in ein größeres unbelasteteres Gewässer zu verfolgen. Im Falle der Holtemme war zwischen der Einleitung der KA Halberstadt und der MST Nienhagen (ca. 15 km) nur ein geringer Abbau von Diclofenac und Carbamazepin festzustellen. Die Konzentration von Clarythromycin ging nur zu einem Drittel zurück. Die Überschreitungen des QN-V um das bis zu 10-fache (90-P) bzw. 7-fache (MW) für Diclofenac illustrieren das Problem (Tab.1). Weitere Gewässer in denen deutliche Überschreitungen der QN-V für Diclofenac festgestellt wurden sind die Eine unterhalb der KA Aschersleben und die Gonna unterhalb der KA Sangerhausen.

	Clofibrinsäure		Diclofenac		Carbamazepin		Clarithromycin	
UQN-V der LAWA / PNEC LUA BB	**5,000**		**0,100**		**0,500**		**0,006[1]**	
	90-P	MW	90-P	MW	90-P	MW	90-P	MW
Kuhgraben oh. KA Stendal 2005	0,000	0,000	0,014	0,005	0,000	0,000	0,000	0,000
Kuhgraben uh. KA Stendal 2005	0,205	0,155	0,514	0,420	1,100	0,940	0,083	0,038
Kuhgraben uh. KA Stendal 2006	0,098	0,077	1,040	0,602	2,000	1,262	0,133	0,067
Uchte oh. Kuhgraben	0,024	0,008	0,021	0,010	0,465	0,258	0,017	0,006
Uchte uh. Kuhgraben	0,025	0,015	0,242	0,140	0,825	0,487	0,031	0,018
Holtemme oh. KA Silstedt	0,002	0,001	0,000	0,000	0,011	0,004	0,024	0,008
Holtemme uh. KA Silstedt	0,015	0,007	0,820	0,685	3,600	1,662	0,115	0,062
Holtemme oh. KA Halberstadt	0,003	0,001	0,310	0,202	1,180	0,727	0,023	0,011
Holtemme uh. KA Halberstadt	0,029	0,019	0,685	0,407	1,400	0,927	0,125	0,073
Holtemme Nienhagen	0,012	0,008	0,655	0,360	1,350	0,750	0,089	0,045
Ziethe oh. KA Köthen 2003	0,015	0,005	0,016	0,005	0,036	0,012		
Ziethe uh. KA Köthen 2003	0,361	0,150	0,495	0,312	0,064	0,040		
Ziethe uh. KA Köthen 2004	0,160	0,092	0,706	0,390	0,158	0,084		
Ziethe Kleinpaschleben 2004	0,146	0,092	0,574	0,282	0,240	0,119		
Ziethe Plömnitz 2004	0,166	0,100	0,348	0,206	0,192	0,111		
Überschreitung UQN-V/PNEC (Maximum)			10-fach	7-fach	7-fach	3-fach	22-fach	12-fach

Tab.1: *Arzneimittelfunde verschiedener Messstellen in Sachsen-Anhalt*

Tab.1: *Nálezy lečiv různých bodů měření v Sasko-Anhaltsko*

[1] PNEC-Wert des LUA Brandenburg (BB)

Meßwerte kleiner Bestimmungsgrenze gingen als „0“ in die Berechnungen ein

In Berlin/Brandenburg [8] wurden der Teltowkanal und die Unterhavel (kleiner Wannsee) als besonders belastet identifiziert. Vor allem mit Diclofenac (10-fache Überschreitung des QN-V), Erythromycin (17-fache) und Sulfamethoxal (4-fache).

Ableitung von Umweltqualitätsnormen (QN) am Beispiel Diclofenac

Die in der Literatur zu findenden empfindlichen Testergebnisse [9] legen den Schluss nahe, dass Diclofenac in den in der Natur messbaren Konzentrationen nur gegenüber Fischen pathogene Wirkung entfaltet. Unter besonderer Würdigung der histologischen Veränderungen bei Forellen [10] wurde mit einem Sicherheitsfaktor von 10 der QN-V von 0,1 µg/l abgeleitet. Zugleich wird auch ersichtlich wie wichtig langzeitliche Untersuchungen sind.

Diclofenac ist eines von nur sehr wenigen Beispielen ausreichender Kenntnisse über die Umweltwirkungen eines Arzneimittels. Insbesondere fehlen Daten zu langzeitlichen Wirkungen. In der Stoffbewertung wird angenommen, dass es ausreichend ist, Effektkonzentrationen der empfindlichsten Organismen aller trophischen Stufen zu kennen. Aber welcher Organismus ist der empfindlichste? Da das nicht mit ausreichender Gewissheit bestimmbar ist und das Zusammenwirken von Chemikalien auf Grund ihrer Vielzahl nicht überschaubar ist, wurden Sicherheitsfaktoren eingeführt. Wenn nur wenige Testergebnisse vorliegen oder eine bzw. mehrere trophische Stufen fehlen, werden die Sicherheitsfaktoren erhöht. In solchen Fällen ist es ggf. notwendig, zunächst scharfe QN abzuleiten und diese später an den Stand aktuellerer Forschungsergebnisse anzupassen. Wichtig ist auch der Vergleichswert. Arbeitet man mit dem Mittelwert einer Messreihe als Vergleichswert zur QN kann es leicht passieren, dass einzelne Werte der Messreihe die QN überschreiten, ohne dass Maßnahmen zur Verminderung der Belastung ergriffen werden. Insbesondere, wenn akute Wirkungen bei Konzentrationen auftreten, die nur wenig über denen chronischer Wirkungen liegen, kann nur mit Verwendung des 90-Percentils einer Messreihe das Ökosystem eines Gewässers ausreichend geschützt werden.

Danksagung: Ich danke Herrn Volker Mohaupt (Umweltbundesamt) für die Begleitung der Arbeit und die Durchsicht des Manuskriptes

Literatur:

[1] Morteani,G., Muller,P., Fuganti,A., Paces,T., 2006: Input and fate of anthropogenic estrogens and gadolinium in surface water and sewage plants in the hydrological basin of Pratur (Czech Republic). Environmental Chemistry and Health 28: 257 – 264.

[2] Lochovský, P., Kužílek, V., Svoboda, J., 2007: Antropogenní tlaky na vodní ekosystémy. In: J.K. Fuksa (ed.)Roční etapová zpráva výzkumného záměru MZP0002071101 „Výzkum a ochrana hydrosféry“, oddíl C. VÚV T.G.Masaryka, Praha, 151 pp

[3] Arzneistoffe in Elbe und Saale. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe. ARGE-Elbe Hamburg 2004

[4] Letzel M. 2007: Arzneimittel im Gewässer-Bilanzierung der Belastung am Beispiel des Schmerzmittels Diclofenac. Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie 13 (1), 3 – 6

[5] LANUV 2007: Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. Recklinghausen 2007

[6] Bartels et al. 2007: Phytotoxicity assessment of diclofenac and its phototransformation products. Analytical and Bioanalytical Chemistry 387(4), 1389 – 1396

[7] Berichte LAU – Sachsen-Anhalt über Arzneimittelfunde in Gewässern und Kläranlagen (verschiedene Berichte). Halle 2004, 2x 2006, 2x 2007 (alle im Internet)

[8] Landtag Brandenburg Antwort der Landesregierung auf die Kleine Anfrage Nr. 2353. Drucksache 4/6308

[9] Frimmel, F. H.,, Jahnel, J., Neamtu, M., 2005: Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern. LAWA-Projekt Nr. O 10.03

[10] Ökotoxikologische Auswirkungen von Arzneimitteln-Langzeitwirkungen bei Fischen. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Endbericht zum Forschungsvorhaben 73e 040100 54/733. München 2004

Joint Danube Survey 2 – The World Most Progressive River Survey in 2007

Hana Hudcová[1], Ilja Bernardová[1], Darina Remenárová[2]

Following the general objective to produce highly comparable and reliable information on water quality of the whole Danube River including its main tributaries as a basis for information needs arising from the implementation of the EU Water Framework Directive the International Commission for the Protection of the Danube River developed and coordinated the Joint Danube Survey 2 (JDS 2) in summer 2007.

JDS 2 as the world's largest river research expedition within the given year joining efforts of experts from fourteen countries from the river basin was launched in the middle of August in Regensburg and after 50 days of research activities finished in the Danube Delta. All the immerse sampling activities, on board analytical tests and following public activities were secured by three boats – Széchényi, Argus and Piscius – traveling downstream the 2,375 km of the Danube River through 10 riparian countries. While the first two ships provided for research and background needs, Piscius served specially for the advanced fish monitoring.

Set of sampling points has been taken up with respect to the one of the aims which was comparing the obtained results with those of JDS 1. Definite number of sampled sites within the given basin came up to 124 points – out of them 96 were situated on the Danube itself and in the mouths of its main tributaries, another 28 sampling sites on important tributaries sampled by national teams of experts from riparian countries. Their sampling program had to be synchronized with the Danube sampling program so that they would meet the international Core Team on the boat at the mouth of the respective tributary. As far as sampled matrices, they included five different types: water, sediment, biology, suspended solids and mussels, each with determinand list and taken at cross-sections sampling points (i.e. left, middle and right). The number of analyzed parameters reached up to 200.

The full-time international Core Team consisted from 18 scientists – experts on chemistry, biology, microbiology, hydromorphology and fish community coming from 7 countries: Germany, Austria, Czech Republic, Slovakia, Hungary, Serbia and Romania. While a few parameters were tested on-board, the major part of parameters, from toxic pesticides and pharmaceutical drugs to heavy metals and bacteria was analyzed in advanced scientific laboratories across Europe. Moreover, a thorough biological analysis including the first fish monitoring executed along the major part of the Danube was performed in line with the EU Water Framework Directive.

Apart from the main research activities also public participation within the JDS 2 formed an important part of the survey. The public events realized in cooperation with local authorities and media, helped in raising awareness about the JDS 2, Danube pollution and the need for everyone participation in making it clean and healthy took place in nine important Danube cities.

It is an extensive history of common water quality monitoring of the Danube River starting with 'Bucharest Declaration' in 1985, continuing with development of the Trans-National Monitoring Network in 1992. As far as research expeditions, the Equipe Cousteau Expedition in 1993, the Burgund Survey in 1998 and the Aquaterra Danube Survey in 2004 were the important ones, though focused mostly on a certain stretch of the Danube.

1 Water Research Institute Prague, CR

2 Czech Hydrometeorological Institute Prague, CR

The first expedition to test the entire length of the Danube River and produce comparable quality results was the JDS 1 in 2001.

Pollution remains the major problem of running waters in the Danube River basin. To its reduction and ecological status improvement governments of the Danube countries need to make environmentally sound decisions about future measures to undertake. It will help them to meet their obligations to implement the 'Danube River Protection Convention' as well as the requirements of EU Water Framework Directive – possibly the world's strongest water legislation. Nutrient, organic and hazardous pollution are all factors that could result in failing to meet the given EU Directive. As a basis for any sound decision-making, Danube countries need high quality and comparable data and information. The JDS 2 follows up on comparing results over time to the work performed in the JDS 1. The former activity also expands on the JDS1 by adding several new parameters esp. newly occurring dangerous matters and optimizing sampling locations. Moreover, Danube tributaries were jointly tested by national teams there for the first time. Gained information will further enable the ICPDR to have some of the most progressive river qualitative databases anywhere in the world comprising information on thousands of species dependent on the river.

The scientific results from on-board analysis, maps and photographs have been given on the ICPDR website including detailed Fact Sheets on the JDS 2 route and the important results from the JDS 1 (see www.icpdr.org/jds). They are currently supported by topical results of the assessment.

At the time of the paper preparation all results were assessed and prepared for presentation in the Report. The Final JDS 2 Report should be finished in June 2008, published after its approval by the ICPDR and will be presented on the IWA World Water Congress and Exhibition in September 2008 in Vienna. The whole picture of the qualitative status of the Danube will be personally performed during the given Seminar.

Though the cost 1 million € of such an extensively conceived expedition seems to be high, obtained information will serve for assemblage of a complex database which the unique knowledge on aquatic organisms and information on chemical and biological status of waters in the second largest river in Europe make accessible to the experts and the public of all the Danube countries.

Fachbeiträge

Odborné příspěvky

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008

Magdeburský seminář o ochraně vod 2008

Angewandte Seenforschung

Aplikovaný výzkum jezer

MGS

Magdeburger Gewässerschutzseminar

2008

Magdeburský seminář o ochraně vod

Die Reaktion planktischer Nahrungsnetze auf Veränderungen des Klimas und der Trophie – Analysen von Langzeitmessungen am Bodensee

Ursula Gaedke, Dietmar Straile

Die Abundanz und Artenzusammensetzung des Phyto- und Zooplanktons und seine Produktion wurde bzw. wird mit zeitlich hoch aufgelösten Messungen während der vergangenen drei Jahrzehnte im großen und tiefen Bodensee intensiv beobachtet. Die Trophie des Sees ist nach einer Phase der ausgeprägten Eutrophierung seit Beginn des 20. Jahrhunderts in diesem Zeitraum erheblich gesunken. Die Konzentration an Gesamtphosphat während der winterlichen Vollzirkulation sank von über 80 µg/L um 1980 auf 8 µg/L seit 2006. Für fast alle Komponenten des pelagischen Nahrungsnetzes wurde eine Reaktion auf diese Reoligotrophierung nachgewiesen, die in den Sommermonaten in der Regel am stärksten ausgeprägt ist, aber auch andere Jahreszeiten betreffen kann z. B. [1–8], [11], [12], Straile, unveröffentlicht.

Während des Untersuchungszeitraumes variierte außerdem das Klima erheblich, wobei insbesondere ein deutlicher Einfluss des Winters auf die Planktondynamik im nachfolgenden Frühjahr und Sommer durch die Messungen und begleitende Modellrechnungen nachgewiesen wurde z. B. [9], [10], [13–19]. Diese Untersuchungen zeigen u. a., dass die Phytoplanktonentwicklung im Frühjahr stark von der Lichteinstrahlung und damit auch der Bewölkung, der vertikalen Mischungsintensität und damit auch von einzelnen Starkwindereignissen und dem Fraßdruck beeinflusst wird. Die Temperatur hat dagegen einen geringen direkten Einfluss auf das Phytoplankton und auch auf die Entwicklung der Ciliaten, die eng an die des Phytoplanktons gekoppelt ist. Im Gegensatz dazu erweisen sich die Crustaceen und insbesondere die Daphnien als sehr stark von der Temperatur beeinflusst.

Die Auswirkungen der Reoligotrophierung und des Klimawandels auf das pelagische Nahrungsnetz überlagern sich und werden exemplarisch Gegenstand des Vortrages sein. Hierbei wird sowohl die Reaktion von Großgruppen als auch die einzelner Arten bzw. funktioneller Gruppen betrachtet.

Literatur

[1] Tilzer, M. M., Gaedke, U., Schweizer, A., Beese, B., Wieser, T. (1991) Interannual variability of phytoplankton productivity and related parameters in Lake Constance: No response to decreased phosphorus loading? J. Plankton Res. 13, 755–777

[2] Gaedke, U., Schweizer, A. (1993) The first decade of oligotrophication in Lake Constance. I. The response of phytoplankton biomass and cell size. Oecologia 93, 268–275

[3] Sommer, U., Gaedke, U., Schweizer, A. (1993) The first decade of oligotrophication of Lake Constance. II. The response of phytoplankton taxonomic composition. Oecologia 93, 276–284

[4] Gaedke, U. (1998a) Functional and taxonomical properties of the phytoplankton community: Interannual variability and response to re-oligotrophication. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues: Advances in Limnology 53, 119–141

[5] Gaedke, U. (1998b) The response of the pelagic community of a large and deep lake (L. Constance) to reoligotrophication: Evidence for scale-dependent hierarchical patterns. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues: Advances in Limnology 53, 317–333

[6] Gaedke, U., Weisse, T. (1998) Seasonal and interannual variability of picocyanobacteria in Lake Constance (1987–1996). Arch. Hydrobiol. Spec. Issues: Advances in Limnology 53, 143–158

[7] Häse, C., Gaedke, U., Beese, B., Seifried, A., Tilzer, M. (1998) Phytoplankton response to reoligotrophication in large and deep Lake Constance: Photosynthetic activity and chlorophyll concentration. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues: Advances in Limnology 53, 159–178

[8] Straile, D., Geller, W. (1998) Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advenc. Limnol. 53, 255 – 274

[9] Gaedke, U., Ollinger, D., Bäuerle, E., Straile, D. (1998) The impact of weather conditions on the seasonal plankton development. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues: Advances in Limnology 53, 565 – 585

[10] Straile, D. (2000) Meteorological forcing of plankton dynamics in a large and deep continental European lake. Oecologia 122, 44-50

[11] Straile, D., Adrian, R. (2000) The North Atlantic Oscillation and plankton dynamics in two European lakes – two variations on a general theme. Global Change Biology 6, 663 – 670

[12] Straile, D. (2001) North Atlantic Oscillation synchronizes food-web interactions in central European lakes. Proc. R. Soc. Lond. B 269, 391-395

[13] Gaedke, U., Wickham, S. (2004) Ciliate dynamics in response to changing biotic and abiotic conditions in a large, deep lake (L. Constance). Aquatic Microbial Ecology (AME) 34, 247 – 261

[14] Tirok, K., Gaedke, U. (2006) Spring weather determines the relative importance of ciliates, rotifers and crustaceans for the initiation of the clear-water phase in a large, deep lake. J. Plankton Res. 28, 361 – 373

[15] Kamjunke, N., Henrichs, T., Gaedke, U. (2007) Phosphorus gain by bacterivory promotes the mixotrophic flagellate Dinobryon spp. during re-oligotrophication. J. Plankton Res. 29, 39 – 46 DOI: 10.1093/plankt/fbl054

[16] Tirok, K., Gaedke, U. (2007a) The effect of irradiance, vertical mixing and temperature on spring phytoplankton dynamics under climate change – long-term observations and models. Oecologia 150, 625 – 642 DOI 10.1007/s00442-006-0547-4

[17] Tirok, K., Gaedke, U. (2007b) Regulation of planktonic ciliate dynamics and functional composition during spring in Lake Constance. Aquatic Microbial Ecology 49, 87 – 100

[18] Straile, D., Eckmann, R., Jüngling, T., Thomas, G., Löffler, H. (2007) Influence of climate variability on whitefish *(Coregonus lavaretus)* year-class strength in a deep, warm monomictic lake. Oecologia 151, 521 – 529

[19] Peeters, F., Straile, D., Lorke, A., Ollinger, D. (2007) Turbulent mixing and phytoplankton spring bloom development in a deep lake. Limnol. Oceanogr. 52, 286 – 298

Ökotechnologien für Seensanierungen – eine Herausforderung für Wissenschaft und Praxis

Michael Hupfer

Problemstellung

Trotz der Verminderung der Nährstoffeinträge ist die Eutrophierung das häufigste Güteproblem für Seen in Deutschland. Die erwartete Klimaänderung könnte durch veränderte hydrologische und hydrophysikalische Bedingungen weitere eutrophierungsbedingte Nutzungsbeschränkungen bedingen. Regional von großer wirtschaftlicher Bedeutung ist Entstehung und die Qualität von Tagebauseen in der Lausitz und im Raum Leipzig. Viele dieser Seen sind stark versauert. Ihre Neutralisation durch natürliche Prozesse würde viele Jahrzehnte oder noch länger in Anspruch nehmen. Für beide Gewässerprobleme stehen Ökotechnologien zur Verfügung oder befinden sich in ihrer Entwicklung [1, 2, 3, 4]. Unter Ökotechnologien (auch bekannt unter dem englischen Wort *ecological engineering*) versteht man heute die großtechnische Nutzung ökologischer Wirkprinzipien über steuernde Eingriffe, die die Struktur des Ökosystems so verändern, dass das Bewirtschaftungsziel maximal unterstützt wird. Obwohl die Versauerung von Tagebauseen ganz andere Ursachen und Folgen für das Gewässer als die Eutrophierung hat, lassen sich die mehr als 40 jährigen Erfahrungen zur Therapie eutrophierter Seen und daraus abgeleitete konzeptionelle Ansätze übertragen. Für die Therapie eutrophierten Seen stehen mehr als 60 gewässerinterne Verfahren und Verfahrenskombinationen zur Verfügung [2]. Es stellt sich nun die Frage, ob und unter den heutigen Bedingungen mit den technologischen Möglichkeiten der Abwasserreinigung und moderner Bewirtschaftungsweisen von Landflächen seeinterne Maßnahmen überhaupt noch sinnvoll und notwendig sind?

Gründe für die Einbeziehung seeinterner Verfahren

Moderner Gewässerschutz sollte Ökotechnologien als Teil einer Gesamtstrategie aus folgenden Gründen in die Bewirtschaftungskonzepte einbeziehen:

1. Die alleinige Anwendung von emissionsorientierten Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität stößt an ihre Grenzen, weil oft Jahrzehnte vergehen bis reduzierte Stoffabgaben in die Umwelt zu verminderten Einträgen aus diffusen Quellen führen. Außerdem haben reduzierte Einträge in den See oft eine geringe oder stark verzögerte Wirkung, weil sie wegen ihrer biologischen Struktur, interner Belastungen oder einer langen Wassererneuerungszeit ein erhebliches Beharrungsvermögen aufweisen. Ist die Zeit, um den neuen gewünschten Zustand zu erreichen (= Anpassungszeit), wesentlich länger als die Zeit, die man aus politischen und ökonomischen Gründen bereit ist zu warten (= Toleranzzeit), können seeinterne Verfahren die Anpassungszeit und/oder die Symptome eines zu hohen Trophiegrades vermindern. Abb. 1 A illustriert schematisch, wie die Anwendung einer Tiefenwasserableitung oder chemische Fällung auf den Phosphor(P)-Gehalt im See wirken, wenn externe und interne Maßnahmen kombiniert werden. Der gewünschte Gewässerzustand stellt sich um Jahre früher ein, als das alleine mit externen Maßnahmen möglich ist.
2. Hin- und Rückreaktion bei der Eutrophierung erfolgen oftmals in Form einer Hysterese. Die Kurve in Abb. 1 B zeigt, dass die P-Konzentration zur Erreichung des gewünschten Makrophyten-dominierten Klarwasserzustandes wesentlich niedriger ist als bei der Verdrängung der Makrophyten durch Phytoplankton-Dominanz. Die Unterschreitung der notwendigen P-Konzentration im Wasserkörper, um diesen Sprung zu vollziehen, könnte vorübergehend durch interne Maßnahmen zur Festlegung des Phosphors erreicht werden. Mit der Wiederbesiedlung der Makrophyten ist letztlich eine Selbststabilisierung möglich, auch wenn sich hinterher wieder ein höheres P-Niveau einstellt. Die zeitweise Beeinflussung eines Schlüsselfaktors kann die biologische oder chemische Struktur eines Sees so verändern, dass anschließend

auch wieder höhere externe Belastungen toleriert werden können.

3. Eine Kombination von hinreichender Lastsenkung und optimierten ökologischen Strukturen senkt den ökonomischen Aufwand zur Erreichung eines bestimmten Bewirtschaftungszieles (Abb. 1 C). Insbesondere die Verminderung diffuser Restbelastungen würde zu ökonomisch nicht vertretbaren Kosten führen. Interne Maßnahmen könnten einen Teil dieser schwer oder nicht verminderbaren Restbelastung kompensieren.

Aktuelle Situation

Der Erfolg von gezielten Eingriffen zur Verbesserung der Gewässergüte ist ein Gradmesser, ob die wissenschaftlichen Grundlagen ausreichend sind und ob vorhandenes Wissen in der Praxis wirksam wird. Eine kritische Analyse der in Deutschland durchgeführten Maßnahmen zur Eutrophierungsverminderung zeigte allerdings, dass die tatsächlichen Auswirkungen von seeinternen Verfahren oftmals weit unter den Erwartungen lagen [5]. Der technologischen Reife einiger Verfahren steht bei den Anwendern manchmal eine unzureichende Kenntnis gegenüber, unter welchen Bedingungen die Anwendung eines bestimmten seeinternen Verfahrens überhaupt möglich ist. Oft werden sogar wissenschaftlich fragwürdige Methoden verkauft und eingesetzt [6]. Eine wichtige und oft vernachlässigte Voraussetzung für die Planung von Therapiemaßnahmen ist eine Zustandserhebung und die Formulierung von Entwicklungszielen für ein Gewässer. Zunehmend werden allerdings Entscheidungs- und Planungshilfen verwendet, die den Entscheidungsprozess strukturieren und dabei auch Handlungsalternativen gegenüberstellen [7, 8].

Herausforderungen

Der sinnvolle Einsatz von Ökotechnologien in Seen ist oft an enge Randbedingungen geknüpft. Für ihren effektiven Einsatz sind die Grundlagen in folgender Hinsicht weiter zu entwickeln:

1. Verbesserung und Entwicklung von Gewässergüte- und Bilanzmodellen, um die zeitliche Entwicklung der Gewässerqualität infolge von mehreren Maßnahmen und Entwicklungen vorherzusagen. Dazu ist auch die Einbeziehung von Klimawandel-Szenarien notwendig. Die Kapazität einer Technologie (z.B. Neutralisationsvermögen) muss bei Prognosen in Relation zu den das Gewässer beeinflussenden Pool- und Fluxgrößen (z.B. Säureeintrag) gesetzt werden können.
2. Quantifizierung des ökonomischen Nutzens bei Einbeziehung von Ökotechnologien im Vergleich zu Maßnahmen ohne derartige Eingriffe. Nicht jede Lastreduzierung ist

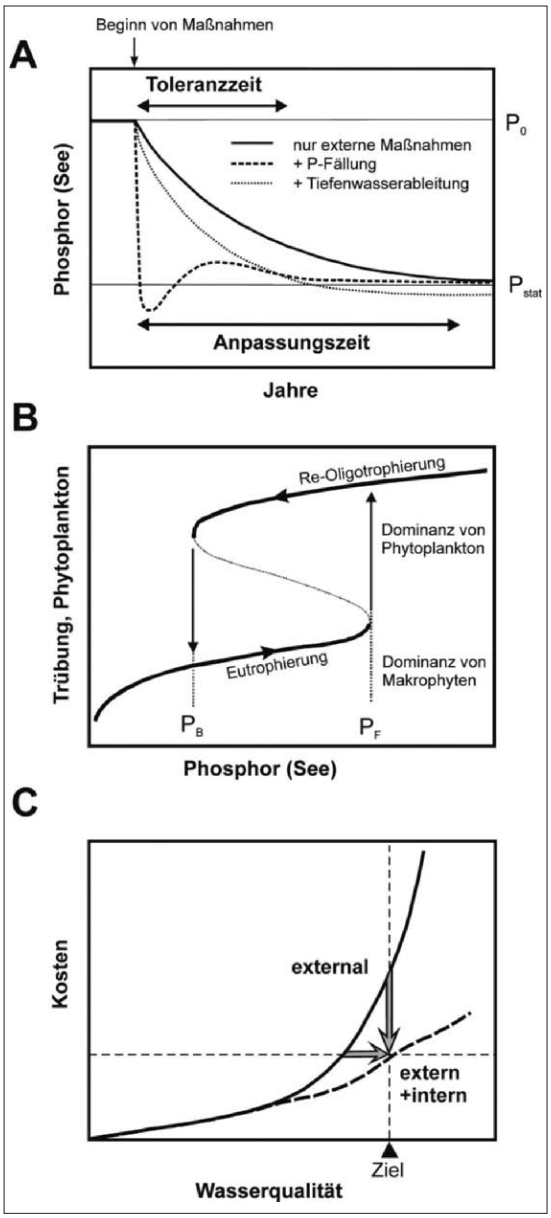


Abb. 1.: *Gründe für den Einsatz von Ökotechnologien in Seen.*
A. Die Toleranzzeit zur Erreichung eines bestimmten Entwicklungszieles ist kürzer als die Anpassungszeit nach einer externen Lastsenkung. Die drei Szenarien zeigen die P-Konzentration nach einer externen Lastsenkung mit und ohne zusätzliche seeinterne Maßnahmen.
B. Hysterese/Selbststabilisierung: Zur Wiederherstellung des gewünschten Klarwasserzustandes muss vorübergehend ein niedriger Schwellenwert der P-Konzentration unterschritten werden.
C. Die Kombination von externen und internen Maßnahmen erhöht das Kosten-Nutzen Verhältnis bei Therapiemaßnahmen.
nach mehreren Autoren aus [4]

wirksam für das Gewässer und ökonomisch vertretbar. Es erscheint sinnvoll, die Belastbarkeitsgrenzen der Ökosysteme in Abhängigkeit ihrer Struktur zu ermitteln und die vielfältigen Funktionen und ökologischen Dienstleistungen optimal auszunutzen. Dafür die wissenschaftlichen Grundlagen zu schaffen und diese in der Praxis umsetzen, stellt eine zukünftige Herausforderung für verschiedene Fachdisziplinen dar.

3. Der Einsatz von Ökotechnologien ist meist auch ein Experiment für die Limnologie und damit ein wichtiges Element der Erkenntnisgewinnung. Es ermöglicht, die komplexen Reaktionen einer Manipulation auf das Ökosystem zu erforschen. Von großer Wichtigkeit sind auch fehlgeschlagene Therapieversuche. Auf der anderen Seite ist die Durchführung von Experimenten im Labor, in Mesokosmen bis hin zum Seemaßstab unabdingbare Voraussetzung, um wissenschaftliches Know-how in die Praxis zu überführen.
4. Für die Forschung besteht eine Aufgabe darin, die wissenschaftlichen Grundlagen von gewässerinternen Verfahren so zu verbessern, dass sie in praxistaugliche Entscheidungshilfe-Systeme münden. Je besser die naturwissenschaftlichen Grundlagen bekannt sind, desto schwieriger ist es, entgegen dem Stand des Wissens zu handeln.

Literatur

[1] Klapper, H, Geller, W. (2002) Water quality management of mining lakes – A new field of applied hydrobiology. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 29, 363 – 374.

[2] Spieker, J. (2002) Technologie-Einsatz bei Seentherapien- Entwicklung, Stand, Perspektiven. Wasser & Boden 54, 5 – 13.

[3] Geller, W., Koschorreck, M., Wendt-Potthoff, K., Bozau, E., Herzsprung, P., Büttner, O., Schultze, M. (2008) A pilot-scale field experiment for the microbial neutralization of a holomictic acidic pit lake. J. Geochemical Exploration doi: 10.1016/j.gexplo.2008.04.003.

[4] Hupfer, M., S. Hilt (2008) Lake restoration. In: Encyclopedia of Ecology/ Hrsg.: S.E. Jorgensen, B. Fath, Elsevier Science (im Druck).

[5] Lewandowski, J., Schauser, I., Hupfer, M. (2002): Bedeutung von Vor- und Nachuntersuchungen in der Seentherapie. – Wasser & Boden 54, 9: 21 – 25

[6] DWA (2007) Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie- Merkblatt DWA-M 606, Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 1 Aufl. Hennef: DWA (ISBN 978-3-939057-61-1)

[7] Schauser, I., Lewandowski, J., M. Hupfer (2003) Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen. – Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens. Berichte des IGB Heft 16.

[8] Mathes, J. (2005) Das Seenprogramm in Mecklenburg-Vorpommern- Ziele, Sachstand und Perspektiven. 4. Stechlin- Forum, 29 – 40 (ISBN-10: 3-00-019433-9).

Fachbeiträge

Odborné příspěvky

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008

Magdeburský seminář o ochraně vod 2008

Bergbaufolgeseen

Jezera po těžbě uhlí

Magdeburger Gewässerschutzseminar
MGS
2008
Magdeburský seminář o ochraně vod

Hydrická rekultivace zbytkové jámy po těžbě uhlí – počáteční stav

Kateřina Kohušová, Ladislav Havel, Petr Vlasák

Summary

The Ležáky-Most lake will be the second controlled water reclamation of the residual coal mining pit in the area of the Northern Czech brown coal mining district (50°32'N, 13°38'E). The area was intensively exploited from 1900 to 1999 firstly by subsurface and then by surface mining. The controlled water reclamation (surface area – 3.225 km^2, water capacity – 72.4 mil. m^3, mean depth – 22.4 m, max. depth – 59.0 m) is planned in few years (2 – 7) in order to provide sports and vacation area. On the present the basin is spontaneously flooded and it is about eleven meters deep. Startup time of controlled flooding by water from the Ohře River is planned on this year, the supply conduit from the place under the Nechranice Dam (99.0 river km) has been nearly built. Presently, the monitoring of initial state of the basin and its drainage area includes monitoring of periodic tributaries in the drainage area, monitoring of the present basin (spontaneously flooded) and the Ohře River (long-term monitoring, state network). A broad range of parameters is regularly monitored: temperature and oxygen stratification, main physical and chemical parameters, nutrients, heavy metals, specific organic compounds, biocoenosis (phyto and zooplankton, chlorophyll-a), bird's community.

Úvod

V průběhu 20. století vzniklo v Sokolovském a Severočeském hnědouhelném revíru osm velkých zbytkových jam po povrchové těžbě hnědého uhlí. Horní zákon [1] ukládá povinnost provádět na území dotčených těžbou sanace a rekultivace ve snaze zahladit nebo zmírnit následky těžební činnosti. Pro zbytkové jámy byla jako nejvhodnější varianta navržena hydrická rekultivace, která spočívá v zatopení jam povrchovou vodou z již existujících zdrojů. Samotnému zatopení jam předchází technická fáze rekultivace zabývající se úpravou terénu (úprava dna, modelování svahů, břehových linií, budování technických zařízení, přivaděčů atd.). V okolí budoucí nádrže se realizují různé typy biologické rekultivace, nejčastěji lesnická a zemědělská s trvalým travním porostem pro rekreační a sportovní využití. V případě realizace návrhů hydrické rekultivace u všech zbytkových jam, vznikne v příštích cca čtyřiceti letech v oblasti osm umělých vodních útvarů o rozloze přes 4 tis. ha a s celkovým objemem vody 2,3 mld m^3 (tj. cca 3x více než je objem největší akumulační nádrže v ČR – Orlík). Plánované parametry budoucích hydrických rekultivací shrnuje Tab. 1.

Locality	Option	Area (km^2)	Level Altitude (m.a.s.l.)	Water capacity (mil.m^3)	Depth (m) Mean	Depth (m) Max.	Startup time of flooding (expect.)
Bílina		1.45	200.0	645.0	56.0	170.0	2037
Libouš		6.4	277.0	110.4	17.3	52.0	2038
Medard-Libík		5.01	401.0	138.8	27.5	51.0	2010
Jiří-Družba		13.22	394.0	514.9	40.6	93.0	2038
Šverma-Hrabák	No. 1	3.42	195.0	35.6	10.4	37.0	2030
	No. 2	3.9	215.0	73.6	18.8	40.0	2050
ČSA	optimal	7.1	180.0	235.8	33.7	130.0	2020
	maximal	12.59	230.0	760.0	60.4	150.0	2020
Ležáky- Most		3.23	199.0	72.4	22.4	59.0	2008
Chabařovice		2.25	145.3	35.0	15.6	23.3	2001

Tab. 1.: *Parameters of planned water reclamations of the residual mining pits [2]*

Hydrická rekultivace zbytkové jámy lomu Ležáky-Most

Budoucí jezero Ležáky-Most bude druhou řízenou hydrickou rekultivací (první je jezero Chabařovice) po povrchové těžbě hnědého uhlí v oblasti Severočeského hnědouhelného revíru (50°32'N, 13°38'E) (Fig. 1). Na lokalitě bylo uhlí těženo nejprve hlubinnou (1900 – 1923 důl Richard) a poté povrchovou těžbou (1924 – 1999 lom Richard, Ležáky, Most) [3]. Plánovaná vodní nádrž bude sloužit převážně pro sportovní a rekreační účely obyvatel nedalekého Mostu a okolí a dále jako rezervoár vody pro zlepšení retence vody v krajině. Parametry budoucího jezera jsou uvedeny v Tab. 2. Hlavním zdrojem pro napouštění bude povrchová voda z řeky Ohře, která bude přiváděna vybudovaným přivaděčem z oblasti pod přehradní nádrží Nechranice (99,0 ř.km). Ostatní uvažované zdroje pro zatápění byly zamítnuty z důvodu jejich nedostatečné kapacity (vodoteče vlastního povodí) a nevyhovující kvality vody (řeka Bílina – vysoké koncentrace živin, výskyt těžkých kovů a specifických organických látek). V současnosti je nádrž spontánně zatopena na úroveň téměř 11 metrů, dochází k izolaci dna a zbytkových uhelných slojí. Dokončuje se stavba přivaděče pro vodu z Ohře, neboť v letošním roce je plánován začátek řízeného napouštění nádrže. Biologická rekultivace je řešena s převahou lesnické rekultivace s včleněnými travnatými plochami. Celkové náklady na sanace a rekultivace, včetně vybudování jezera Most dosáhnou výše 2,5 miliardy korun (předpokládaný termín ukončení prací – r. 2018) [4].

Area (km^2)	3.22
Max. length (km)	2.5
Max. width (km)	1.5
Max. depth (m)	59.0
Mean depth (m)	22.4
Water capacity (mil. m^3)	72.4
Time of flooding (years)	2 – 7

Tab. 2.: *Basic parameters of planned controlled water reclamation Ležáky-Most [2]*

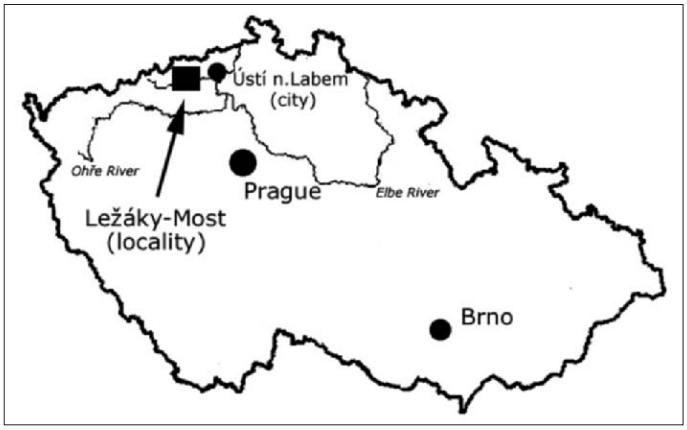


Fig. 1.: *Map of the locality Ležáky-Most (Czech Republic)*

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i. monitoruje od roku 2003 vývoj kvality vody v počátečním stadiu hydrické rekultivace. Stav nádrže je hodnocen pomocí široké škály sledovaných ukazatelů: fyzikálně-chemických (stratifikace teploty a O_2, průhlednost, základní chemický rozbor zaměřený především na obsah hlavních živin (P, formy N), speciální anorganická analýza (výskyt těžkých kovů), speciální organická analýza (NEL, TOL, PCB, PAU)) a hydrobiologických (fytoplankton, chlorofyl-a, zooplankton). Dále je prováděn kvalitativní a kvantitativní monitoring synusie vodních ptáků pobřežní zóny jako vhodný bioindikátor aktuálního stavu životního prostředí zatápěné zbytkové jámy a jejího blízkého okolí. Kromě počátečního stadia nádrže na dně lomu je sledována kvalita vody v okolních akumulacích na vnitřní výsypce a hraně lomu a také v periodicky tekoucích drobných tocích ve vlastním povodí zbytkové jámy. Vlivem stále trvajících stavebních úprav okolí jezera dochází k vymizení těchto drobných toků, okolní spontánně vzniklé akumulace jsou likvidovány a nové opět vznikají. Na severozápadním okraji dobývacího prostoru se realizuje se stavba podzemní těsnící stěny, která by měla zabránit nežádoucím průnikům vody z okolních akumulací, které byly využívány jako depoziční laguny petrochemickým závodem v Záluží [3].

Výsledky rozborů vody v nádrži na dně zbytkové jámy (základ budoucího jezera) vykazují následující charakter vody: mírně alkalická reakce (pH 7,7 – 8,3), trvale vysoká vodivost (okolo 300 mS/m), vysoká koncentrace síranů (1100 – 2500 mg/l) a dusičnanů (75 – 140 mg/l), zvýšené koncentrace dusitanů (0,2 – 1,1 mg/l) a snižující se koncentrace amonných iontů (pokles od r. 2003 do r. 2007 v rozmezí 1,7 – 0,08 mg/l). Nízké koncentraci celkového fosforu (6 – 37 µg/l) odpovídá nízká úroveň rozvoje fytoplanktonu, měřená jako koncentrace chlorofylu-a (v období jarního maxima 2,2 – 4,7 µg/l, v ostatních měsících 0,8 – 2,2 µg/l). Na základě zjištěných koncentrací celkového fosforu a chlorofylu-a lze nádrž zařadit mezi vody oligotrofní až mezotrofní (celk. P)

[5,6].Vzhledem k vysokým koncentracím dusíku (zejména dusičnanů) je rozvoj fytoplanktonu v nádrži limitován obsahem fosforu. Odběry zooplanktonu potvrdily výskyt velkých druhů filtrujícího zooplanktonu (zejm. perloočky rodu *Daphnia*), které jsou schopny účinně snižovat narůstající biomasu fytoplanktonu. Vysoká vodivost a značné koncentrace síranů jsou typické pro důlní vody, které jsou jedním ze zdrojů při spontánní akumulaci vod na dně zbytkové jámy. Průhlednost vody je ovlivňována jednak množstvím fytoplanktonu v nádrži (Fig. 2) a také suspendovanými minerálními látkami, které se zejména v posledních letech ve vodě objevují ve zvýšené míře díky stavební činnosti v okolí jezera. V nádrži dochází pravidelně k teplotní stratifikaci s dostatkem rozpuštěného kyslíku v celém vodním sloupci. Pozitivním zjištěním jsou nízké koncentrace (často pod mezí detekce) těžkých kovů a specifických organických látek: nepolárních organických látek (NEL), těkavých organických látek (TOL), polyaromatických uhlovodíků (PAU) a polychlorovaných bifenylů (PCB), které by mohly mít negativní vliv na kvalitu vody.

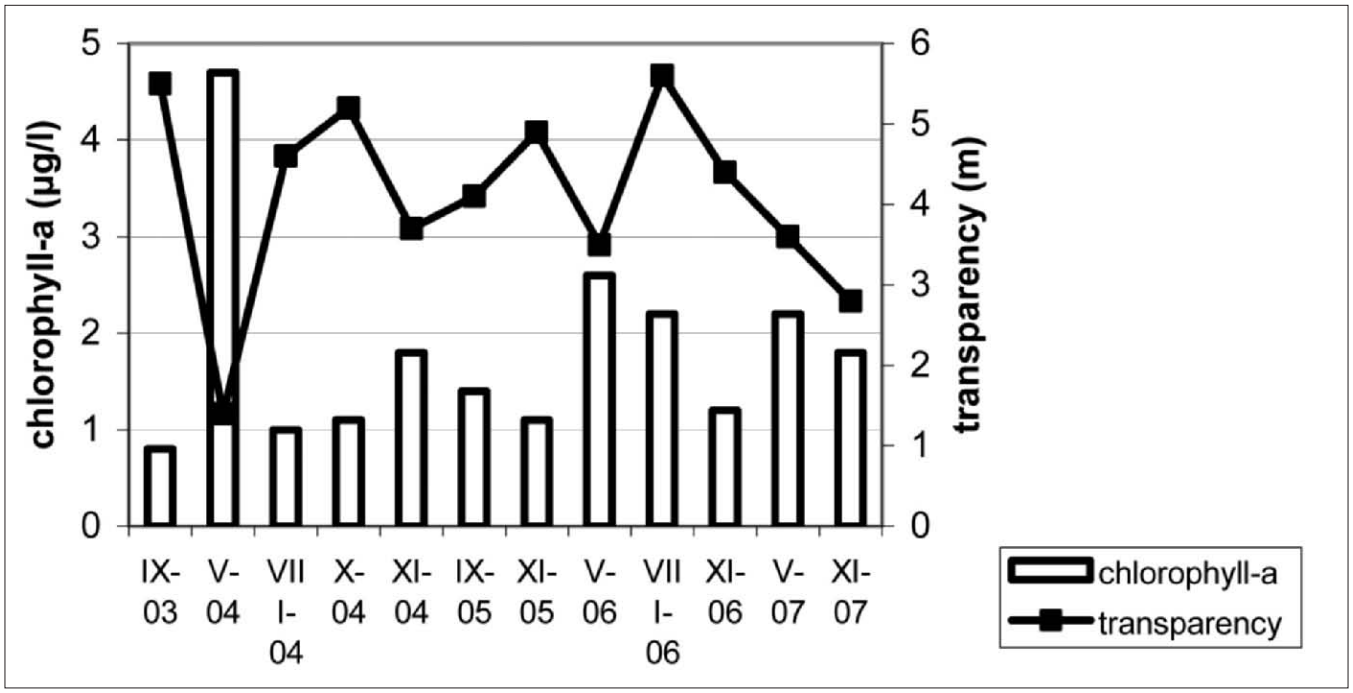


Fig. 2.: *Concentration of phytoplankton (measured as concentration of chlorophyll-a), water transparency*

Literatura:

[1] Zákon č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon), v platném znění

[2] Chour, V. (2001) Water sources for flooding of residual coal mine pits in the north-western Bohemia. Actual results of the R&D Project. In: Proc. Int. Workshop: EG-Wasserrahmenrichtigh- linie und Bergbaufolgelanschaften, 98 – 102. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reactorsicherheit, Leipzig

[3] http://www.pku.cz

[4] Kašpar, J. & Měsková, L. (2003) Rekultivace a voda. In: Hornická Příbram ve vědě a technice: sborník příspěvků

[5] Auer, M.T., Kieser, M.S., Canale, R.P. (1986) Identification of critical nutrient levels through field verification of models for phosphorus and phytoplankton growth. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, 379 – 388

[6] Straškraba, M. a kol. (1992) Metodika sledování a hodnocení jakosti vody vodárenských nádrží. Hydrobiologický ústav ČSAV, Č.Budějovice

Jezero Chabařovice – první řízené zatápění zbytkové jámy po těžbě uhlí v ČR

Ladislav Havel, Petr Vlasák, Kateřina Kohušová

Summary

Flooding of residual lignite mining pits after the opencast mining is the preferred way of their reclamations in the Czech Republic. Eight residual pits after lignite mining are expected to be reclaimed in the Northwest Bohemia in next fifty years. The Chabařovice residual mining pit has been flooded since June 2001; with the view of creating the lake for recreational purpose. The planned parameters of the future lake are: surface area: 2,47 km^2; total volume: 34 mil. m^3; max. depth: 23 m; mean depth: 15 m.

The residual mining pit Chabařovice is flooded by two types of sources:

- small streams in its own drainage area with variable discharge and water quality
- main controlled channel inflow, built-up of small streams from the Krušné hory Mountains.

The main risks for the water quality of the Chabařovice Lake are:

- high nutrient input from tributaries (P_{tot} > 0.1 mg/l, $N_{tot>}$ >3 mg/l)
- changes in fish community (increasing ratio of planktivorous fish)

No problems with water quality have been detected during the surveyed period. Concentrations of heavy metals and organic pollutants do not exceed the required limits. Processes in the lake lead to decrease of the total phosphorus concentration to the level lower than 0.06 mg/l, transparency fluctuates between 2 – 7 meters. Chlorophyll-a concentrations in the lake (less than 10 mg/m^3) are lower than Dillon-Rigler´s equation supposes, no water blooms occur. Zooplankton abundance, size and species composition have changed from the beginning of flooding because of substantial change in quantitative and qualitative composition of the fish population. Biomanipulation (selective fish stocking and withdrawal) has been applied for reduction of eutrophication consequences. The increasing abundance of great *Daphnia* species since 2004 could be theoretically considered as the first result of biomanipulation in fish community.

Úvod

Budoucí jezera v místech hydricky rekultivovaných zbytkových jam po těžbě uhlí musí jako umělé vodní útvary splňovat požadavky Rámcové směrnice [1], požadavky legislativy ČR v oblasti ochrany přírody a krajiny [2] a vzhledem k plánované rekreační funkci i požadavky na vodu vhodnou pro koupání [3]. To vše se promítá do měrných nákladů na hydrickou rekultivaci, které výrazně převyšují náklady na běžné lesnické nebo zemědělské rekultivace (Fig. 1).

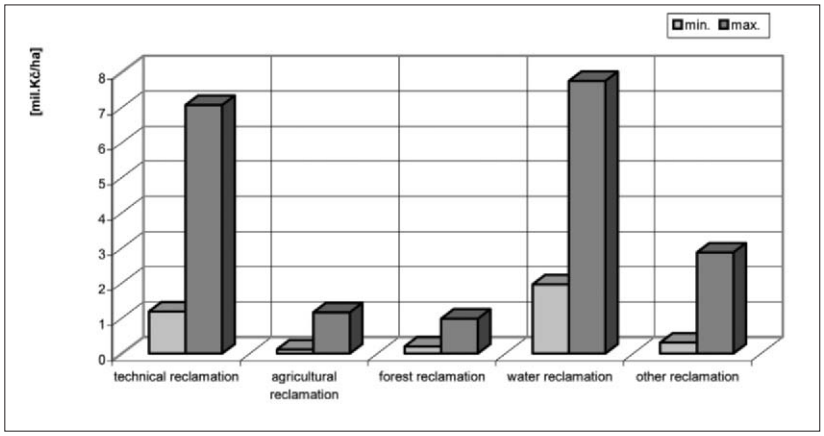


Fig. 1: *Comparison of specific costs of different reclamation types (orig. data [4])*

Tématem příspěvku jsou praktické poznatky ze systematického monitoringu řízeného zatápění první velké zbytkové jámy po povrchové těžbě hnědého uhlí v České republice v lokalitě Chabařovice. V rámci osmi plánovaných hydricky rekultivovaných zbytkových jam v severozápadních Čechách je budoucí jezero Chabařovice nejmenší – plocha 247 ha, max. hloubka 23 m, objem 34 mil m^3.

Specifické podmínky iniciálního stadia hydrické rekultivace zbytkové jámy Chabařovice

Po vytvarování dna a svahů zbytkové jámy byla provedena izolace dna a budoucích břehů jílovitými zeminami od zbytků uhelné sloje a stařinových vod. Projektovaný způsob technické rekultivace výtopy jezera i břehových partií vedl k potlačení členitosti terénu a břehové linie jezera.

Ve vlastním povodí lomu Chabařovice se nevyskytují dostatečné zdroje, které by zajistily zaplavení zbytkové jámy v relativně krátkém časovém úseku. Zdrojem vody pro zatápění jsou řízené přítoky z přeložky malých krušnohorských potoků, které protékají dvěma nádržemi rybničního typu. Vyznačují se vysokou trofií, jsou zdrojem fytoplanktonu a nežádoucích planktonofágních ryb. Nízké koncentrace těžkých kovů a organického znečištění jsou jejich jedinou výhodou.

Vývoj jezera Chabařovice

U zbytkových jam po těžbě uhlí zatápěných eutrofní až hypertrofní vodou byla předpokládána rekreační využitelnost až po delším časovém období [5]. Poznatky ze systematického monitoringu vývoje jezera Chabařovice [6], [7] však zatím prokazují, že alespoň v tomto případě byl hypotetický scénář příliš pesimistický. Zásadní význam pro vývoj kvality vody v období zatápění i po jeho finalizaci má kombinace řady faktorů: izolace dna a svahů zbytkové jámy od uhelné sloje, jejího nadloží i od důlních vod [8], jakost vody přítoků, procesy probíhající v jezeře.

Z dosavadních poznatků o zatápění zbytkové jámy Chabařovice vyplývá, že i když zdroje vody pro zatápění trvale vykazují vysoké množství živin (P_{tot} > 0.1 mg/l, $N_{tot>}$ >3 mg/l), ve vznikajícím jezeře dochází k jejich významné redukci – v posledních třech letech zatápění se koncentrace fosforu pohybovala pod úrovní 0.06 mg/l a koncentrace chlorofylu-a byla vždy nižší než 10 µg/l. Průhlednost vody kolísala v rozmezí 2 – 7 m (Fig. 2), přičemž její nižší hodnoty byly způsobeny zákalem v důsledku probíhajících rekultivačních prací. Do současné doby nebyl zaznamenán masový výskyt fytoplanktonu ani kyslíkový deficit ve vodě nade dnem.

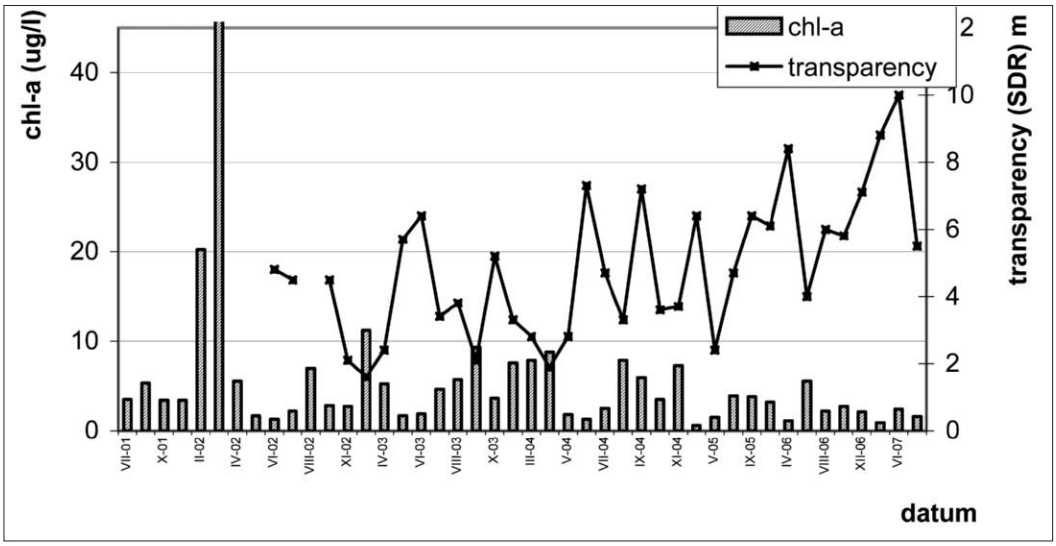


Fig. 2: *Chlorophyll-a concentrations and transparency (Chabařovice 2001 – 2007)*

Na potlačení důsledků vysoké trofie přítoků se kromě spontánně probíhajících samočisticích procesů (posilovaných narůstajícím objemem vody) podílel i významný výskyt filtrujícího zooplanktonu (velké perloočky rodu *Daphnia*), umožněný dosud relativně nízkým výskytem planktonofágních ryb. V roce 2005 hodnota CPUE

(catch per unit efford – množství ryb na jednotku lovného úsilí) odpovídala hodnotě 8.4 kg/tenato/24 hod [7], [9]; v roce 2006 bylo zjištěno, že biomasa ryb nepřevýšila 30 kg ha^{-1} [10]. Vzhledem k výrazným změnám velikosti i druhové skladby zooplanktonu a k nárůstu početnosti planktonofágních ryb bylo od druhého kalendářního roku napouštění jezera přistoupeno k biomanipulačním zásahům do rybí populace. Tato opatření spočívala ve vysazování dravých ryb a odlovu ryb nežádoucích [11]. Narůstající abundance velkých perlooček rodu *Daphnia (D. pulicaria, D. longispina)* od roku 2004 je teoreticky prvním projevem úspěšné manipulace s rybí obsádkou.

Populace vodních ptáků jako indikátor kvality nového krajinného prvku

V důsledku tvarování výtopy jezera i břehových partií (strmé svahy, potlačení členitosti břehové linie) zanikly souvislé litorální porosty emerzní vegetace (v roce 2007 tato vegetace přežívala již jen v nevýznamných zbytcích). Tyto výrazné změny prostředí se negativně odrazily v diverzitě, početnosti a reprodukci ptačího společenstva.

Z rámcového zhodnocení početnosti vybraných čeledí v hnízdním období a na podzim je patrné, že jejich abundance dosáhla vrcholu v období 2002-2004. Jednalo se o období s existencí větší vodní plochy, zpočátku s maximální diverzifikací břehové linie, výskytem ostrovů a daleko do vody vybíhajících kos a bohatým terestrickým i emerzním litorálním krytem. V posledních třech letech (2005-2007) došlo ke ztrátě vegetačního krytu a k radikální redukci litorálních pásem a lokalita již není atraktivní pro kachnovité (*Anatidae*), chřástalovité (*Rallidae*) ani rackovité (*Laridae*). Roky 2006 a 2007 lze považovat z hlediska vývoje populace většiny vodních ptáků jezera Chabařovice za zlomové. Např. v roce 2006 zde hnízdilo již jen 12 párů potápky roháče (*Podiceps cristatus*), o rok později již hnízdění prokázáno nebylo, i když jejich abundance byla zhruba stejná.

Literatura

[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] Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny

[3] Vyhl. č. 135/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích venkovních hracích ploch.

[4] Stiebitz J. (2001): Současný stav zahlazování důsledků hornické činnosti formou sanací a rekultivací včetně některých problémů spojených s touto činností. Symp. Hornická Příbram ve vědě a technice, sekce Horní právo, poř. č. L9: 6 pp. (CD), ISBN 80 239 5211 0.

[5] Chour V. et al.(1998–2001): Vodohospodářské řešení rekultivace a revitalizace Podkrušnohorské uhelné pánve. Hydroprojekt Praha, a.s.: VaV/510/2/98, OOV MŽP ČR.

[6] Havel L., Vlasák P., Adámek Z., Jurajda P., Frančeová A. (2005): Nutrients, phytoplankton, zooplankton and fish stock development during the Chabařovice residual mining pit flooding,. Proc. Fourth Symp. European Freshwater Sc., Jagiellonian University, Krakow, Poland, August 22–26: 78

[7] Vlasák P, Havel L., Adámek Z. (2007): Water reclamation of the residual coal mining pit in the Czech Republic. Proc. Fifth Symp. European Freshwater Sc., Palermo, Italy, July 8–13: 265.

[8] Gröschke A., Uhlmann W., Rolland W., Grünewald U. (2002): Hydrochemische Entwicklung Lausitzer Tagebauseen während der Flutung – Beispiel Gräbendorfer See. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 46(6): 256–267.

[9] Vlasák P. et al. (2005): Jezero Chabařovice: Ichtyologické posouzení a management rybí obsádky. Zpráva VÚV T.G. Masaryka Praha pro PKÚ Ústí, HS OŽPP/Ra/122/2005: 19 pp.

[10] Kubečka J. et al. (2006): Komplexní odhad rybí obsádky důlního jezera Chabařovice. In: Sacherová V. (Ed.): Sbor. 14. konf. České limnologické spol. a Slovenskej limnologickej spol., Nečtiny 26.-30.6.2006: 114–116.

[11] Vlasák P. et al. (2005–2006): Hydro-ekologická revitalizace krajiny ovlivněné lidskou činností. In: Fuksa J. K. et al: Výzkum a ochrana hydrosféry – výzkum vztahů a procesů ve vodní složce životního prostředí, orientovaný na vliv antropogenních tlaků, její trvalé užívání a ochranu, včetně legislativních nástrojů. Výzk. záměr MŽP ČR 0002071101.

Pit lakes in the Central German lignite mining district as part of the catchment area of tributaries of river Elbe

Martin Schultze, Wolfram Hille, Karl-Heinz Pokrandt

Summary:
Mining strongly influences the water quality and the water balance in river basins. This is especially true for large-scale and long lasting opencast mining for lignite. Pyrite oxidation mobilizes huge amounts of acidity, sulphate, iron and other heavy metals. They may impact the quality of ground water, rivers and lakes. Pit lakes are an important part of the post-mining landscape in the Central German lignite mining district. Many new pit lakes formed in the catchment area of river Mulde and river Saale since 1990, besides the older pit lakes in this region. A survey of the pit lakes of the Central German mining district and their water quality is presented. Major mechanisms governing water quality and interaction with river systems are discussed.

Introduction
The catchment areas of river Mulde and river Saale include only very few natural lakes. Recently, a new lake district has formed around Leipzig, Halle and Bitterfeld which is expected to become a destination of recreation and considerable touristic activity. About 500 lakes lie in the above mentioned catchment areas and the number is still growing [1]. Based on lake surface area and volume, the lakes resulting from lignite mining constitute the major part of the lakes. However, the number of lakes in sand, gravel and clay pits is similar to the number of lakes in former lignite mines.
This paper focuses on the lakes in former lignite mines (for simplification referred to as pit lakes in this paper). They are the most visible long-term consequences of large-scale open cast lignite mining of the last about 100 years and therefore an important part of the post mining landscape. The aim of this paper is to present an overview over the occurrence, the properties and the role of pit lakes in the catchment areas of river Mulde and river Saale.

Materials and Methods
The presented data have the following sources: Morphometric data were taken from the web sites of Mitteldeutscher Seenkatalog (www.mitteldeutscheseen.de) and of LMBV (www.lmbv.de). Water quality data were provided by the LMBV as far as the LMBV was responsible for water quality monitoring in 2007. Data from other lakes were taken from web-published result of lake monitoring in Saxonia-Anhalt in 2006 (www.sachsen-anhalt.de/LPSA/index.php?id=28000) or from a report on the state of lakes in 2001 [2]. The data from [2] can be considered as still representative since the respective pit lakes are older and show mainly seasonal variations in water quality but nearly no inter-annual trends,. Less data were available from small and/or old lakes. Therefore the small and/or old pit lakes are generally underrepresented in this study.

Size and water quality of pit lakes in the Central German lignite mining district
The volume of the pit lakes of the Central German mining district ranges from 0.15×10^6 m^3 to 423×10^6 m^3 (median 26×10^6 m^3), the surface area ranges from 0.8 ha to 1853 ha (median 125 ha) and the maximal depth ranges from 5 m to 82 m (median 31 m).
In pit lakes, water quality is mainly affected by the following factors ranked by decreasing importance [3]:

1. Acidification caused by pyrite oxidation and the accompanying mobilization of acidity, iron and sulphate are by far the most important concerns for water quality of pit lakes. About 35 % of the lakes were initially acid, at least at the beginning of filling. However, only few lakes are still acid after successful implementation of neutralizing filling strategies, lake treatment or natural flushing by neutral groundwater over decades.

2. Eutrophication caused by excessive import of phosphorus and nitrogen via river water or inappropriate lake use (e.g. excessive feeding of fish) was much smaller than initially expected [4]. The high concentrations of iron and aluminium in initially acid lakes as well as the ongoing high load of iron resulting from groundwater inflow and diffusive entrance of iron from sediment pore-water into lake water result in continuous precipitation of most of the phosphorus input. Consequently, almost all pit lakes are oligotrophic or mesotrophic.
3. Contamination with industrial contaminants caused by groundwater inflow from contaminated industrial sites or waste deposits in the vicinity of pit lakes was expected to occur in Lake Hufeisensee, Lake Runstedt, Lake Geiseltal and Lake Goitsche. In all these lakes, the extend of contamination was found to be small or even negligible due to special remediation measures (hypolimnetic aeration in Lake Runstedt, remediation of waste deposits before filling Lake Geiseltal), opposing ground water flow by flooding (Lake Goitsche, [5]) or natural attenuation in the lake (Lake Hufeisen). Lake Vollert Süd was completely filled with waste water. Remediation resulted in acceptable conditions in the mixolimnion of this meromictic lake and storage of the contaminants in the lake sediment and the monimolimnion [6].
4. Salinization by highly saline ground water is restricted to regions with contact to highly saline ground water from natural sources. Such regions are located around Osternienburg and Halle. The influence of saline groundwater may result in elevated salt concentrations in the lake water as well as in the occurrence of meromixis. Examples for meromixis caused by saline groundwater are Lake Hufeisensee, Lake Wallendorf and Lake Rassnitz. The anoxic monimolimnia and the sediments act as sinks and storage for phosphorus and other substances.
5. Infection by import of pathogens via waste water impacted river water was also found to be a much smaller risk as initially expected. Pathogens are removed from lake water relatively fast by sedimentation, decay and dilution [7].

Role of the pit lakes in the catchment area of Mulde and Saale

The impact of open cast mining on river systems can be divided into three phases:

1. Active mining: Huge amounts of groundwater are removed and diverted into rivers for mine dewatering. Flow rates of the rivers are higher than natural, especially during dry periods. Often, the removed groundwater has elevated concentrations of dissolved solids due to pyrite oxidation or is even acidic. Sometimes, for mining whole rivers have to be diverted into new sealed beds.
2. Remediation: Dewatering operations decrease or cease. Water is required for filling mining voids/pit lakes and dewatered underground. Consequently, the flow rate of the rivers is decreasing, often below premining level. Still running dewatering operations often deliver strongly acidified water, rich in iron (some hundred mg/L) and sulphate (some g/L).
3. Geochemical long-term effects: Once a new hydrological balance is reached, the wash out of products of pyrite oxidation is still going on for considerable periods. The complete wash out may require periods ranging from some years to decades or locally even centuries [8].

Recently, phase 2 and 3 are dominating in the catchment areas of river Mulde and river Saale. The damage of water quality of rivers mainly results from direct entrance of groundwater from mining areas into the rivers. Outflow from pit lakes is of lesser importance since many lakes have no outflow yet and lake neutralization was implemented where possible. In contrast, there is no effective way of groundwater treatment yet. Up to 3 g/L iron were found in groundwater of dump sites [9]. Iron produces thick layers of ochre in the rivers which strongly damage benthic organisms. Sulphate occurs in concentrations up to 10 g/L in groundwater of mining areas and up to 3 g/L in pit lakes. Elevated sulphate concentrations cause fast corrosion of concrete and may result in the extinction of sensitive aquatic organisms.

Conclusions

Pit lakes are an important part of the post mining landscape of the Central German lignite mining district and, therefore, of the catchment area of river Mulde and river Saale. They are closely connected to the ground-

water and to the rivers and may act as sources and as sinks for pollutants for the river systems. Several management options are available. However, mining impacted underground including groundwater is the more important factor affecting river systems in the long term. In conclusion, planning, operating and eventually closing mines require careful consideration of long term effects of implemented tools on the environmental and socio-economic situation.

Acknowledgements
The Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) provided data of water quality of many pit lakes. Kathleen Rogge is kindly acknowledged for her help in handling and analyzing data. Dr. Bertram Boehrer made helpful remarks on an earlier version of this paper.

Literature

[1] Czegka, W., Junge, F., Hausmann, J., Kuchenbuch, V., Wennrich, R. (2008) Die anthropogenen Standgewässer der „Neuen Mitteldeutschen Seenlandschaft“ (Neuseenland) – Überblick, hydrochemische Typisierung, ausgewählte Beispiele. Z. dt. Ges. Geowiss. 159, 141 – 154

[2] Nixdorf, B., Hemm, M., Schlundt, A., Kapfer, M., Krumbeck, H. (2001) Braunkohlentagebauseen in Deutschland: Gegenwärtiger Kenntnisstand über wasserwirtschaftliche Belange von Braunkohlentagebaurestlöchern. UBA-Texte 35-01. Berlin: Umweltbundesamt

[3] Klapper, H., Schultze, M. (1995) Geogenically acidified mining lakes – living conditions and possibilities of restoration. Int. Revue ges. Hydrobiol., 80, 639 – 653

[4] Schultze, M., Klapper, H. (2004) Flusswassereinleitung als Restaurierungs- und Bewirtschaftungsstrategie für Bergbauseen – Möglichkeiten und Grenzen. Studia Quaternaria 21, 87 – 99

[5] Wycisk, P.; Neumann, C.; Gossel, W. (2005) Flooding Induced Effects from the Mining Lake Goitzsche on Groundwater and Land-use in the Bitterfeld Area. Acta hydrochim. hydrobiol. 33, 507 – 518.

[6] Stottmeister, U. (2008) Altlastensanierung mit Huminstoffsystemen. Chem. Unserer Zeit 42, 24 – 41

[7] Wolf, S. (2005) Evaluierung der hygienischen Wasserqualität unter besonderer Berücksichtigung von Bakteriophagen am Beispiel eines Tagebausees. PhD thesis, Technical Univeristy Dresden.

[8] Frenzel, H., Grützmacher, G., Kessels, W. (1998) Modellrechnungen zur Prognose der Grundwassergüteentwicklung – Reaktiver Transport entlang von Bahnlinien am Beispiel Golpa-N. In: Arbeitsgruppe des GBL-Gemeinschaftsvorhabens (Editor), GBL-Gemeinschaftsvorhaben – Heft Nr. 5. Stuttgart: E. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, pp. 137 – 145

[9] Büttcher, H., Mansel, H., Tienz, B.-S., Jolas, P. (2007) Exfiltration eisenbelasteter Kippengrundwasserleiter in die Pleiße südlich Leipzig. In: Drebenstedt, C., Struzina, M. (eds.) Management bergbaubedingten Säurepotenzials. Freiberg: Technische Universität Bergakademie Freiberg, pp. 155 – 165

Processes controlling meromixis

Bertram Boehrer, Martin Schultze

UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research, Brueckstr. 3a, D-39114 Magdeburg, Germany, Bertram.Boehrer@ufz.de, Martin.Schultze@ufz.de

Abstract

Lakes in catchments of rivers can be sinks or sources of ecologically relevant substances. The distribution of oxygen to deep waters and transport of nutrients and other substances from the deep layers, and chemical transformation of substances is controlled by the circulation patters. Some lakes are meromictic, i.e. they do not experience a full overturn in winter. A deep layer of particular chemical conditions can establish (Figure 1). Especially mining lakes tend to show this feature [1]. Vertical transport between layers is strongly restricted. Hence isolated from direct exchange with the atmosphere monimolimnetic waters usually get depleted of oxygen after sufficient time and develop differently to the mixolimnion in terms of geochemistry.

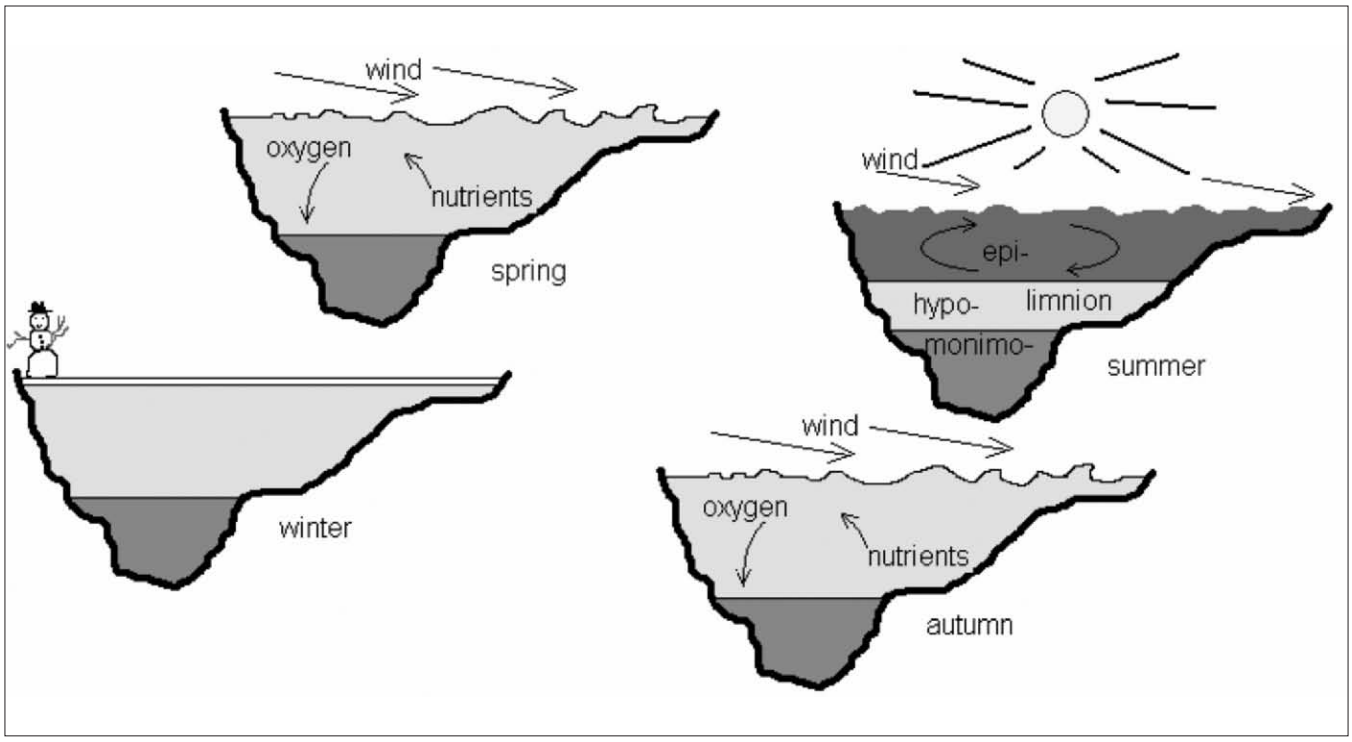


Figure 1: *sketch of circulation pattern in a meromictic lake, with a dimictic mixolimnion*

Mining lakes coming into existence in the catchment of the river Elbe, both on the Czech and the German part, have the potential to impact water quality delivered into the flowing river. The discharge out of these lakes depends on their stratification pattern. The distribution of dissolved substances and the recycling of matter from the sediment can be controlled by permanent stratification. Higher concentration of dissolved substances in the deep water contribute to water density and hence guarantee stable density stratification throughout the year even during surface cooling in winter. Such density gradients can be sustained by external forcing, e.g. inflowing waters of various salinity (Figure 2), or by internal geochemical transformation [2]. Under suitable conditions dissolved substances can be precipitated in the mixolimnion, and enter the monimolimnion where they dissolve in part and contribute to water density (Table 1).

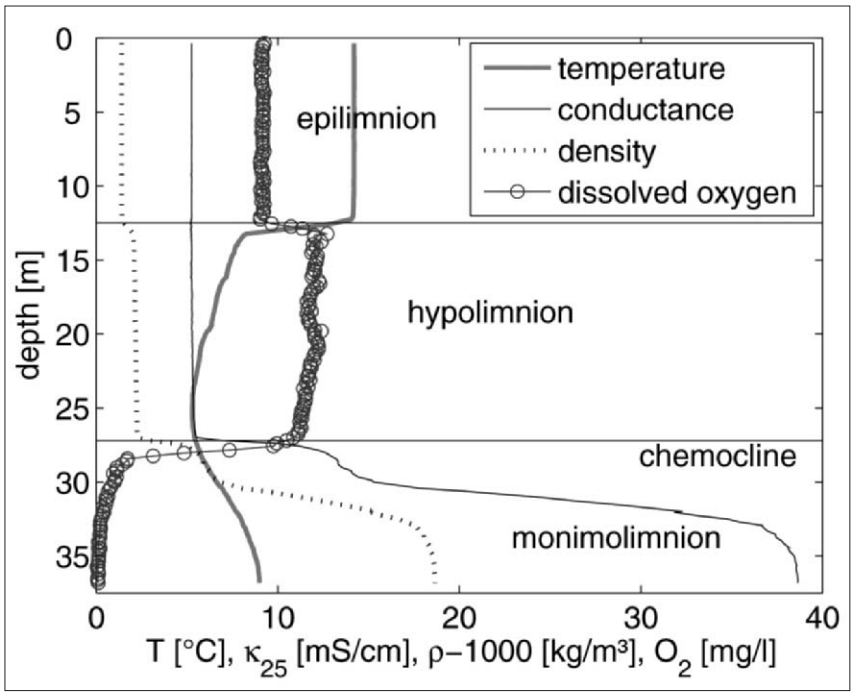


Figure 2: *Profiles of temperature, electrical conductance density and dissolved oxygen in the mine Lake Rassnitzer See, Germany within the Elbe catchment (from [2] with permission from American Geophysical Union)*

Sodium sulphate is precipitated from the mixolimnion of Saskatchewan prairie Lakes by its temperature dependent solubility. During cold temperatures in winter, crystals form near the surface and settle to the lake bed until higher temperatures allow a redissolution. In the other cases, chemical transformations form products, which do not dissolve in water (e.g. Fe(III) under circum neutral pH). Under different chemical conditions in the monimolimnion, these products can be reduced to a soluble form (e.g. Fe (II)). Precipitation of dissolved substances from the mixolimnion sustains the permanent stratification in the listed examples of Table 1. These processes have been documented at lakes lie outside the Elbe catchment. However some of these geochemical cycles can also be met in lakes of the Elbe catchment area.

Substance	Lake, country	Reference
Sodium sulphate	Shield lakes, Canada	[3]
Organic material	Längssee, Austria	[4]
Calcite	Lake La Cruz, Spain	[5]
Iron	Swinsjöen, Norway	[6]
Manganese	Lake Nordbytjernet, Norway	[7]

Table 1: *documented precipitation processes responsible for sustaining meromixis*

References:

[1] Boehrer, B., Schultze, M., 2006. On the relevance of meromixis in mine pit lakes. In: Barnhisel, R. I. (Ed.) 7th International Conference on Acid Rock Drainage, American Society of Mining and Reclamation, Lexington, Kentucky, USA, 200–213.

[2] Boehrer, B., and M. Schultze (2008), Stratification of lakes, Rev. Geophys., 46, RG2005, doi: 10.1029/2006RG000210.

[3] Rawson, D.S., and J.E. Moore (1944), The saline lakes of Saskatchewan, Can. J. Res., D.22, 141–201.

[4] Findenegg, I. (1933): Alpenseen ohne Vollzirkulation. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie 28*, 295–311.

[5] Rodrigo,M. A., Miracle, M. R., Vicente, E., 2001. The meromictic Lake La Cruz (Central Spain). Patterns of stratification. Aquatic Sciences, 63, 406–416.

[6] Kjensmo, J. (1967), The Development and Some Main Features of „Iron-meromictic“ Soft Water Lakes, *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 32, 137–312.

[7] Hongve, D., 1997. Cycling of iron, manganese, and phosphate in a meromictic lake. Limnol. Oceanogr. 42, 635–647.

Posterpräsentationen

Posterová sdělení

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008

Magdeburský seminář o ochraně vod 2008

Magdeburger Gewässerschutzseminar
MGS
2008
Magdeburský seminář o ochraně vod

Modernizace měrných profilů hlásné povodňové služby v oblasti povodí Horní Vltavy

Jiří Baloun, Petr Hovorka

Summary: Renovation of warning hydrometric profile system in the River Basin District of Horní Vltava / Upper Moldau

On the water flows in the Czech Republic there is an early warning hydrometric profile system which is defined by a guideline from the Department of the Environment. The main role for finding data about the progress of hydrologic situation during floods play warning profiles cathegory A and B which are conducted by Czech Hydrometeorological Institute (CHMI) or by Vltava river basin authority. The flood experience from 2006 showed that it is necessary to increase the number of these warning profiles and to equip this net with gauge stations which transfer data automatically. With the financial support from South-Bohemian Region, nine warning profiles cathegory B were built up or equipped, these are conducted by Vltava river basin authority. The stations cater transfer of data to dispatching and furthermore to CHMI. The stations send SMS to selected circle of receivers, when any of the flood stage limits was exceeded. For the flood autority and public the data are presented on the web sites.

Hlásné profily povodňové služby

Systém měrných profilů na vodních tocích zapojených do hlásné povodňové služby je v České republice definován metodickým pokynem odboru ochrany vod ministerstva životního prostředí č. 15 ze září 2005. Z hlediska zajišťování informací o vývoji hydrologické situace za povodní pro povodňové orgány krajů a obcí hrají klíčovou roli hlásné profily kategorie A a B. V oblasti povodí Horní Vltavy o rozloze 12 198 km^2 existuje 33 základních hlásných profilů - kategorie A (profesionálně provozovány ČHMÚ nebo Povodím Vltavy, s.p.) a 24 doplňkových hlásných profilů - kategorie B (provozovány různými subjekty).

Praktické zkušenosti s průběhem povodňových událostí v roce 2006 ukázaly, že minimální předepsaný standard vybavení, zejména ve stanicích kategorie B, neposkytuje dostatek aktuálních informací o vývoji hydrologické situace za povodní. Absence těchto aktuálních informací byla významným prvkem, který ztěžoval výkon povodňové služby a včasného varování obyvatelstva. Oblastní vodohospodářský dispečink Povodí Vltavy, s.p. v Českých Budějovicích provedl rozbor stavu hlásných profilů v oblasti povodí Horní Vltavy a zpracoval návrh na dovybavení a zahuštění sítě profilů kategorie B. Jako technický standard bylo navrženo vybavení automatickými měrnými stanicemi, funkčně shodnými s již existujícím vybavením profilů kategorie A. Většina návrhů se týkala území Jihočeského kraje.

Spolupráce Povodí Vltavy, státní podnik a Jihočeského kraje

Při jednáních mezi vedením státního podniku Povodí Vltavy a představiteli Jihočeského kraje bylo dohodnuto, že Jihočeský kraj poskytne finanční prostředky nutné k realizaci záměru a Povodí Vltavy, s.p. bude plnit roli investora i následného provozovatele nově vzniklých hlásných profilů.

Díky této spolupráci bylo v letech 2007 a 2008 vybudováno, resp. vystrojeno 9 hlásných profilů. Všechny tyto hlásné profily jsou vybaveny automatickými měrnými stanicemi sledujícími vodní stav, ve třech vhodných případech také srážky. Stanice zajišťují dálkový přenos dat na vodohospodářský dispečink Povodí Vltavy, s.p., odkud jsou dále předávána ČHMÚ. Pro povodňové orgány a veřejnost jsou tyto údaje prezentovány na internetové stránce. Stanice dále v případě překročení některého z limitů stupňů povodňové aktivity rozesílají předem definovanému okruhu příjemců varovné SMS zprávy.

Vývoj jakosti povrchové vody ve vodních tocích v povodí Vltavy

Jan Bartáček, Kateřina Soukupová

Summary: Development of the quality of the surface water in the water flows of Vltava basin area
Povodí Vltavy, State Enterprise, operates and maintains the basin area. In this role Povodí Vltavy performs activities related to detecting and evaluating the quality of the surface water in the water flows of the Vltava basin area. Programs for monitoring the water quality in each profile are created by the department of the surface and ground water in cooperation with the operational center of each plant, with the department of the water management laboratories and with the department for planning in the water domain. The actual monitoring of the quality of the surface water is performed by the department of water management laboratories; evaluation of the collected data is performed by the department for surface and ground water and the operational centers of each Povodí Vltavy plant. The samples of the surface water from the water flows are collected in all monitored profiles usually once a month.

Povodí Vltavy, státní podnik, jako správce povodí podle ustanovení § 54 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů, vykonává správu povodí, kterou se rozumí správa významných vodních toků, včetně činností spojených se zjišťováním a hodnocením jakosti povrchové vody ve vodních tocích v povodí Vltavy. Sledování a hodnocení jakosti povrchových vod ve vodních tocích je věnována značná pozornost již od šedesátých let minulého století, tedy již zhruba 40 let.

Programy na sledování jakosti vody v jednotlivých profilech sestavuje útvar povrchových a podzemních vod ve spolupráci s provozními středisky jednotlivých závodů, útvarem vodohospodářských laboratoři a útvarem plánování v oblasti vod. Vlastní sledování jakosti povrchových vod zajišťuje útvar vodohospodářských laboratoří, vyhodnocování zjištěných dat pak provádí útvar povrchových a podzemních vod a provozní střediska jednotlivých závodů Povodí Vltavy, státní podnik. Vzorky povrchové vody z vodních toků jsou odebírány ve sledovaných profilech obvykle 1x měsíčně. Souhrnné hodnocení jakosti povrchové vody se provádí ze všech výsledků rozborů za sledované období (obvykle 24). K matematickému zpracování dat je využíván ASW Jakost od firmy Hydrosoft Veleslavín s.r.o., Praha.

Vyhodnocování jakosti povrchové vody se provádí podle ČSN 75 7221 „Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod“ ze října 1998 a dále podle imisních standardů 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 pozdějších předpisů.

Obsahem posteru jsou tabulky a grafy, dokumentující vývoj jakosti povrchové vody v hlavních vodních tocích v povodí Vltavy (Vltava, Berounka, Sázava, Lužnice, Otava), také podélné profily jakosti povrchové vody v posledním hodnoceném období 2006 – 2007 a také tabulky seznamující s monitorovací sítí správce povodí.

The fate of the antivral drug oseltamivir carboxylate in different waters

Peter Bartels, Wolf von Tümpling jr.

Introduction: The fate of the antivral drug oseltamivir carboxylate in different waters

Since the efficacy of oseltamivir carboxylate (OC) as the active metabolite of Tamiflu® has been demonstrated against influenza viruses and even against the avian influenza virus (H5N1), millions of Tamiflu® treatment courses are stockpiled worldwide. Concentrations up to 26 – 32 µg l^{-1} OC in river catchment areas in the United States and in the United Kingdom had been predicted recently for a pandemic case, assuming an apparent persistence of OC [1]. Such concentrations may involve the risk of generation of antiviral resistance. But there is still a lack of data concerning the stability of OC in a surface water environment. In this poster we present the results of different daylight exposure experiments with OC in different waters under sterile and non-sterile conditions.

Results

With this poster we address two aspects concerning the presence of pharmaceutical residues in our water resources: a) the fate of these micropollutants in the aquatic environment and b) the possibility of the generation of antiviral resistance regarding antiviral drugs. As shown in fig.1 and fig.2 the degradation rate of OC strongly depends on the initial concentration. Whereas the estimated half-life time $t_{½\ est.}$ of OC in a daylight exposed pure water solution was about 126 d (lin. regression) at c_0=50 mg l^{-1} it was only 5 d (exponential regression) at c_0=50 µg l^{-1}. In fig. 2 the dependence of the OC degradation rate on the type of water was shown. Using a river water solution containing 50 µg l^{-1} OC under non-sterile conditions a half-life time $t_{½\ est.}$ of about 18 days was observed. Prior filtration of the river water (pore size 0.7 µm) lead to an increased degradation rate of OC with $t_{½\ est.}$ ≈ 10 days. The knowledge about these half-life times is important for the prediction of environmental concentrations e.g. during a pandemic case when high amounts of OC could be expected in river waters [1], because high concentrations over longer time periods (persistence of OC) may involve the risk of generation of antiviral resistance. Our experiments under sterile and non-sterile conditions have further shown that direct photolysis plays no or only a negligible role for the decomposition of OC. Degradation of OC seems to occur as a combination of microbial metabolism and indirect photolysis. In fig.3 the appearance of several transformation products of OC after 101 d of daylight exposition is depicted. Further experiments are to be performed to elucidate the chemical identity of these products.

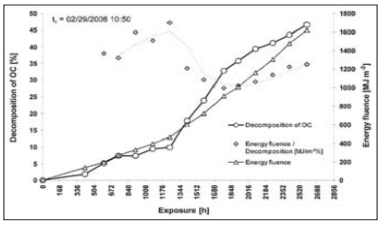


Fig.1.: *Decomposition of OC in pure water (c_0 = 50 mg l^{-1})*

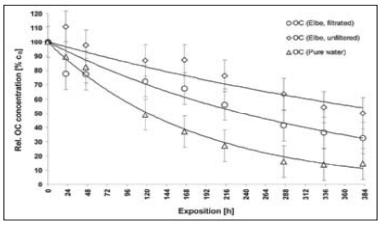


Fig.2.: *Decomposition of OC in different waters (c_0 = 50 µg l^{-1})*

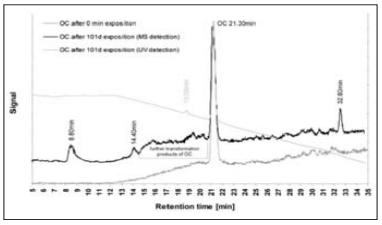


Fig.3.: *Transformation products of OC after 101d daylight exposure*

Conclusion

We conclude that due to the observed half-life time of OC in river water OC concentrations that could be expected during a pandemic case may favour the development of drug resistance. Furthermore, from the water ecological point of view, reliable results concerning degradation rates of micropollutants are only to be expected if using measured or predicted environmental concentrations within the performed experiments.

References

[1] Singer, A.C., Nunn, M.A., Gould, E.A., Johnson, A.C. (2007) Potential risks associated with the proposed widespread use of Tamiflu. Environ Health Persp 115, 102 – 106.

Situační a provozní monitoring povrchových vod v povodí Vltavy a jejich výsledky

Jaroslav Beneš a kol.

Summary: Surveillance and operational surface water monitoring programmes within the Vltava River Basins and their results

Povodí Vltavy, State Enterprise, as a River Basin Administrator, draws up, in accordance with Water Framework Directive, the River Basin District Plan of the Upper Vltava, the River Basin District Plan of the Berounka and the River Basin District Plan of the Lower Vltava in co-operation with relevant regional authorities and central water authorities. As one of the principle steps of river basin district plans drawing up, there were established and making operational surface water monitoring programmes. Almost each designated surface water body has a so called "representative site" in which the surface water body status both chemical and ecological is evaluated. Results of surveillance and operational monitoring programmes in 2007 were used for updating of surface water bodies status and for preparation and proposal of programmes of measures.

Monitoring povrchových vod má za cíl zjistit chemický a ekologický stav vod a vodních útvarů. Na základě zjištěných výsledků slouží jako základ pro přípravu programů opatření, které povedou k dosažení dobrého stavu vodních útvarů. Na rozdíl od minulosti je velký důraz kladen na sledování biologických složek ekologického stavu (makrozoobentos, fytobentos, makrofyta, fytoplankton, ryby). Jako doplňkový parametr se vyhodnocuje i morfologie.

Program situačního monitoringu povrchových vod se realizuje na významných profilech reprezentujících větší části povodí, velké nádrže a přeshraniční profily. Hodnotí především dlouhodobé změny přírodních podmínek a změny způsobené lidskou činností. Sleduje se zde celá šíře parametrů během jednoho roku v šestiletém cyklu plánů oblastí povodí s frekvencí 12 odběrů za rok.

Programy provozního monitoringu povrchových vod jsou realizovány ve vybraných profilech tak, aby postihly především příslušné vlivy a rizika ovlivňující stav jednotlivých vodních útvarů. Cílem monitoringu je rovněž ověřit účinnost schválených programů opatření. Monitorování bude probíhat po celou dobu procesu plánování v oblasti vod. Programy provozního monitoringu povrchových vod se každý rok aktualizují.

Reprezentativní profily provozního monitoringu povrchových vod jsou vymezeny tak, aby se v nich dal s dostatečnou spolehlivostí sledovat a hodnotit chemický a ekologický stav útvarů povrchových vod. Tyto profily jsou zpravidla lokalizovány v blízkosti závěrného profilu daného vodního útvaru. V reprezentativních profilech je hodnocen standardní rozsah veličin a parametrů, který může být zúžen nebo rozšířen o parametry dle důležitosti nebo dle předpokládané možnosti výskytu.

Oblast povodí / River Basin District	Horní Vltava	Berounka	Dolní Vltava
Počet útvarů povrchových vod/ number of surfaře water bodies	155	99	83
Počet reprezentativních profilů / number of representative sites	103	79	65

***Tab.**: Počet reprezentativních profilů státního podniku povodí Vltavy v jednotlivých oblastech povodí*

Rozhodující podíl reprezentativních profilů se nachází na významných vodních tocích ve správě státního podniku Povodí Vltavy. Ostatní reprezentativní profily jsou na drobných vodních tocích ve správě Zemědělské vodohospodářské správy. Útvary povrchových vod bez reprezentativního profilu jsou především málo ovlivněné vodní útvary v národním parku Šumava.

Obsahem posteru jsou mapky a tabulky s vyznačením útvarů povrchových vod a monitorovacích míst, s cíly dobrého stavu vod a útvarů povrchových vod pro všeobecné fyzikálně chemické ukazatele a prezentace výsledků monitoringu za rok 2007 pro celkový fosfor, dusičnany a BSK_5.

Untersuchungen im unteren Bereich der Erosionsstrecke (Elbe-km 220 – 245,6)

Birgit Bleyel

Die BAW untersucht in der Strecke zwischen Wittenberg und Vockerode Maßnahmen im Fluss (z.B. Buhnen-instandsetzungen, Buhnenvarianten, Kolkverbau) und im Vorland (z.B. die Schlitzung von Sommerdeichen und Uferrehnen). Ziel ist es, die aus den Maßnahmen resultierenden Änderungen der Hydraulik im Fluss und der Überflutungsbereiche bei Hochwasser zu ermitteln, und daraus folgend die Maßnahmen zu optimieren. Zu diesem Zweck wird ein zweidimensionales hydrodynamisch numerisches Modell eingesetzt.
Ein Aspekt der Untersuchung betrifft die geplante Schlitzung des rechtsseitigen Sommerdeichs (hellblau in Abb. 1). Um die Maßnahme beurteilen zu können wird zuerst der derzeitige Zustand untersucht. In Abb. 1. ist die im Istzustand überflutete Fläche in Abhängigkeit des Gesamtabflusses der Elbe dargestellt. Man kann gut erkennen, dass bei kleineren Hochwässern nur das Flutrinnensystem östlich von Vockerode eingestaut wird, während es bei Abflüssen über 1500 m³/s zur Durchströmung des Vorlands kommt. In Längsschnitten und an ausgewählten Punkten werden diese Informationen detaillierter betrachtet. So kann man z.B. für ausgewählte Punkte im Vorland Schlüsselkurven ermitteln, die Auskunft darüber geben, wie groß die Wassertiefe und die Geschwindigkeit an dieser Stelle in Abhängigkeit des Elbe-Gesamtabflusses ist (siehe Abb. 1. unten). Diese Art der Auswertung erlaubt es zum einen das Vorland für den Überflutungsfall in Zonen unterschiedlicher Strömungsverhältnissen einzuteilen, zum anderen kann der Zustand nach Einbau der Maßnahme und die dadurch entstandene Veränderung der Strömungsverhältnisse im Vorland und im Flussschlauch prognostiziert werden.

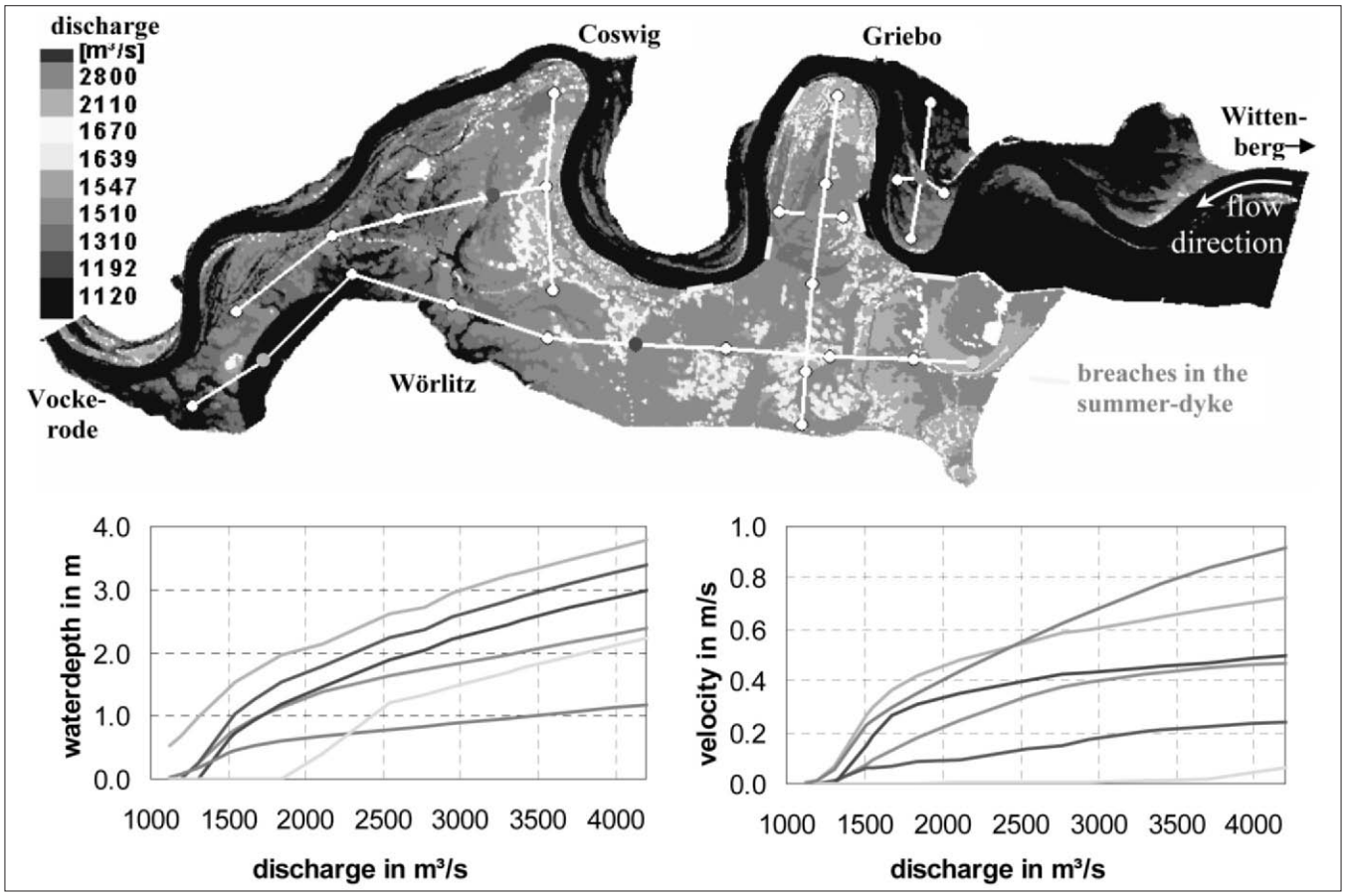


Abb. 1.: *as-is-state: flooded areas against the discharge, waterdepth and velocity at selected points against the discharge (discharge = the total discharge of the river Elbe including the foreshores)*

Phytoremediation of contaminated floodplain soil by means of bio-technological optimized Salix- and Populus-clones – Concept and first results

Sebastian Bolze[1], Holger Rupp, Ralph Meißner, Peter Leinweber, Marten Grau, Nikolay Kolomiytsewv

Objectives

Within the project „Phytoremediation of contaminated floodplain soil in the Wolga catchment" an innovative phytoremediation approach for the restoration of floodplain sites contaminated with hazardous pollutants (e.g. heavy metals and pesticides) and simultaneously characterized by high hydrological dynamics will be tested at field scale. As a second part of the project it will be verified how the contaminated biomass can be used for energy recovery. Finally, this approach will be evaluated regarding the cost-effectiveness.

Methods

Within the project three field trials (two in Oka River floodplain near Ryazan/Russia and one in Elbe River floodplain near Wittenberge/Germany) with bio-technological optimized *Salix*- and *Populus*-clones were established. Furthermore soil-hydrological measuring stations were installed at the sites to monitor the specific parameters which control the mobility of metals in sols (Eh, temperature, soil moisture) and to gather soil solution samples. In addition undisturbed soil cores for lysimeter experiments were taken *in-situ* and equipped with instruments to simulate and assess different hydrological scenarios. At the German site also soil samples were taken to perform process studies of heavy metal mobilization in microcosms.

The grown biomass will be harvested and analyzed regarding to heavy metals. Afterwards tests will be done for energy recovery of this contaminated biomass and calculation regarding cost-benefit of this procedure will be carried out.

First results

The results of previous studies show that there are direct coherences between the mobility of metals as well as organic pollutants with the soil parameters driven by hydrological conditions. Especially for the metals As, Cr and Ni there are clear correlations between the concentration of these elements in the soil solution and the Eh [1].

First phytoremediation pot experiments with bio-technological optimized willow clones showed very good results regarding enhanced accumulation of heavy metals [2]. Now these results should be verified in field experiments.

Acknowledgements

The Project is funded by the German Federal Ministry of Education and Research (BMBF, promotional reference: 02WT0869).

Literature

[1] Rupp, H., Meissner, R., Seeger, J., Bethge-Steffens, D., Lobe, I. (2007) Lysimeter and in situ investigations fort he quantification of the heavy metal and As release from a floodplain soil. Proceedings 12. Lysimeter-Conference 17.–18.04.2007 Raumberg-Gumpenstein, 84–89

[2] Baum, C., Hrynkkiewicz, K., Leinweber, P., Meißner, R. (2006) Heavy-metal mobilization and uptake by mycorrhizal and nonmycorrhizal willows (*Salix * dasyclados*). J. Plant Nutr. Soil Sci. 169, 1–7

[1] Contact: sebastian.bolze@ufz.de

Stoffeinträge in Gewässer durch Bodenerosion – Berücksichtigung in Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Axel Schröder[1], Norbert Feldwisch[2], Johannes Botschek[3], Peter Fiener[4], Josef Haider[5], Erich Unterseher[6]

Die Umsetzung der EU-Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL) erfordert die Erstellung und Umsetzung flussgebietsspezifischer Bewirtschaftungspläne mit konkreten Maßnahmenprogrammen, durch welche der „gute Zustand“ von Oberflächengewässern bis zum Jahre 2015 erreicht werden soll. In der Umsetzungspraxis bereitet jedoch v.a. die Auswahl, räumliche Festlegung und Bewertung der Wirksamkeit der Schutzmaßnahmen zur Reduzierung der diffusen Stoff- und Sedimenteinträge Probleme.

Deshalb stellen der Bundesverband Boden (BVB) und die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) gemeinsam eine fachliche Handlungsempfehlung vor, die sich an die mit der WRRL-Umsetzung befassten Fachbehörden und Planer richtet. Sie gibt konkrete Hinweise, wie die Entstehungsgebiete der Bodenerosion und die daraus resultierenden Stoff- und Sedimenteinträge in den Maßnahmenprogrammen berücksichtigt werden können.

Als Ergebnis der bisherigen Arbeiten wird die folgende Vorgehensweise bei der Berücksichtigung eintragsmindernder Maßnahmen innerhalb der bis Ende 2009 zu erstellenden Bewirtschaftungspläne empfohlen:

1. Screening potenzieller Erosionsgebiete und Abgrenzen von Bewirtschaftungseinheiten mit bedeutender Bodenerosion auf der Grundlage großskaliger Bilanzansätze.
2. Erfassen und Bewerten des Ausmaßes und der Bedeutung des Stoffeintrags in diesen Einheiten auf der Grundlage prozessbasierter Modellansätze.
3. Ableiten und Festlegen von wirksamen und kosteneffizienten Minderungsmaßnahmen.

1 GEOGNOSTICS, Berlin
2 Ingenieurbüro Feldwisch, Bergisch Gladbach
3 Umweltberatung Botschek, Bonn
4 Geographisches Institut, Universität Köln
5 Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz, Essen
6 Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg, Karlsruhe

Modellierung von Extremhochwasserszenarien im Bereich der vereinigten Mulde

Olaf Büttner, Michael Böhme, Michael Rode

Modelling of extreme floods in the River Mulde
A two-dimensional hydraulic model was used to calculate different flood scenarios in the context of the development of a Decision Support System [1] for the distribution and risk assessment of pollutants during extreme flood events in the Mulde floodplain near Bitterfeld (SARISK). The risk potential of severe flood events in this urban and industrialized region should be analyzed. Floods with flood recurrence periods of 200 and 500 years with and without flooding of a polder were regarded. Critical sites for flooding were identified. The uncertainties of data, boundary and initial conditions within the model were analyzed for the scenario of the extreme flood from summer 2008.

Im Rahmen der Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld (SARISK) wurden mit Hilfe eines zweidimensionalen hydraulischen Modells verschiedene Extremhochwasserszenarien berechnet, um das Gefährdungspotential für urbane und industrielle Gebiete zu untersuchen. Betrachtet wurden ein HQ200 sowie ein HQ500 mit und ohne Polderflutung in einem ca. 45 km² Gebiet. Dabei wurden für das Überflutungsverhalten kritische Stellen identifiziert. Die Auswirkungen von Unsicherheiten in den Daten, den Rand- und Anfangsbedingungen auf die Modellergebnisse und damit auf die Grundlagen für das zu erstellende Entscheidungssystem [1] wurden für ein Extremszenario (Sommerhochwasser 2002) untersucht.

[1] Sauer, A., Schanze, J., Walz, U. (2007): Development of a GIS-based Risk Assessment Methodology for Flood Pollutants. In: Marx-Gómez, J., Sonnenschein, M., Müller, M., Welsch, H., Rautenstrauch, C. (Eds)(2007): Information Technologies in Environmental Engineering - ITEE 2007, Third International ICSC Symposium, Oldenburg. Springer. Heidelberg, Berlin, New York. 357 – 366.

The Research of Fluvial Lakes of the Central Elbe River Section

Dagmar Chalupova
Charles University in Prague, Faculty of Science, Department of Physical Geography and Geoecology, Czech Republic, dada.chalupova@volny.cz / Phone: +420 777 025 449, +420 2215 1350

Extended abstract
From the year 2000, the environmental state and the impact of human activities on fluvial lakes have been evaluated in the central part of the Czech section of the Elbe River. The research concerned the following oxbow lakes: Labiště (east of Pardubice), Doleháj (near Kolín), and Obříství (near Mělník) and also newly selected lakes Němčice (near Pardubice), Lžovice (near Kolín), Kluk (near Poděbrady) and Václavka (near Lysá nad Labem), that have been investigated since 2005 (Fig. 1). These lakes differed from each other in time of their origin, size, intensity of communication with the river, closeness of possible industrial or agricultural source of pollution, landuse of the nearby floodplain, etc.
The project included bathymetric measurements, studying of hydrological regimes of the lakes, physical parameters of water column, chemical analyses of surface water samples, grain structure and chemical analyses of sediment cores, which were focused particularly on heavy metal content as a result of anthropogenic pollution. The resuls of the chemical analyses of water and sediments, of the in the project newly incorporated oxbow lakes, are represented in tables 1 and 2.

Parameter (average values)	Obříství	Václavka	Poděbrady	Lžovice	Němčice
Conductivity [mS/cm]	714	536	461	458	750
pH	8,32	7,83	8,01	8,11	8,1
Oxygeb [%]	119,5	101,9	79,6	101,7	101,3
BOD5 [mg/L]	6,6	5,4	3,3	3,6	5,1
CSBMn [mg/L]	7,97	6,49	5,34	5,26	9,23
Alcality [mmol/L]	2,697	2,919	2,177	2,201	3,663
Calcium [mg/L]	97,58	102,46	71,08	73,08	105,6
Chloridse [mg/L]	48,7	14,0	24,5	23,7	34,3
Ammoniacal-Nitrogen [mg/L]	0,13	0,06	0,10	0,09	0,16
Nitrita–Nitrogen [mg/L]	0,083	0,010	0,042	0,043	0,050
Nitrate-Nitrogen [mg/L]	3,3	<0,1	2,7	2,3	2,4
Phosphate-Phosphorus [mg/L]	0,07	0,05	0,05	0,07	0,42

Water quality of currently connected lakes with the river (Poděbrady, Lžovice) proved lower concentrations of most of the determined parameters. In contrast to that, sediments of these lakes, that were particularly in the past (uncontrolled industrial effluents from the factories) affected with river water transporting contaminated suspension, were most polluted with nearly all measured elements.

Table 1: *Chemical parameters of water at selected localities*

Figure 1: *Investigated lokalities*

[mg/kg]	Ag	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	C org
Obříství A	5,8	33	3,1	125	121	928	1,36	***1072***	***43***	***124***	594	9,8
Obříství B	1,6	31	1,6	46	79	936	3,41	784	29	79	***629***	12,0
Václavka	0,5	< 30	< 0,22	22	58	912	1,17	429	30	50	310	22,3
Lžovice A	***11,2***	< 30	***4,6***	***232***	***209***	890	3,99	531	38	89	563	12,4
Lžovice B	8,5	< 30	2,2	137	97	900	2,66	540	33	84	557	7,6
Němčice	2,3	< 30	0,8	121	61	***944***	0,44	400	31	76	478	11,8
Poděbrady	2,5	***42***	1,8	113	85	912	1,80	538	34	96	483	7,9

Table 2: *Heavy metal concentrations in sediments*

Emerging Organic Contaminants of Surface Waters

Martin Ferenčík, Jana Schovánková, Milan Koutník, Kateřina Zubrová

Summary

Herbicides are common organic contaminants of surface waters. The most common herbicides observed in surface waters are triazine (atrazine, terbuthylazine), chloroacetanilide (metazachlor, S-metolachlor, alachlor, acetochlor), phenoxy acid (MCPA, 2,4-D) and benzothiadiazole (bentazone) herbicides. In the tables and figures are being presented data of operational monitoring in the Czech part of the River Elbe at profiles Elbe Lysá and Elbe Valy. Comparison of spot samples and composite weekly collected samples from the Monitoring station Elbe Valy demonstrates importance of integral composite samples for monitoring of seasonal variation of pollution.

Results and discussion

Table 1 demonstrates contamination by common herbicides at profile Lysá of the River Elbe influenced by tributaries of rivers Cidlina and Mrlina flowing from agricultural areas.

Date of sampling	06.06.07	11.07.07	08.08.07	05.09.07	10.10.07	07.11.07	05.12.07	09.01.08	06.02.08	05.03.08	09.04.08	14.05.08	11.06.08
MCPA	94	<10	<10	24	21	<10	<10	<10	<10	<10	<10	20	-
Bentazone	63	32	52	64	24	35	19	33	<10	15	15	18	-
desethylatrazine	15	12	14	9,9	7,5	9,9	9,6	8,4	8,7	6,8	8,4	8,4	14
atrazine	61	21	17	17	9,1	13	14	8,1	6,6	10	9,3	12	36
terbuthylazine	520	95	40	36	11	6,5	26	<5	5,4	15	<5	31	677
metazachlor	<5	<5	<5	140	17	<5	39	<5	<5	<5	<5	0	<5
metolachlor	56	24	14	10	<5	<5	10	<5	<5	<5	<5	44	202
alachlor	<5	<5	<5	300	19	<5	74	<5	<5	<5	<5	0	<5
acetochlor	310	11	<5	<5	<5	<5	14	<5	<5	<5	<5	17	165

Tab. 1: *Concentrations of pesticides in ng/l in spot samples at the River Elbe Lysá*

Table 2 and 3 demonstrate comparison of composite weekly collected samples and spot samples.

Date of beginnig of collecting	28.02.08	06.03.08	13.03.08	20.03.08	27.03.08	04.04.08	10.04.08	17.04.08	01.05.08	08.05.08	15.05.08	22.05.08	29.05.08	05.06.08
desethylatrazine	9,5	7	8,2	9,4	8,3	8,9	8,4	9,9	6,2	8,2	12	8,6	8,6	11
atrazine	7,4	8,2	7	6,3	5,2	7,2	7,1	66	14	12	26	15	17	29
terbuthylazine	<5	6	<5	<5	<5	<5	<5	<5	18	33	234	192	83	464
metolachlor	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	10	20	22	177	137	39	144
acetochlor	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	31	26	260	253	57	119

Tab. 2: *Concentrations of pesticides in ng/l in composite weekly collected samples at the River Elbe Valy*

Date of sampling	05.03.08	09.04.08	14.05.08	11.06.08
desethylatrazine	6,8	9,4	6,9	12
atrazine	<5	8,9	10	20
terbuthylazine	<5	6	29	189
metolachlor	<5	<5	9,6	65
acetochlor	<5	<5	19	68

Tab. 3: *Concentrations of pesticides in ng/l in spot samples at the River Elbe Valy*

Überregionale Bewirtschaftungsziele im deutschen Einzugsgebiet der Elbe

Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe), Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe (ARGE Elbe)

Mit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Dezember 2000 wurde von der Europäischen Union ein Ordnungsrahmen für den Schutz von Gewässern geschaffen. Erreicht werden soll dies u.a. durch die Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der Ressourcen. Ziel ist es, bis 2015 für Oberflächenwasserkörper einen guten ökologischen und chemischen Zustand zu erreichen. Für künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper sind das gute ökologische Potenzial und der gute chemische Zustand des Wassers die Ziele, die bis 2015 erreicht werden sollen. Für das Grundwasser ist der gute mengenmäßige und chemische Zustand maßgebend.

In einem ersten Schritt wurde im Rahmen einer Bestandsaufnahme in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) der Ist-Zustand der Gewässer erfasst, bzw. durch Expertenwissen abgeschätzt. Dabei konnten wesentliche Belastungen identifiziert werden, die durch die nachfolgenden Überwachungsprogramme mit spezieller Ausrichtung auf die Anforderungen der WRRL näher überprüft und konkretisiert wurden.

Aus den erkannten Defiziten ließen sich für das Elbeeinzugsgebiet folgende überregionale Fragestellungen ableiten:

- Signifikante stoffliche Belastungen (Nährstoffe und Schadstoffe)
- Hydromorphologische Veränderungen der Oberflächengewässer (Durchgängigkeit und Strukturveränderungen)
- Wasserentnahme und Überleitung von Wasser
- Bergbaufolgen mit Auswirkungen auf Gewässer

Für diese Schwerpunkte wurden in der FGG Elbe konkrete überregionale Bewirtschaftungsziele festgelegt.

Das vorliegende Poster gibt einen Überblick über die wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen und den auf dieser Grundlage abgeleiteten überregionalen Bewirtschaftungszielen im deutschen Elbe-Einzugsgebiet.

Occurence of the endocrine disrupting compounds in surface water surrounding the Brno city (based on the results of the grant MŠMT 2B06093, year 2007)

Roman Grabic, Jarmila Halířová, Dušan Hypr, Jana Jurčíková, Vít Kodeš, Kamila Kružíková, Pavel Stierand

Chemical substances affecting hormonal system of organisms (endocrine disrupting compounds) have not been systematically studied in Czech Republic. Some of the well known nonpolar compounds are monitored (PCBs, PAH, OCP) in routine monitoring programs. Presented project is focused on identification of the most important endocrine disruptors in exposed aquatic ecosystems of Svratka River (downstream the Brno).

The samples were taken at 9 sampling sites including inlet and outlet of Brno's wastewater treatment plant. The combination of chemical and biological approaches is used. Large scale of the individual compounds (PAH, PCB, OCP, PBDE, Triclosan, about 70 polar pesticides, antibiotics, drugs and hormones) was determined in water samples, suspended solids, sediments, passive samplers as SPMD, POCIS and biota samples. Vitellogenin and 11-ketotestosteron were measured in blood plasma of fish as biomarkers. The extracts of the passive samplers were analyzed for different types of the cell activities. For sediments and suspended solids, a grain size composition was analysed. To analyze the negative impact of the contamination produced by the urban agglomeration the discharges for a fictitious station downstream of the Brno WWTP were obtained by calculation. Triclosan (hydroxydiphenyl ether) was determined in particular in wastewater at the WWTP with concentrations oscillating between 10 and 90 $ng.l^{-1}$. Mostly, its methyl derivative concentrations in wastewater at the WWTP outlet exceeded those of triclosan in nontreated water. Triclosan is used for its antibacterial and antimicrobial effects as a biocide in a number of detergents and cosmetics products (toothpastes, creams, soaps), in plastics and fabrics. During the treatment at WWTPs it can be methylated to give a metabolite with endocrine effects. Pharmaceuticals as antibiotics, antibacterial substances, antirevmatics and chemotherapeutics were identified among other substances. The highest concentrations of those substances were found at the inlet into the WWTP and also at the WWTP outlet to Svratka river - at comparable concentrations 10 times higher than concentrations in the river water upstream of the WWTP. Estrogen hormones (estradiol, estron, ethinylestradiol, diethylstilbestrol) were found in the highest concentrations in wastewater at WWTP inlet. The highest concentrations reached ethinylestradiol (160 $ng.l^{-1}$). Their concentrations were lower in processed wastewater at the WWTP outlet (only 80 $ng.l^{-1}$). A biomarker vitellogenin was found in 43 samples out of 78 individual male fish whereas the highest values of biomarkers as vitellogenin and 11-ketotestosterone were determined in a sample from the European Chub (*Leuciscus cephalus*) at the location on the Svratka river downstream the city, but still upstream of the WWTP. Preliminary results of multidimensional statistic method reflect possibility of using concentration model and substance flow model for substance path flow and regular average load calculations and classification of anthropogenic pollution. Both models show in some cases probably effect of the WWTP. The first results of monitoring in 2007 indicate contamination by substances with xenoestrogenic effect in surface water at all monitored locations. Svratka river downstream the Brno city is the site most heavily contaminated by monitored substances in comparison with other sampled locations. The monitoring of all components continues also in 2008. The monitoring will be extended by another substances with endocrine effects: alkyphenoles, bisphenol A and PBDE. The effect of a possible endocrine disruption will be observed in an indicator organism - New Zealand mudsnail (*Potamopyrgus antipodarum*).

Occurrence and Behaviour of Radioactive substances in Kocába River Watershed

Hanslík, E., Ivanovová, D., Juranová E., Kluganostová, M., Komárek, M., Novák, M., Vaněček, I.

As soon as in 1946, the attentionwas attracted to the radioactive materials in the district of Příbram, Czech Republic. Till the mine enclosure in 1991, a huge amount of uranium was excavated: 40 000 t, which represents 40 % of uranium total amount excavated in this period in the Czech Republic [1].

Huge amount of waste rock (28 · 106 m^3) heaped during the mining activity [2]. Mine water and tailings leakages are drained to the Příbramský stream (Litavka River watershed) and to the Dubenecký stream (Kocába River watershed). In 2005, a new waste water treatment plant has been started up in the Kocába watershed. This waste water treatment plant was not in operation yet, while the study was being realized.

The Kocába River springs near Příbram and it leads into the Vltava River. The total stream length is 45,5 km and the average annual flow rate is 0,6 m^3/s in the river mouth. [3][4]

Water and sediment samples were taken in 12 profiles at the Kocába River and its tributaries. In the laboratory, radiological analysis was made, focusing on uranium and radium-226 amounts.

In water samples, the detected radium-226 concentrations ranged from the detection limit 0,018 Bq/l to the maximal value 0,076 Bq/l. The average radium-226 concentration was 0,029 Bq/l. The average uranium concentration in water was 111 μg/l; the range was from 11 μg/l to 247 μg/l.

In the sediment samples, the detected radium-226 activities ranged from 15 Bq/kg to the maximal value 589 Bq/kg. The average radium-226 activity was 115 Bq/kg. The average uranium amount in sediments was 20,8 mg/kg in range from the detection limit 1,0 mg/kg to 63,2 mg/kg.

The most contaminated profiles were located near the pollution source. The contamination decreased gradually in the system of three ponds located at the Kocába River downstream of the pollution source. Further along the stream, the contamination was decreasing, especially due to the dilution by unpolluted tributaries.

Distribution coefficients K_d (sediment-water) were calculated. For uranium, they ranged between less than 0,006 kg/l to 1,041 kg/l. For radium-226 the distribution coefficients were from 467 kg/l to more than 12489 kg/l.

For sediments, ratios of radium-226 and radium-228 activities were calculated. These ratios ranged from 0,7 to 18,4. Based on the ratios of the radium-226 and radium-228 activities, 7 profiles were classified from slightly to very strongly contaminated by the uranium industry [5].

Comparing the recent results with results gained in 1968 – 1975 [6], it is apparent that the situation improved in the monitored parameters at similar profiles. The data were also compared with the results of the Czech Hydrometeorological Institute monitoring.

The contamination of the Kocába River and some of its tributaries is still significant, especially compared to other localities despite the mining activities were ended in 1991.

[1] Uranium 1993 Resources, Production and Demand. Joint Report by the OECD Nuclear Energy Agency and the International atomic Energy Agency. OECD, Paris, 1994.

[2] Tomas, J.: Sanace území po těžbě a úpravě uranu v České republice a posuzování vlivů těchto činností na ŽP.(Restoration of areas after uranium mining and milling in Czech Republic and EIA of these activities), in: Hornická Příbram Conference, Příbram, 2001.

[3] Hydroecological information system of T.G.M. Water Research Institute. http://heis.vuv.cz/ (4.11.2005).

[4] Czech Hydrometeorological Institute. http://hydro.chmi.cz/ips_ihc4/ (4.11.2005).

[5] Hanslík, E. a kol.: Radium Isotopes in River Sediments of Czech Republic, Limnologica, 35, p. 177-184, 2005

[6] Rücková, I: Úroveň radioaktivity vody v povodí střední Vltavy se zaměřením na dílčí povodí Kocáby v roce 1975. (Level of radioactivity in water in watershed of middle Vltava River, focused on partial Kocába watershed in 1975), T.G.M. Water Research Institute, Prague, 1976.

Untersuchung von gelöstem organischen Kohlenstoff im Bodenwasser der Elbaue mit ultra hochauflösender Massenspektrometrie

Peter Herzsprung, Ingo Lobe, Wolf von Tümpling und Philippe Schmitt-Kopplin

Summary: Investigation of dissolved organic matter in a Elbe floodplain soil water with ultra high resolution mass spectrometry

Many floodplain soils in European river basins show pollution with heavy metals due to inputs of contaminated sediments, particularly during flood events. The moistening and desiccation regime of floodplains plays an important role for their chemical, physical, and biological properties. The mobilisation of heavy metals is influenced by dissolved organic matter (DOM), which exhibits an exceptionally high degree of complexity.

In this study results of molecular resolution of Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry (FTICR-MS), a powerful technique to supply high molecular resolution information, are described. The variations of DOM elemental compositions (CHONS) of samples from three different redox potential situations during and after inundation are explained using van-Krevelen diagrams.

Die Mobilität von Schwermetallen in Auenböden wird maßgeblich durch gelösten organisch gebundenen Kohlenstoff (DOM) beeinflusst. Der Wechsel von Hochwasser – und Trockenphasen führen zu einem Wechsel des Redoxpotentials im Bodenwasser. Die Redoxbedingungen sind von großer Bedeutung für biologische und chemische Umwandlungen von DOM, dessen molekulare Struktur äußerst komplex und vielfältig ist. Mit der FTICR-MS können die Massen der im Massenspektromenter erzeugten Molekülionen so exakt bestimmt werden, dass daraus die Elementarformeln berechnet werden können. Aus den Elementgehalten der Moleküle können die Anzahl der Doppelbindungen (DBE), das Verhältnis von Wasserstoff zu Kohlenstoff (H/C) und das Verhältnis von Sauerstoff zu Kohlenstoff (O/C) berechnet werden und in van Krevelen Diagrammen dargestellt werden [1]. Abb. 1 zeigt Verbindungen, die entweder nur in der vom Hochwasser (HW) beeinflussten Bodenwasserprobe (Elbaue südlich von Wittenberge) im Mai 2006 oder in der nicht HW beeinflussten Probe im Februar 2007 vorkamen. Abb. 2 zeigt entsprechend die in beiden Proben gemeinsam vorkommenden Verbindungen. Aus Abb. 1 ist erkennbar, dass unter HW viele aromatische Verbindungen zusätzlich vorhanden waren. Hingegen sind in der nicht vom HW beeinflussten Periode zahlreiche aliphatische Fettsäuren mehr im Bodenwasser.

Literatur

[1] Kim, S, Kramer, R.W., Hatcher, P.G.(2003):Graphical method for analysis of ultrahigh-resolution broadband mass spectra of natural organic matter, the Van Krevelen diagram. Anal. Chem. 75, 5336 – 5344

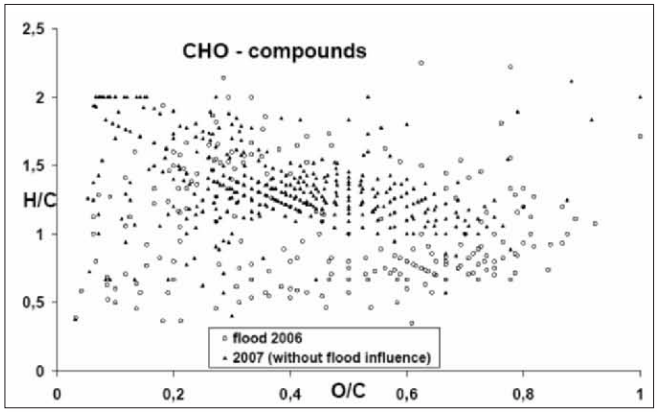


Fig. 1:
different CHO- comp. with and without flood influence

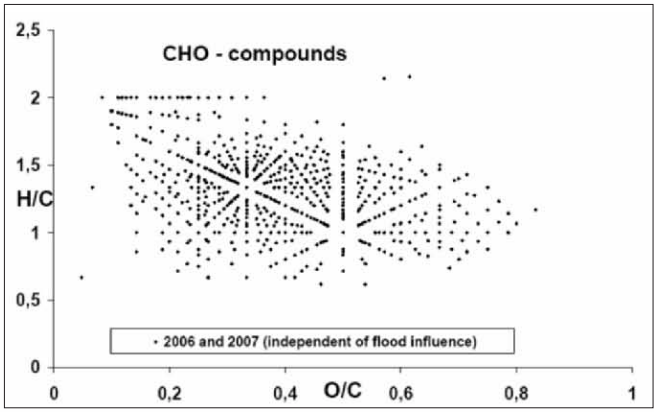


Fig. 2:
common CHO- comp. with and without flood influence

The Fellowship of the Stream: benthic macroinvertebrates and phytobenthos as tools for monitoring the ecological status of running waters

Horecký Jakub, Bohatá Karin, Lapšanská Natália and Liška Marek

Within the monitoring framework of the ecological status of water bodies in the three parts of the Vltava River watershed (upper Vltava, lower Vltava and Berounka), aquatic biota and water samples are regularly taken and analyzed by the laboratories of Povodí Vltavy (Vltava River Board), using methods in accordance with the Water Framework Directive (WFD 60/2000).

The presented results are based on data from 21 sites mainly in the lower Vltava territory, combining knowledge of the structure of both the benthic macroinvertebrates and phytobenthos (epilithic diatoms) in the year 2007. Principal Component Analysis (PCA) was run on benthic macroinvertebrates and phytobenthos separately to compare their relationships to the known environmental parameters (Fig. 1).

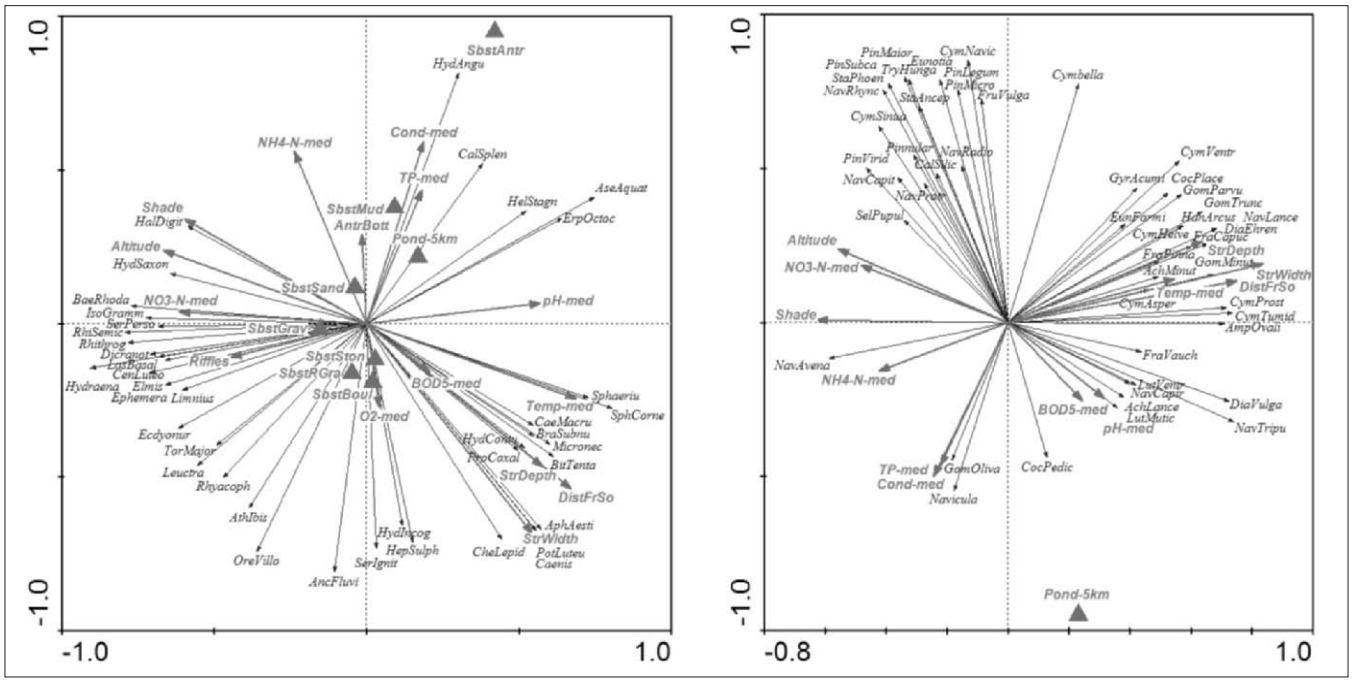


Fig. 1.: *PCA of biological data (benthic macroinvertebrates in the left and phytobenthos in the right) with environmental parameters projected into the results. Each plot explains 33 % of the species variability. The macroinvertebrates situated in the left part of the first plot mainly have rhithral preferences while those situated in the right part mainly prefer potamal sites. Particular species of diatoms follow the known trend of distribution, e.g.* Gomphonema olivaceum *in the left part tends to higher conductivity and deal of species on the right side is favoured by the increasing size of stream.*

The results suggest that the importance of major parameters influencing the structure of benthic organisms is similar between phytobenthic and macroinvertebrate communities. Both benthic community structures firstly reflect parameters associated with distance from the stream source (altitude and water temperature), shade and NO_3-N concentrations, and in the second place other parameters associated with eutrophication (total phosphorus and NH_4-N concentrations) and conductivity. This confirms that taking the distance from stream source into account is needed when assessing the ecological status.

Acknowledgements We would like to express thanks to Agricultural Water Management Authority (ZVHS) for providing part of the chemical data.

Kinetics of contaminants transport with wastewater from Temelín NPP using tritium as a tracer

Diana Ivanovová, Eduard Hanslík

Wastewaters from the Temelín NPP, which contain radioactive substances, are discharged discontinuously. In the Temelín NPP, radioactive waters are collected in checking tanks (CT). After inspection of the radioactive substances content, they are discharged into the flow of other wastewaters, which constitute especially from water circuit drain. Volume of CT is approximately 50 m^3. This way of waste water discharging causes that the flow of radioactive substances downstream of the Temelín NPP is heterogeneous.

Field study was carried out to specify significance of analyses of samples from checking site in Vltava at Hladná. Tritium was used as a tracer [1]. Wastewater velocity in the NPP and in the part of Vltava River between Kořensko Dam (wastewater discharge) and Hladná site was studied during two field experiments; farther the development of tritium activity concentrations in cross and vertical sections were studied.

Different conditions were realized during the first and second experiment; the conditions are summed up in the following table:

Conditions	1st experiment (3.–4.10. 06)	2nd experiment (22.–24. 5. 07)
Flows of wastewaters	in range: 200–240 l/s, in average 220 l/s	in range: 22–474 l/s, for particular CT in average: 195, 270, 451, 461, 424 l/s
The way of wastewater discharging to the Vltava River	through the water power installation in the Kořensko Dam	directly into the watercourse
Flows in the Vltava River at Kořensko dam	steady, in average 51,8 m^3/s	in range: 10,9–29,9 m^3/s, for particular CT in average: 17,9; 16,2; 27,9; 28,8; 29,9 m^3/s
Number of tracked CT	3	5
Number of samples	225	322

Development of tritium activity concentrations was monitored in following sampling sites: tank for wastewater collecting, control point for wastewaters in Kořensko and Vltava River at Hladná, about 4,5 km downstream of discharge of wastewaters.

The velocity of wastewaters between the CT and control point in Kořensko was evaluated: 5–6 h, when flow of wastewaters was in average 220 l/s (1st experiment) and 3–4 h, when flow of wastewaters was in average 450 l/s (2nd experiment).

Times of tritium flow in the Vltava River between the Kořensko Dam and the Hladná site were evaluated: 9 h for the flow 50 m^3/s, 19 h for the flow 17 m^3/s and 9,5 h for the flow 29 m^3/s.

It was observed, that the direct way of wastewater discharging causes that mixing in Vltava at Hladná is not perfect. When discharging through the water power installation in the Kořensko Dam there was observed full mixing in Vltava at Hladná.

The results should be used for optimising of monitoring of the Temelín NPP impact on the Vltava River during the standard and emergency situations, too.

[1] Pujol, Ll., Sanchez-Cabeza, J.A. 1999: Determination of longitudinal dispersion coefficient and velocity of the Ebro river waters (Northeast Spain) using tritium as a radiotracer, Journal of Environmental Radioacktivity 45, 39–57

[2] ČSN ISO 9698 (75 7635), 1996: Water quality. Determination of tritium activity concentration. Liquid scintillation counting method. Czech Standard Institute

Investigation on sedimentation and erosion dynamics of groyne fields in the River Elbe and its relevance for contaminant transport

Thomas Jancke, Martina Baborowski, Peter Morgenstern, Berhard Westrich

Riverine sediments store large quantities of hazardous contaminants, because in the past, great quantities of pollutants were discharged into the rivers. Many of the emitted contaminants, such as trace metals and several organic micropollutants, predominantly sorbed to fine-grained particulate matter. The particle bounded contaminants were deposited in regions of low turbulence – like groyne fields – and formed a depot of highly polluted bottom sediments. In recent years, the emission of pollutants has been reduced drastically. As a consequence, the older contaminated sediments are covered by less polluted younger deposits. Investigations of Schwartz (2006) for sediments of a River Elbe groyne field showed a signicant increase of pollutant concentration over depth. Figure 1 shows a typical groyne field of the River Elbe.

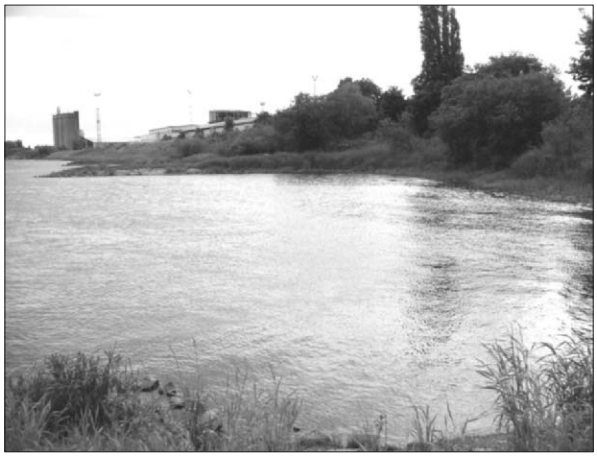


Fig. 1: *Groyne field Fahlberg, near Magdeburg.*

Many of the sorbed contaminants are largely immobile within the anoxic sedimentary deposits. Hence, the polluted deposits often do not directly affect river water quality. But during extreme flood events the sedimentens within the groyne fields can be remobilized. Therefore the groyne fields in the River Elbe can be regarded as potential sources of pollutants. The risk of polluted sediment resuspension is important for assessing the environmental impact on the water body and the soil of the floodplains, because the former immobilized contaminants might become bioavailable and toxic again. The flood in August 2002 showed it drastically.
Unfortunately, there is lack of data on erosion stability and corresponding particulate contaminations of hot spots. However, their relevance for quality of the river system is of primary importance for risk assessment and sediment management. Therefore, the University of Stuttgart (Institute of Hydraulic Engineering), in cooperation with the UFZ Magdeburg (Dept. River Ecology & Analytics) and the ELANA GmbH, performed a sediment sampling campaign in the Middle Elbe in order to fill in the data gap and to gain deeper insight into the sediment transport dynamics within some groyne fields.Undisturbed sediment cores (10 cm diameter) were taken at groyne field near Magdeburg to determine depth profiles of the critical erosion shear stress (crit,e), single sediment properties, such as bulk density and water content, and pollutant concentrations. crit,e was determined using the SETEG-flume (Kern et al. 1999), which allows measurements in 1-cm steps. Bulk density was nonintrusively measured by a gamma ray densitometer. Heavy metals, arsenic (As) and silica (Si) concentrations were measured after freeze-drying the sediment samples applying the energy dispersive X-ray fluorescence (EDXRF) method.
Results of the spatial variability of sediment erosion stability and sediment bound contaminants are given. They reveal the uncertainties associated with sediment transport modelling and environmental risk assessment related to contaminated sediments.

References

Kern, U., Haag, I., Schürlein, V., Holzwarth, M., Westrich, B.(1999): Ein Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten: das SETEG-System. Wasserwirtschaft, 89, pp. 72 – 77.

SCHWARTZ R. (2006): Geochemical characterisation and erosion stability of fine-grained groyne field sediments of the Middle Elbe River. Acta hydrochimica et hydrobiologica, 34 (3), pp. 223 – 233.

Trends in nutrient discharges in the Elbe River at Hřensko/Schmilka international boundary site and nutrient pollution originating from point and non-point sources

Marie Kalinová, Ivan Nesměrák

Since 1995, the concentrations and discharges of nutrients in the Czech-German boundary site Labe-Hřensko/Schmilka have been gradually decreasing. Discharge of total phosphorus was constant during 1995 – 2000 whereas in the following period 2001 – 2006 discharge of total phosphorus significantly decreased. Total nitrogen discharge was constant during both periods. Significant decrease of total phosphorus discharge during the latter period is related to significant increase in number of waste water treatment plants equipped with phosphorus elimination by coagulation.

In biennial period 2004 – 2005, the total nitrogen pollution of the Czech part of the Elbe River basin presented 51 600 t/year and discharge in the boundary site was 45 600 t/year while the total phosphorus pollution was 1 800 t/year and discharge was 1 500 t/year. Contribution of point sources to river pollution by total nitrogen presented 26 % and of non-point sources 74 %. Total phosphorus pollution originating from point sources presented 62 % and originating from non-point sources 38 %. In 2005, total nitrogen discharged from point sources originated from communities in 61% and from industry in 39%. Total phosphorus discharged from point sources originated in 85% from communities and in 15% from industry.

As soon as the emission standards of total nitrogen and total phosphorus, according to Government Decree No. 229/2007 Coll., are reached (for urban pollution sources above 10 000 population equivalent the emission standards given by the Decree are identical with emission standards according to Council Directive 91/271/EHS and, moreover, the Decree determines phosphorus emission standards for communities from 2000 to 10 000 population equivalent) the amount of total nitrogen discharged from point sources will decrease by 26% and the amount of total phosphorus will decrease by 21% in comparison with 2005.

Possibilities of further decrease in discharged nitrogen from point sources can be reached by effectiveness improvement of nitrogen elimination during water treatment process over the requirements given by the Decree (at the BAT level), revision of industrial sources of nitrogen (ammonia nitrogen) and in case of non-point sources by decrease of nitrogen outflow from agriculture. Possibilities of further decrease in discharged phosphorus from point sources can be reached by further decrease of phosphorus content in washing powder and detergents, by effectiveness improvement of phosphorus elimination during water treatment process over the requirements given by the Decree (at the BAT level), by addition of phosphorus elimination to the process of water treatment at selected water treatment plants under the level of 2000 population equivalent, and by decrease of soil erosion and its contribution to the pollution from agriculture.

References:

[1] Nesměrák, I. (2007): Tři metody globálního odhadu velikosti plošných a difúzních zdrojů znečištění a jejího příčinku do zájmového profilu, Vodní hospodářství, 2007, 3, s. 69 – 72.

[2] Úplné znění 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 Metodický pokyn odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí (MŽP ČR) k tomuto nařízení. http://www.ochranavod.cz

Program snížení znečištění povrchových vod v ČR

Věra Kladivová, Jitka Svobodová

V rámci implementace směrnic EU vymezila Česká Republika na své síti vodních toků lososové a kaprové vody podle směrnice Směrnice Rady EU 78/659/EHS o kvalitě sladkých povrchových vod vyžadujících ochranu nebo zlepšení za účelem podpory života ryb (v kodifikovaném znění 2006/44//EU). Nařízením vlády 71/2003Sb. bylo vyhlášeno 305 úseků – 174 lososových a 131 kaprových vod. Na základě monitoringu bylo v roce 2003 zjištěno, že 94 úseků nevyhovuje všem ukazatelům jakosti, které jsou uvedeny ve výše zmíněných legislativních předpisech.

Byl vytvořen Program snížení znečištění povrchových vod, který zahrnuje 327 investičních akcí a dalších opatření na zlepšení tohoto stavu. Většina těchto akcí se týká odkanalizování a čištění městských odpadních vod – výstavby, rekonstrukce nebo intenzifikace ČOV a dostavby a rekonstrukce kanalizačních sítí. Legislativním podkladem se stalo nařízení vlády 169/2006Sb.

V roce 2007 byl hodnocen aktuální stav plnění tohoto programu (k 31.12.2007). Bylo zjišťováno, v jakém stadium se jednotlivé stavby nacházejí (příprava, uzemní rozhodnutí, stavební povolení, rozestavěno, dokončeno). Ve výsledku byl vyhodnocen stav rozestavěnosti všech staveb v každém úseku, pro který byl tento program vyhlášen. Míra realizace staveb se pohybuje okolo 64 – 65 %..

Tento stav je konfrontován s výsledky plnění závazných limitů těchto úseků za období 2006 – 2007. Očekává se, že vliv rozestavěných i čerstvě dokončených staveb se na jakosti vody plně projeví až v dalších obdobích.

Program for Reduction of Pollution of Surface Waters in the Czech Republic

Czech Republic has designated salmonid and cyprinid waters in the network of its watercourses according to the Fish Freshwater Directive (Council Directive EU 78/659/EEC on quality of fresh surface waters requiring protection or improvement for fish life support in codified version 2006/44/EU), within the implementation of EU directives. 305 sectors have been declared by government regulation No. 71/2003 Coll. – out of which 174 are salmonid and 131 cyprinid waters. Based on monitoring from 2003 it was discovered that 94 of the sectors do not comply with all quality indicators, which are listed in the above mentioned regulations.

A Program for reduction of pollution of surface waters was created, which encompasses 327 investment projects and other measures for improvement of the status. Most of the projects concern sewerage and purification of urban waste water – building, reconstruction or intensification of waste water treatment plants and finishing or reconstructing of sewerage systems. Government regulation No. 169/2006 Coll. is a legislative fundamental for these projects.

The actual status of the program fulfillment was evaluated in 2007 (as of December 31, 2007). The status of the individual projects was assessed (preparation, planning permission, building licence, process of construction and completeness). In the result the status of completeness of all the constructions in each sector, to which this program applies to, was assessed. The degree of completeness of the constructions is about 64 – 65 %.

This status is confronted to the results of binding limits fulfillment in these sectors in the period of 2006 – 2007. It is expected that the influence of these projects under construction and of the recently completed constructions will not take effect on the water quality before the upcoming periods.

Implementace Rámcové směrnice o vodách v Mezinárodní oblasti povodí Labe

Pavel Knotek, Ladislav Novak, Slavomír Vosika

Koordinace prací na mezinárodní úrovni

Členské státy EU v povodí Labe – Česká republika, Německo, Rakousko a Polsko – naplňují mezinárodní koordinaci a vzájemnou spolupráci při implementaci Rámcové směrnice o vodách (RSV) pod zastřešením Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL).

Dosažený stav prací

V prosinci 2004 byla dokončena analýza charakteristik Mezinárodní oblasti povodí Labe, přezkoumání environmentálních důsledků lidské činnosti a ekonomická analýza využívání vod. Výsledky byly shrnuty ve Zprávě 2005. *V prosinci 2006* byly ustaveny programy pro monitorování stavu vod. Cíle, zásady a popis jednotlivých typů monitorování byly shrnuty ve Zprávě 2007. *V první polovině roku 2007* prošel připomínkovým řízením Společný časový plán a program prací pro vypracování Mezinárodního plánu oblasti povodí Labe. Předběžný přehled významných problémů nakládání s vodami v Mezinárodní oblasti povodí Labe byl s veřejností projednán *v první polovině roku 2008*.

Budoucí kroky

Návrh Mezinárodního plánu oblasti povodí Labe bude *nejpozději do 22. prosince 2008* zveřejněn digitální formou k připomínkám veřejnosti. Jeho součástí budou mimo jiné i cíle pro snížení vnosu živin a znečišťujících látek do povrchových vod a k zajištění průchodnosti vodních toků. *V roce 2009* bude návrh dále upřesněn s ohledem na nově získané poznatky (např. z monitorování stavu vod) a vyhodnocení připomínek veřejnosti. Konečná verze plánu musí být zveřejněna do 22. prosince 2009.

Práce s veřejností

Vedle povinného připomínkování přípravných dokumentů pro zpracování Mezinárodního plánu oblasti povodí Labe i vlastního návrhu plánu usiluje MKOL o to, aby byla veřejnost podrobněji informována a zapojena v rámci jednotlivých kroků naplňování RSV. Zprávy 2005 a 2007 jsou k dispozici na internetových stránkách MKOL (www.ikse-mkol.org), Zpráva 2007 také v tištěné podobě u sekretariátu MKOL (sekretariat@ikse-mkol.org). MKOL vydává nepravidelnou řadu informačních listů u příležitosti ukončení významných etap implementace RSV. Informační list č. 1 shrnul výsledky analýzy charakteristik Mezinárodní oblasti povodí Labe (Zpráva 2005), informační list č. 2 shrnul především Zprávu 2007 o monitorovacích programech v Mezinárodní oblasti povodí Labe. K informování o dosažených výsledcích, k projednání konfliktů užívání vod s mezinárodním dopadem a zásadních koordinačních a pracovních kroků bylo ustaveno Mezinárodní labské fórum (MLF). MLF je podle potřeby organizováno formou semináře pro širokou veřejnost nebo formou užšího grémia zástupců významných uživatelů, zájmových sdružení, státní správy a MKOL. Dosud se MLF uskutečnilo v roce 2007 a 2008 a je plánováno i v roce 2009. K podrobnějšímu projednání specifických otázek jsou také pořádány odborné konzultace s vybranými významnými uživateli vody a zájmovými sdruženími.

Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in der internationalen Flussgebietseinheit Elbe

Pavel Knotek, Ladislav Novak, Slavomír Vosika

Koordinierung der Arbeiten auf der internationalen Ebene

Die Mitgliedstaaten der EU im Einzugsgebiet der Elbe – Tschechien, Deutschland, Österreich und Polen – gewährleisten die internationale Koordinierung und die Zusammenarbeit bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unter dem Dach der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE).

Erreichter Bearbeitungsstand

Im Dezember 2004 wurden die Analyse der Merkmale für die internationale Flussgebietseinheit Elbe, die Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und die wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung abgeschlossen. Die Ergebnisse sind im „Bericht 2005“ zusammengefasst. *Im Dezember 2006* wurden die Programme zur Überwachung des Zustands der Gewässer aufgestellt. Die Ziele, die Grundsätze und die Beschreibungen der einzelnen Überwachungsarten sind im „Bericht 2007“ zusammengestellt. *In der ersten Hälfte des Jahres 2007* lief das Anhörungsverfahren zum „Gemeinsamen Zeitplan und Arbeitsprogramm für die Aufstellung des internationalen Bewirtschaftungsplans für die Flussgebietseinheit Elbe“. Der „Vorläufige Überblick über die für die internationale Flussgebietseinheit Elbe festgestellten wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen“ wurde *in der ersten Hälfte des Jahres 2008* mit der Öffentlichkeit diskutiert.

Zukünftige Schritte

Der Entwurf des internationalen Bewirtschaftungsplans für die Flussgebietseinheit Elbe wird zur Anhörung der Öffentlichkeit *spätestens bis zum 22. Dezember 2008* in digitaler Form veröffentlicht. Er wird u. a. auch die Ziele zur Reduzierung des Nähr- und Schadstoffeintrags in die Oberflächengewässer und zur Gewährleistung der Durchgängigkeit der Fließgewässer enthalten. *Im Jahr 2009* wird der Entwurf auf der Grundlage neu gewonnener Erkenntnisse (z. B. aus der Überwachung des Zustands der Gewässer) und der Auswertung der Stellungnahmen aus der Öffentlichkeit weiter präzisiert. Die Endfassung des Bewirtschaftungsplans muss bis zum 22. Dezember 2009 veröffentlicht sein.

Öffentlichkeitsarbeit

Die IKSE ist bestrebt, die Öffentlichkeit detaillierter zu informieren und einzubeziehen. Sowohl der „Bericht 2005“ als auch der „Bericht 2007“ ist auf den Internetseiten der IKSE verfügbar (www.ikse-mkol.org), der „Bericht 2007“ darüber hinaus in gedruckter Form beim Sekretariat der IKSE (sekretariat@ikse-mkol.org). Wenn bedeutende Umsetzungsphasen der WRRL abgeschlossen sind, gibt die IKSE in unregelmäßig erscheinender Reihe Informationsblätter heraus. Das Informationsblatt Nr. 1 enthält eine Zusammenfassung des „Berichts 2005“, das Informationsblatt Nr. 2 legt den Schwerpunkt vor allem auf den „Bericht 2007“. Ferner wurde ein Internationales Elbeforum (IEF) eingerichtet, in dem über die erreichten Ergebnisse informiert sowie Konflikte durch die Nutzung der Gewässer mit internationalen Auswirkungen und grundlegende Koordinierungs- und Arbeitsschritte diskutiert werden. Das IEF wird je nach Bedarf als Seminar für die breite Öffentlichkeit oder in Form eines kleineren Gremiums aus Vertretern bedeutender Wassernutzer, Interessengruppen, der Behörden und der IKSE organisiert. Bisher fand das IEF 2007 und 2008 statt, ein weiteres ist 2009 geplant. Darüber hinaus werden Fachgespräche mit ausgewählten bedeutenden Wassernutzern und Interessengruppen geführt, um spezifische Fragen ausführlicher zu beraten.

Analysis of headwaters runoff regime - case study upper Otava River basin

Jan Kocum, Bohumír Janský

In context of catastrophic floods and extreme droughts in recent years there is an urgent need of solving of flood protection questions and measures leading to discharge increase in dry periods using also untraditional practices such as gradual increase of river catchment retention capacity in headstream areas.
To increase water retention in Otava River headwaters (Vltava River tributary, southwestern Czech Republic), the source area of a number of catastrophic flood events in recent years, the detailed analysis of peat bogs (widespread in this area) hydrological function and qualified reference of measures being implemented at present in the study area in connection with former ameliorative channels (made during communist regime) dyking need to be done. The peat bogs influence on runoff conditions is being assessed by detailed comparison of hydrological regime in a number of experimental subcatchments with different peat land proportion. We can reason about the peat bog influence on hydrological process also with respect to its affecting of water quality, respectively to ionic structure of water in periods of high or low discharges.
This project currently bear on existence of several water measure profiles with long time data series, on using modern methods (automatic ultrasound and pressure water level gauges, meteorological stations) and upon results of bog pools detailed research. The implementation of mentioned profiles with installed automatic gauges within the flood warning system in cooperation with CHMI is cogitated. The peat bogs hydrological function depends on a number of factors considering the type of a peat land, its health state, its rate of anthropogenic impact, etc. Detailed analyses of extreme runoff ascending and descending phases carried in profiles closing several experimental subcatchments quite conclusively present more distinct runoff variability in profiles closing catchment with very significant peat land proportion mainly with respect to higher frequency of peak flows. Its negative effect was confirmed by thorough study and comparison of runoff reaction to causal rainfall total while longer reaction interval adverting to more significant causal rainfall amount retention was determined in the case of less peaty catchment. The peat land influence on hydrological regime is being considered also with respect to the ionic content and carbon and oxygen isotopes balance of water in periods of low or high discharges.
As well, detailed analysis of snow conditions (snow cover height and snow water equivalent determinations) in representative subcatchments as an important component of rainfall-runoff process is carried out. Acquired data show very significant snow reserves variability in relation to altitude. They are necessary for accurate parametrization of rainfall-runoff prediction model. Outcomes could then considerably contribute to extreme runoff events prognoses precision in our country.
In addition to considering dyking of former channels draining peat bogs and focusing on recovery of vegetation health state the evaluation of possible former accumulation reservoirs (used for wood floating in former times) restoration with potential function as dry polders should be considered. Using complex system of hydrological models such as rainfall-runoff and routing models with semi-distributed approach the simulation of runoff process in the source area and the assessment of these small accumulation reservoirs effectiveness could be done. Partial outcomes show their relatively high water retention efficiency. The implementation of such unforceable measures realized in headwaters, such as the realization of a suitable system of these reservoirs could significantly contribute to reduction of peak flows and to increase of water resources during extreme droughts in future.

Groundwater surveillance program in the Czech republic – results for year 2007

Vít Kodeš

The Czech Hydrometeorological Institute is responsible for national groundwater monitoring network and groundwater monitoring programs according the WFD. First phase of groundwater surveillance monitoring program started in 2007. Second phase of groundwater surveillance monitoring program is planned for 2009. 462 locations of national groundwater network were selected with sampling frequency 2x a year. Wide range of more than 220 parameters such as basic physico-chemical parameters, metals, VOC, PAH, PCB, PBDE, DEHP, octyl- and nonylphenoles, chlorophenoles, chlorobenzenes, chloroalkanes C10 – C13, complexons and pesticides (organochlorine, triazine, chloroacetinilide, phenylurea, phenoxyacetic, organophosphorus etc.) were analyzed in 911 samples. Results of the first phase of groundwater surveillance monitoring program show that various organic pollutants can be found in groundwater. Except metals as partially naturally occurring substances, the most frequently found pollutants are polycyclic aromatic hydrocarbons, in particular naphtalene, phenanthrene, pyrene and fluoranthene with 30% of positive samples. Volatile organic compounds (especially toluene and xylene) were found in 17% of samples. Other organic compounds were found less frequently: nonylphenoles with 10% of positive samples, triazine pesticides (atrazine metabolite desethylatrazine, see Figure 1) with 16% of positive samples, phenylurea pesticides (chlorotoluron with 2% of positive samples), complexons (EDTA with 1.5% of positive samples) and PCBs (PCB138 with 1% of positive samples). On the other hand the first phase of surveillance monitoring confirmed that 77 compounds such as chlorophenoles, PBDEs, chlorobenzenes, organochlorine pesticides, octylphenoles and some pesticides do not occur very often or even at all in groundwater of the Czech Republic.

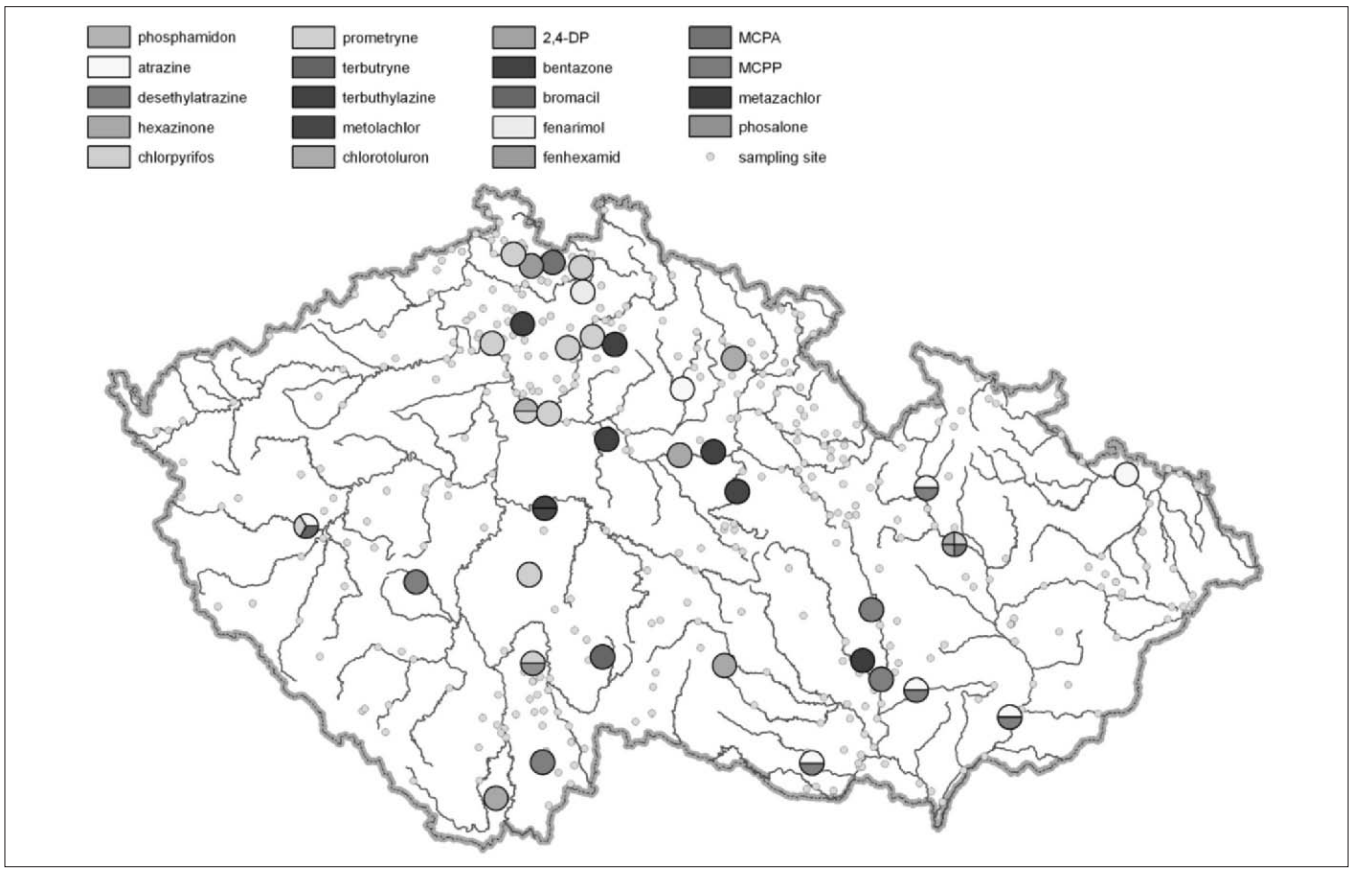


Fig. 1.: *Groundwater sampling sites with concentrations of pesticides exceeding drinking water limit (0.1 µg/l)*

Pasportization of pesticides – a tool for efficient monitoring program design

Vít Kodeš

Anyone designing monitoring program has to consider where, what and when to sample to get as much as posibble information for as little as posibble money. Information on sources, properties and behaviour of a substance is very helpful for efficient monitoring program design. This is especially important for pesticides as diffuse pollutants of uncertain origin. Therefore a database of all necessary information on pesticides has been created. The data are stored in RDBMS and with WWW interface for data display, editing and querying. The database was created primarily for purpose of sharing information among the team members of the research project "Occurrence and transport of pesticides in the hydrosphere of the Czech Republic" with the perspective of information system providing all necessary information for future pesticide monitoring. Data were obtained from the available literature, pesticide monitoring in the Czech Republic, field and laboratory soil adsorption experiments performed for selected soil types by the project team. The information system allows also for statistical processing of stored information. The system has also built-in functionality to calculate the GUS index [1] representing leachability of a substance, to rank pesticides from various points of view and to predict soil sorption properties based on pedotransfer rules [2]. Majority of the data stored in database is available for general public in form of pesticide pasports providing information on substance identification, physico-chemical properties, sampling and analytical methods, eco-toxicological properties, health risks, occurence in the hydrosphere, application rate and application period of the year, spatial distribution, relevancy, plant protection products containing the substance, monitoring programs and so on. Utilization of passports should lead to proper and effective setup of a pesticide monitoring programs, cost effective monitoring, improvement of plant protection product evaluation and registration process and thus overall water quality improvement in the Czech Republic.

Acknowledgment: Author acknowledges the financial support of grant No. 2B06095 by the Ministry of Education, Youth and Sports.

Literature:

[1] Gustafson, D.I. (1989): Groundwater Ubiquity Score: A simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Toxicol. Chem., 8, 339–537.

[2] Kozák, J, Vacek, O. (2000): Pedotransfer functions as a tool for estimation of pesticides behaviour in soils. Plant Production 46: 69–76

Soil's role in prevention of groundwater contamination by pesticides

Radka Kodešová, Martin Kočárek, Marcela Rohošková, Vít Kodeš, Vít Penížek, Ondřej Drábek, Josef Kozák

Groundwater contamination caused by pesticides used in agriculture is a worldwide environmental problem. Pesticides and other contaminants can be monitored. For instance, monitoring of the groundwater pollution in the Czech Republic is carried out by the Czech Hydrometeorological Institute (http://hydro.chmi.cz/ojv). Since, such monitoring is quite expensive and time consuming, only some pesticides are analyzed at selected locations of CHMI monitoring network. However, wide pesticide utilization requires monitoring of larger number of substances. To extend a number of evaluated pesticides, the monitoring network setup and sampling frequency for specific pesticides must be optimized. Optimization reflects hydrological and hydrogeological conditions, impact of soil cover, localization of frequent application of specific pesticides and so on. Soil cover has a very significant impact on water flow and pesticide transport and consequently on groundwater contamination. The goal of this study was: 1) Selection of representative soils of the Czech Republic. 2) Measurement of adsorption isotherms of selected pesticides for all studied soils. 3) Determination of pedotransfer rules based on the measured data and their application for assessment of pesticides mobility in soils of the Czech Republic and possible groundwater contamination by pesticides.

1) Based on the soil maps of the Czech Republic [4] and various climatic conditions eleven humic horizons of different soil types (four Chernozems, one Phaeozem, one Luvisol, one Arenosol, and four Cambisols) and two parent materials (sand and loess) were selected. Soil properties (soil specific density, pH_{KCl}, pH_{H2O}, $CaCO_3$ content, salinity, organic matter content, organic matter quality as a A_{400}/A_{600}, CEC, base saturation and particle size distribution) were determined using the standard laboratory techniques.

2) The following pesticides were used for adsorption isotherms determination using a standard laboratory procedure: metribuzin, chlorotoluron, terbuthylazin, prometryn and trifluralin. The Freundlich equation with fixed value of exponent *n* was used to fit experimental data points.

3) Pedotransfer rules [2] [3] for determination of K_f parameter of the Freundlich equation from the soil properties (organic matter content, CEC, pH_{KCl}, clay content and so on) were investigated using the multiple linear regression. Resulting pedotransfer rules and the Czech soil information system PUGIS [1] were applied for the estimation of the Czech agricultural soils adsorption properties. The maps of the predicted adsorption K_f parameters representing adsorption ability of studied soils were evaluated for each pesticide. Resulting maps represent one soil factor affecting the contaminant transport through the soil cover. Probability of groundwater contamination decreases with increase of adsorption ability.

Acknowledgement: Authors acknowledge the financial support of the Ministry of Education, Youth and Sports grants No. 2B06095 and No. MSM 6046070901.

Literature

[1] Kozák, J., Němeček, J., Jetmar, M. (1996) The database of soil information system – PUGIS. Plant Production 42(12), 529–534

[2] Kozák J., Vacek O. (1996) The mathematical model (BPS) for prediction of pesticide behavior in soil. Plant Production 42(12), 551–558

[3] Kozák J., Vacek O. (2000) Pedotransfer functions as a tool for estimation of pesticides behavior in soils. Plant Production 46 (2), 69–76

[4] Němeček, J., Kozák, J. et al. (2001) Soil Map of the Czech Republic 1:250 000. CULS, Prague.

Vodohospodářská bilance minulého roku v oblasti povodí

Michal Krátký, Magdalena Tlapáková a kolektiv

Summary: Previous Year Water-resources Balance in the Basin Area
Keeping a water balance, as part of the detection and evaluation of the quality of surface and ground water, serves mainly to provide the data necessary for the execution of the public administration according to the water act, to inform the public and to plan in the water domain. The Previous Year Water-resources Balance in the Basin Area, as a part of the water balance, compares the requirements for the intake of the surface and ground water and for the discharge of the waste water realized during the previous year with the actual capacity of the water resources and their ecological state (§ 22 article 1 of the water act). With that, the impact of human activity on the quality of the surface and ground water is evaluated, the possible deviations from the acceptable values of the indicators are noted and the data for gathering information about the basin area are provided.

Vedení vodní bilance je součástí zjišťování a hodnocení stavu povrchových a podzemních vod, které se provádí podle povodí povrchových vod a podle hydrogeologických rajónů podzemních vod. Slouží zejména pro zajišťování podkladů pro výkon veřejné správy podle vodního zákona, k poskytování informací veřejnosti a plánování v oblasti vod (§ 21, odst. 1). Vodohospodářská bilance v oblasti povodí, jako součást vodní bilance, porovnává požadavky na odběry povrchové a podzemní vody a vypouštění odpadních vod, uskutečněné v uplynulém roce s využitelnou kapacitou vodních zdrojů z hledisek množství a jakosti vody a jejich ekologického stavu (§ 22 odst. 1 vodního zákona) a hodnotí tak dopad lidské činnosti na stav povrchových a podzemních vod.

Vodohospodářská bilance minulého roku slouží k popisu nakládání s vodami v hodnoceném kalendářním roce, upozorňuje na případné odchylky od přípustných hodnot ukazatelů a může být podnětem k sestavení vodohospodářské bilance současného stavu. Zároveň poskytuje údaje pro evidenci informací o oblasti povodí.
V souladu s vymezením oblastí povodí sestavuje každoročně Povodí Vltavy, státní podnik, vodohospodářské bilance minulého roku v oblastech povodí Horní Vltavy, Berounky a Dolní Vltavy. Výstupy vodohospodářské bilance minulého roku pro jednotlivá hodnocení jsou zveřejněny na internetových stránkách Povodí Vltavy, státní podnik, (www.pvl.cz) v sekci Vodohospodářské informace. Údaje ohlášené povinnými subjekty za minulý rok (22 odst. 2) vodního zákona) jsou zveřejněny na vodohospodářském informačním portálu (www.voda.mze.cz) v sekci Evidence ISVS / Odběry a vypouštění.
Obsahem posteru jsou příklady výstupů převzaté z vybrané Vodohospodářské bilance v oblasti povodí Dolní Vltavy za rok 2006.

Vodohospodářská bilance současného a výhledového stavu v oblasti povodí

Michal Krátký, Magdalena Tlapáková a kolektiv

Summary: The water-resources balance of the current and the future condition

The water-resources balance, as a part of a water balance, evaluates the impacts of human activity on both the surface and the ground water, in a certain place and at a certain time; it also distinguishes the evaluation of the previous calendar year, the current condition and the future condition. The evaluation of the current condition is being performed as necessary, based on the results; the evaluation of the previous year and the evaluation of the future condition is done once every six years in relation to the duty to review and to update the Plans of the Basin Areas. The water-resources balance of the current and the future condition was created for the first time, its outcomes are used also by the basin area management. Aside from the evaluation based on the basin area of the surface water and the groundwater zones, an evaluation of the water formations as basic territory zones of the basin area was also prepared (related to the planning in the water domain and the implementation of the framework directive).

Vodohospodářská bilance jako složka vodní bilance hodnotí dopady lidské činnosti na povrchovou a podzemní vodu v uvažovaném místě a čase a rozlišuje hodnocení minulého kalendářního roku, současného stavu a výhledového stavu. Hodnocení minulého kalendářního roku se provádí každoročně, hodnocení současného stavu se provádí dle potřeby na základě výsledků hodnocení minulého roku a hodnocení výhledového stavu se sestavuje jednou za 6 let v souvislosti s povinností přezkoumávat a aktualizovat plány oblastí povodí. Vodohospodářská bilance současného a výhledového stavu byla sestavována poprvé jako jeden z podkladů prvních Plánů oblastí povodí a její výstupy slouží rovněž pro další potřeby správce povodí. Kromě hodnocení podle povodí povrchových vod a podle hydrogeologických rajónů bylo ve vazbě na plánování v oblasti vod a implementaci Rámcové směrnice provedeno rovněž hodnocení vodních útvarů jako základních územních jednotek oblasti povodí. Při zpracování výpočtů vodohospodářská bilance současného a výhledového stavu se vychází z hodnot požadavků na užívání vod, přípustných hodnot a vlivů užívání vod.

Vodohospodářská bilance současného stavu určuje výchozí stav oblasti povodí a slouží mimo jiné ke zjištění účinků realizace programu opatření před zpracováním dalšího plánu oblasti povodí. Sestavuje se ohlašovaných údajů nebo z povolených hodnot. Všechny údaje jsou vztaženy k časové úrovni, v níž se provádí hodnocení – roku 2004.

Vodohospodářská bilance výhledového stavu určuje výhledový stav oblasti povodí a slouží mimo jiné k poskytnutí podkladů pro návrh programu opatření jako součásti plánu oblasti povodí. Sestavuje se z očekávaných hodnot užívání vody a z očekávaných povolených hodnot. Všechny údaje jsou vztaženy k výhledové časové úrovni – roku 2015. Vodohospodářská blance současného a výhledového stavu v oblastech povodí Horní Vltavy, Berounky a Dolní Vltavy byla zpracována na základě objednávky ve Výzkumném ústavu vodohospodářském TGM, v.v.i. jako hodnocení množství povrchových a podzemních vod a hodnocení jakosti povrchových a podzemních vod.

Výsledky hodnocení současného a výhledového stavu množství a jakosti vod jsou v době očekávaných dopadů klimatických změn důležitým podkladem při vydávání stanovisek správce povodí a správce významných vodních toků pro rozhodování vodoprávních úřadů při vydávání nových povolení k nakládání s vodami.

Obsahem posteru jsou příklady výstupů převzaté z vybrané Vodohospodářské bilance současného a výhledového stavu v oblasti povodí Dolní Vltavy s důrazem na využití Simulačního modelu množství a jakosti povrchových vod a Interaktivní aplikaci.

Stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů Bíliny pro kovy a metaloidy

Petr Lochovský

K hodnocení a klasifikaci recentní zátěže říčních sedimentů kovy a metaloidy, zejména pak k realizaci revitalizačních opatření, jsou nezbytné údaje o jejich přirozených (pozaďových) koncentracích. Jednou z možností stanovení těchto koncentrací je analýza hlubších, antropogenně nekontaminovaných, sedimentových horizontů v říčních nivách. Na dolním toku Bíliny, u obcí Velvěty a Stadice, byly na základě analýzy sedimentového materiálu z vertikálních půdních profilů říční nivy odvozeny přirozené obsahy kovů a metaloidů. Analyzována byla sedimentová frakce o velikosti částic <20um po rozkladu lučavkou královskou v mikrovlnné peci. Stanovené koncentrace jednotlivých prvků nevykazovaly významnější odchylky od globálního standardu Turekiana a Wedepohla [1] pro jemné říční sedimenty. Praktickým důsledkem zjištěných pozaďových koncentrací je skutečnost, že stávající vysoká kontaminace říčních sedimentů Bíliny (rtutí, kadmiem, olovem, zinkem a arzenem) je prakticky výlučně způsobena antropogenní činností (viz. Tab.1).

element	Ag	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg
$C_{rec.}$ (mg/kg)	2,2	145	7,1	4,6	70	85	245	49000	1,98
C_{BG} (mg/kg)	0,1	17	3	0,12	30	90	40	52000	0,07
I_{geo}	4	3	2	5	1	0	3	0	5
element	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**Sb**	**Sc**	**V**	**Se**	**Sn**	**Zn**
$C_{rec.}$ (mg/kg)	2235	101	83	1,8	8,3	530	3,9	12	1100
C_{BG} (mg/kg)	1000	78	24	0,7	14	125	1,8	2,9	130
I_{geo}	1	0	1	1	-	2	1	2	3

Tab.1: *Recent contamination of the Bílina river sediments (sampling place Stadice) with some metals and metaloids in comparison with established background concentrations and classification of this contamination by I_{geo} Index (G.Müller).*

Literatura

[1] Turekian, K., Wedepohl, K.H. (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth´s crust, Bull.Geol. Soc.Am., 72, 175–192.

Summary:

Determination of natural background concentrations of metals and metaloids in sediments of the river Bílina.

For the evaluation and the classification of the recent river sediment contamination with metals and metaloids, but especially for revitalisation objectives, values of natural background concentrations are necessary. One of the possible ways to obtain the data of these background concentrations is sampling and analysis of deeper deposited, anthropogenic uncontaminated, sediment layers in the fluvial alluvium areas. In the lower course of the river Bílina the background concentrations for metals and metaloids in fluvial sediments were derived on the basis of the element concentrations in vertical sediment cores drawn in the fluvial alluvium. Established concentrations showed no significant deviation from global standards for metals and metaloids in fine fluvial sediments by Turekian and Wedepohl. The practical consenquence of the established background values is that contamination of the Bílina river sediments is almost exclusively caused by the anthropogenic activity.

Zinc and Cadmium accumulation in single zebrafish (Danio rerio) embryos – a total reflection X-ray fluorescence spectrometry (TXRF) application

Margarete Mages, Nicole Bandow, Eberhard Küster, Werner Brack, Wolf von Tümpling

Trace metals such as Cadmium (Cd) and Zinc (Zn) are known to exhibit adverse effects on many aquatic organisms including early life stages of fish [1, 2]. In contact with contaminated sediment, fish eggs and embryos may be exposed to metals via the water phase as well as via direct contact with contaminated particles. This may result in body burdens that are difficult to predict and may vary according to individual micro scale exposure conditions. The highly sensitive total reflection X-ray fluorescence spectrometry (TXRF) may provide a tool to analysis individual embryos for internal contaminant concentrations and thus help to develop a better understanding of dose-response relationships [3, 4]]. To test this hypothesis, embryos of *Danio rerio* were exposed to Cd and Zn spiked sediment in different treatment applying an ion exchange resin for modification of bioavailable concentrations. TXRF analysis indicated individual embryos with dramatically enhanced exposure compared to other individuals despite uniform exposure conditions on a macro scale.
Ion exchanger (TP) reduced embryo Zn concentrations to values close to control with a comparably low standard deviation. For Cd concentrations in embryos were in the range of 4000 to 7000 µg/g with a median of 5740. In contrast to the Zn treatment no outliers with deviations from the mean value of more than 30 % could be observed. TP reduced individual body burdens by a factor 50 to 100 (table 1).The investigation of exposure and effects on an individual-based scale may significantly help to reduce uncertainty and inconsistencies occurring in conventional analysis of pooled fish embryo samples.

Sample	Zinc content [µg/g]			Cadmium content [µg/g]		
	Median	Min.	Max.	Median	Min.	Max.
Control	115	100	146	<10	-	-
Sediment + Sand	331	125	5860	5740	4090	6920
Ion exchanger	148	117	184	97.2	49.3	3160

***Tab. 1** Zinc and Cadmium content in fish embryos Danio rerio on different adsorbent material*

[1] F. Kargin, H.Y. Cogun, Metal interactions during accumulation and elimination of Zinc and Cadmium in tissues of the freshwater fish *Tilapia nilotica*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. (1999) 63: 511 – 519

[2] J.M. Besser, C.A. Mebane, D.R. Mount, C.D. Ivey, J.L. Kunz, I.E. Greer, T.W. May, C.G. Ingersoll, Sensitivity of mottled sculpins *(Cottus bairdi)* and rainbow trout *(Onchorhynchus mykiss)* to acute and chronic toxicity of cadmium, copper, and zinc. Environmental Toxicology and Chemistry. (2007) 26: 1657 – 1665

[3] M. Mages, S. Woelfl, W. v.Tümpling, A method for trace element determination of single Daphnia specimens using total reflection X-ray fluorescence spectrometry. Spectrochim. Acta Part B 56 (2001) 2209 – 2217

[4] S. Woelfl, M. Mages, S. Mercado, L. Villalobos, M. Óvári, F. Encina, Determination of trace elements in planktonic microcrustaceans using total reflection X-ray fluorescence (TXRF): first results from two Chilean lakes. Anal Bioanal Chem (2004) 378: 1088 – 1094

Das „Alarmmodell Elbe“ – ein bedeutender Teil des „Internationalen Warn- und Alarmplans Elbe“

Stephan Mai, Petr Kuřík

Im Falle einer unfallbedingten Gewässerbelastung in einem Flusseinzugsgebiet ist es unbedingt notwendig, die betroffenen Unterlieger möglichst schnell über die eingetretene Situation zu informieren. Daher war der „Internationale Warn- und Alarmplan Elbe“ (IWAPE) eines der ersten Dokumente, die von der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) gleich nach der Gründung verabschiedet wurden (Magdeburg, 1991). Die Hauptstruktur des IWAPE bilden 5 Internationale Hauptwarnzentralen (IHWZ), davon eine in der Tschechischen Republik (Hradec Králové) und 4 in Deutschland (Dresden, Magdeburg, Potsdam und Hamburg). Eine Weiterleitung von Meldungen zwischen IHWZ erfolgt nach definiertem Stafetten-Modell. Seit 1996 sind im Einzugsgebiet der Elbe mehr als 170 unfallbedingte Gewässerbelastungen aufgetreten, die die Kriterien des IWAPE für eine Auslösung der Meldung erfüllt haben.

Der IWAPE wird ständig den neuen Kenntnissen und Erfahrungen angepasst. Seit 1991 wurde er daher dreimal (1995, 2004, 2006) überarbeitet. Im Jahre 2004 wurde in den IWAPE unter anderem das „Alarmmodell Elbe“ (ALAMO) integriert.

Das ALAMO ermöglicht im Falle einer unfallbedingten Gewässerbelastung, den Zeitpunkt des Eintreffens, die Dauer sowie die Maximalkonzentration einer Schadstoffwelle an Profilen der Elbe unterhalb des Unfallortes abzuschätzen. Die Prognose erlaubt den betroffenen Unterliegern, im Alarmfall rechtzeitig Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Minimierung von Folgeschäden in die Wege zu leiten.

Die Transportgeschwindigkeit der Schadstoffwelle ist sehr stark durch die aktuellen Abflüsse beeinflusst. So beträgt z. B. die Transportdauer der Schadstoffwelle für die gesamte vom ALAMO betrachtete Strecke (ca. 830 km – von der Stadt Němčice bis zum Wehr Geesthacht) beim mittleren Niedrigwasserabfluss mehr als 40 Tage und reduziert sich beim mittleren Abfluss auf 14 Tage und beim mittleren Hochwasserabfluss auf nur 7 Tage. Deswegen ist es sehr wichtig, dass unter Nutzung des Internets die Berechnungen auf der Grundlage aktueller Abflussdaten durchgeführt werden können und dass mehrere Tracerversuche zur Kalibrierung des Modells durchgeführt worden sind.

Die wichtigsten Ausgaben (Outputs) des Modells sind:
- der Verlauf der maximalen Schadstoffkonzentrationen im Längsschnitt der Elbe
- der zeitliche Verlauf der Schadstoffkonzentrationen für verschiedene Profile
- die grafische Darstellung der Schadstoffwellenbewegung

Die Arbeiten an der Weiterentwicklung dieses Modells wurden auch nach 2004, z. B. mit der Auswertung weiterer Tracerversuche fortgesetzt.

„Poplachový model Labe“ – významná součást „Mezinárodního varovného a poplachového plánu Labe“

Stephan Mai, Petr Kuřík

V případě havarijního znečištění vod na vodním toku je bezpodmínečně nutné o nastalé situaci co nejrychleji informovat dotčené subjekty níže na toku. Proto byl „Mezinárodní varovný a poplachový plán Labe“ (MVPPL) jedním z prvních dokumentů, které schválila Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL) bezprostředně po svém založení (Magdeburk, 1991). Hlavní strukturu MVPPL tvoří 5 mezinárodních hlavních varovných centrál (MHVC), z toho jedna v České republice (Hradec Králové) a 4 v Německu (Drážďany, Magdeburk, Postupim a Hamburk). Předávání hlášení mezi MHVC probíhá podle definovaného štafetového modelu. Od roku 1996 došlo v povodí Labe k více než 170 případům havarijního znečištění vod, které splňovaly kritéria MVPPL pro zaslání hlášení.

MVPPL je neustále upravován podle nových poznatků a zkušeností. Od roku 1991 byl proto třikrát novelizován (1995, 2004, 2006). V roce 2004 byl do MVPPL mimo jiné zařazen „Poplachový model Labe“ (ALAMO).

ALAMO umožňuje provést v případě havarijního znečištění vod odhad doby dotoku, trvání a maximální koncentrace vlny škodlivých látek v profilech na Labi pod místem havárie. Prognóza dává postiženým subjektům níže na vodním toku možnost, aby v případě havárie zahájily včas opatření k zamezení, resp. k minimalizaci následných škod.

Rychlost postupu vlny znečišťujících látek velmi výrazně ovlivňují aktuální průtoky. Například při průměrném minimálním průtoku potřebuje vlna znečišťujících látek na celé délce úseku posuzovaného modelem ALAMO, tj. cca 830 km – od profilu Němčice po jez Geesthacht, více než 40 dnů. Tato doba se v případě průměrných průtoků snižuje na 14 dnů, u průměrných maximálních průtoků pouze na 7 dnů. Proto je velmi důležité, že díky využití internetu lze výpočty provádět na základě aktuálních průtoků a že se ke kalibraci modelu uskutečnilo několik pokusů se značkovací látkou.

Nejdůležitější výstupy modelu jsou:
• průběh maximálních koncentrací znečišťujících látek v podélném profilu Labe
• časový průběh koncentrací znečišťujících látek pro různé profily
• grafické znázornění pohybu vlny znečišťujících látek

Práce na dalším vývoji tohoto modelu pokračovaly i po roce 2004, např. vyhodnocováním dalších pokusů se značkovací látkou.

Summary
The Alarming Model Elbe (ALAMO) is an important contribution to the International Warning and Alarming Plan Elbe. In case of accidental pollution of waterbodies ALAMO provides information on the travelling time, the duration and maximum concentration of the pollutants' cloud downstream of the place of accident. The prognosis enables the downstream abutters in case of emergency to initiate measures for the reduction und mitigation of the impact of river pollution. The transport velocity of the contaminants' cloud is strongly influenced by the prevailing river discharge. Therefore it is very important that ALAMO, which was calibrated by several tracer experiments, provides access to discharge data via internet. The development of the model ALAMO is still ongoing, e.g. by improving the calibration with additional tracer experiments.

Přípravné práce pro Plán oblasti povodí Horního a středního Labe

Petr MARTÍNEK, Martin KARAFIÁT, Petr FERBAR

V současné době probíhají ve všech členských zemích Evropské unie práce směřující k sestavení plánů oblastí povodí v souladu s požadavky Rámcové směrnice pro vodní politiku 2000/60/ES (dále jen „Rámcová směrnice“). Rámcová směrnice přináší nový systém ochrany vodních zdrojů a na vodě závislých ekosystémů. Jejím hlavním cílem je předcházení zhoršování stavu vod a dosažení alespoň dobrého stavu pro všechny vody do roku 2015 při uváženém a rozumném užívání vod.

Hlavní náplní první etapy přípravy plánů oblastí povodí byl popis oblasti, pro kterou bude plán oblasti povodí připraven a realizován, popis a zhodnocení lidské činnosti, která ovlivňuje stav vod v dané oblasti a stanovení cílů k roku 2015. Hlavním účelem strukturovaného přístupu první etapy, která se v české legislativě nazývá „Přípravné práce“, byl návrh významných problémů nakládání s vodami (dále jen „VH problémy“), které je třeba v rámci příslušného plánu oblasti povodí řešit.

Přípravné práce pro Plán oblasti povodí Horního a středního Labe (dále jen „Plán“) byly zahájeny v roce 2004 a ukončeny v roce 2007 a řídily se požadavky vyhlášky č.142/2005 Sb., o plánování v oblasti vod (dále jen vyhláška o plánování). Mimo výše uvedené aktivity byl v rámci přípravných prací navržen a zahájen program provozního monitoringu povrchových vod oblasti povodí Horního a středního Labe, který bude sloužit mimo jiné jako nástroj kontroly plnění opatření navržených a realizovaných v Plánu. Dále byl zahájen proces posuzování vlivu Plánu na životní prostředí (proces SEA) a realizována řada aktivit směřujících k zapojení veřejnosti do procesu tvorby Plánu. Rovněž byly shromážděny podklady pro návrhy programů opatření týkající se lokalit vhodných k revitalizacím a protipovodňové ochraně.

Časový plán – Pořizování a schvalování Plánu se řídí Časovým plánem a programem prací pro zpracování Plánu (dále jen „Časový plán“), zpracovaným podnikem Povodí Labe, státní podnik a schváleným v prosinci 2006 krajskými úřady.

Vymezení vodních útvarů – Vodní útvar (povrchové nebo podzemní vody) je základní jednotkou pro management oblasti povodí. Vodní útvary jsou charakterizovány ekologickým stavem či potenciálem, chemickým stavem a kvantitativním stavem a jsou pro ně stanoveny environmentální cíle. Ve vodních útvarech jsou pro dosažení environmentálních cílů přijímána opatření a je prováděna kontrola jejich plnění. V oblasti povodí Horního a středního Labe bylo vymezeno 203 vodních útvarů povrchových vod tekoucích, 11 vodních útvarů povrchových vod stojatých a 46 vodních útvarů vod podzemních.

Přehled významných problémů nakládání s vodami – VH problémem je chápán problém, jehož řešení zajistí dosažení dobrého stavu vod a jeho nezhoršování, dosažení cílů ochrany před nežádoucími extrémními účinky vod (povodně a sucha) a cílů souvisejícími se zajištěním vodohospodářských služeb specifikovaných v zákonu o vodách. Seznam VH problémů tudíž určuje směřování vodního hospodářství v příštích letech a představuje základní podklad pro sestavení programů opatření plánů oblastí povodí. Sestavení předběžného přehledu VH problémů a jeho předložení k připomínkám veřejnosti bylo provedeno na základě požadavků zákona č.254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů. Odsouhlasením přehledu významných problémů nakládání s vodami jednotlivými krajskými úřady byly ukončeny přípravné práce pro Plán.

Zpracování oznámení koncepce pro posouzení vlivů na životní prostředí – Plán, stejně jako ostatní strategické dokumenty a koncepce, podléhá posouzení vlivu koncepce na životní prostředí (dále proces SEA). Proces SEA má zajistit shromáždění relevantních informací o možných vlivech Plánu na životní prostředí, jejich zhodnocení a jejich veřejné projednání během zpracování Plánu. Proces SEA vyhodnotí významné dopady opatření navržených v Plánu na jednotlivé složky životního prostředí. V rámci přípravných prací bylo zpracováno a zveřejněno oznámení o koncepci a proběhlo zjišťovací řízení.

RESULTS OF PREPARATORY WORK FOR RIVER BASIN MANAGEMENT PLAN

Petr MARTINEK, Martin KARAFIAT, Petr FERBAR

The poster summarizes the preliminary work results that were obtained between 2004 and 2007 during the preparation of the Upper and Middle Elbe River Basin Management Plan; it also lists significant issues in handling the water located in the basin. The preliminary work, the groundwork for the decision making on specific measures in the basin area, included primarily the following activities:
The designation of the Upper and middle Elbe River basin area, the analysis of the general and water management characteristics of the basin area, the assessment of human activities impacts on the surface and ground waters, the economic analysis of the water use, the programmes to assess the water status, and the interim list of major problems in water handling. From this given spectrum, the attention is focused on the designation of the cross-border water bodies, their important water management issues, and the proposal of practicable measures.

Měřicí stanice jakosti vody na českém úseku Labe – historie, vybavení

Ladislav Merta, Jiří Medek, Pavel Hájek

Politické změny ve střední Evropě na přelomu 80. a 90. let umožnily přistoupit k realizaci jednotné sítě měřicích stanic (MS) na celém toku Labe. Na českém území se jednalo o vybudování 5 měřicích stanic (4 MS na Labi – Valy, Lysá nad Labem, Obříství, Děčín a jedna MS na Vltavě v Zelčíně). Při návrhu těchto nových stanic byly využity provozní zkušenosti německých kolegů, zejména ze spolkových zemí Hamburk a Dolní Sasko. Velmi intenzivní výměna zkušeností probíhala v rámci pravidelných pracovních porad skupin a podskupin Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL). Vlastní realizace pěti MS na českém území byla spolufinancována z prostředků ES v rámci projektu PHARE 90/EC/WAT/13 „Monitoring Systems for Water Quality in the Elbe Catchment Area“. K zahájení provozu mezinárodní měřicí sítě došlo koncem roku 1993 po tříletém období jejího budování. Zejména na českém území byl od počátku kladen velký důraz na havarijní a varovnou funkci MS, která byla od počátku zahrnuta do informační sítě INES (vybudované z prostředků firmy IBM).
První velkou investicí do labských měřicích stanic na českém území byla v roce 1999 plánovaná výměna řídícího systému MS včetně výměny staničních počítačů. U stávajícího systému pracujícího v v prostředí UNIX byly dodavatelem avizovány možné komplikace v souvislosti s přechodem na rok 2000. Po vyhodnocení těchto rizik bylo přistoupeno ke kompletní výměně a současně modernizaci řídícího systému. Modernizován byl rovněž systém přenosu dat a varovných hlášení z MS na vodohospodářský dispečink do Hradce Králové.
Druhou velkou investicí, tentokrát neplánovanou, byla obnova MS Obříství a Zelčín, které byly zcela zničeny při katastrofální povodni v srpnu 2008. Obnova technologie těchto MS byla spolufinancována Spolkovým ministerstvem životního prostředí, ochrany přírody a bezpečnosti reaktorů Spolkové republiky Německo.
V současné době je připravována výměna a modernizace technologického vybavení zbývajících MS na českém území (stávající technologie, provozovaná v kontinuálním režimu od roku 1993, je již za hranicí své životnosti). Současně se hledají dostatečné zdroje financování, aby měřicí stanice nadále mohly úspěšně plnit svoji roli při naplňování požadavků vyplývajících z Rámcové směrnice 2000/60/ES.

[1] Měřicí stanice jakosti vody mezinárodního programu měření MKOL, MKOL; Magdeburk 1995.
[2] Informační síť pro sanaci Labe (INES), MKOL; Magdeburk 1995.

Resumé

Water quality monitoring stations on the Czech section of the Elbe River – history, equipment
Ladislav Merta, Jiří Medek, Pavel Hájek

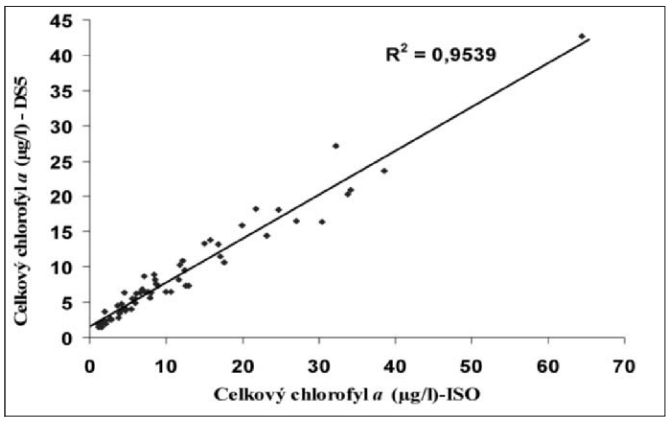
The poster explains the individual stages in the history of the water quality monitoring stations on the Czech section of the Elbe River beginning with the early 90’s of the last century (the decision to construct, the construction process, the installation of technologies, and the operation utilizing the international experience and cooperation). Illustrations of the impacts on the monitoring stations caused by the catastrophic flood on the Elbe River in 2002, repairs of the devastated stations and of the technology (utilizing the international cooperation).
The poster will remind us of the early warning function of the water quality monitoring stations (the initial INES project, current state).

Použití multiparametrické sondy na kvantifikaci fytoplanktonu přímo v terénu

The use of multiprobes for in situ phytoplankton quantification

Miroslav Neuhöfer, Emil Janeček

Detekce i malého množství sinic v povrchových vodách má velký význam pro vodní hospodářství. Pomocí fluorescenčních sond můžeme sledovat a kvantifikovat fytoplankton přímo v terénu. Otázkou zůstává věrohodnost získaných dat. Tento příspěvek se zabývá srovnáním detekovaného množství chlorofylu a v terénu s hodnotami získanými standardní laboratorní ISO metodou.
Měření probíhala v roce 2007 v měsících duben až říjen na 13 nádržích v severo-západních Čechách. Termíny i místa sledování byla vybrána za účelem dosažení co možná největší variability detekovaného fytoplanktonu.
Pro měření přímo v terénu byla použita multiparametrická sonda DS5 Hydrolab se dvěma fluorometry pro stanovení fytoplanktonu. Pro detekci pigmentu fykocyaninu byla použita excitační vlnová délka 590 nm. Pro detekci pigmentů eukaryotických řas pak excitační vlnová délka 460 nm. Poměr fluorescence cyanobakterií a řas stanovený DS5 byl srovnán s poměrem fluorescence sondy FluoroProbe provozované Botanickým ústavem AV ČR. Z těchto výsledků byla odvozena rovnice pro výpočet poměru cyanobakterií a řas z poměru fluorescence F590/F460 u neznámých vzorků. Z relativních hodnot fluorescence byla také odvozena přibližná koncentrace celkového chlorofylu a.



Obr. 1.: *Korelace mezi DS5 Hydrolab a ISO metodou při stanovení celkového chlorofylu a.*

Pro laboratorní analýzu byl současně s měřením sondou odebrán směsný vzorek vodního sloupce vzorkovačem IWS. Tyto vzorky pak byly dále zpracovány standardní laboratorní metodou dle ČSN ISO 10 260. Porovnání stanovení chlorofylu a odvozeného z relativních hodnot fluorescence sondy DS5 a naměřených hodnot chlorofylu a laboratorní ISO metodou je na obrázku č.1. Bylo dosaženo vysoké korelace výsledků, nicméně standardní metoda vykazovala vyšší hodnoty, podobně jako u obdobných srovnání [1]. I přes tento nedostatek může být použití ponorných sond pro kvantifikaci fytoplanktonu přímo v terénu v budoucnu významné.

[1] GREGOR, J., MARŠÁLEK, B.,GERIŠ, R. (2004): Validace fluorescenční sondy FluoroProbe na vodárenských nádržích – srovnání se standardními metodami kvantifikace fytoplanktonu. Sborník „Vodárenská biologie 2004", Praha, 4.–5.2.2004, 58–61

SUMMARY

The detection of even small amounts of cyanobacteria in the surface waters is of a very big importance for water management. In situ measurement they were carried out with a submersible multiprobe. Thirteen reservois in North-western Bohemia (Czech Republic) were sampled between April and October 2007. In reservoirs, the phytoplankton was measured by the probe directly in the water column and 60 samples for a laboratory analysis were taken with an Integrating water sampler IWS. The submersible probe featured high correlation with a standard ISO method. The use of submersible probes for in situ phytoplankton quantification can be important.

Macroinvertebrate sampling in nonwadeable rivers within the surveillance monitoring

Libuše Opatřilová, Hana Janovská, Jiří Kokeš, Lenka Tajmrová

In the conditions of the Czech Republic, a nonwadeable river means a river that is under normal discharge inaccessible for a hydrobiologist equipped with high wading boots. The river could be inaccessible because of its excessive depth and current velocity (more than 1 m depth and 1 $m.s^{-1}$ current velocity). Under these conditions, the hydrobiologist can sample only a restricted bottom area, where the substrate, depth and current velocity are not representative for the whole river reach. In regulated rivers, the hydrobiologist is often not able to reach the bottom at all, and only some places with artificial substrates adjacent to banks are accessible (e.g. riprapping).

No systematic biomonitoring of nonwadeable rivers has been carried out in the Czech Republic recently. Therefore, the national method for macroinvertebrate sampling and sample processing in nonwadeable rivers was created using information from literature. According to this method, ten different points are sampled by a grab or air-lift sampler in the streamline and the littoral zone is sampled as well by a hand net.

A preliminary study of three sampling equipments – hand net, van Veen grab and air-lift sampler – was performed. Twenty-five samples were taken by each sampler within one sampling site (river Morava, site Věrovany). Differences in the selectivity and number of taxa taken by the samplers were studied. The air-lift sampler was set as the best one for the sampling of the family Chironomidae. 34 families were caught by this sampler. Samples obtained by the van Veen grab were the smallest ones but its selectivity was good, the samples contained 38 families. The biggest number of families was obtained by the hand net – 43 families.

In the Czech surveillance monitoring network, the nonwadeable sampling sites are situated within two largest rivers, the Labe and the Vltava. These river reaches belong to river types called „large lowland rivers of the Czech borderland“, „large hilly rivers of the Czech basin“ and „large lowland river of the Czech basin“ according to the national typology of surface running waters. These three types constitute only 0,95 % of the whole stream network in the Czech Republic but they are very important regarding the water utilization. For the monitoring purposes, sampling sites with less than 10% of accessible river bottom are considered really nonwadeable. If more sites were regarded as nonwadeable the sampling would be too expensive and time demanding and it would be impossible to perform it within a routine monitoring.

The Water Research Institute ensures the sampling and sample processing within the surveillance monitoring. The nonwadeable monitoring sites belong to the most important monitoring sites selected by the Czech Hydrometeorological Institute and are included not only into the surveillance but also into the operational monitoring network. Thus, the biological sampling at nonwadeable sites can be realized in valued cooperation with Basin organizations, which ensure the operational monitoring. Results of macroinvertebrate sampling done by a grab and a hand net during previous sampling seasons are compared. Preliminary results from three sites on the Labe river show that samples taken by the grab and by the hand net had a very different composition (Tab.1.).

	Site		
Method	Lysá nad Labem	Valy	Hradec Králové
hand net	34	19	30
grab	29	18	39
number of taxa in grab samples not caught by hand net	**16**	**12**	**25**

Tab. 1. *Number of taxa collected using a hand net and a grab*

Investigation of Measures against Erosion at River Elbe kms 185,5 – 196,6

Regina Patzwahl

The stretch of River Elbe between El-kms 120 and 285 has been subject to erosion since more than 100 years. It puts training structures at risk, it hinders navigability and a dropping water level entails a dropping groundwater level which in turn endangers the fauna and flora of the valuable alluvial areas. Up- and downstream the village of Klöden (El-km 190) erosion is with a rate of ≈1cm/year very pronounced. Therefore this section of River Elbe is subject to a pilot scheme at BAW (Federal Waterways Engineering and Research Institute, Germany) concerned with measures minimizing erosional processe.

In order to develop measures to slow down or stop erosion, area specific mechanisms leading to erosion have to be understood. Therefore the as-is state of River Elbe from El-kms 185,5 – 196,6 is thoroughly analysed. The huge database at BAW including water level and discharge rate tables, river channel and training structure geometry, an elaborated large-scale 1D bed load transport model as well as a high-resolution 3D-CFD (computational fluid dynamics) model are used for the investigation of the actual condition.

The CFD-model has a resolution of 2mx2m in the river channel and the low lands where measures might have to be investigated are discretised by 5mx5m cartesian grid. The digital terrain model is interpolated onto the grid of the model. The high-resolution grid in combination with efficient MPI parallelising and adequate computing power allows for the 3D non-hydrostatic simulation of flow in the river channel and low lands and the assessment of various combinations of measures. The 3-dimensional CFD-modelling provides a detailed picture of flow conditions such as velocity distribution and bottom shear stress distribution (Fig. 1). Variants can be calculated without changing the computational grid, thus saving engineers time and eliminating grid dependent differences in the computational results of the variants. In addition the possibility of developing and assessing measures during the process of development itself is elegantly introduced.

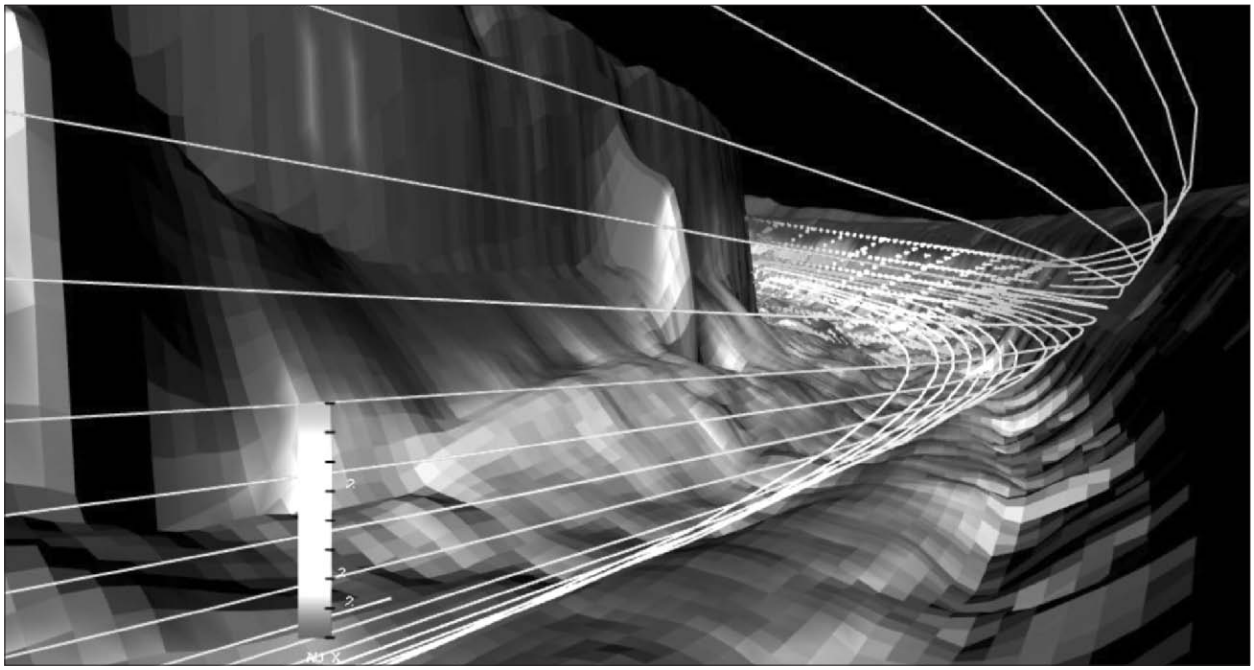


Fig. 1.: *3D-streamlines and bottom shear stress distribution in the bend nearby the village of Klöden (length scale : height scale: 1:10).*

Langzeitentwicklung der Schwermetallgehalte in Schwebstoffen und Sedimenten der deutschen Binnenelbe und Oder

Jürgen Pelzer, Evelyn Claus, Thomas Krämer, Albrecht Müller, Peter Heininger

The German Federal Institute of Hydrology (BfG) measures and evaluates systematically the sediment quality and quantity in the major German rivers, canals, and coastal waters (federal waterways). The BfG has extensive knowledge about the properties of sediments taken from harbours, groin fields and reference sites.
The information is collected in the sediment register of the BfG. The register provides information e.g. about local and temporal changes in sediment and suspended matter quality.
This poster presents examples of use for the German interior Elbe River and the Oder River, which are of interest for discussions of supra-regional planning objectives.

Die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) erfasst und bewertet im Rahmen der Zuständigkeit der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), für Forschungsvorhaben sowie in nationalen und internationalen Messprogrammen systematisch Sedimenteigenschaften der Bundeswasserstraßen. Die BfG kann so auf umfangreiche und langjährige Erkenntnisse über die chemischen, physikalischen und toxikologischen Eigenschaften von Sedimenten und Schwebstoffen in Häfen, Buhnenfeldern und an Referenzmessstellen zurückgreifen.
Die vorliegenden Informationen werden in einem Sedimentkataster zusammengetragen und geben u.a. Auskunft über die zeitliche und örtliche Entwicklung der Sediment- und Schwebstoffbeschaffenheit.
Das Poster zeigt für die deutsche Binnenelbe und Oder einige Anwendungsbeispiele, die vor dem Hintergrund der Diskussion überregionaler Bewirtschaftungsziele von Interesse sind.

Povodně a protipovodňová opatření na Labi v Ústeckém kraji

Petr Plessney

Ústí nad Labem – Střekov, pravý břeh – PPO na Q_{20}

Střekovské nábřeží na pravém břehu Labe v městské části Ústí nad Labem – Střekov patří při povodni k nejpostiženějším čtvrtím. K zaplavování Střekovského nábřeží dochází při vodním stavu 690 cm a průtoku 1640 m^3/s na vodočtu Ústí nad Labem, tj. při povodňovém průtoku Q_2. Pro zmírnění důsledků dalších povodní v dotčené městské části jsou navržena PPO stacionárními prvky – injektáž, násep, podzemní železobetonová stěna s umístěním kotvení pro nadzemní část, bude zcela řešena trvalá ochrana proti povodňovým vodám do úrovně Q_4. Mobilními prvky pak do úrovně Q_{20}, tj. do vodního stavu 990 cm (3140 m^3/s) s rezervou na Q_{25}.

Ústí nad Labem, levý břeh – PPO na Q_{100} na Labi

Účelem PPO je ochrana urbanizovaného území lokality Ústí nad Labem – město a městské čtvrti Krásné Březno před povodňovými stavy řeky Labe do úrovně Q_{100}, tj. do vodního stavu 1146 cm (4290 m^3/s) využitím drážního tělesa pro ochranu území za železniční tratí s úpravou tak, aby těleso plnilo funkci protipovodňové hráze. Podchody a podjezdy budou chráněny mobilním hrazením. Součástí PPO jsou úpravy na kanalizaci, řešena je také problematika vnitřních vod.

Ústí nad Labem, levý břeh – PPO na Q_{20} na Labi

Hlavním účelem linie PPO je ochrana silničního dopravního uzlu a zabezpečení silniční dopravy v Ústí nad Labem pod Větruší při povodňových stavech řeky Labe do úrovně Q_{20}, tj. do vodního stavu 990 cm (3140 m^3/s) mobilními protipovodňovými zábranami. Součástí PPO jsou úpravy na kanalizaci

Ústí nad Labem, levý břeh – povodňová hráz – PPO na Q_5

Vzhledem ke snížení nivelety vozovky silnice I. třídy v úseku přístaviště osobních lodí – most E. Beneše, je řešený úsek zatápěn již při vodním stavu 540 cm (průtok 1110 m^3/s) na vodočtu Ústí nad Labem. Veškerá doprava je potom vedena objízdnými trasami přes město, čímž dochází k závažným dopravním konfliktům a zhoršování životního prostředí ve městě. Smyslem PPO je zajistit průjezdnost této komunikace ve čtyřech jízdních pruzích za zvýšených povodňových stavů v Labi výstavbou železobetonové protipovodňové vany délky 248,45 m, s přelévaným lícem 50 cm pod úrovní Q_5, tj. na vodní stav ústeckého vodočtu cca 710 cm (průtok 1720 m^3/s).

Resumé

Floods and flood protection measures on the Elbe River in the Usti Region

Major floods are the most frequently occurring natural disaster in the Czech Republic. The floods are often triggered by rainfall and water running off from melting snow. The flood prevention framework for the Elbe River stretch between Roudnice nad Labem and the Greman state border line at Hrensko plans the construction of flood protection levees in combination with portable flood protection measures (FP) to protect citizens, land and buildings lying in the protected zone at the proposed Qn The preparation of the land and the implementation of the FP is a part of extensive, long-term programme for the Elbe basin. The FP construction is planned for as small areas and protected zones as possible; the constructed structures' goal is to minimize the negative impact of flood waves. The decrease in the flood land area will not measurably affect the flood discharges' water levels in the German stretch of the Elbe River.

Occurrence of some Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Czech part of Elbe river basin in the year 2007

Danica Pospíchalová, Václav Tolma, Alena Svobodová, Roman Jobánek, Pavla Martinková, Kristýna Jursíková

Since the year 2007 we participate in solution of The Programme of Surveillance of Chemical and Ecological status of surface water according to the relevant articles of WFD.

POPs in the surface water, sediments and suspended sediments in The Elbe river basins in the Czech Republic were monitored during the year 2007. Range of analyzed POPs consists of: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs, 7 isomers), organochlorine pesticides (OCP), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs, 7 isomers), alkylphenols (APs), synthetic musk compounds (MC), synthetic complexing agents: nitriloacetic acid (NTA) and ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA) and sulfonated naphthalenes (NS).

For this presentation eight profiles of Elbe river basin was selected: Němčice, Valy, Lysá nad Labem, Obříství, Dolní Beřkovice, Děčín, Prostřední Žleb, Schmilka. POPs in surface water were extracted by LLE and analyzed by GC or LC, occurrence of organic contaminants in sediments and suspended sediments were determined by PLE and GPC.

Concentration levels of POPs in surface water of the river Elbe are for naphtalene from 1 to 65 ng/l, for PCB153 from 0,1 to 3,51 ng/l, for HCB from 0,1 to 8,9 ng/l, for nonylphenol from 20 to 204 ng/l, for galaxolide from 13 to 114 ng/l and for NTA from 0,6 to 21,4µg/l, for EDTA from 1 to 12,1µg/l, (mentioned also in **fig. 1.**) and for naftalene–1,6–disulfonate from 0,5 to 13,6 µg/l.

Concentrations of POPs in sediments and suspended sediments are for PCB153 from 5,73 to 34,5 µg/kg and for naphthalene from 0,04 to 0,4 mg/kg.

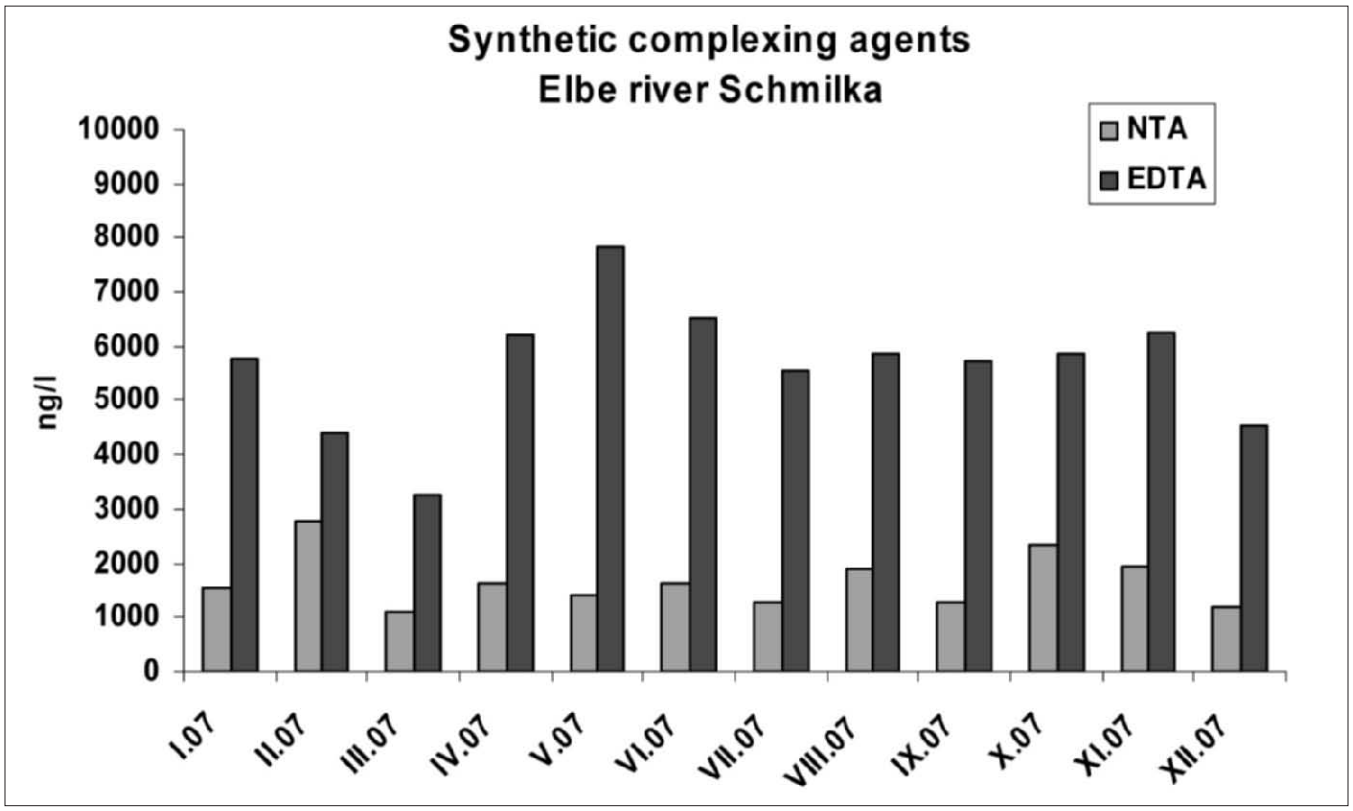


Fig. 1.: *Synthetic complexing agent in Schmilka*

PROJECT FOR THE BASINS OF THE OHRE RIVER AND THE LOWER ELBE RIVER

Povodí Ohře, státní podnik
www.poh.cz

The Povodi Ohre, the state enterprise, draw up Plan of the area of the Basins of the Ohre River and the Lower Elbe River in cooperation with the regional authorities of the Usti Region, Karlovy Vary Region, Liberec Region, Central Bohemia Region and Plzen Region.

The process of planning in the sphere of waters was initiated by the European Community with the basic aim at preventing the condition of water bodies from worsening in any way, at protecting and improving the condition of water ecosystems under simultaneous support for a sustainable utilization of waters, and at reducing the consequences of floods and dry seasons. The fundamental tool is the Plan of Measures that should be implemented in a period of 2009 – 2012.

K návrhu plánu může do 1. 1. 2009 podat veřejnost připomínky v písemné podobě na adresu: Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, 430 03 Chomutov nebo v elektronické podobě na adresu: **planovani@poh.cz**

Výstavba nebo rekonstrukce čistíren odpadních vod a kanalizací

Obce nad 2000 ekvivalentních obyvatel musí být do konce roku 2010 vybaveny kanalizací a čistírnou odpadních vod.

Řešení starých ekologických zátěží

Staré ekologické zátěže jsou zdroji znečištění podzemních vod, jejich negativní dopad bude postupně minimalizován.

ROK 2015:
DOSAŽENÍ DOBRÉHO STAVU VOD

Opatření v ploše povodí

V ploše povodí je třeba realizovat protierozní opatření změnou hospodaření v podhorských oblastech, kde je nutné preferovat zatravnění nebo zalesnění.

Ochrana proti povodním

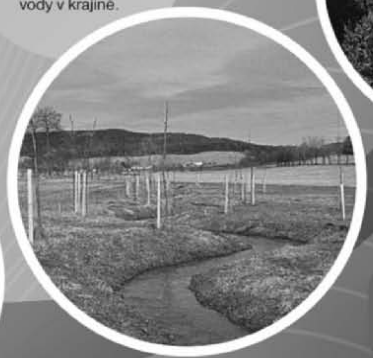
Prioritně jsou navrhována opatření ke zvýšení retence vody v krajině, která zmírňují i negativní důsledky sucha, s doplněním o technická opatření.

Odstranění migračních překážek

Jezy a malé vodní elektrárny představují nepřekonatelnou překážku pro pohyb ryb a ostatních vodních organizmů a brání tak jejich rozmnožování. Na těchto stupních jsou navrhovány a postupně budovány rybí přechody.

Revitalizace vodních toků

Revitalizacemi vodních toků budou zlepšeny podmínky pro vodní ekosystém a zvýšena retence vody v krajině.



Vyhodnocení podaných připomínek bude zpracováno a zveřejněno ve formě zprávy do 28. 2. 2009.
Plán oblasti povodí Ohře a Dolního Labe schvalují kraje podle své územní působnosti, jeho závaznou část vydá rada kraje nařízením. Hodnocení úspěšnosti jednotlivých opatření na základě monitoringu proběhne po roce 2012.

Do návrhu Plánu oblasti povodí Ohře a Dolního Labe lze nahlédnout na adrese www.poh.cz nebo na kontaktních místech:

Povodí Ohře, státní podnik
Bezručova 4219, 430 03 Chomutov
kontaktní osoba:
Ing. Vlastimil Zahrádka
tel. 474 636 285,
e-mail: planovani@poh.cz

Krajský úřad Ústeckého kraje
Velká Hradební 3118/48, 400 02 Ústí nad Labem
odbor životního prostředí a zemědělství
tel. 475 657 171, www.kr-ustecky.cz

Krajský úřad Karlovarského kraje
Závodní 353/88, 360 21 Karlovy Vary
odbor životního prostředí a zemědělství
tel. 420 353 221, www.kr-karlovarsky.cz

Krajský úřad Libereckého kraje
U jezu 642/2a, 461 80 Liberec
odbor rozvoje venkova, zemědělství a životního prostředí
tel. 485 226 611, www.kraj-lbc.cz

Krajský úřad Středočeského kraje
Zborovská 11, 150 21 Praha 5
odbor životního prostředí a zemědělství
tel. 257 280 217, www.kr-stredocesky.cz

Krajský úřad Plzeňského kraje
Škroupova 18, 306 13 Plzeň
odbor životního prostředí
tel. 377 195 330, www.kr-plzensky.cz

Povodí Ohře, státní podnik

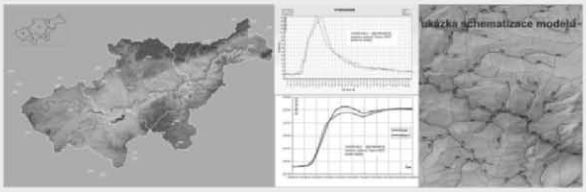
vodohospodářský dispečink

každých 10 minut **monitorujeme** 135 lokalit

systém Dispečink 2000 podává detailní informace o aktuální hydrologické a meteorologické situaci v povodí

počítáme hydroprognózu modelem Hydrog

Pro zkvalitnění řízení provozu vodních děl a jejich soustav provozujeme srážkoodtokový model HYDROG. Aktuálně je v provozu model pro území povodí toku Ohře po vodní dílo Nechnice.



informujeme veřejnost a veřejnou správu

naměřená data jsou on-line přístupná na internetových a extranetových stránkách Povodí Ohře a internetovém portálu MZe VODA

řešíme povodňové situace

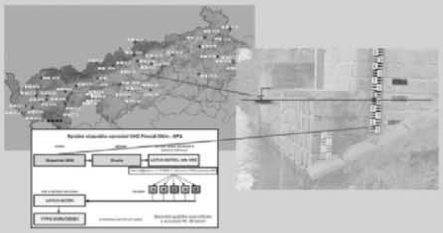
s využitím vlastního monitoringu, meteorologických a hydrologických předpovědí navrhujeme optimální řešení povodňových situací s maximálním využitím retenčních možností vodohospodářských děl a soustav

provozujeme systém včasného varování

systém aktuálně sleduje a vyhodnocuje 55 měrných profilů na tocích a 33 srážkoměrných stanic

upozorňujeme na výskyt zvýšené srážkové činnosti naměřené na srážkoměrné síti Povodí Ohře a meteorologických radarech ČHMÚ nad územím Povodí Ohře

informujeme o překročení povodňových nebo provozních stavů na vodních tocích



umožňujeme přístup k aktuálně naměřeným údajům ve vybraných lokalitách prostřednictvím SMS zpráv nejenom našim provozním pracovníkům, ale i povodňovým orgánům státní správy a samosprávy

Povodí Ohře, státní podnik, vodohospodářský dispečink, Bezručova 4219, 430 03 Chomutov, tel: 474 636 306 (264, 200), email: vhd@poh.cz, www.poh.cz

Program of operational monitoring of Morava and Thaya River basin district

Lenka Procházková, Dušan Kosour, Miroslav Foltýn

River basin district and plan of monitoring

The area of Morava River basin is situated in the south-east of the Czech Republic and it's a part of Danube River basin. For water management planning purposes this area is divided to the Thaya and Morava River basin districts. The submitter of both Program of operational monitoring for period 2007 – 2012 of this River basin district is Morava River Basin Authority, s. e. (Povodí Moravy, s.p.). Overall, the monitoring programs have multiple purposes to monitor both flowing and standing surface water, which are leading to the implementation of the Water Framework Directive requirements. The monitoring program has been structured according to the Framework Program of Monitoring (FPoM) and its realisation was launched on the 22th December 2006.

Structure of operational monitoring

A network of monitoring sites is designed to attain full overview about quality of all water bodies in the both river basin districts during the period of 2007 – 2012. Some of these sites aren't monitored yearly, but only in specific time to complete the number of sampling in the six years period according to the FPoM. More than one third of water bodies are in other authority than Morava River Basin Authority, s. e. A coordination with remaining river administrators – Agriculture Water Management Authority (ZVHS), Lesy ČR, s.p. (wood rivers management), and VLS, s.p. (rivers in military areas management) – was necessary during the program preparation.

Owing to the other purposes, observation places of areas designated for the abstraction of water intended for human consumption, recreation areas, including bathing places, vulnerable zones, areas with habitats and species protection and water designated for life and reproduction of fish and other water fauna. of water use are also part of operational monitoring of flowing surface waters.

The number of profiles bodies related to the river administrator, and the number of profiles according to the particular purpose of the monitoring are presented in following tables.

		Morava River Basin Authority	ZVHS	Lesy ČR	VLS.
Thaya River basin district	WB of FSW	132	34	17	0
	WB of SSW	20	0	0	0
Morava River basin district	WB of FSW	159	34	46	3
	WB of SSW	5	0	0	0

Tab. 1: *Number of profiles in relation to water bodies divided according to river administrator*

* WB – water body; FSW – flowing surface water; SSW – standing surface water

	Abstraction of drinking water	Recreation & bathing areas	Vulnerable zones	Habitats and species protection	Fish waters	Radio monitoring
Thaya River basin district	13	22	208	4	72	16
Morava River basin district	26	23	118	5	58	8

Tab. 2: *Number of profiles according to purpose of monitoring*

Operational monitoring of groundwater isn't in competency of Morava River Basin, s. e., submitter of draft of this monitoring according to FPoM is Czech Hydrometeorological Institute.

Hodnocení stavu vodních útvarů stojatých vod

Luděk Rederer

Jedním ze základních podkladů ke zpracování programu opatření v českém povodí horního a středního Labe ve smyslu směrnice 2000/60/ES je také zhodnocení stavu vodních útvarů stojatých vod. Protože v oblasti severovýchodních Čech prakticky neexistují přirozené stojaté vody není možné využívat referenčních postupů. Z tohoto důvodu se posouzení těchto útvarů provádí prostřednictvím uzančně stanoveného ekologického potenciálu. Pro výchozí řešení byla využita metodika dle Durase a Hejzlara zpracovaná pro potřeby státních podniků Povodí.

V areálu severovýchodních Čech byl zhodnocen ekologický potenciál na jedenácti vybraných vodních útvarech se stojatou vodou. Do tohoto počtu byly zahrnuty čtyři vodárenské nádrže, čtyři nádrže s víceúčelovým provozem a tři rybníky, které slouží především k produkci tržních ryb. Z charakteru všech posuzovaných ploch současně také vyplývá, že ve smyslu výše uvedené Rámcové směrnice o vodě se jedná o umělé útvary.

Klasifikací každého z posuzovaných vodních útvarů je určeno, zda na těchto vodních plochách je či není dosahováno dobrého ekologického potenciálu. Pro hledaný výstup byla užívána různá kritéria dle jednotlivých složek vodního prostředí. Pro výsledek hodnocení měl především zásadní význam vstup fosforu do vodního prostředí stojaté vody. Vedle tohoto faktoru byla posuzována i biologická a hydromorfologická složka jednotlivých útvarů. Část hodnocení se také zabývala i vybranými chemickými a fyzikálními parametry.

Podle nastavených limitů nebyly zjištěny žádné problémy při hodnocení přítomnosti chloridů, úrovně pH a velikosti stavebních úprav na březích nádrží. Naopak jako častý problém se ukázala nadměrná koncentrace chlorofylu-a, nadměrný vývoj fytoplanktonu a nízká průhlednost. Vůbec nejčastěji zůstával ekologický potenciál nevyužit z důvodu značné fluktuace hladiny v nádržích a s tím souvisejícími deficity v litorálních porostech. Překvapivě často byla překračována i maximální hladinová teplota.

S ohledem na specifikum každého vodního útvaru mělo důležité místo i individuální expertní stanovisko. Pokud nebyl dosažen limit stanovený k hodnocení dobrého ekologického potenciálu v rámci jednoho kritéria bylo to považováno za signál k závěru, že celkové hodnocení vodního útvaru nemůže být pozitivní. Při aplikací tohoto vylučovacího principu „one out – all out“ vyšly z celkového hodnocení pouze dva vodní útvary, které dosahují stanoveného ekologického potenciálu. Jsou to vodárenské nádrže v Jizerských horách Souš a Josefův Důl. Mezi zbývajícími devíti vodními útvary, u kterých v současné době není dosahováno úrovně ekologického potenciálu, se podle očekávání ukázala jako nejhorší situace na produkčních rybnících. Nepříliš vzdáleny od stanoveného limitu dobrého ekologického potenciálu zůstaly vodní nádrže Pastviny a Seč. Předkládané výsledky hodnocení lze považovat za předběžné. Tyto závěry budou zpřesněny na základě výstupů z probíhajícího provozního monitoringu na těchto vodních útvarech.

Resumé: Standing water bodies status assessment
As set forth in the 200/60/EC Directive, the ecological potential was evaluated at eleven selected standing water bodies in north-east Bohemia. Different criteria per individual elements of the aquatic environment were used to carry out the classification. The phosphorus infiltration into the standing water aquatic environment had a significant impact on the assessment results. When applying the „one out – all out“ principle, only two water bodies achieved the prescribed ecological potential during the overall assessment procedures.

Rozdílný přístup protipovodňových opatření Pardubice - Dvakačovice

Pavel Řehák, Petr Michalovich, Jiří Feygl

Protipovodňová opatření realizovaná na vodních tocích v posledních letech v rámci Programu 229 060 – Prevence před povodněmi si kladla za cíl, při dosažení optimálních protipovodňových efektů, zároveň zlepšovat i ekologický stav vodních toků. Rozdílný technický přístup k řešení protipovodňové ochrany je možné dokumentovat na zrealizovaných opatřeních v Pardubickém kraji, kde urbanizované aglomerace Pardubic na Labi dávají jiné možnosti ochrany než široké údolní nivy na nedalekém soutoku Chrudimky a Novohradky.

Protipovodňová ochrana Pardubic

Stavební práce byly zahájeny na podzim roku 2002. První dvě akce: „Labe, pravý břeh, Cihelna – Brozany“ a „ Labe, pravý břeh, železniční most – Cihelna“ měly za úkol ochranu území na pravém břehu Labe, kde docházelo při stoleté vodě k největšímu rozlivu a potenciálně k největším škodám, neboť se jedná o území hustě zastavěné (sídliště Polabiny, Staré Hradiště, Trnová, Cihelna, Ohrazenice a Rosice nad Labem). V další etapě byla naplánována opatření (akce „Levý břeh Labe, most P. Wonky – Halda; Oba břehy Chrudimky“), která ochrání území Pardubic na levém břehu Labe a po obou březích Chrudimky. Bylo zřejmé, že výstavbou ochranných hrází po březích Labe dojde k zamezení nátoku do záplavového území, ale zároveň se zvýší úroveň hladiny povodňových průtoků v korytě toku a může dojít ke zhoršení povodňové ochrany obcí především nad Pardubicemi. Pro posouzení tohoto ovlivnění především pro obce Ráby a Kunětice bylo zadáno zpracování hydrotechnického posudku v úseku Brozany – Dražkov. Ze závěrů provedených výpočtů vyplynul požadavek, zařadit do souhrnu protipovodňových opatření v Pardubicích další dvě akce, které eliminují negativní dopad zvýšení hladiny vlivem ohrázování na další obce. Jednalo se o akci „Labe, Pardubice, prohrábka koryta, jez – Loučná“ a akci „Labe, Pardubice, protipovodňová ochrana, PB, Brozany – Ráby“, jež navazuje na ochranné hráze na pravém břehu a zajistí ochranu obce Ráby na stoletou vodu.

Protipovodňová ochrana na Chrudimce a Novohradce

Stavební práce byly zahájeny v roce 2002 a dokončeny v roce 2005. Vybudovaný komplex sypaných hrází a zvýšených podezdívek plotů podél zástavby zabrání při povodních rozlivům vody (Q50) do zastavěných částí obcí Mnětice, Žižín, Úhřetická Lhota, Úhřetice, Vejvanovice, Dvakačovice. Zároveň bylo tímto přístupem zachováno záplavové území v údolní nivě řeky Chrudimky a Novohradky, včetně stávající meandrující neupravené vodoteče a celého charakteru tohoto významného krajinného prvku.

Resume: Different approach to the flood protection of Pardubice - Dvakacovice

Complex flood protection measures on watercourses and in a basin must be proposed and designed bearing local conditions in mind (urban areas, flood land areas, property rights, legal and ecological issues). In case of the city of Pardubice, due to the fact that it is a densely developed area, the optimum flood protection alternative that had been selected consisted in constructing protective levees which, in most cases, closely follow the watercourses and in preparing detailed assessment of impacts of higher water surface on that particular area. In case of the Chrudimka and Novohradka confluence, the approach was different and consisted in constructing the levees as far from the watercourses as possible, thus enlarging the flood land area; i.e. separate the flood land from the built-up area.

The whole flood protection complex arose from close cooperation between Povodi Labe – state enterprise, Pardubice Regional Authority, and the local authorities of the towns and villages involved. Due to their enormous costs, the measures could not be implemented without the financial assistance from the „Flood Prevention Fund“ by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic.

Analyse der Auswirkungen agrarumweltpolitischer Maßnahmen im Hinblick auf die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie an der Elbe

Agnes Richmann, Horst Gömann, Peter Kreins

1. Einleitung

Das Ziel der EG-Wasserrahmenrichtlinie, die Erreichung eines guten ökologischen Gewässerzustands bis 2015, kann voraussichtlich in weiten Teilen des Elbeeinzugsgebietes nicht erreicht werden. Dort ist die Landwirtschaft als größter Flächennutzer mit verschiedenen Problemen zu Wasserqualität und -menge wie z. B. hohen Nährstofffrachten in die Nordsee konfrontiert. Um die Gewässerbelastung zu reduzieren, sind daher Maßnahmen durchzuführen, die jedoch Kosten verursachen.

2. GLOWA Elbe-Modellverbund

In dem vom BMBF geförderten Projekt GLOWA-Elbe („Auswirkungen des globalen Wandels auf Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet“) werden daher die Auswirkungen agrar- und agrarumwelt-politischer Maßnahmen auf landwirtschaftliche Landnutzung, Nährstoffbilanzsalden und Einkommen im Elbegebiet bei unterschiedlichen sozioökonomischen Entwicklungen des globalen Wandels dargestellt (vgl. [1]). Dabei wurden sowohl globale als auch regionale ökosystemare Zusammenhänge und sozioökonomische Rahmenbedingungen berücksichtigt sowie die Wirkungszusammenhänge in einem interdisziplinären Modelverbund, bestehend aus den hydrologischen und agrarökonomischen Modellen SWIM, MONERIS und RAUMIS, analysiert. Dieser bildet die komplexen Wechselwirkungen vom diffusen Nährstoffeintrag der Landwirtschaft bis hin zur Gewässerqualität ab.

3. Agrarökonomische Modellierung

So werden u. a. Handlungsoptionen und -strategien in Anlehnung an die Bewirtschaftungspläne der Wasserrahmenrichtlinie erarbeitet sowie Kostenwirksamkeitsanalysen durchgeführt. Eine zentrale Rolle spielt hierbei das Agrarsektormodell RAUMIS, mit dem regional differenziert maßnahmebedingte Kosten des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes untersucht und abgebildet werden. Somit kann der Beitrag der Landwirtschaft zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie sowie deren Bedeutung für die landwirtschaftliche Produktion und das Einkommen quantifiziert werden.

4. Zusammenfassung

Within the GLOWA-Elbe project global and regional interactions of agro-environmental measures, land use, nutrient surpluses and income in the Elbe basin are investigated concerning to socioeconomic aspects. The interdisciplinary network of the hydrological and agro-economic models SWIM, MONERIS and RAUMIS is able to analyze complex interactions of diffuse nutrient input up to water quality. Regarding this, the agro-sectoral model RAUMIS displays regional differentiated measure costs arising from water pollution control. Hence, the agricultural contribution of achieving the aims of the Water Framework Directive and their consequences for agricultural production and income can be quantified.

Literatur

[1] Gömann, H., Kreins, P., Richmann, A. (2008) Projektionen zur Änderung der regionalen landwirtschaftlichen Landnutzung, Produktion und Stickstoffüberschüsse bis 2020 im Elbeeinzugsgebiet vor dem Hintergrund sich wandelnder Rahmenbedingungen. In: Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet – Risiken und Optionen. Schlussbericht zum BMBF-Vorhaben GLOWA-Elbe II (forthcoming)

Astonishing present – The 1902-project on flood regulation of the german Elbe

Jochen Rommel

1. Occasion

The priority of floodprotection works since the 2002-event resembles the set after the 1890-flood. At that time all german riparian states (by exception of Saxony) cooperated to develop a „General project on regulating the floodway of the Elbe“ published by the Prussian authority in 1902 [1].

2. Aims and Measures

Four **aims** (and measures) had been stated in the project report [1]:

1. **Lowering flood level** (floodplain excavation, widen dike constrictions)
2. **Speed up discharge** (guide dikes, floodway for summer-floods, cut down of vegetation)
3. **Reduction of presswater** (filling in of bayou lakes nearby dikes and measures 1. + 2.)
4. **Protection of meadows** (summer dikes along the river shore of broad floodplains)

3. Realization

The overall floodway regulation was not carried out. However, up to around 1950 many archived regulation works refer to the project of 1902 (suppl. 2 in [3]). The flood regulation project of the Elbe has been partially implemented (e.g. floodplain excavations near Arneburg (Elbe-km 403), a dike shortening nearby Schnackenburg (Elbe-km 403) and the filling of a 1,3 km long bayou lake at Lower Saxony, regarding 300 000 m³ ground [2] (see Abb. 1)):

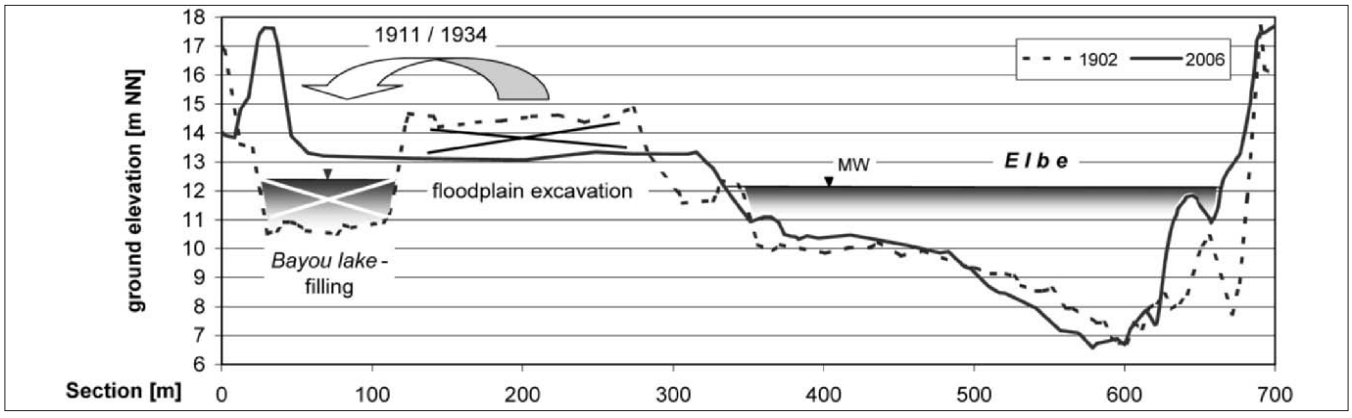


Abb. 1.: *Transposed case of the project on floodway regulation (german river Elbe - cross-section at km 510,970)*

4. Relevance

The actions of German federal states since the 2002/06-floods take up some of the methods of the regulation project from 1902, adding ecological concerns (no bayou lake filling, off course). Only some historical regulation works on the floodplains of the Elbe are as obvious as shown in Abb.1. – It is recommended to validate, whether field investigation sites may be affected.

Bibliography

[1] Elbstrombauverwaltung (1902) Generelles Regulierungs-Projekt des Hochwasserbettes der Elbe vom 24. November 1902. Magdeburg – Hint: read report at Federal State Archives.

[2] Puffahrt, O. (1996) Aus der Geschichte von Damnatz, Barnitz und Landsatz. Damnatz

[3] Rommel (2005) Quantifizierung der Geländehöhen-Veränderungen im Vorland der freifließenden deutschen Elbe i. A. Bundesanst. f. Wasserbau. Karlsruhe: not published.

Effects of floodplain restoration measures on hydrology and biodiversity: monitoring of dike relocation in the Rosslauer Oberluch

Mathias Scholz, Holger Rupp, Christiane Ilg, Francis Foeckler, Peter Dietrich, Sabine Duquesne, Michael Gerisch, Judith Gläser, Frank Krüger, Volker Meyer, Ralph Meißner, Christiane Schulz-Zunkel, Wolf v. Tümpling, Ulrike Werban, Steffen Zacharias, Klaus Henle

In the last centuries, the Middle Elbe in Germany lost 80 % of its retention areas due to dike constructions for flood prevention. This led to severe damage or destruction of many essential wetland habitats. Furthermore, dike raisings have proved to be insufficient to ensure protection in case of extreme flood events. Within the framework of the EU flood risk policy, the creation of new retention areas by dike relocation is a major task in European river basin management. To give more space for the river by opening former floodplains is a step towards a nature oriented flood damage prevention.

The restoration of the hydrological connectivity is expected to improve the dynamics and functions of these floodplain ecosystems and restore their biodiversity. However, higher connectivity with the river may also increase transport of nutrients or pollutants, which can affect floodplain communities. Thus, a long term monitoring of the effects of dike relocation or creation of new retention surfaces is a prerequisite for successful restoration of floodplain areas.

Fifteen dike relocation projects leading to the creation of more than 2.600 ha of retention surfaces are planned along the Middle Elbe (Germany). However, effective project realisation is often problematic, a large number of stakeholders being involved. After 15 years of planning the first large implemented floodplain restoration project in the UNESCO biosphere reserve Riverine Landscape Elbe was realised in 2006 in the Rosslau Area. The high restoration costs of the old dike line motivated the stakeholders to build a less expensive smaller dike close to the city, and to reopen the former floodplain. The 140 ha reconnected floodplain area are used for flood retention, agriculture, forestry, drinking water supply, and as recreation area. The Rosslau area shows a high restoration potential and already host diversified floodplain habitats (wet grasslands, mesophyl grasslands, phalaris and phragmites reeds, alluvial forests, and permanent or temporary water bodies).

Since spring 2006, a multidisciplinary research platform is established by the UFZ as a part of the TERENO-Program to study exemplarily short-term and long-term effects of floodplain restoration on floodplain ecosystem services and functions in the Rosslau area. According to the needs to study effects of floodplain management, three different sub-areas have been chosen: restoration area, untouched active floodplain, and disconnected floodplain. The stratified, randomised study design with interdisciplinary study plots developed and tested in the RIVA project and HABEX project sets the scientific basis to all participating disciplines and is to be considered as the core of the research platform [1]. It enables representative monitoring data and repeated surveys of the same plots for biotic (molluscs, insects, vegetation) and abiotic (soil, nutriments, pollutants, hydrology) factors. Until now, for all disciplines a (Status Quo) pre-flood survey was successfully carried out.

More information: http://www.ufz.de/index.php?en=10816

[1] Henle, K., F. Dziock, F. Foeckler, K. Follner, S. Stab, V. Hüsing, A. Hettrich, M. Rink & M. Scholz (2006): Study Design for Assessing Species Environment Relationships and Developing Indicator Systems for Ecological Changes in Floodplains – The Approach of the RIVA Project. – In: Dziock, F., F. Foeckler, M. Scholz, S. Stab, K. Henle (eds.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – Int. Rev. of Hydrobiology, 91(4): 292–313

Benthic macroinvertebrates newly found in the northwestern part of the Czech republic: Tvetenia vitracies, Leuctra geniculata and Gammarus pulex pulex

Ivan Skála, Emil Janeček

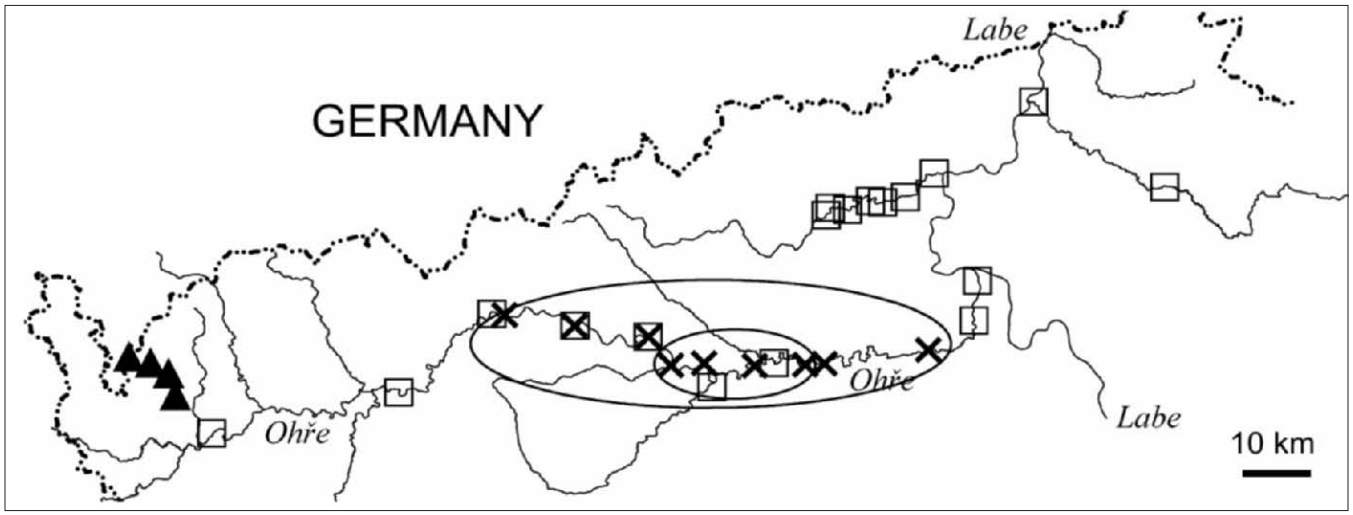
Localities

The investigated localities lie within the catchment areas of tributaries of the Labe (Elbe) river in the northwest part of the Czech republic. The Labe river was not investigated.

North American chironomid *Tvetenia vitracies* (Sæther, 1969)

Tvetenia vitracies is a species widely distributed in the USA. It has also been reported from East Asia. *Tvetenia* cf. *vitracies* has been recorded from the Danube in Austria [1]. The first record of the larvae of this species from the Czech Republic dates from 2005. In the years 2005 – 2007, the larvae and pupae were found in the streams Bílina, Ohře, Ploučnice and Blšanka (fig. 1), always at low altitudes (122 – 418 m).

Fig. 1. Distribution of the treated species in the northwestern part of the Czech republic: ☐ Tvetenia vitracies, × Leuctra geniculata in 2004-2005 (three of four symbols in the small ellipse) and in 2006 – 2007 (eight of nine symbols in the large ellipse), ▲ Gammarus pulex pulex



West European stonefly *Leuctra geniculata* Stephens, 1836

Leuctra geniculata is a stonefly species distributed in West Europe. In the Czech Republic it was first found in 2003. In the river Ohře it was found in 2004. In the years 2006 – 2007, it was widely distributed in the lower part of the river and was quite abundant at some localities (fig. 1). It was found at altitudes 157 – 297 m.

West European amphipod *Gammarus pulex pulex* (Linnaeus, 1758)

Gammarus pulex pulex is a subspecies common in West Europe. It is also distributed in South Europe and in a part of Asia. In the Czech Republic, it was first found in the brook Plesná (Fleissenbach) in 2005 close to the border with Germany. In 2007, it was encountered at more localities in the brook Plesná further inland (fig. 1). It was found at altitudes 437 – 510 m.

Literature

[1] Zauner, G., Pinka, P., Moog, O. (2001) Pilotstudie Oberes Donautal. Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Wien: Wasserstrassendirektion

Ecotoxicity of Aquatic Environment Pollution

Přemysl Soldán

Very dense settlement, high industrialization level and intensive agricultural production at the Czech part of the Elbe River Basin increase the risk of damage to water ecosystems by the negative biological effects of water pollution. Such pollution occurs both under certain degree of control – through permissed wastewater drainage – as well as in a completely unsupervised manner – through diffuse or non-point sources of pollution and accidental pollution spills. Pollutants often have a toxic impact on organisms; therefore the effectiveness of aquatic ecosystem protection is in direct dependence on knowledge of the toxicological properties of actual and potential water pollution. For these reasons an extensive attention was given to survey of ecotoxicity of possible water pollutants, to actual level of ecotoxicity of wastewater, surface water and aquatic sediments and consequently possibilities of establishing of effective early warning system were studied.

Data necessary for setting of environmental quality standards were collected for approximately 210 substances, which are handled by 6 major enterprises in the Elbe River watershed. Result of this extended survey is published in the form of annually updated overview „Ecotoxicity of Possible Contaminants in the Elbe River Watershed“. This document is intended to serve for quick orientation for a broad range of users starting with enterprises water managers, continuing with units involved in handling of pollution accidents and finishing with local and central water authorities and institutions responsible for aquatic environment protection.

Survey of actual ecotoxicity of aquatic environment pollution consisted of evaluation of ecotoxicity of selected important wastewater sources, assessment of toxic risk of surface water pollution, which represents detection of its possible chronic toxicity, screening of genotoxicity of surface water pollution and evaluation of river sediments pollution toxicity. Results indicated no risk of acute toxicity impact to aquatic ecosystems due to no or very low acute toxicity of emitted wastewaters. Value of chronic toxicity of surface water pollution is also low (negligible or low risk). There is only one exception – the Elbe River down-stream Pardubice industrial area where the risk increases even to dangerous levels. Toxicity of sediment pollution is also acceptable with exception of 2 problematic areas – the Elbe River down-stream Pardubice industrial area and the same river in Decin town area. The situation in genotoxicity of surface water looks to be alarming. Screening indicated wide-area pollution with genotoxic substances (moderate to increased risk of genotoxicity). A significant impact of the pollution sources was not apparent; genotoxicity appeared also at profiles where no problems in the rest of ecotoxicological analyses were found. But it should be mentioned that these results are of preliminary nature and should be verified by more detailed research.

Study of actual state of early warning system function indicated unfavourable situation. Selected continually monitored indicators of surface water pollution are not able to indicate accidental toxic pollution spills. The only way to solve the problem is to start continual monitoring of surface water quality with special devices utilizing selected water organisms as the sensors. Experiences earned from model operation of this type of device in the Oder River Basin can be employed in rebuilding of early warning system also in the Czech part of the Elbe River Basin.

Vliv jakosti vody na populace raků v České republice

Jitka Svobodová, Monika Štambergová, Zdeněk Kučera

V ČR bylo v letech 2004-2006 pod vedením Agentury ochrany přírody a krajiny zmapováno 11 503 lokalit ve vodách za účelem ověření výskytu raků v ČR. Z toho na 943 místech byl rak zaznamenán. Zajímalo nás, jaká je na těchto lokalitách jakost vody, a které parametry populace raků a jejich výskyt nejvíce ovlivňují. Využili jsme různé datové sady o jakosti vod v ČR, abychom zjistili nároky na čistotu vody populací raků a to hlavně na původního raka kamenáče (Austropotamobius torrentinum) a raka říčního (Astacus astacus).
Výsledky nepotvrdily hypotézu, že rak kamenáč žije v čistších vodách než rak říční. Oba původní raci žijí sice v čistých vodách, ale rak kamenáč se vyskytuje na několika lokalitách s jakostí vody stejnou nebo dokonce horší než mají toky s rakem říčním. V tekoucích vodách ČR se ještě často vyskytuje invasivní rak pruhovaný (Orconectes limosus), který podle výsledků není limitován jakostí vody v tocích.

The impact of the water quality on the crayfish population in the Czech Republic

Jitka Svobodová, Monika Štambergová, Zdeněk Kučera

In order to verify the incidence of crayfish in the Czech Republic 11 503 water locations have been mapped under the supervision of the **Agency for Nature Conservation and Landscape Protection** in the Czech Republic in the years 2004 – 2006. In 943 from the locations the incidence of the crayfish was noted. It was of our interest what is the water quality in these locations and which parameters influence the crayfish population and their incidence the most. We have used various sets of data about the water quality in the Czech Republic to find out the requirements of the crayfish population on water purity, especially the indigenous stone crayfish (Austropotamobius torrentinum) and the noble crayfish (Astacus astacus).
The results have not confirmed a hypothesis that stone crayfish lives in cleaner waters than noble crayfish. Though both indigenous crayfish live in clean waters, the stone crayfish occurs in various locations with the same or even worse water quality than of the streams with noble crayfish. Invasive spiny-cheek crayfish (Orconectes limosus) also often occurs in running waters of the Czech Republic and according to the results its incidence is not limited by water quality of the streams.

Schadstoffausbreitungsmodellierung und Risikobewertung von Überflutungsauen im Raum Bitterfeld

Wolf von Tümpling, Michael Rode, Michael Matthies, Jochen Schanze, Cornelia Gläßer und Michael Böhme

Summary: Investigation of dissolved organic matter in a Elbe floodplain soil water with ultra high resolution mass spectrometry

During and after the 2002 flood event in the Mulde catchment area it could be seen, that beyond extreme mechanical damages of houses and infrastructure, hazardous substances were mobilized, transported and deposited in flood plains and urban regions. The combination of a digital height model with a 2-D hydraulic model combined with a model to simulate the distribution of contaminants made it possible to develop a decision support system for the local authorities of the Bitterfeld region. Exemplary the interaction of the different scientific disciplines as well as main parts of system developed and handed over will be shown at the poster.

Das Hochwasser im Einzugsgebiet der Mulde vom August 2002 hat gezeigt, dass neben der zerstörenden Wirkung des Wassers selbst auch erhebliche Schäden sowie Gefährdungen für Mensch und Umwelt durch die mobilisierten, transportierten und abgelagerten Schadstoffe entstanden sind. Durch die Verknüpfung aller für die Schadstoffausbreitung relevanten Modellkomponenten in einem integrierten System, welches neben hydraulischen Komponenten auch die Modellierung des Sedimenttransports sowie die Freisetzung und Ausbreitung von Schadstoffen umfasst, wurden erstmals die Wechselwirkungen zwischen Strömungsdynamik und Schadstoffausbreitung unter Berücksichtigung von lokalen Schadstoffquellen in bebauten Flussniederungsgebieten simuliert. Grundlage für die Implementierung des Modellansatz war eine präzise Aufnahme der Topographie von Gewässer, Auen und überflutungsgefährdeten urbanen Bereichen mittels räumlich hochaufgelöster Laserskannerdaten. Aufbauend auf der naturwissenschaftlichen Analyse erfolgte für unterschiedliche Überflutungsszenarien eine Risikobewertung möglicher Schadstoffausbreitungen für das Modellgebiet. Als Untersuchungsgebiet wurde das von extremen Überschwemmungen der Mulde gefährdete Areal flussabwärts vom Pegel Bad Düben bis zum Pegel Priorau mit Kern im Stadtgebiet Bitterfeld und weiterer urbaner Räume wie Jessnitz und Raghun gewählt, da detaillierte Informationen für dieses vorlagen. Rauheiten wurden u. a. aus Ergebnissen der Biotoptypenkartierung ermittelt (Quelle: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt). Luftbilder halfen bei der genauen Orientierung im Gelände (Quelle: Rotorflug GmbH, Friedrichsdorf für Toposys GmbH im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen- Anhalt, Aufnahmen von Oktober 2001). Das digitale Höhenmodell (Quelle: Toposys GmbH im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt) bildete die Grundlage für die Zuweisung der Höhen im Rechengitter. Die Gebäude werden als nicht überströmbar behandelt und herausgeschnitten (Quelle: Liegenschaftskataster der Stadt Bitterfeld). Schadstoffkonzentrationen waren aus verschieden drittmittelgeförderten Forschungsprojekten zugänglich.

Exemplarisch wird auf dem Poster der Werdgang eines solchen Hilfesystems vorgestellt, dass in enger Zusammenarbeit mit lokalen Behörden des Landkreises Bitterfeld erarbeitet und übergeben wurde.

Die Umsetzung des Projektes wurde gefördert vom BMBF und vom betreut Projektträger Jülich unter dem FKZ 0330690.

Autorenverzeichnis

Rejstřík autorů

Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008

Magdeburský seminář o ochraně vod 2008

Magdeburger Gewässerschutzseminar
MGS
2008
Magdeburský seminář o ochraně vod

AUTORENVERZEICHNIS / REJSTŘÍK AUTORŮ

Albrecht, Juliane, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR), Weberplatz 1, 01217 Dresden, Deutschland, j.albrecht@ioer.de

Baborowski, Martina, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Fließgewässerökologie), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland, martina.baborowski@ufz.de

Baloun, Jiří, Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, Česká republika, baloun@pvl.cz

Bandow, Nicole, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Wirkungsorientierte Analytik), Permoserstraße 15, 04138 Leipzig, Deutschland, nicole.bandow@ufz.de

Bartáček, Jan, Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, Česká republika, bartacek@pvl.cz

Bartels, Peter, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Fliessgewässerökologie), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland, peter.bartels@ufz.de

Becker, Erwin, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Otto-von-Guericke-Straße 5, 39104 Magdeburg, Deutschland, Erwin.Becker@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de

Beneš, Jaroslav, Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, Česká republika, benes@pvl.cz

Benešová, Libuše, Univerzita Karlova (Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí), Benátská 2, 128 01 Praha 2, Česká republika, lbenes@natur.cuni.cz

Bernardová, Ilja, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Pobočka Brno), Mojmírovo náměstí 16, 612 00 Brno, Česká republika, ilja.bernardova@wri.cz

Beven, Keith, Environmental Science, Lancaster University, Lancaster, LA1 4YQ, United Kingdom, K.Beven@lancaster.ac.uk

Blažková, Šárka, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Odb. hydrauliky, hydrologie, hydrogeologie), Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, sarka_blazkova@vuv.cz

Bleyel, Birgit, Bundesanstalt für Wasserbau, Kußmaulstraße 17, 76187 Karlsruhe, Deutschland, birgit.bleyel@baw.de

Boehrer, Bertram, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Seenforschung), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland, Bertram.Boehrer@ufz.de

Boháč, Miloň, Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 17, 143 06 Praha 4, Česká republika, bohac@chmi.cz

Bohatá, Karin, Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, Česká republika, bohata@pvl.cz

Böhme, Michael, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Aquatische Ökosystem Analyse und Management), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland, michael.boehme@ufz.de

Bolze, Sebastian, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Bodenphysik, Lysimeterstation Falkenberg), Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg, Deutschland, sebastian.bolze@ufz.de

Börner, Susanna, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Wilhelm-Buck-Straße 2, 01097 Dresden, Deutschland, susanna.boerner@smul.sachsen.de

Botschek, Johannes, Universität Bonn (INRES Bodenwissenschaften), Blücherstraße 40, 53115 Bonn, Deutschland, j.botschek@uni-bonn.de

Brack, Werner, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Wirkungsorientierte Analytik), Permoserstraße 15, 04138 Leipzig, Deutschland, werner.brack@ufz.de

Burek, Peter, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Referat Wasserhaushalt, Vorhersagen und Prognosen), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, burek@bafg.de

Büttner, Olaf, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Dept. Aquatische Ökosystemanalyse und Management), Brückstraße 3a, 39104 Magdeburg, Deutschland, olaf.buettner@ufz.de

Carstensen, Dirk, Technische Universität Dresden (Institut für Wasserbau und THM), George-Bähr-Straße 1, 01062 Dresden, Deutschland, dirk.carstensen@tu-dresden.de

Chalupova, Dagmar, Univerzita Karlova (Fyzická geografie a geoekologie), Ruská 28, 100 00 Praha 10, Česká republika, dada.chalupova@volny.cz

Claus, Evelyn, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, claus@bafg.de

Dietrich, Peter, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ (Department Naturschutzforschung), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, Deutschland, peter.dietrich@ufz.de

Drábek, Ondřej, Česká zemědělská universita (Katedra pedologie a ochrany půd), Kamýcká 129, 16521 Praha 6, Česká republika, drabek@af.czu.cz

Drbal, Karel, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Mojmírovo nám. 16, 612 00 Brno, Česká republika, karel_drbal@vuv.cz

Duquesne, Sabine, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ (Department Naturschutzforschung), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, Deutschland, sabine.duquesne@ufz.de

Duras, Jindřich, Povodí Vltavy, státní podnik, Denisovo n. 14, 301 24 Plzeň, Česká republika, duras@pvl.cz

Durčák, Martin, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Pobočka Ostrava), Macharova 5, 70200 Ostrava, Česká republika, martin_durcak@vuv.cz

Evers, Mariele, Leuphana Universität Lüneburg (Institut für Umweltstrategien), Scharnhorststraße 1, 21337 Lüneburg, Deutschland, evers@leuphana.de

Feldwisch, Norbert, Ingenieurbüro Feldwisch, Hindenburgplatz 1, 51429 Bergisch Gladbach, Deutschland, info@ingenieurbuero-feldwisch.de

Ferbar, Petr, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, ferbar@pla.cz

Ferenčík, Martin, Povodí Labe, státní podnik (Odbor vodohospodářských laboratoří – OVHL), Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, ferencik@pla.cz

Feygl, Jiří, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, feygl@pla.cz

FGG Elbe, ARGE Elbe
Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe), Otto-von-Guericke-Straße 5, 39104 Magdeburg, Deutschland, info@fgg-elbe.de
Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe (ARGE Elbe), Nessdeich 120/121, 21129 Hamburg, Deutschland, wge@arge-elbe.de

Fiala, Theodor, Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 17, 143 06 Praha 4, Česká republika, fiala@chmi.cz

Fiener, Peter, Universität Köln (Geographisches Institut), Albertus-Magnus-Platz, 50923 Köln, Deutschland, peter.fiener@uni-koeln.de

Fink, Guido, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, fink@bafg.de

Finke, Walter, Bundesanstalt für Gewässerkunde (M2), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, finke@bafg.de

Fischer, Helmut, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Abteilung Ökologie), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, helmut.fischer@bafg.de

Fischer, Peter, Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau, Deutschland, peter.fischer@uba.de

Foeckler, Francis, Institute for Biodiversity - Network, Drei-Kronen-Gasse 2, 93047 Regensburg, foeckler@biodiv.de

Foltýn, Miroslav, Povodí Moravy, státní podnik, Dřevařská 11, 601 75 Brno, Česká republika, foltyn@povodi.cz

Förstner, Ulrich, Technische Universität Hamburg-Harburg (Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft), Eißendorfer Str. 40, 21073 Hamburg, iue@tu-harburg.de

Fridrichová, Renata, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Oddělení hydrologie), Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, renata_fridrichova@vuv.cz

Fuksa, Josef K., Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Oddělení hydrologie), Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, josef_fuksa@vuv.cz

Gaedke, Ursula, Universität Potsdam (Ökologie & Ökosystemmodellierung), Maulbeerallee 2, 14469 Potsdam, Deutschland, gaedke@uni-potsdam.de

Gaumert, Thomas, Wassergütestelle Elbe der ARGE ELBE, Nessdeich 120/121, 21129 Hamburg, Deutschland, thomas.gaumert@arge-elbe.de

Gerisch, Michael, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ (Department Naturschutzforschung), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, Deutschland, michael.gerisch@ufz.de

Gläser, Judith, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ (Department Naturschutzforschung), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, Deutschland, judith.glaeser@ufz.de

Gläßer, Cornelia, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (Naturwissenschaftliche Fakultät III, Institut für Geowissenschaften), Von-Seckendorff-Platz 4, 06120 Halle/Saale, Deutschland, cornelia.glaesser@geo.uni-halle.de

Göbke, Angela, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (Gewässerkundlicher Landesdienst), Otto-von-Guericke-Straße 5, 39104 Magdeburg, Deutschland, Angela.Goebke@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de

Gohr, Friedemann, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (Gewässerkundlicher Landesdienst), Otto-von-Guericke-Straße 5, 39104 Magdeburg, Deutschland, Friedemann.Gohr@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de

Gömann, Horst, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft – FAL (Institut für Ländliche Räume), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Deutschland, horst.goemann@fal.de

Götz, Rainer, Behörde für Soziales, Familie, Gesundheit und Verbraucherschutz (Institut für Hygiene und Umwelt – Umweltuntersuchungen), Marckmannstr. 129b, 20539 Hamburg, Deutschland, rainer.goetz@hu.hamburg.de

Grabic, Roman, Zdravotní ústav se sídlem v Ostravě, Partyzánské náměstí 7, Ostrava 702 00, Česká republika, roman.grabic@zuova.cz

Grau, Marten, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften), Ludwig-Wucherer-Straße 81, 06108 Halle (Saale), Deutschland, marten.grau@landw.uni-halle.de

Großmann, Jochen, GICON – Großmann Ingenieur Consult GmbH, Tiergartenstraße 48, 01219 Dresden, Deutschland, j.grossmann@gicon.de

Haider, Josef, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Wallneyer Straße 6, 45133 Essen, Deutschland, Josef.Haider@lanuv.nrw.de

Hájek, Pavel, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, hajek@pla.cz

Halířová, Jarmila, Český hydrometeorologický ústav (Hydrologie), Kroftova 43, 616 67 Brno, Česká republika, jarmila.halirova@chmi.cz

Hanslík, Eduard, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, eduard_hanslik@vuv.cz

Havel, Ladislav, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Odbor 220, oddělení hydrobiologie), Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, ladislav_havel@vuv.cz

Heininger, Peter, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Abteilung G), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, heininger@bafg.de

Heise, Susanne, Technische Universität Hamburg-Harburg (Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement), Eißendorfer Straße 40, 21073 Hamburg, Deutschland, s.heise@tuhh.de

Henle, Klaus, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Naturschutzforschung), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, Deutschland, Klaus.Henle@ufz.de

Herzsprung, Peter, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Seenforschung), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland, peter.herzsprung@ufz.de

Hille, Wolfram, Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH – LMBV, Walter-Köhn-Straße 2, 04356 Leipzig, Deutschland, Wolfram.Hille@lmbv.de

Hirt, Ulrike, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei IGB Berlin (Abteilung Limnologie von Flussseen), Müggelseedamm 310, Berlin 12587, Deutschland, hirt@igb-berlin.de

Hnat'uková, Petra, Univerzita Karlova (Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí), Benátská 2, 128 01 Praha 2, Česká republika, hnatukova@post.cz

Horálek, Viktor, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, horalek@pla.cz

Horecký, Jakub, Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, Česká republika, horecky@pvl.cz

Horký, Pavel, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, pavel_horky@vuv.cz

Hovorka, Petr, Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, Česká republika, hovorka@pvl.cz

Hudcová, Hana, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Pobočka Brno), Mojmírovo náměstí 16, 612 00 Brno, Česká republika, hana_hudcova@vuv.cz

Hummel, Daniela, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Referat Grundsatzfragen der qualitativen Gewässerkunde), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, hummel@bafg.de

Hupfer, Michael, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (AG Biogeochemie), Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Deutschland, hupfer@igb-berlin.de

Hypr, Dušan, Český hydrometeorologický ústav, Kroftova 43, Brno 616 67, Česká republika, dusan.hypr@chmi.cz

Ilg, Christiane, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ (Department Naturschutzforschung), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, Deutschland, christiane.ilg@ufz.de

Ivanovová, Diana, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, diana_ivanovova@vuv.cz

Jährling, Karl-Heinz, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (Sachgebiet Ökologie), Otto-von-Guericke-Straße 5, 39104 Magdeburg, Deutschland, karl-heinz.jaehrling@lhw-mlu.sachsen-anhalt.de

Jancke, Thomas, Universität Stuttgart (Institut für Wasserbau), Pfaffenwaldring 61, 70550 Stuttgart, Deutschland, jancke@iws.uni-stuttgart.de

Janeček Emil, Povodí Ohře, státní podnik, U Červeného kostela 1850, 415 01 Teplice, Česká republika, janecek@poh.cz

Janovská, Hana, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Pobočka Brno), Mojmírovo náměstí 16, 612 00 Brno, Česká republika, hana_janovska@vuv.cz

Janský, Bohumír, Univerzita Karlova (Katedra fyzické geografie a geoekologie), Albertov 6, 128 43 Praha, Česká republika, jansky.b@seznam.cz

Jirásek, Václav, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, jirasek@pla.cz

Jobánek Roman, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 16000 Praha 6, Česká republika, roman_jobanek@vuv.cz

Juranová, Eva, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha, Česká republika, eva_juranova@vuv.cz

Jurčíková, Jana, Zdravotní ústav se sídlem v Ostravě, Partyzánské náměstí 7, Ostrava 702 00, Česká republika, jana.jurcikova@zuova.cz

Jursíková Kristýna, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 16000 Praha 6, Česká republika, kristyna_jursikova@vuv.cz

Kalinová, Marie, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, marie_kalinova@vuv.cz

Karafiát, Martin, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, karafiat@pla.cz

Kasimir, Petra, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (Sachgebiet 5.1.1 Chemie), Willi-Brundert-Straße 14, 06132 Halle, Deutschland, petra.kasimir@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de

Kašpárek, Ladislav, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Oddělení hydrologie), Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, ladislav_kasparek@vuv.cz

Keil, Martin, Landesanstalt für Altlastenfreistellung des Landes Sachsen-Anhalt, Maxim-Gorki-Straße 10, 39108 Magdeburg, Deutschland, keil@laf-lsa.de

Kirchesch, Volker, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Referat U2: Ökologische Wirkungszusammenhänge), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, volker.kirchesch@bafg.de

Kladivo, Jiří, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, kladivo@pla.cz

Kladivová, Věra, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, vera_kladivova@vuv.cz

Klečka, Václav, Povodí Ohře, státní podnik, (VHD), Bezručova 4219, 43003 Chomutov, Česká republika, klecka@poh.cz

Kluganostová, Martina, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha, Česká republika, martina_kluganostova@vuv.cz

Knies, Judith, GICON – Großmann Ingenieur Consult GmbH, Tiergartenstraße 48, 01219 Dresden, Deutschland, j.knies@gicon.de

Knotek, Pavel, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe – IKSE, Fürstenwallstraße 20, 39104 Magdeburg, Deutschland, knotek@ikse-mkol.org

Kočárek, Martin, Česká zemědělská universita (Katedra pedologie a ochrany půd), Kamýcká 129, 16521 Praha 6, Česká republika, kocarek@af.czu.cz

Kocum, Jan, Univerzita Karlova (Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie), Plzeňská 631, 339 01 Klatovy, Česká republika, kocum1@natur.cuni.cz

Kodeš, Vít, Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 17, 14306 Praha 4, Česká republika, kodes@chmi.cz

Kodešová, Radka, Česká zemědělská universita (Katedra pedologie a ochrany půd), Kamýcká 129, 16521 Praha 6, Česká republika, kodesova@af.czu.cz

Kohušová, Kateřina, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská, 30, 160 62 Praha 6, Česká republika, Katerina_Kohusova@vuv.cz

Kokeš, Jiří, Výzkumný ústav vodohospodářský, v.v.i. (Pobočka Brno), Mojmírovo náměstí 16, 612 00 Brno, Česká republika, Jiri_Kokes@vuv.cz

Kolomiytsewv, Nikolay, All-Russian Research Institue for Hydraulic Engineering and Land Reclamation (VNIIGiM), Bolshaya Akademicheskaya 44, 127550 Moscow, Russian Federation

Koloničná, Martina, Masarykova univerzita Brno (Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie), Žerotínovo nám. 9, 601 77 Brno, Česká republika, kolom@centrum.cz

Komárek, Michal, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha, Česká republika, michal_komarek@vuv.cz

Kopp, Thomas, Technische Universität Dresden (Institut für Wasserbau und THM), George-Bähr-Straße 1, 01062 Dresden, Deutschland, thomas.kopp@tu-dresden.de

Kosour, Dušan, Povodí Moravy, státní podnik, Dřevařská 11, 601 75 Brno, Česká republika, kosour@povodi.cz

Koutník, Milan, Povodí Labe, státní podnik (Odbor vodohospodářských laboratoří – OVHL), Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, koutnik@pla.cz

Kozák, Josef, Česká zemědělská universita (Katedra pedologie a ochrany půd), Kamýcká 129, 16521 Praha 6, Česká republika, kozak@af.czu.cz

Král, Miroslav, Ministerstvo zemědělství ČR, Těšnov 17 Praha 1 117 05, Česká republika, kral@mze.cz

Krämer, Thomas, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, thomas.kraemer@bafg.de

Krátký, Michal, Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, Česká republika, kratky@pvl.cz

Krause, Sigrid, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Ref. M2), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, krause@bafg.de

Kreins, Peter, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft – FAL (Institut für Ländliche Räume), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Deutschland, peter.kreins@fal.de

Krüger, Frank, Fa. ELANA – Boden, Wasser, Monitoring, Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg, Deutschland, frank.krueger@ufz.de

Kružíková, Kamila, Veterinární a farmaceutická univerzita Brno (Ústav veřejného veterinárního lékařství a toxikologie), Palackého 1–3, 612 42 Brno, Česká republika, kruzikovak@vfu.cz

Kučera, Zdeněk, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Nuselská 39, 140 00 Praha 4, Česká republika, zdenek.kucera@nature.cz

Kühne, Elke, Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, (Wasser- und Schifffahrtsamt Dresden), Moritzburger Straße 1, 01129 Dresden, Deutschland, E.Kuehne@wsa-dd.wsv.de

Kulasová, Bohuslava, Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 17, 143 06 Praha 4, Česká republika, kulasova@chmi.cz

Kuřík, Petr, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe – IKSE, Fürstenwallstraße 20, 39120 Magdeburg, Deutschland, Kurik@ikse-mkol.org

Küster, Eberhard, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Bioanalytische Ökotoxikologie), Permoserstraße 15, 04138 Leipzig, Deutschland, eberhard.kuester@ufz.de

Langhammer, Jakub, Univerzita Karlova (Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie), Albertov 6, 128 43 Praha 2, Česká republika, langhamr@natur.cuni.cz

Lapšanská, Natália, Univerzita Karlova (Přírodovědecká fakulta, Katedra ekologie), Viničná 7, 12844 Praha, Česká republika, lapnat@email.cz

Leinweber, Peter, Universität Rostock (Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät), Justus-von-Liebig-Weg 6, 18051 Rostock, Deutschland, peter.leinweber@auf.uni-rostock.de

Liška, Marek, Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha, Česká republika, liska@pvl.cz

Lobe, Ingo, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Fließgewässerökologie), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland, ingo.lobe@ufz.de

Lochovský, Petr, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 62 Praha 6, Česká republika, petr_lochovsky@vuv.cz

Mages, Margarete, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ (Department Fliessgewässerökologie), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland, margarete.mages@ufz.de

Mai, Stephan, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, stephan.mai@bafg.de

Mana, Vladimír, Ostravská universita, Podolí 219, 686 04 pošta Kunovice, Česká republika, vladimir@belbo.cz

Martínek, Petr, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, martinek@pla.cz

Martinková Pavla, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 16000 Praha 6, Česká republika, pavla_martinkova@vuv.cz

Matoušková, Milada, Univerzita Karlova (Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie), Albertov 6, 128 43 Praha, Česká republika, matouskova@natur.cuni.cz

Matthies, Michael, Universität Osnabrück (Institut für Umweltsystemforschung), Barbarastr. 12, 49076 Osnabrück, Deutschland, michael.matthies@usf.uni-osnabrueck.de

Medek, Jiří, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, medek@pla.cz

Meißner, Ralph, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Bodenphysik, Lysimeterstation Falkenberg), Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg, Deutschland, ralph.meissner@ufz.de

Menzel, Thomas, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost, Gerhart-Hauptmann-Str. 16, 39108 Magdeburg, Deutschland, th.menzel@wsd-o.wsv.de

Merta, Ladislav, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, merta@pla.cz

Meyer, Volker, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Naturschutzforschung), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, Deutschland, volker.meyer@ufz.de

Michalovich, Petr, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, michalovich@pla.cz

Morgenstern, Peter, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Analytik), Permoserstraße 15, 04138 Leipzig, Deutschland, peter.morgenstern@ufz.de

Müller, Albrecht, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, albrecht.mueller@bafg.de

Nesměrák, Ivan, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, ivan_nesmerak@vuv.cz

Netzband, Axel, Hamburg Port Authority, Neuer Wandrahm 4, 20457 Hamburg, Deutschland, Axel.Netzband@hpa.hamburg.de

Neuhöfer, Miroslav, Povodí Ohře, státní podnik, Ukrajinská 359/1, 41503 Teplice, Česká republika, neuhofer@poh.cz

Novak, Ladislav, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe – IKSE, Fürstenwallstraße 20, 39104 Magdeburg, Deutschland, novak@ikse-mkol.org

Novák, Michal, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha, Česká republika, michal_novak@vuv.cz

Novický, Oldřich, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Oddělení hydrologie), Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, oldrich_novicky@vuv.cz

Očenášková, Věra, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Referenční laboratoř složek životního prostředí a odpadů), Šmeralova 143/10, 170 00 Praha, Česká republika, vera_ocenaskova@vuv.cz

Opatřilová, Libuše, Výzkumný ústav vodohospodářský, v.v.i. (Pobočka Brno), Mojmírovo náměstí 16, 612 00 Brno, Česká republika, libuse_opatrilova@vuv.cz

Patzwahl, Regina, Bundesanstalt für Wasserbau (Flusssysteme II), Kussmaulstraße 17, 76187 Karlsruhe, Deutschland, regina.patzwahl@baw.de

Pelzer, Jürgen, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, juergen.pelzer@bafg.de

Penížek, Vít, Česká zemědělská universita (Katedra pedologie a ochrany půd), Kamýcká 129, 16521 Praha 6, Česká republika, penizek@af.czu.cz

Plessney, Petr, Povodí Labe, státní podnik, závod Dolní Labe, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, plessney@pla.cz

Poetke, Dieter, GICON – Großmann Ingenieur Consult GmbH, Tiergartenstraße 48, 01219 Dresden, Deutschland, d.poetke@gicon.de

Pokrandt, Karl-Heinz, Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH – LMBV, Walter-Köhn-Straße 2, 04356 Leipzig, Deutschland, KH.Pokrandt@lmbv.de

Pospíchalová, Danica, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 16000 Praha 6, Česká republika, danica_pospichalova@vuv.cz

Povodí Ohře, státní podnik, Bezručova 4219, 430 03 Chomutov, Česká republika, vhd@poh.cz

Prchalová, Hana, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Oddělení ochrany podzemních vod), Podbabská 30, 160 62 Praha 6, Česká republika, hana_prchalova@vuv.cz

Procházková, Lenka, Povodí Moravy, státní podnik, Dřevařská 11, 60175 Brno, Česká republika, prochazkova@povodi.cz

Puhlmann, Guido, Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe, Kapenmühle PSF 1382, 06813 Dessau, Deutschland, bioresme@lvwa.sachsen-anhalt.de

Punčochář, Pavel, Ministerstvo zemědělství ČR (Sekce vodního hospodářství), Těšnov 17, 117 05 Praha 1, Česká republika, puncochar@mze.cz

Quiel, Katrin, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, quiel@bafg.de

Rademacher, Silke, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, rademacher@bafg.de

Rederer, Luděk, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, rederer@pla.cz

Řehák, Pavel, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, prehak@pla.cz

Reincke, Heinrich, Freie und Hansestadt Hamburg, Senatskanzlei-Planungsstab, Poststraße 11, 20354 Hamburg, Deutschland, heinrich.reincke@sk.hamburg.de

Remenárová, Darina, EIA CONSULTING, Nad Turbovou 19, 150 00 Praha 5, Česká republika, remenarova.d@volny.cz

Richmann Agnes, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (ehemals FAL), (Institut für Ländliche Räume), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Deutschland, agnes.richmann@vti.bund.de

Rode, Michael, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Aquatische Ökosystem Analyse und Management), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland, michael.rode@ufz.de

Rohošková, Marcela, Česká zemědělská universita (Katedra pedologie a ochrany půd), Kamýcká 129, 16521 Praha 6, Česká republika, rohoskova@af.czu.cz

Rommel, Jochen, Beratender Geologe, Batschenhofer Straße 6, 73569 Eschach, Deutschland, geo-rommel@web.de

Rupp, Holger, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Bodenphysik, Lysimeterstation Falkenberg), Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg, Deutschland, holger.rupp@ufz.de

Schaffranka, Evelyn, Landesanstalt für Altlastenfreistellung des Landes Sachsen-Anhalt, Maxim-Gorki-Straße 10, 39108 Magdeburg, Deutschland, schaffranka@laf-lsa.de

Schanze, Jochen, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung – IÖR, Weberplatz 1, 01217 Dresden, Deutschland, J.Schanze@ioer.de

Schmidt, Carsten, Technische Universität Dresden (Institut für Hydrologie und Meteorologie), Würzburger Str. 46, 01187 Dresden, Deutschland, carsten.schmidt@mailbox.tu-dresden.de

Schmitt-Kopplin, Philippe, Helmholtz-Zentrum München – Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt (Institut für Ökologische Chemie), Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Neuherberg, Deutschland, schmitt-kopplin@helmholtz-muenchen.de

Schöl, Andreas, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, schoel@bafg.de

Scholz, Mathias, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Conservation Biology), Permoser-straße 15, 04318 Leipzig, Deutschland, mathias.scholz@ufz.de

Schovánková, Jana, Povodí Labe, státní podnik (Odbor vodohospodářských laboratoří – OVHL), Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, schovankova@pla.cz

Schröder, Axel, GEOGNOSTICS, Bekassinenweg 30, 13503 Berlin, Deutschland, axel.schroeder@geognostics.de.

Schubert, Birgit, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Referat Grundsatzfragen der qualitativen Gewässerkunde), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, schubert@bafg.de

Schultze, Martin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Seenforschung), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland, martin.schultze@ufz.de

Schulz-Zunkel, Christiane, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Naturschutzforschung), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, Deutschland, christiane.schulz@ufz.de

Schwartz, Hartmut, Landesanstalt für Altlastenfreistellung des Landes Sachsen-Anhalt, Maxim-Gorki-Straße 10, 39108 Magdeburg, Deutschland, schwartz@laf-lsa.de

Schwarze, Robert, Technische Universität Dresden (Institut für Hydrologie und Meteorologie), Würzburger Str. 46, 01187 Dresden, Deutschland, robert.schwarze@mailbox.tu-dresden.de

Šebesta, Marián, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, sebesta@pla.cz

Seidel, Kirsten, Johann Heinrich von Thünen-Institut – vTI (Institut für Ländliche Räume), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Deutschland, kirsten.seidel@vti.bund.de

Skála, Ivan, Povodí Ohře, státní podnik, Hornocholupická 46, 14300 Praha 12, Česká republika, skala@poh.cz

Skalička, Martin, Povodí Odry, státní podnik, Varenská 49, 726 01 Ostrava, Česká republika, vlcek@pod.cz

Slavík, Ondřej, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Odb. aplikované ekologie), Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, ondrej_slavik@vuv.cz

Šnajberková, Marie, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 62 Praha 6, Česká republika, marie_snajberkova@vuv.cz

Soldán, Přemysl, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M.,v.v.i. (Pobočka Ostrava), Macharova 5, 702 00 Ostrava, Česká republika, soldan@vuv.cz

Soukupová, Kateřina, Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, Česká republika, soukupova@pvl.cz

Stachel, Burkhard, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (Amt für Umweltschutz – Gewässerschutz), Billstraße 84, 20539 Hamburg, Deutschland, burkhard.stachel@bsu.hamburg.de

Štambergová, Monika, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Nuselská 39, 140 00 Praha 4, Česká republika, monika.stambergova@nature.cz

Štěpánková, Pavla, Výzkumný ústav vodohospodářsky T.G.M., v.v.i., Mojmírovo nám. 16, 612 00 Brno, Česká republika, pavla_stepankova@vuv.cz

Stierand, Pavel, Český hydrometeorologický ústav (Pobočka Brno, OJV), Kroftova 43, 616 67 Brno, Česká republika, pavel.stierand@chmi.cz

Straile, Dietmar, Universität Konstanz (Fachbereich Biologie), 78457 Konstanz, Deutschland, dietmar.straile@uni-konstanz.de

Štrajt, Marek, Povodí Odry, státní podnik (Odbor vodohospodářských koncepcí a infomací), Varenská 49, 701 26 Ostrava, Česká republika, strajt@pod.cz

Svobodová, Alena, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 16000 Praha 6, Česká republika, alena_svobodova@vuv.cz

Svobodová, Jitka, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, Jitka_Svobodova@vuv.cz

Tajmrová, Lenka, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Pobočka Brno), Mojmírovo náměstí 16, 612 00 Brno, Česká republika, lenka_tajmrova@vuv.cz

Ternes, Thomas, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Deutschland, ternes@bafg.de

Tetzlaff, Björn, Forschungszentrum Jülich GmbH (ICG-4), 52425 Jülich, Deutschland, b.tetzlaff@fz-juelich.de

Tlapáková, Magdalena, Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 8, 150 24 Praha 5, Česká republika, tlapakova@pvl.cz

Tolma, Václav, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 16000 Praha 6, Česká republika, vaclav_tolma@vuv.cz

Treml, Pavel, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Oddělení hydrologie), Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, pavel_treml@vuv.cz

Tušil, Petr, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Pobočka Ostrava), Macharova 5, 70200 Ostrava, Česká republika, Petr_Tusil@vuv.cz

Unterseher, Erich, Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (Agrarökologie), Neßlerstr. 23 – 31, 76227 Karlsruhe, Deutschland, erich.unterseher@ltz.bwl.de

Vaněček, Ivo, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha, Česká republika, ivo_vanecek@vuv.cz

Vlasák, Petr, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, petr_vlasak@vuv.cz

von Tümpling, Wolf, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Fließgewässerökologiedepartment), Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland, wolf.vontuempling@ufz.de

Vosika, Slavomír, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe – IKSE, Fürstenwallstraße 20, 39104 Magdeburg, Deutschland, vosika@ikse-mkol.org

Vyskoč, Petr, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i. (Oddělení HEIS), Podbabská 30, 160 00 Praha 6, Česká republika, petr_vyskoc@vuv.cz

Wagner, Michael, Technische Universität Dresden (Institut für Hydrologie und Meteorologie), Würzburger Str. 46, 01187 Dresden, Deutschland, Michael.Wagner@tu-dresden.de

Werban, Ulrike, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Naturschutzforschung), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, Deutschland,ulrike.werban@ufz.de

Westrich, Bernhard, Universität Stuttgart (Institut für Wasserbau), Pfaffenwaldring 61, 70550 Stuttgart, Deutschland, bernhard.westrich@iws.uni-stuttgart.de

Wolter, Christian, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Deutschland, wolter@igb-berlin.de

Zacharias, Steffen, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Department Naturschutzforschung), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, Deutschland, steffen.zacharias@ufz.de

Zídek, Jindřich, Povodí Labe, státní podnik, Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, jzidek@pla.cz

Zubrová, Kateřina, Povodí Labe, státní podnik (Odbor vodohospodářských laboratoří – OVHL), Víta Nejedlého 951, 500 03 Hradec Králové, Česká republika, zubrovak@pla.cz

Notizen / Poznámky

Notizen / Poznámky

Notizen / Poznámky

Notizen / Poznámky

Programmkomitee - Programový výbor

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)	**Walter Geller / Dietrich Borchardt** **Vorsitzende / předsedové**	Středisko výzkumu životního prostředí H. Helmholtze (UFZ)
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Deutschlands (BMU)	**Rolf-Dieter Dörr**	Spolkové ministerstvo životního prostředí, ochrany přírody a bezpečnosti reaktorů SRN (BMU)
Ministerium für Umwelt der Tschechischen Republik (MŽP ČR)	**Veronika Jáglová**	Ministerstvo životního prostředí České republiky (MŽP ČR)
Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (MLU)	**Klaus Rehda**	Ministerstvo zemědělství a životního prostředí spolkové země Sasko-Anhaltsko (MLU)
Ministerium für Landwirtschaft der Tschechischen Republik (MZe ČR)	**Pavel Punčochář**	Ministerstvo zemědělství České republiky (MZe ČR)
Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe)	**Sven Schulz**	Společenství oblasti povodí Labe SRN (FGG Elbe)
Staatlicher Wasserwirtschaftsbetrieb Elbe	**Václav Jirásek**	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	**Šárka Blažková**	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.
Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)	**Peter Heininger**	Spolkový ústav hydrologický (BfG)
Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW)	**Erwin Becker**	Zemský podnik povodňové ochrany a vodního hospodářství Saska-Anhaltska (LHW)
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)	**Wolf von Tümpling**	Středisko výzkumu životního prostředí H. Helmholtze (UFZ)
Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE)	**Slavomír Vosika**	Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL)

Herausgeber / Vydavatel:
Programmkomitee des Magdeburger Gewässerschutzseminars 2008 / Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2008
Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) – Sekretariat / Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL) – sekretariát

Layout, Satz / Úprava, sazba: Harzdruckerei GmbH Wernigerode

Druck / Tisk: Harzdruckerei GmbH Wernigerode, Max-Planck-Straße 12/14, 38855 Wernigerode

Auflage / Náklad: 400 Stück / 400 ks