

## VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

### Problematika říčního dna

Již 25 let se scházejí limnologové z oboru říční ekologie na sympoziích, jejichž základní ideou je propojení různých pohledů na problematiku řek, především říčního dna a podříčí – hyporeálu – a to jak z hlediska základního výzkumu, tak praktických aplikací. Duchovními otci této myšlenky byli profesoři Otakar Štěrba a František Kubíček, vůdčí osobnosti oboru říční ekologie v České republice. První seminář se konal v roce 1986 v Olomouci, druhý v Kupařovicích (1990), třetí opět v Olomouci (1993, poprvé s mezinárodní účastí), následovala další mezinárodní setkání, a to v Brně (1996), v Lunz am See, Rakousko (2000) a opět v Brně (2005). Sedmé symposium ŘÍČNÍ DNO, jehož se účastnili kolegové z České republiky a ze Slovenska, se konalo 2.–4. listopadu 2010 v Univerzitním centru Masarykovy univerzity ve Šlapanicích u Brna. K tradičním organizátorům sympozií ŘÍČNÍ DNO/RIVER BOTTOM patří Masarykova univerzita Brno, Univerzita Palackého Olomouc, Česká limnologická společnost a Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i.

Problematika, na kterou se symposia zaměřují v posledních letech, souvisí zejména s hodnocením ekologického stavu toků, což logicky souvisí s procesem implementace Rámcové směrnice 2000/60/ES o vodní politice a probíhajícími národními i mezinárodními projekty. Projednávaná témata jsou jednak tradiční – spojená s rolí hyporheického biotopu, jednak

zaměřená na hodnocení ekologického stavu, a to jak na obecnější úrovni (metodické přístupy, dosavadní výsledky, zkušenosti, evropská mezikalibrační porovnávání), tak na úrovni řešení speciálních problémů, jako je například přístup k hodnocení tzv. městských toků nebo závažné a na mezinárodní úrovni aktuálně řešené téma hodnocení

velkých nebroditelných toků. Další odborné příspěvky reflektují potenciální důsledky kolísání klimatu. Potřeba sofistikovaných metod indikace a hodnocení především funkčních změn v říčních systémech, ať už jde o změny vyvolané přírodními antropogenními činnostmi (disturbance i revitalizace), nebo o důsledky klimatických výkyvů, obrací pozornost k tématům taxonomickým, autologickým i faunistickým a také k tématu hodnocení dlouhodobých změn modelových taxocenóz vodního hmyzu. Příspěvky prezentované na sympoziu jsou uvedeny ve sborníku: Zahradková, S. a Řezníčková, P. (eds) *Symposium ŘÍČNÍ DNO VII. Sborník abstraktů a příspěvků*. Masarykova univerzita Brno, 2010, 100 s. ISBN 978-80-210-5310-6.

Toto mimořádné číslo časopisu *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* přináší články vztahující se k projednávané problematice, a to zejména ekologickému a chemickému stavu toků.

Světlana Zahradková

## METODY HODNOCENÍ FYTOBENTOSU PRO STANOVENÍ EKOLOGICKÉHO STAVU ŘEK U NÁS A V SOUSEDNÍCH ZEMÍCH

Petr Marvan, Libuše Opatřilová, Markéta Fránková

### Klíčová slova

*fytoENTOS – ekologický stav – Rámcová směrnice o vodách – referenční lokalita – český saprobní index*

### Souhrn

**Evropská Rámcová směrnice o vodní politice klade na členské státy požadavek vypracovat metodiku hodnocení ekologického stavu vod založenou na míře jejich odklonu od přirozeného stavu. Tradiční přístup subjektivního hodnocení antropické deteriorizace kvality vody je recentně nahrazen exaktními nástroji založenými na srovnávání stavu konkrétních vodních útvarů či říčních úseků s referenčními lokalitami. Při porovnávání jednotlivých národních přístupů k hodnocení fytoENTOSU jsou důležitými faktory skupiny organismů, které jsou posuzovány, problematika definice taxonů, stanovení abundance druhů a definice referenčních podmínek. Zatímco metody hodnocení většiny členských států Evropské unie jsou založeny na hodnocení pouze rozsivkové části fytoENTOSU, český přístup zahrnuje všechny fototrofní organismy. Vzorky jsou zpracovány „in vivo“ (nejpozději 48 hodin po odběru). Rozsivky jsou hodnoceny shodně jako ostatní složky fytoENTOSU. Kvantita se hodnotí odhadem relativní pokrývnosti jednotlivých druhů. Seznam indikátorů obsahuje jasně vymezené taxonů s odkazem na determinační pomůcku.**

### Úvod

Ještě koncem minulého století neměl monitoring toků na základě fytoENTOSU vypracována žádná objektivní kritéria pro posouzení míry antropické deteriorizace kvality vody oproti předpokládanému přirozenému stavu. Měřila se a klasifikovala kvalita vody. Možný podíl člověka na dosažení dané kvality se v nejlepším případě jen odhadoval podle schopností a zkušeností

posuzovatele. Rozvoj metodiky hodnocení kvality vody podle fototrofního probíhal v minulém století především cestou rozšiřování seznamu indikátorů o další druhy: počet začleněných fototrofní vzrostl oproti původnímu seznamu, které byly k dispozici v 50.–60. letech minulého století (Liebmann, 1962; Pantle et Buck, 1955; Zelinka et Marvan, 1961 aj.), několikanásobně (Sládeček et al., 1981; Sládeček et Sládečková, 1996).

Rámcová směrnice o vodní politice (Water Framework Directive, WFD, směrnice 2000/60/ES, 2000) uložila členským státům povinnost vypracovat metodiku a zavést hodnocení ekologického stavu vod v principu založené na míře jejich odklonu od přirozeného stavu. Oproti tradičnímu hodnocení kvality vody má tedy být ryze subjektivní odhad míry tohoto odklonu nahrazen co nej přesněji definovanými postupy hodnocení, v podstatě založenými na představě existence referenčních stavů reprezentovaných konkrétními referenčními lokalitami a sloužících jako srovnávací báze pro hodnocení konkrétních úseků řek či konkrétních vodních nádrží.

### Přístupy k hodnocení fytoENTOSU v České republice a ostatních zemích

Při porovnávání jednotlivých národních přístupů k hodnocení fytoENTOSU jsou důležitými faktory skupiny organismů, které jsou posuzovány, problematika definice taxonů, stanovení abundance druhů a definice referenčních podmínek. Většina členských států Evropské unie (EU) hodnotí pouze rozsivkovou část fytoENTOSU – buď všechny druhy, anebo s vyloučením planktonních druhů. Některé státy do hodnocení zahrnují i další fototrofní organismy, které hodnotí stejnou metodou jako rozsivky (Česká republika), anebo metodou odlišnou (Německo, Rakousko). Heterotrofní komponenta nemá být podle WFD do hodnocení zahrnuta vůbec. Důvody, proč se ve většině zemí používá k hodnocení fytoENTOSU pouze rozsivková část, jsou možnost dokladu správnosti determinace trvalými preparáty, počítatelnost frustulí a existence programu Omnidia, kterým lze spočítat širokou škálu indexů založených na hodnocení této složky fytoENTOSU.

V evropských taxalístech vzniklých v rámci projektů AQEM (www.aqem.de), STAR (www.eu-star.at) a EUROLIMPACS (www.eurolimpacs.ucl.ac.uk) a v databázi Omnidia (Lecoite et al., 1993) jsou jména taxonů brána jen s poslední navrženou koncepcí, která se však u mnoha stovek položek liší od koncepce uvedené v *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (Krammer et Lange-Betalot, 1986, 1988, 1991a, 1991b) jako nejužívanějším determinačním kompendiu. V českém taxalístu v databázi ARROW (databáze Českého hydrometeorologického ústavu, <http://hydro.chmi.cz/isarrow/>)

jsou tyto problémy řešeny zavedením jednomístných symbolů uváděných po čarce za jménem taxonu (např. S pro knihy ediční řady Süßwasserflora von Mitteleuropa) a zaváděním agregátů (agg.). V současné době obsahuje databáze jednak charakteristiky ekologických nároků řas podle ČSN 75 7716 (po ryze formálních opravách), jednak revidovanou verzi, v níž témuž jménu s různou koncepcí mohou být přiděleny různé ekologické charakteristiky. Jsou zaváděny i rodové indikátory, zpravidla s velmi nízkou indikační vahou.

Kvantifikace rozsivek se ve všech zemích EU kromě České republiky provádí počítáním buněk nebo valv podle EN 13946 (2003). Problémem tohoto přístupu je především to, že je nelze počítat in vivo (kvůli velkému množství detritu ve vzorcích), ale až v trvalých preparátech, kdy již nelze rozlišit mrtvé a živé buňky. Jednota není ani v započítávání úlomků valv a izolovaných a párovaných valv. Problematická je také determinace jedinců v bočním pohledu. V české „Metodice odběru a zpracování vzorků fyto-bentosu tekoucích vod“ jsou abundance rozsivek vyžadovány ve stupních odhadní stupnice (Marvan et Heteša, 2006). Rozsivky se přiřazují k jednomu ze stupňů podle pokrývnosti, nikoli podle počtu frustulí/valv. Stupně stupnice nejsou vzhledem k pokrývnosti lineární, stupnice potlačuje význam hojněji zastoupených druhů a řídkěji zastoupeným druhům naopak připisuje větší význam. Postup odpovídá normě EN 15708 (2009), a to variantě „single habitat sampling“.

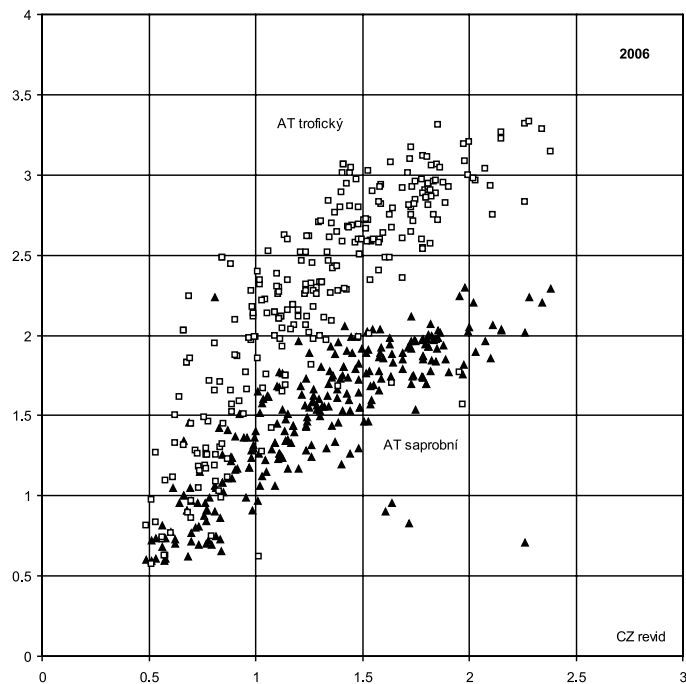
### Seznamy indikátorových taxonů

Pro srovnání seznamů indikátorových taxonů se zaměříme na postupy hodnocení vyvinuté v Německu (Schaumburg et al., 2004) a Rakousku (Pfister et Pipp, 2005), s nimiž má Česká republika společný ekoregion. Oba navržené postupy hodnocení jsou založeny na ekologických charakteristikách fototrofů převzatých z tabulek publikovaných E. Rottem a spolupracovníky (Rott et al., 1997, 1999; dále budou uváděny pod zkratkou RT). Ke společným znakům českého, německého a rakouského přístupu patří fakt, že Rakousko i Německo převzaly stupnici Pantle-Buck-Sládeček (PBS) zavedenou v České republice, s rozpětím hodnot saprobity 0 až 4 (oproti původní Pantle-Buckové stupnici 1 až 4, pokrývající oligo- až polysaprobity, která byla rozšířena o xenosaprobity s přiděleným pořadovým číslem 0). Výsledná indexová hodnota se vypočítává jako aritmetický průměr individuálních indexů, vážený součinem abundance (ta může být různě vyjadřována) a indikační váhy.

Koncepce RT je založena na dvou odlišných seznamech indikátorů. Prvním seznamem je seznam pro saprobity nakalibrovaný podle ukazatelů kyslíkového režimu, druhým je seznam pro trofie kalibrovaný podle aktuálních koncentrací fosforu (vedle nich jsou v citované práci z r. 1999 i seznamy druhů s ekologickými nároky vztaženými ke zdrojům dusíku, ty však nejsou ve zmíněných metodikách – německé a rakouské – využívány). Mezi hodnocením určité lokality podle RT pro saprobity a trofie může indexový rozdíl překročit až jeden stupeň PBS stupnice. Rozdíly však je možno z velké části připsat rozdílnému nastavení stupnice. Na rozdílech v numerických charakteristikách přiřazených jednotlivým druhům se patrně zčásti projevil tendence posouvat saprobní hodnoty druhů s širokou ekologickou valencí (a tedy i s tolerancí přežít v silněji znečištěném prostředí) směrem k vyšším hodnotám PBS stupnice. Platí to např. pro druh *Ulnaria ulna* (*Fragilaria ulna* s.s., *Synedra ulna*), tolerující až i situace, kdy ve vodě hromadně nastupuje *Sphaerotilus natans*, ale hojně i v oligosaprobite, pokud pH ve vodě neleží pod neutrálním bodem. Podle ČSN 75 7716 (1998) zůstává individuální index někde blízko středu PBS stupnice, v RT je však značně posunut k vyšším hodnotám. Totéž platí pro *Achnanthes lanceolata* s.l. Tento trend je patrný i v taxalistech vypracovaných jinými autory, např. u Van Dama et al. (1994). U hodnotících systémů pracujících jen s rozsivkami ho patrně podporuje snaha nějak vyvážit nedostatek druhů vázaných výlučně na silně znečištěné zóny.

Na rozdíl od Německa a Rakouska má Česká republika zaveden jediný systém indikátorů s připojenými charakteristikami ekologických nároků (preferencí) vůči saprobitě chápané v širokém smyslu (Sládečkov pojetí založené na paralelismu v saprobní a trofické klasifikaci povrchových vod, srov. např. Sládeček 1978, 1979 a velmi blízké i pojetí Casperse a Karbeho, 1966). Tento pohled je jistě poplatný ekologickým situacím v době, kdy organické znečištění odpadními vodami bylo současně i hlavním zdrojem obohacování vod živinami. V současné době se mohou v přírodě vyskytnout situace, kdy se oba aspekty rozcházejí (např. na lokalitách ovlivněných přísunem živin aplikovaných v zemědělské výrobě), ale pro jejich detekci se zatím stávající bioindikátory jeví jako málo citlivé.

Ze zpracování souboru dat získaných z monitoringu v letech 2006 a 2007 vyplynul úzký vztah rakouského saprobního indexu k českému saprobnímu indexu se sklonem regresní přímky jen málo odlišným od 1 (obr. 1), což je v souladu s dřívějšími poznatky. Naproti tomu hodnoty rakouského trofického indexu jsou zřetelně vyšší než hodnoty pro český saprobní index (a vyšší i než rakouský saprobní index). Současné se zřetelně projevuje (rovněž ve shodě s dřívějšími poznatky) prohnutí regresní křivky. Potvrzuje se tedy úzký vztah mezi trofickým a saprobním aspektem ekologického stavu



**Obr. 1.** Vztah hodnot českého saprobního indexu (osa x) a indexu počítaného podle rakouských saprobních valencí (trojúhelníky) a rakouských trofických valencí (čtverce) – rok 2006

vody, ale současně i to, že nastavení škály pro trofický aspekt (hodnocený podle aktuální koncentrace fosforu) nebylo provedeno ve shodě se škálou pro saprobní aspekt.

V grafu jsou vyneseny výsledky všech rozborů bez ohledu na to, kolik indikátorů pro hodnocení ekologického stavu bylo v tom kterém vzorku k dispozici, tedy i ze vzorků s extrémně nízkým počtem druhů s přiřazenou ekologickou charakteristikou (až i méně než 5), a tedy s nízkou výpovědní hodnotou (patří k nim mj. i všechny vzorky s velmi odlehlou polohou bodů v grafu). Návrh české metodiky hodnocení nemá dosud zavedeny podmínky, kdy je možno výsledek rozboru brát za přijatelně spolehlivý. V úvahu přichází kromě intervalu spolehlivosti vypočtené metriky např. i suma indikačních vah zastoupených druhů. K určením kritérií bude nutno provést další podrobnější vyhodnocování.

### Návrh hodnocení ekologického stavu podle fyto-bentosu

Základem současného českého přístupu k hodnocení ekologického stavu podle fyto-bentosu je stanovení saprobního indexu na základě indikátorových druhů, jejichž vztah k saprobitě a trofii toku byl v posledních dvou letech podrobně revidován. Český saprobní index je brán jako ukazatel nejen intenzity rozkladných procesů, ale i produkčních pochodů ve vodě, a tedy trofického aspektu ekologického stavu vody. Vzrůst nabídky živin od oligotrofních k eutrofním až polytrofním situacím je nicméně v přírodních podmínkách úzce korelován se vzrůstem koncentrace minerálních látek základního chemického složení vody. Ovlivnil jak kalibraci podle kritérií fází dekompozičních procesů (hledisko saprobity), tak zejména přímou kalibraci řas na trofii podle nabídky fosforu.

První návrhy hodnocení tekoucích vod vypracované pro potřeby implementace Rámcové směrnice o vodní politice v České republice (např. pro biologickou složku makrozoobentosu) zavádějí třídění toků podle geografické oblasti, nadmořské výšky a Strahlerova řádu vodního toku (oficiální typologie schválena později – Langhammer et al., 2009). V prvním „Návrhu metodiky hodnocení ekologického stavu toků České republiky podle fyto-bentosu“ (Marvan, 2007) je bráno v úvahu jen druhé a třetí hledisko, tedy nikoli odlišení podle geografických oblastí jako takových. Významnější než přímo geografická oblast se pro kritéria hodnocení ekologického stavu toků podle fyto-bentosu (a vůbec fototrofů) jeví základní chemické složení vody, podmíněné geologickým podložím (a vedle něho i dalšími, zčásti i antropickými vlivy). V citované studii jsou předkládány referenční a hraniční hodnoty oddělené pro vody na vápencovém a nevápencovém podkladu, přičemž návrh konkrétních hodnot se opíral o podklady vypracované pro Rakousko (Pfister et Pipp, 2005). Podle těchto podkladů dostaly vody z vápencových oblastí přísnější kritéria. Toto řešení bylo však výslovně označeno jako provizorní.

Z některých údajů obsažených v německé metodice (Schaumburg et al., 2004) naopak vyplývá, že by kritéria pro vápencové vody měla být méně přísná. Tento názor je ostatně v souladu s obecným vnímáním vlivu minerálního složení na trofické hodnocení vodních ekosystémů.

Podle aktualizovaného návrhu hodnocení jsou proto referenční a hraniční hodnoty určovány těmito proměnnými:

- nadmořskou výškou (rozsah 100–1000 m, pro hodnoty vyšší a nižší se bere příslušná okrajová hodnota; voleno stejně jako v původním návrhu snížení hodnoty indexu o 0,0004 na výškový metr);
- řádem toku podle Strahlera (voleno shodně s původním návrhem vzrůst o 0,02 na řád);
- kyselou neutralizační kapacitou (KNK). Je to proměnná nahrazující rozlišování podle geologického podkladu. V německé metodice je hodnota 1,4 mmol/l této proměnné používána k odlišení dvou typů vod pro hodnocení podle bentických sinic, vláknitých řas a makrofyt (nikoli však podle rozsivek; zde metodika zůstává při třídění podle geologického podkladu vápencový – silikátový; jde tu ovšem o zcela odlišné kritérium: ve vápencových oblastech je možno očekávat hodnoty KNK podstatně vyšší než 1,4). Na rozdíl od přístupu v německé metodice vystupuje v navrhované české metodice KNK jako plynule proměnná hodnota. Pro výpočet referenčních hodnot se navrhuje použití lokálně naměřené hodnoty. To umožňuje detailnější odlišení vod v jedné a téže oblasti, např. ve flyšovém pásmu Karpat ve východní části Moravy, kde se mozaikovitě vyskytují vody s velmi rozdílnými hodnotami KNK a příslušně rozdílným druhovým spektrem bentických řas (Fránková et al., 2009). KNK vstupuje do výpočtu jako druhá odmocnina hodnoty vyjádřené v mmol/l, vynásobená 0,2.

Jednotlivé faktory (nezávisle proměnné) jsou spojeny lineárně do rovnice

$$y = 0,9 - 0,0004 * \text{nadm. výška} + 0,02 * \text{Strahler} + 0,2 * \sqrt{\text{KNK}},$$

kde  $y$  je referenční hodnota charakterizující přirozený stav hodnocené lokality.

Navržený vztah ke KNK je provizorním řešením, které je zatím podloženo statistickým zpracováním dat z několika desítek vzorků z lokalit s předpokládaným ekologickým stavem blízkým přírodnímu. Jeho použitelnost bude nutno ověřit na podstatně větším souboru.

Kromě návrhu na zavedení KNK jsou navrhovány dvě další změny oproti původní koncepci metodiky hodnocení ekologického stavu. Jako horní mez dosažitelných indexových hodnot je místo původních 4,0 PBS stupnice pro oblast limnosaprobity navrhována hodnota 3,8. Důvodem je skutečnost, že se hodnocení kvality vody na rozdíl od hodnocení v době před vydáním Rámcové směrnice o vodní politice provádí bez heterotrofních organismů, a proto z vyhodnocování vypadávají mnohé polysaprobni druhy. Pokud by se vyhodnocování mělo omezit jen na rozsivky, pak by se nejvyšší hodnota PBS stupnice ještě dále snížila až na 3,4. I s touto možností česká metodika počítá pro případy porovnávání s metodikami aplikovanými v jiných zemích v rámci mezikalibračních porovnání.

Hraniční hodnoty tříd ekologického stavu jsou odvozovány tak, že se interval mezi referenční hodnotou a maximální indexovou hodnotou rozdělí na pět stejných segmentů. V původním návrhu byly hraniční hodnoty voleny v návaznosti na způsob navržený pro Rakousko.

Ani tento návrh není definitivní a hodnoty koeficientů nezávisle proměnných se mohou změnit podle výsledků dalších analýz a mezikalibračních porovnávání.

## Shrnutí

Z nastíněného návrhu metodiky hodnocení ekologického stavu toků podle fyto-bentosu vyplývají tyto hlavní rozdíly české koncepce od koncepce rozvíjené v jiných zemích EU:

- Nezavádí se jiný postup hodnocení podle rozsivek a ostatních složek fyto-bentosu. Možnost odděleného hodnocení, resp. omezení hodnocení jen na rozsivky se uvažuje jen jako alternativní pro potřeby přiblížení metodik hodnocení při mezikalibračních cvičeních.
- Více než v jiných metodikách je zdůrazněn požadavek předběžného zpracování vzorku „in vivo“ s hlavním cílem ověřit fyziologický stav jednotlivých druhů a snížit nežádoucí ovlivnění výsledku hodnocení zavlečením prázdných rozsivkových frustulí.
- Kvantita všech komponent vzorku fyto-bentosu se hodnotí odhadem relativní pokrývnosti jednotlivých druhů pomocí zavedených stupňů odhadní stupnice, jednotlivé frustule či valvy se tedy nepočítají ani u rozsivek. Toto je patrně nejpodstatnější rozdíl oproti metodikám jiných zemí EU, zavádějícím počítání rozsivek bez ohledu na jejich velikost (biomasu). Použitá stupnice snižuje význam velmi hojných druhů, mezi nimiž bývají zastoupeny druhy s širokou ekologickou valencí, a naopak zvyšuje význam méně zastoupených, ale ekologicky vyhraněnějších druhů.
- Při přípravě seznamu druhů-indikátorů a přiřazených ekologických charakteristik je více než v jiných taxalistech kladen důraz na jasné vymezení, co se pod určitým taxonomickým jménem rozumí. Citace autorů a odkaz na popis už v současné době k jasnému vymezení taxonomické náplně určitého jména nestačí. Na druhé straně český přístup zavádí společné ekologické charakteristiky pro taxonomicky nejednotné komplexy druhů s víceméně sympatrickým výskytem. Potřeba zavádění tzv. „merged“ druhů (období agregátů – agg.) v čes-

kém taxalistu vyplynula i z výsledků posledního evropského ring-testu (Kahlert et al., submitted).

- Na základě analýz dat se potvrdil úzký vztah mezi trofickým a saprobním aspektem ekologického stavu vody. Český saprobni index a indexy vypočtené na základě rakouských saprobni a trofických valencí spolu silně korelují, proto zavedení indexu založeného pouze na trofických valencích do české metodiky by pravděpodobně hodnocení příliš nezpřesnilo. Ze předpokládat, že český hodnotic index založený na revidovaných ekologických valencích je pro hodnocení ekologického stavu dostatečný.
- Aktualizovaný návrh hodnocení je snahou o zpřesnění vlivu faktorů základního chemického složení (obsahu vápenatých a hořečnatých iontů, pH, celkové koncentrace minerálních látek – tedy vodivosti, kyselá neutralizační kapacity či alkalinity) na hodnocení ekologického stavu. Jde o faktory zásadní měrou ovlivňující výběr druhů na určité lokalitě, a bylo tedy nutné vyřešit odstínění jejich vlivu od vlivů organického a trofického znečištění. Jeho případné zavedení slibuje zpřesnit hodnocení např. ve vnějším flyšovém pásmu Karpat (ekoregion 10, Karpaty) a oblasti jižní Moravy (ekoregion 11, Panonská nížina), ale i např. na místech lokálního výskytu vápence, v oblastech rozšíření dystrofních vod, ale i v pískovcových oblastech České křídové tabule, tedy i v typech vod vymykajících se stávající vypracované typologii vod.
- Slibným zdrojem informací se jeví porovnávání s historickými daty o složení fyto-bentosu toků, byť i z doby nepříliš dávno minulé. První výsledky takových porovnávání ukazují, že ke změnám druhového složení mikrofyto-bentosu s dopady na hodnocení ekologického stavu skutečně v průběhu posledních 50 let došlo i v horských oblastech.

## Poděkování

Studie byla zpracována za podpory výzkumného záměru Ministerstva životního prostředí ČR (MZP0002071101).

## Literatura

- Caspers, H. et Karbe, L. (1966) Trophie und Saprobität als stoffwechseldynamisches Komplex. Gesichtspunkte für die Definition der Saprobitätsstufen. *Arch. Hydrobiol.*, 61, p. 453–470.
- ČSN 75 7716 Jakost vod – Biologický rozbor – Stanovení saprobniho indexu. ČNI, 1998.
- EN 13946 Water quality – Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers, 2003.
- EN 15708 Water quality – Guidance standard for the survey, sampling and laboratory analysis of phyto-benthos in shallow running waters, 2009.
- Fránková, M., Bojková, J., Pouličková, A., and Hájek, M. (2009) The structure and species richness of the diatom assemblages of the Western Carpathian spring fens along the gradient of mineral richness. *Fottea*, 9(2), p. 355–368.
- Kahlert, M., Kelly, M., Albert, R.-L., Almeida, S.F.P., Bešta, T., Blanco, S., Coste, L., Denys, L., Ector, L., Fránková, M., Hlúbíková, D., Ivanov, P., Kennedy, B., Marvan, P., Mertens, A., Miettinen, J., Picin-ska-Fałtynowicz, J., Rosebery, J., Tornés, E., Vilbaste, S., and Vogel, A. Identification as a minor source of uncertainty in diatom-based ecological status assessments on a continent-wide scale: results of a European ring-test. *Hydrobiologia* (submitted).
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. (1986) Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. et Mollenhauer, D. (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1. Stuttgart : G. Fischer Verlag, 876 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. (1988) Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. et Mollenhauer, D. (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2. Jena : G. Fischer Verlag, 596 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. (1991a) Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. et Mollenhauer, D. (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3. Jena : G. Fischer Verlag, 576 p.
- Krammer, K. et Lange-Bertalot, H. (1991b) Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. et Mollenhauer, D. (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/4. Stuttgart-Jena : G. Fischer Verlag, 437 p.
- Langhammer, J., Hartvich, F., Mattas, D. a Zbořil, A. (2009) Vymezení typů útvarů povrchových vod. Praha : PíF UK (zpracováno pro MŽP).
- Lecointe, C., Coste, M., and Prygiel, J. (1993) „OMNIDIA“ software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270, p. 509–513.
- Liebmann, H. (1962) Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie I. Bd. 1 (2. Aufl.). Jena : G. Fischer Verl., 588 p. (I. vyd. München : Verl. Oldenbourg, 1951, 539 p.)
- Marvan, P. (2007) Návrh metodiky hodnocení ekologického stavu toků České republiky podle fyto-bentosu (studie). Brno : Limni, s.r.o.
- Marvan, P. a Heteša, J. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků fyto-bentosu tekoucích vod. [www.mzp.cz/cz/prehled\\_akceptovanych\\_metodik\\_tekoucich\\_vod](http://www.mzp.cz/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod).
- Pantle, R. et Buck, H. (1955) Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach*, 96: 604.
- Pfister, P. et Pipp, E. (2005) Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung österreichischer Fließgewässer an Hand des Phyto-benthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. ARGE Limnologie, angewandte Gewässerökologie GesmbH, Innsbruck, 42 p.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P. et Pipp, E. (1997) Indikationslisten für Auwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil. I. Saprobienliste. Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Österreich, 73 p.
- Rott, E., Pfister, P., van Dam, H., Pipp, E., Pall, K., Binder, N., et Ortler, K. (1999) Indikationslisten für

- Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen. Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Österreich, 248 p.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, Ch., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Hofmann, G., Gutowski, A., and Foerster, J. (2004) Instruction Protocol for the Ecological Assessment of Running Waters for Implementation of the EU Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos. Federal Ministry of Education and Research (FKZ 0330033).
- Sládeček, V. (1978) Zum Verhältnis Trophie : Saprobität. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 20, 1885–1889.
- Sládeček, V. (1979) Algal tests and the ratio of saprobic versus trophic levels. In Marvan, P., Přebil, S., and Lhotský, O. (eds) *Algal assays and monitoring eutrophication*. Stuttgart : Schweizerbart'sche Verl. (Nägele u. Obermiller), p. 235–237.
- Sládeček, V. (1986) Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 14 (15), p. 555–566.
- Sládeček, V. a Zelinka, M., Rothschein, J. a Moravcová, V. (1981) Biologický rozbor povrchové vody. Komentář k ČSN 83 0532 – části 6: Stanovení saprobního indexu. Praha : Vydav. Úřadu pro normalizaci a měření, 186 p.
- Sládeček, V. a Sládečková, A. (1996) Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. 1. díl: Destruenti a producenti. Praha : ČVTVHS, 351 s.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (2005). Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Praha : MŽP.
- Van Dam, H., Mertens, A., and Sunkeldam, J. (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journ. Aquat. Ecology*, 28(1), p. 117–133.
- Zelinka, M. et Marvan, P. (1961) Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, 57, p. 389–407.

RNDr. Petr Marvan,<sup>1)</sup> Mgr. Libuše Opatřilová<sup>2)</sup>,  
Mgr. Markéta Fránková, Ph.D.<sup>3)</sup>

<sup>1)</sup>Limni, s.r.o., Brno, limni@alfapassage.cz

<sup>2)</sup> VÚV TGM, v.v.i., libuse\_opatrilova@vuv.cz

<sup>3)</sup> Botanický ústav AV ČR, v.v.i., Brno,  
marketka.kozakova@seznam.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

*Phytobenthos assessment methods for river ecological status evaluation in the Czech Republic and neighbouring countries (Marvan, P.; Opatřilová, L.; Fránková, M.)*

#### Key words

*phytobenthos – ecological status – Water Framework Directive – reference site – Czech saprobic index*

**European Water Framework Directive places on its member countries requirements to elaborate methodology assessing ecological status of waters based on their decline from natural status. Traditional approach of subjective evaluation of anthropic deterioration of water quality is recently replaced by exact tools based on comparison of status of particular water bodies with reference sites. Among national approaches factors such as which groups of organisms to consider, problematic of taxa delimitation, species abundance assessment and defining reference status are the most important. While methods of most European countries are based solely on diatoms, Czech approach considers all phototrophic organisms. Samples are processed in vivo (at the latest, 48 hours after collecting). Diatoms are evaluated equally as other algal groups. Quantity is determined as relative coverage of particular taxa. List of indicators contains clear taxa delimitation referring to particular determination literature.**

## NA OKRAJ PĚTI LET MONITORINGU MAKROFYT V TOCÍCH ČESKÉ REPUBLIKY

Vít Grulich

#### Klíčová slova

*vodní makrofyta – vymezení – společenstva – Česká republika*

#### Souhrn

**Od roku 2006 probíhá monitoring vodních makrofyt na vodních tocích České republiky. Článek se zamýšlí nad čtyřmi problémy, které se týkají sběru a vyhodnocování takových dat: vymezení vodních makrofyt na gradientu vlhkosti (do vod často vstupují mokřadní druhy), vztahu vodních makrofyt stojatých a tekoucích vod (většina taxonů makrofyt tuto vlastnost prostředí nerozlišuje), vymezení společenstev vodních makrofyt a problém stanovení optimálního stavu této vegetace.**

Monitoring vodních makrofyt je organizován pro naplnění požadavků dvou směrnic Evropské unie. Vyžaduje jej Rámcová směrnice o vodách (2000/60/ES), která považuje vodní makrofyta za dílčí složku vodní bioty. V důsledku toho požaduje jejich monitoring, aby i jeho pomocí bylo možné komplexně vyhodnocovat stav, respektive kvalitu vodního prostředí. Sledování vodních makrofyt vyžaduje rovněž směrnice 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Jedním z explicitně jmenovaných stanovišť je makrofytní vegetace vodních toků (habitat 3260 Water courses of plain to montane levels with the *Ranunculon fluitantis* and *Callitricho-Batrachion* vegetation). V tomto případě je cílem ochrany samotná makrofytní vegetace.

Metodiky sběru dat pro účely monitoringu pro obě směrnice, které byly pro ČR zpracovány (Grulich et Vydrová, 2006; Vydrová et al., 2010), vycházejí z velmi podobných předpokladů, jediným rozdílem je délka monitorovaného úseku (500 m pro Rámcovou směrnici, 1 000 m pro směrnici o stanovištích). Vzhledem k segmentování kilometrového úseku při monitoringu pro směrnici o stanovištích na dílčí úseky 100 m dlouhé, pro něž se sbírají data samostatně, by bylo možné bez problémů tato data použít i k monitoringu pro Rámcovou směrnici o vodách.

Monitoring makrofyt pro Rámcovou směrnici započal v roce 2006, pro směrnici o stanovištích v roce 2009. V průběhu let 2006–2009 tak bylo analogickým přístupem prozkoumáno celkem 284 profilů v českých i moravských tocích. Tyto aktivity vyvolaly řadu diskusních otázek, které vycházejí z podstaty velmi specifického objektu, kterým vegetace vodních makrofyt nepochybně je. Jejich zodpovězení má rozhodující vliv na hledání adekvátního modelu vyhodnocování sebraných dat, a tedy na interpretaci časových změn.

#### Co jsou makrofyta?

První diskusní otázkou je samotná definice vodních makrofyt. Národní metodika pro Rámcovou směrnici o vodách (Grulich et Vydrová, 2006) je definuje jako rostliny ze stanovišť, která jsou po 150 dnů v roce pod vodou. Tento logický požadavek lze ale objektivně vyjádřit jen s obtížemi. Více druhů vodních rostlin je tzv. obojživelných: jsou schopny např. více let po sobě vegetovat, aniž by se dostaly mimo vodní prostředí, ale na druhé straně dobře snášejí vyschnutí a úspěšně přežívají celou vegetační sezonu mimo vodní prostředí. Příkladem může být např. *Littorella uniflora*, která tvoří „trávníčky“ na dně vodní nádrže, ale v takovém případě zůstává sterilní a intenzivně se rozrůstá pouze vegetativně. Generativně se množí, když se rostliny dostanou na delší časové období nad vodní hladinu. K tomu dochází buď při poklesu hladiny nádrže, nebo poté, co jsou rostliny uvolněné ze dna vyplaveny na břeh (Chrtek, 2000). Opačným příkladem je *Persicaria amphibia*, která je běžně fertilní pouze ve vodním prostředí, zatímco terestrické rostliny jsou vytrvalé, klonální a schopné dlouhodobě přežít mimo dosah vodní hladiny, např. na ruderalních stanovištích, a zůstávají většinou úplně sterilní (Chrtek, 1990).

Dlouhodobost přežívání ve vodním prostředí nejsme schopni jednoduše posuzovat; je tedy nezbytné stanovit vodní makrofyta výčtem v podobě závazného seznamu (taxalistu). Sporným momentem bude samozřejmě ohraničení vůči „nemakrofytům“: tento problém velmi dobře dokumentuje srovnání seznamů vodních makrofyt. Krokem ke sjednocení přístupů by mohl být nedávno zveřejněný světový přehled vodních makrofyt (Chambers et al., 2010), ale zdá se, že je k makrofytům poměrně „velkorysý“. Podobně dosti široce je pojat taxalíst německý (Anonymus, 2007), v němž je obsaženo více spíše mokřadních druhů, které podle níže uvedeného pokusu o objektivizaci vymezení této ekologické skupiny jsou již za hranicemi vymezení makrofyt.

V citovaných seznamech se velmi projevuje subjektivní nazírání badatelů, kteří je sestavovali – zásadní spor se vede o stanovení mezní polohy na ± plynulém gradientu vztahu druhů k vodnímu prostředí, zde konkrétně je třeba tuto hranici hledat v břehových porostech.

Abyste bylo možné srovnání na mezinárodní úrovni (i z důvodu vyhodnocení druhového zápisu), je nutné obsah taxalíst srovnat. Považujeme za velmi vhodné, aby takové srovnání bylo objektivizováno na základě obecnější platných parametrů. Za vhodnou platformu považujeme Ellenbergovy indikační hodnoty pro vztah k vodě (Ellenberg et al., 1992). Ellenbergovy indikační hodnoty (dále EIH) představují empiricky stanovené řady průměrných vztahů druhů středoevropské flóry k základním proměnným prostředí (voda, živiny, pH, světlo, teplota, kontinentalita). Zpravidla jsou vyjádřeny devíticennou, v případě vody dvanáctičennou stupnicí. Pro definici vodních makrofyt jsme použili EIH pro vodu v rozmezí stupňů 10–12, s výjimkou několika málo druhů, pro které byla stanovena hodnota EIH pro vodu 9, ale tyto druhy vytvářejí (i v ČR) dlouhodobě přežívající submerzní nebo plouvcové formy (např. *Schoenoplectus lacustris*, *Butomus umbellatus*). Je třeba si uvědomit, že EIH v žádném případě nezachycují šíři ekologické valence

hodnocených druhů, ale jejich střední hodnotu; šíře se v každém případě může mezi druhy velmi lišit. Určitým problémem je ovšem také posun ekologických vlastností některých druhů na gradientu oceanicity – některé druhy v oceánickém klimatu dokáží celoročně přežívat na bahnech, zatímco v kontinentálnějších prostředí rostou výhradně submerzně.

Jiná kritéria platí pro vodní makrofyta z bezcévných rostlin. U mechorostů, které jsou těsněji svázané s vodním prostředím než cévnaté rostliny, je zahrnutí do taxalistu makrofyt ještě problematictější než u rostlin cévnatých. Mnoho druhů mechorostů úspěšně přežívá na hranici mezi suchozemským a vodním prostředím; objektivní hranice pro „obligátnost“ či „fakultativnost“ takového výskytu je možné stanovit ještě nesnadněji. Indikační hodnoty pro vodu byly pro mechorosty také stanoveny (Düll in Ellenberg et al., 1992), avšak stupnice nejsou totožné. Německý taxalst makrofyt (Anonymus, 2007) mechorosty zahrnuje; i v případě této skupiny se však zdá, že mnoho jmenovaných taxonů má spíše mokřadní charakter. Problematika mechorostů bude muset být znovu posuzována; na pracovní úrovni se tomuto problému předběžně věnovala S. Kubešová (Moravské zemské muzeum Brno). Naproti tomu klasifikace fas, které z praktického hlediska jsou zařazeny mezi makrofyta (ruduchy z čeledi *Lemnaceae* a parožnatky), je diskuse prostá.

## Stojaté versus tekoucí vody

Vodní makrofyta mají nejen širší vztah k základním parametrům prostředí, ale mají i dosti volný vztah k proudění vody. Ukazuje se, že převážná většina objektivně vymezených druhů vodních makrofyt (viz výše) se vyskytuje ve vodách tekoucích i stojatých. Je logické, že v tekoucích vodách nepřežívají druhy nezakořeněné ve dně, ale rozhodně nejsou ani v těchto podmínkách vyloučeny. Nejběžnější druhy nezakořeněných vodních rostlin – okřehky, zejména *Lemna minor* – najdeme v tekoucích vodách nejen v tišinách v zátočinách při břehu, ale zejména v porostech jiných, zakořeněných makrofyt, např. v lakušnicích (*Batrachium*), a to i v relativně rychle proudící vodě (Grulich et Vydrová, unpubl.). Vztah k proudění vody je natolik ambivalentní, že ze standardních fytoocenologických zápisů společenstev vodních rostlin nejsme často schopni rozeznat, zdali jde o bystře proudící vodu v řece nebo o stojatou vodu v mělké tůni nebo rybníce. Tuto skutečnost vyjadřuje i převod rostlinných společenstev na biotopy v 2. vydání Katalogu biotopů ČR (Chytrý et al., 2010, 26), který ve výčtu asociací biotopu tekoucích vod výslovně poznamenává, že sem patří také další jednotky vodních makrofyt jmenované u biotopů stojatých vod, přičemž rozhodující pro přiřazení porostu určité asociace do biotopu je proudění vody. Naproti tomu současná fytoocenologická klasifikace společenstev pracuje výhradně s druhovou skladbou bez ohledu na proměnné prostředí (cf. Chytrý, 2007) a druhová skladba skutečně tedy nemusí proudění vody odrážet.

Z výše uvedeného vyplývá, že definovaná společenstva vodních makrofyt nemohou být rozhodujícím kritériem pro stanovení, zda jde o vodu stojatou, nebo tekoucí. Logickou absurditou se ovšem staly praktiky počátků mapování biotopů pro soustavu Natura 2000. Vycházely z metodického pokynu v prvním vydání Katalogu biotopů (Šumberová in Chytrý et al., 2001, 22): zde je výslovně uvedeno, že lze mapovat mozaiku biotopů stojatých a tekoucích vod. Mozaika je přitom definována jako nahlučení bodových segmentů nebo malých polygonů (Guth, 2009); v praxi se používá při jemnozrnném (a opakovaném) střídání biotopů na malé prostorové škále.

Za zavádějící lze považovat i ekologické charakteristiky některých vodních makrofyt v základních botanických příručkách. Květena (Husák et al., 1988) charakterizuje lakušník *Batrachium aquatile* jako druh stojatých a pomalu tekoucích vod rybníků, tůní, potoků a odvodňovacích kanálů. Podobně Klíč (Kaplan in Kubát et al., 2002) ekologicky charakterizuje lakušník *B. aquatile* jako druh „rybníků, tůní, potoků a odvodňovacích kanálů“, blíže příbuzný (a v Květeně nerozlišovaný) druh *B. peltatum* jako druh „stojatých, velmi vzácně i pomalu proudících vod menších toků“. Přitom je zřejmé, že tyto lakušníky (podle současného názoru především *B. peltatum*, P. Koutecký in litt.) se vyskytují i v bystře proudících vodách středních toků řek. Rozsáhlejší výskyt lakušníků z okruhu *B. aquatile* z prudčeji tekoucích toků jsou známy např. z Vltavy mezi Vyšším Brodem a Českými Budějovicemi (Rydlo et Vydrová, 2000), z Otavy nad Strakoncem (Rydlo, 1994) nebo ze Svatky nad Tišnovem (Grulich et Vydrová, unpubl.). Taxonomická problematika středoevropských populací lakušníků je ovšem stále nedořešená.

Pokud se podíváme na flóru makrofyt tekoucích vod v reálných podmínkách, zjistíme, že naprosto převažující většina druhů je schopná růst v podmínkách tekoucích i stojatých vod. Z celkového počtu 120 druhů cévnatých rostlin zjištěných během dosavadních průzkumů v tekoucích vodách ČR nebyly pouze dva zjištěny ve vodách stojatých (lakušník *Batrachium fluitans* a *B. penicillatum*), jeden další druh (stolístek *Myriophyllum alterniflorum*) byl ve stojatých vodách zjištěn pouze výjimečně (Bufková et Rydlo, 2008); tento druh se ovšem v severní Evropě ve stojatých vodách vyskytuje zcela pravidelně (Sirjola, 1969; cf. též Dierßen, 1996). Všechny ostatní druhy cévnatých rostlin pozorované na území ČR v tekoucích vodách byly zjištěny také ve vodách stojatých, i když preference, resp. frekvence v tekoucích, resp. stojatých vodách je pro každý druh různá – přitom vztah

preference a frekvence k rychlosti proudění vody navíc nemusí mít vždy lineární charakter (Sirjola, 1969)!

Vztah bezcévných rostlin a proudění je poněkud odlišný. U mechorostů je vztah k tekoucí versus stojaté vodě zřejmě podobný jako u rostlin cévnatých. Hlavním problémem je samotné zařazení mechorostů do taxalistu (viz výše); k diskutované problematice ovšem patří také neostré ekologické rozhraní mezi prameništěm a tekoucí vodou, jakož i neostré hranice mezi mokřadní skalkou a vodopádem. Přesto není vyloučeno, že výhradně na tekoucí vodě je vázán mech *Fontinalis squamata*, který je zřejmě tedy jejich dobrým indikátorem. Naproti tomu příbuzný, mnohem hojnější druh *F. antipyretica* se výjimečně může vyskytovat i ve vodách stojatých (např. Bufková et Rydlo, 2008).

Ruduchy, které jsou součástí vodních makrofyt (druhy rodů *Lemanea* a *Paralemanea*), se zřejmě vyskytují v proudících vodách bez výjimky (Kučeřa et Marvan, 2004). Parožnatky (*Characeae*) nebyly dosud v tekoucích vodách v ČR zjištěny, ačkoli některé taxalisty je uvádějí, např. německý (Anonymus, 2007). V přehledu parožnatek ČR (Caisová et Gábka, 2009) vztah k tekoucí vodě není na obecné úrovni vůbec probíráán, mimo stojatou i z tekoucí vody autoři výslovně uvádějí jen druhy *Nitella opaca* a *Tolypella intricata*. Z konkrétně citovaných údajů (Caisová et Gábka, l.c.) vyplývá, že oba druhy byly z tekoucích vod doloženy pouze na počátku 20. století.

## Jedno, nebo více společenstev?

Vodní makrofyta vytvářejí zpravidla druhově chudé porosty. Pro biotop tekoucích vod uvádí Katalog biotopů (Chytrý et al., 2010) celkem šest asociací, v nichž je povětšinou jen jeden dominující druh: tento postup vychází z metody klasifikace společenstev (viz výše). Při hodnocení vegetace převážně většiny vodních toků v současnosti, jejichž druhová diverzita vodních makrofyt je nízká, tato metoda nečiní zvláštní obtíže. Odlišná situace nastává v tocích s nápadně větší druhovou diverzitou, které jsou v ČR spíše neobvyklé (Labe pod Kolínem, Ohře mezi Chebem a Sokolovem). Na Labi bylo zjištěno v kilometrovém úseku až 15 druhů makrofyt (Rydlo, 2007), na Ohři rovněž 15 druhů makrofyt (Pivoňková et Rydlo, 1992; Grulich et Vydrová, unpubl.). To odpovídá 11 (v Labi), resp. 8 (v Ohři) fytoocenology rozlišovaným rostlinným společenstvům. Pokud se podíváme na ekologické rozdíly mezi takto vymezenými jednotkami, najdeme v podstatě jen dvě ekologicky vyhraněnější skupiny porostů – zjednodušeně: klidnější voda + bahnitě dno a prudší voda + písčité nebo šterkovité dno. Porosty asocičních dominant se často zcela prolínají a vymezit plochu pro zapsání fytoocenologického snímku tak, aby představoval „vyhraněné“ společenstvo, je obtížné. Za takové situace se nabízí úvaha, zda prolínající se porosty asocičních dominant jsou skutečně samostatnými vegetačními jednotkami – proti tomu stojí argument, že v jiných tocích se takové porosty vyskytují samostatně. Vystává ovšem logická pochybnost, zda druhově chudé porosty nepředstavují stav druhotně (antropicky) ovlivněný. Na druhé straně ovšem není vyloučeno, že druhově chudé porosty mohou mít přírozený charakter, a naopak, některé druhově bohatší porosty mohly vzniknout následkem lidského zásahu. K rozhodnutí by však bylo třeba mít povědomost alespoň o charakteru diverzity vodních makrofyt z dob před zásadními technickými úpravami toků a z doby před podstatným ovlivňováním kvality vody průmyslovým a komunálním odpadem, tj. z poloviny 19. století. Taková srovnávací data z ČR však víceméně chybějí.

## Co je „optimální“ stav?

Od samotné definice makrofyt se odvíjejí úvahy o vyhodnocování druhové skladby. V pilotním projektu hodnocení makrofyt pro Rámcovou směrnici se ukázalo, že větší druhová diverzita často znamená, že v daném profilu jsou především druhy s širokou ekologickou amplitudou, a tedy nemající příliš velkou výpovědní hodnotu pro jemnější posuzování kvality. Tento problém se znásobuje, pokud je definice makrofyt širší a zahrnuje i běžné mokřadní druhy, které se objevují v břehových porostech. Naproti tomu se některé citlivější druhy s vyšší indikační hodnotou občas vyskytnou v profilech druhově chudých. Z většiny toků chybějí datované časové řady o makrofytech. Nej kvalitnější údaje pocházejí ze středního úseku Labe ze 3. čtvrtiny 20. století (Rydlo, 2007). Nemáme tedy příliš velkou představu o dynamice druhové diverzity v průběhu 20. století. Výše zmíněný článek o Labi (Rydlo, l.c.) poukazuje na to, že pokud přestanou působit stresující faktory, mají makrofyta poměrně dobrou schopnost obsazovat dříve ztracené profily a vegetace je schopná regenerovat. Pro většinu druhů s vyšší indikační hodnotou ovšem trvá zásadní podmínka, že někde výše proti proudu musí být zásoba diaspor. Byli-li tedy určití druh v toku zničen, technická řešení kvality vody nejsou dostačující podmínkou pro jeho přirozenou regeneraci. Druhy s širší ekologickou amplitudou mohou být ovšem šířeny i proti proudu, popř. z refugií mimo vlastní tok, např. prostřednictvím vodních ptáků nebo dokonce i ryb (Pollux, 2011).

Sběr terénních dat podpořil VÚV TGM a AOPK, na zpracování výsledků byly zčásti využity prostředky výzkumného záměru MSM 0021622416, podporovaného MŠMT ČR.

## Literatura

- Anonymus (2007) Taxaliste Aquatische Makrophyten in Deutschland (Phanerogamen, Bryophyta, Charophyta). <http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.2342.de/taxalist.pdf> [5 March 2011; 10:30 GMT].
- Bufková, I. a Rydlo, J. (2008) Vodní makrofyta a mokřadní vegetace odstavených říčních ramen horní Vltavy (Hornovltavský luh, NP Šumava). *Silva Gabreta*, 14: 93–134.
- Caisová, L. and Gažbka, M. (2009) Charophytes (Characeae, Charophyta) in the Czech Republic: taxonomy, autecology and distribution. *Fottea*, 9: 1–43.
- Dierßen, K. (1996) *Vegetation Nordeuropas*. Stuttgart : Ulmer.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. et Paulißen, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Ed. 2. *Scr. Geobot., Göttingen*, 18: 1–238.
- Grulich, V. a Vydrová, A. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorku makrofyt tekoucích vod. [http://www.mzp.cz/cz/prehled\\_akceptovanych\\_metodik\\_tekoucich\\_vod](http://www.mzp.cz/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod) [5 March 2011; 9:00 GMT].
- Guth, J. (2009) Metodika mapování a aktualizace. In Härtel, H., Lončáková, J. a Hošek, M. (eds) *Mapování biotopů v České republice. Východiska, výsledky, perspektivy*. Praha : AOPK, s. 12–14.
- Husák, Š., Hejný, S. a Slavík, B. (1988) *Batrachium*. In Hejný, S. a Slavík, B. (eds) *Květena České republiky 1*. Praha : Academia, 446–456.
- Chambers, P.A., Lacoul, P., Murphy, K.J., Thomaz, S.M., and Duggan, Z. (2010) World checklist of macrophyte species. <http://fada.biodiversity.be/group/show/60> [5 March 2011; 10:00 GMT].
- Chrtěk, J. (1990) *Persicaria*. In Hejný, S. a Slavík, B. (eds) *Květena České republiky 2*. Praha : Academia, 344–357.
- Chrtěk, J. (2000) *Littorella*. In Slavík, B. (ed.) *Květena České republiky 7*. Praha : Academia, 548–549.
- Chytrý, M. (ed.) (2007) *Vegetace České republiky. Vol. 1. Travniná a keříčková vegetace*. Praha : Academia.
- Chytrý, M., Kučera, T. a Kočí, M. (eds) (2001) *Katalog biotopů České republiky*. Praha : AOPK.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V. a Lustyk, P. (eds) (2010) *Katalog biotopů České republiky*, ed. 2. Praha : AOPK.
- Kubát, K., Hrouda, L., Chrtěk, J. jun., Kaplan, Z., Kirschner, J. a Štěpánek, J. (eds) (2002) *Klíč ke květeně České republiky*. Praha : Academia.
- Kučera, P. and Marvan, P. (2004) Taxonomy and distribution of *Lemanea* and *Paralemanea* (*Lemnaceae*, *Rhodophyta*) in the Czech Republic. *Preslia*, 76: 163–174.
- Pivoňková, L. a Rydlo, J. (1992) Vodní makrofyta Ohře. *Muzeum a součas., Roztoky, ser. natur.*, 6: 11–38.
- Pollux, B.J.A. (2011) The experimental study of seed dispersal by fish (ichthyochory). *Freshwater Biol.* 56: 197–212.

- Rydlo, J. (1994) Vodní makrofyta Otavy. *Muzeum a Součas., Roztoky, ser. natur.*, 8: 79–96.
- Rydlo, J. (2007) Vodní makrofyta v Labi mezi Chvalčovicemi a Mělníkem – změny po ukončení lodní dopravy uhlí. *Muzeum a součas., Roztoky, ser. natur.*, 22: 27–95.
- Rydlo, J. a Vydrová, A. (2000) Vodní makrofyta Vltavy mezi Lipnem nad Vltavou a Týnem nad Vltavou. *Muzeum a součas., Roztoky, ser. natur.*, 14: 137–160.
- Sirjola, E. (1969) Aquatic vegetation of the river Teuronjoki, south Finland, and its relation to water velocity. *Ann. Bot. Fenn.*, Helsinki, 6: 68–75.
- Vydrová, A., Lustyk, P., Melichar, V., Prach, K., Králová, T., Oušková, V. a Janderková, J. (2010) Monitoring evropsky významných biotopů na trvale monitorovacích plochách v České republice. [http://www.nature.cz/publik\\_syst2/files/metodika\\_monitoringutmp\\_2010.pdf](http://www.nature.cz/publik_syst2/files/metodika_monitoringutmp_2010.pdf) [5 March 2011; 9:30 GMT].

**doc. RNDr. Vít Grulich, CSc.**  
**Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity,**  
**Ústav botaniky a zoologie**  
**grulich@sci.muni.cz**  
*Příspěvek prošel lektorským řízením.*

*Notes to monitoring of aquatic macrophytes in the Czech streams (Grulich, V.)*

### Key words

*aquatic macrophytes – delimitation – communities – Czech Republic*

**In the Czech Republic, monitoring of aquatic macrophytes in streams started in 2006. This paper discusses 4 problems of collection and evaluation of these data: a) delimitation of true aquatic macrophytes in the moisture gradient (aquatic habitats are colonized by various wetland species), b) relation of macrophytes to running and/or still water (most of species unindistinguished both types), c) delimitation of communities of macrophytes and d) problems of qualitative evaluation of vegetation of aquatic macrophytes.**

## HODNOCENÍ TEKOUČÍCH VOD ČR PODLE MAKROZOOBENTOSU: VÝVOJ A POPIS METODIKY

Libuše Opatřilová, Jiří Kokeš, Vít Syrovátka,  
Denisa Němejcová, Světlana Zahradková

### Klíčová slova

*bentičtí bezobratlí – ekologický stav – Rámcová směrnice EU o vodní politice – multimetrický index – tekoucí vody nebo toky*

### Souhrn

**V intencích požadavků Rámcové směrnice o vodní politice (2000/60/ES) byl navržen národní přístup k hodnocení ekologického stavu útvarů tekoucích povrchových vod podle makrozoobentosu. Uvedená metoda může být aplikována pouze na vzorky, které byly odebrány a zpracovány metodou PERLA (ČSN 75 7701), je tedy určena pro hodnocení broditelných toků na základě multihabitatových vzorků makrozoobentosu standardní velikosti, odebraných na vhodném místě za normálních hydrologických podmínek. Multimetrický index byl odvozen pro šest tzv. nadtypů toků, určených na základě velikosti toků a nadmořských výšek, a to různými kombinacemi šesti až sedmi různých vážených metrik a indexu B, vypočítaného predikčním modelem.**

**Předložená metoda musí být podrobena mezikalibračnímu porovnání v rámci zeměpisných skupin (Geographical Intercalibration Groups) – tzv. centrální/baltské (Central Baltic GIG) a skupiny východokontinentální (Eastern Continental GIG), konkrétní nastavení hranic tříd může ještě doznat změn.**

### Úvod

Rámcová směrnice Evropské unie 2000/60/ES o vodní politice (RS) požaduje, aby každý členský stát zhodnotil ekologický stav svých toků a vyjádřil jej pěti třídami (velmi dobrý, dobrý, střední, poškozený, zničený). Pro toto hodnocení RS definuje použití tzv. biologických složek kvality – jednou z nich je společenstvo makrozoobentosu (bezobratlí živočichové větší než 1 mm žijící na dně). Na vlastní metodu hodnocení ekologického stavu Evropská unie klade pouze obecné požadavky. Jednotlivé státy tedy vyvíjejí vlastní metody hodnocení, jež jsou následně srovnávány v tzv. mezikalibračním porovnání a popř. upraveny tak, aby jejich výsledky hodnocení byly

srovnatelné. Tento článek si klade za cíl představit proces vývoje metody v ČR a dosavadní výsledky tohoto procesu.

### Ekologický stav toku

Ekologický stav toku, vyjádřený v pěti třídách kvality, představuje velikost odchylky od stavu nenarušeného (tzv. referenčního), tedy stavu neznečištěného toku s přirozenou morfologií, průtokovým režimem a oživením (biotou). Pro biotu, tedy i makrozoobentos, je to pak míra odlišnosti reálně zjištěného společenstva od společenstva referenčního. Metoda hodnocení ve smyslu požadavků RS by u společenstev měla zachycovat odlišnost z hlediska taxonomické struktury, četnosti, diverzity a podílu taxonů citlivých k narušení toku.

### Přirozená variabilita a referenční podmínky

Pro detekci odchylky ve strukturálních znacích je nutno znát přirozenou variabilitu společenstev v referenčních podmínkách. Je známo, že společenstva makrozoobentosu jsou v přirozených podmínkách ovlivňována řadou proměnných prostředí. Nejdůležitější z nich jsou proměnné vázané k velikosti toku. Společenstva se postupně mění se vzdáleností od pramene, tyto změny popisuje a zobecňuje teorie říčního kontinua (Vannote et al., 1980). Toto kontinuum je však běžně přerušováno úseky, které z různých příčin mají odlišné abiotické a následně i biotické charakteristiky (např. vliv přítoků a změny spádových podmínek). Významnou roli v druhovém složení společenstev hrají biogeografické aspekty, tedy areály rozšíření druhů, které jsou do značné míry určovány klimatickými podmínkami. Klimatické podmínky a přirozené charakteristiky toků vedou k tomu, že i toky podobné velikosti se od sebe svou biotou liší, např. v různých povodích, nadmořských výškách apod. Hodnocené společenstvo by mělo být porovnáno se společenstvy z nenarušených úseků toků celkově podobného charakteru a v rámci stejné biogeografické oblasti. Hodnocenou lokalitu je tedy třeba porovnávat se skupinou referenčních lokalit s podobnými abiotickými charakteristikami. To je možné řešit dvěma postupy:

(i) jednoduchým zatříděním úseků toků do diskretních jednotek (typů) abiotické typologie, kde typy jsou definovány kombinací kategorií abiotických proměnných prostředí, jež mají na společenstva makrozoobentosu významný vliv, tzv. typově specifický přístup;

(ii) pravděpodobnostním přiřazováním (opět na základě významných proměnných prostředí) hodnocených lokalit ke skupinám referenčních lokalit, jež jsou ale definovány na základě klasifikace společenstev a jejich podobnosti (nejspíše zde tedy diskretní abiotické typy). Na tomto druhém přístupu je postaveno prediktivní modelování – sestavení seznamů taxonů očekávaných na hodnocené lokalitě při minimálním antropogenním ovlivnění, což reprezentuje lokálně specifický přístup.

## Abiotická typologie a prediktivní modelování

Společným předpokladem pro oba přístupy je výběr těch proměnných prostředí, které jsou pro formování společenstev v podmínkách minimálního antropogenního ovlivnění nejvýznamnější. Pro abiotické typologie je však žádoucí počet těchto proměnných minimalizovat a ty pak spíše hruběji kategorizovat s cílem snížit počet výsledných kombinací – typů. U některých proměnných je pro určitá území zjednodušená kategorizace problematická (např. geologie v ČR a SR). Vytvoření typologie toků v podobě diskretních a zároveň smysluplných kategorií tedy není jednoduché.

Část problémů spojených s používáním fixních abiotických typologií lze řešit pomocí prediktivních modelů (Davy-Bowker et al., 2006), například typu britského RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System) (Wright et al., 1993). Po vzoru tohoto modelu byl pro území ČR vytvořen predikční systém PERLA (Kokeš et al., 2006) a výpočetní program HOBENT. V modelech jsou nejprve společenstva referenčních (či nejlepších dostupných) lokalit na základě podobnosti taxonomického složení klasifikována a tato klasifikace je následně užitá jako shlukovací proměnná pro diskriminační analýzu na základě proměnných prostředí. Model se na souboru referenčních lokalit naučí zařadit hodnocenou lokalitu do skupin podle jejich abiotických charakteristik a pak na základě pravděpodobností příslušnosti hodnocené lokality do skupin a pravděpodobnosti výskytu taxonů ve skupinách predikuje, jak by společenstvo oné lokality mělo vypadat, kdyby tento úsek toku nebyl narušen. Predikované společenstvo následně porovná se skutečným společenstvem zjištěným na hodnocené lokalitě. Indexem vyjadřujícím míru podobnosti očekávaného (referenčního) a zjištěného taxonomického složení společenstva je v českém predikčním modelu index B. Predikčním modelem PERLA lze predikovat i některé další indexy (diverzita H, Si aj.) Predikční model umožňuje řešit vcelku běžné situace, které nelze postihnout ani poměrně podrobnou abiotickou typologií (anomálie v říčním kontinuu, ve spádových podmínkách, přechodné typy apod.). Pro predikce je nezbytná tzv. podkladová referenční databáze. Ta v současné době čítá 165 referenčních a nejlepších dostupných lokalit pro toky s povodím větším než 10 km<sup>2</sup>. Ty byly klasifikovány do 13 skupin, zahrnujících 5 až 22 lokality. Predikce je založena na sedmi proměnných prostředí (zeměpisná šířka a délka, nadmořská výška, vzdálenost od pramene, řád toku, plocha povodí, spád).

Česká abiotická typologie (Langhammer et al., 2009; Věstník MŽP, 2011) je založena na čtyřech proměnných:

- příslušnost do úmoří: a) Severní, b) Baltské, c) Černé moře,
- nadmořská výška: a) do 200, b) 200–500, c) 500–800, d) nad 800 m n. m.,
- převládající geologické podloží: a) krystalinikum a vulkanity, b) pískovce, jílovce, kvartér,
- řád toku: a) 1–3, b) 4–6, c) 7–9.

Celkem tedy poskytuje 72 možných kombinací, z nichž je 47 zastoupeno v České republice a 36 v datovém souboru. Přestože pro výpočty je k dispozici soubor s daty ze 748 lokalit (referenčních i ostatních), některé typy jsou zastoupeny jen několika lokalitami. Aby bylo možno málo zastoupené typy vůbec hodnotit, bylo potřeba typy sloučit do jednotek vhodné velikosti. Nejprve byly sloučeny typy lišící se pouze typem geologického podloží, pak úmořím a nakonec u velkých řek i nadmořskou výškou. Tak vzniklo šest nadtypů (obr. 1), pro které byl sestaven níže popsáný hodnoticí systém.

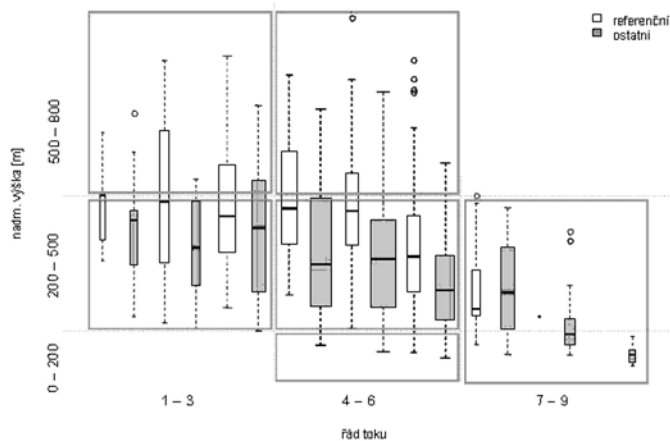
### Datový soubor

Pro vytvoření a nastavení metody byl v první etapě prací sestaven datový soubor obsahující data z jarní sezony, a to z odběrů situačního monitoringu povrchových vod v letech 2006 a 2007, monitoringu referenčních podmínek a provozního monitoringu v roce 2007, dat získaných v letech 1996–2000 v rámci „projektu PERLA“ (projekty VaV 510/2/96 Výzkum vlivu prostředí vody na stabilitu vodních ekosystémů, DÚ 01 Predikční modely říčních ekosystémů, VaV 510/7/99 Predikční modely říčních ekosystémů a rozpočtový úkol Ministerstva zemědělství na ZVHS „Tvorba predikčního a klasifikačního systému povrchových tekoucích vod podle makrozoobentosu, část drobné vodní toky“). Pokud bylo pro jednu lokalitu dostupných více odběrů, byl ponechán vždy pouze jeden vzorek s ohledem na rok odběru (v případě situačního a provozního monitoringu) a kvalitu vzorku (v případě monitoringu referenčních podmínek).

Všechny vzorky byly odebrány a zpracovány metodou PERLA (ČSN 75 7701), která byla schválena Ministerstvem životního prostředí jako metodika závazná pro monitorovací programy povrchových vod.

Biologická data byla sjednocena na závaznou determinační úroveň používanou pro zpracování dat z monitoringu povrchových vod (např. sloučení jedinců determinovaných do druhu s jedinci determinovanými do rodu v případech, kdy je závaznou úrovní rod) a dále upravena tak, aby se v souboru vyskytovala vždy pouze jedna taxonomická úroveň (např. byli vyloučeni juvenilní jedinci určení do úrovně čeledi, pokud je stanovenou determinační úrovní rod).

Konečný soubor obsahoval data ze 748 lokalit a zahrnoval údaje o: (i) taxonomickém složení (abundance taxonů na lokalitách), (ii) hodnotách



**Obr. 1.** Rozložení hodnot nadmořské výšky a řádu toku v souboru lokalit použitých pro sestavení hodnoticího systému; rámečky označují šest nadtypů, pro něž byl hodnoticí index sestaven; šířka krabic je úměrná počtu lokalit v dané kategorii; v referenčních lokalitách jsou zahrnuty i lokality tzv. nejlepší dostupné

abiotických proměnných, pomocí nichž bylo možné lokalitu zařadit do jednoho z typů (nadtypů), respektive do skupin podkladové databáze predikčního modelu a (iii) hodnotách proměnných „stresorů“, tj. proměnných charakterizujících ekologické zatížení, tedy chemických parametrů, land-use v povodí, či narušení hydromorfologie toku.

### Metodika

#### Výpočet metrik

Na základě druhových dat bylo vypočítáno 71 charakteristik společenstev – metrik tří typů: metriky popisující taxonomické složení a četnost, poměr taxonů citlivých a necitlivých k narušení a diverzitu. Metriky byly počítány výpočetním programem Tabulka z logaritmičticky transformovaných abundancí taxonů, s výjimkou výpočtu saprobního indexu a indexů diverzity, pro které byly použity abundancie přímé (vzorce pro výpočty metrik viz AQEM consortium, 2000). Ekologické informace k jednotlivým taxonům potřebné pro výpočet některých metrik byly převzaty ze systému ARROW (databáze Českého hydrometeorologického ústavu, <http://hydro.chmi.cz/isarrow/>).

#### Postup při výběru metrik pro sestavení multimetricky

Pro výběr metrik byl celý datový soubor rozdělen do šesti částí podle nadtypů, aby metriky mohly být vybrány pro jednotlivé nadtypy zvlášť. Uvnitř každého nadtypu byla nejprve analyzována síla vztahu mezi metrikami a stresory pomocí statistické metody Structural Equation Modeling (SEM) (Loehlin, 2004). Tato metoda umožňuje vytvoření tzv. latentních proměnných, jejichž výskyt se předpokládá, ale neměří – například trofie se přímo nezměří, ale může se změřit množství různých živin, které spolu koreluje, a z nich vytvořená latentní proměnná pak reprezentuje gradient trofie. Stejným způsobem se může analyzovat celý soubor stresorů, ale i datový soubor metrik. Následuje otestování počtu potřebných latentních proměnných pro dostatečné popsání datových souborů, jehož výsledkem je znalost toho, jakým způsobem se jednotlivé proměnné podílejí na vytvoření jednotlivých latentních proměnných, a je tedy možná jejich interpretace. Vzniklé latentní proměnné jsou následně propojeny v regresním modelu, který analyzuje a testuje jejich vztahy. Pomocí tohoto modelu je možné určit, které metriky a do jaké míry reagují na které stresory, a to prostřednictvím latentních proměnných. Výhoda SEM metody spočívá v její statistické „čistotě“, uvažuje totiž všechny stresory, metriky a jejich vzájemné vztahy dohromady a vybere z nich vždy jen ty nejdůležitější.

Výstupem SEM analýzy jsou rovnice, jež popisují vztahy mezi latentními proměnnými a metrikami. Podle koeficientů těchto rovnic byly vybírány právě ty metriky, jejichž vztah k latentním proměnným stresorům byl nejsilnější, přičemž byl brán ohled na jejich interpretovatelnost a požadavky RS na pokrytí všech tří typů metrik.

#### Úprava a vážení metrik

Aby bylo možné finálně vybrané metriky kombinovat do jednoho indexu, byly nejprve převedeny na jednotnou škálu od 0 (odpovídá nejhorsímu možnému stavu) do 1 (referenční stav). Takto převedené metriky představují podíly jejich naměřených hodnot ku očekávaným hodnotám v přirozeném stavu a jsou označovány jako Ecological Quality Ratio – EQR. EQR metrik je pak možné (váženým) průměrováním kombinovat do multimetrického indexu (MMI). Pro výpočet EQR metrik je však potřeba definovat hodnoty metrik v nejhorsím možném a referenčním stavu jednotlivých typů – jejich meze. Tyto meze (různé pro jednotlivé typy toků) pak představují hodnoty metrik, při nichž jejich EQR dosáhne 0 (nejhorší stav) nebo 1 (referenční stav) (Hering et al., 2006).

Obecně byly zvláště pro každý typ toku definovány horní meze metrik jako 95% kvantil jejich referenčních hodnot (popř. 5% kvantil, pokud hodnota metriky rostla se zatížením). Dolní mez pak odpovídala hodnotám metrik v nejhorším stavu (nejnižší, popř. nejvyšší naměřené hodnotě).

Pokud nastavení horních a dolních mezí podle odpovídajících percentilů nebylo spolehlivé z důvodu nedostatku vhodných dat (např. bylo málo referenčních lokalit), hlavní pozornost byla věnována hranici stavů dobrý a střední a horní a dolní meze byly nastaveny tak, aby tato hranice odpovídala 25 % (75 %) kvantilu hodnot z referenčních lokalit daného typu. K tomuto poměrně přísnému nastavení bylo přistoupeno, protože soubor referenčních lokalit obsahoval i lokality tzv. nejlepší dostupné, které v některých parametrech nespĺňovaly podmínky referenčního stavu. Z důvodu větší přesnosti nastavení mezí byly některé typy rozděleny do podtypů podle řádu toku a meze metrik byly definovány zvláště pro tyto podtypy.

Navržený multimetrický index kombinuje oba zmíněné přístupy k hodnocení, tj. typově i lokálně specifický (prediktivní) a je váženým průměrem EQR metrik a B indexu. Váhy jednotlivých metrik vycházejí z koeficientů vyjadřujících sílu jejich vztahu k latentním proměnným (tj. stresorům) v SEM analýze. Váha B indexu byla arbitrárně nastavena na 1/5 součtu vah všech metrik v multimetrickém indexu pro daný typ.

Vypočítaná hodnota multimetrického indexu reprezentuje celkovou míru odlišnosti biologických parametrů zjištěných pro daný úsek toku od předpokládané hodnoty v referenčních podmínkách. Nabývá hodnot od 0 do 1 a je podle ní odvozena třída ekologické kvality hodnoceného úseku toku. Pro zařazení hodnoceného úseku do jedné z pěti tříd ekologické kvality byl rozsah multimetrického indexu rozdělen po 0,2 na pět částí, kdy hodnoty blízké nule znamenají nejvyšší zatížení (a tedy nejhorší ekologický stav) a hodnoty blízké jedné zatížení nejmenší (tabulka 1).

## Výsledky a diskuse

Výsledný multimetrický index je pro každý typ toků kombinací B indexu a 6–7 metrik (tabulka 2), jež můžeme rozdělit do čtyř kategorií:

1. Metriky kvantitativního zastoupení – sem patří metriky vyjadřující podíl abundancí EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*) taxonů (EPT Abu) nebo jepic (*Jep Abu*) ve společenstvu.
2. Metriky druhové bohatosti a diverzity – vyjadřují počet taxonomických jednotek buď v celém společenstvu (počet čeledí), nebo uvnitř nějakého vyššího taxonu (počet taxonů pakomárů), popř. index diverzity (*diverzita Margalef*).
3. Metriky založené na citlivosti vybraných druhů – *saprobní index* indikuje organické znečištění.
4. Metriky odvozené z ekologických charakteristik druhů – metriky vyjadřující procentuální zastoupení jedinců druhů, kteří preferují substrát určité velikosti (*litál* – kameny), určité zóny toku (*epiritrál*, *metaritrál*, *hyporitrál*) nebo metriky popisující podíly potravních strategií ve společenstvu (*RETI* – podíl seškrabávačů, xylofágů a kouskovačů ve společenstvu).

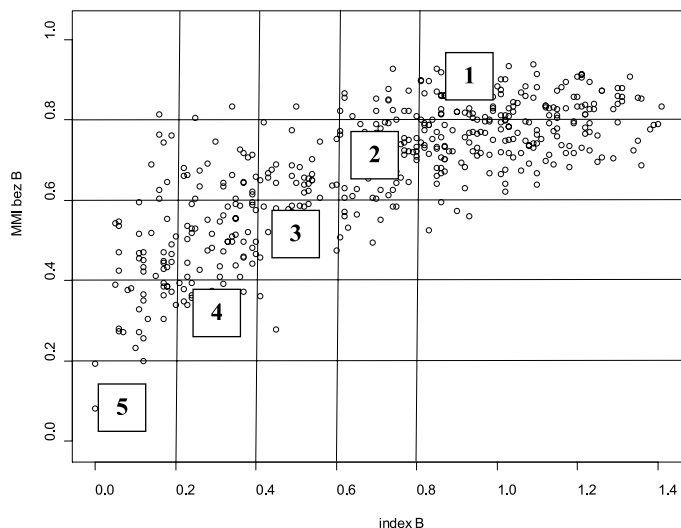
Výběr metrik, stejně jako jejich váhy se liší mezi jednotlivými typy toků (tabulka 2). Také mezní hodnoty (horní a dolní mez) sloužící pro výpočet EQR metrik se mohou lišit uvnitř nadtypů a v rámci nadtypů i mezi řády toků. Nastavení mezních hodnot, a tedy i hranic tříd bude ještě upravováno.

Multimetrický index ve svém výchozím nastavení byl použit pro hodnocení souboru dat ze 748 lokalit s cílem ověřit jeho funkci. Pro posouzení vhodnosti zařazení indexu B do multimetricky bylo provedeno srovnání výsledků hodnocení lokalit podle multimetricky bez indexu B (MMIbezB) a podle samostatného indexu B. Z prostého porovnání výsledků obou postupů (obr. 2) vyplývá, že na hodnotách MMIbezB se projevuje vliv průměrování metrik. Stačí, aby EQR hodnota jedné metriky byla výrazně nižší nebo vyšší než ostatní, a pokud má zároveň dostatečnou váhu, posune výslednou hodnotu MMIbezB směrem k průměrným hodnotám. Zařazení indexu B tento jev do určité míry eliminuje. U indexu B však bude zřejmě třeba upravit hranice tříd (zde arbitrární klasifikace po 0,2 jako v tabulce 1), neboť do stavu velmi dobrého jsou nyní zařazeny vedle referenčních lokalit splňujících evropská kritéria i lokality v nejlepším dostupném stavu (tzv. best available) a tento fakt je nutno zohlednit.

Navržený multimetrický index (MMI) byl posuzován z hlediska jeho spolehlivosti a vypovídacích schopností. Kromě porovnávání výsledků

**Tabulka 2.** Výběr a váhy navržených metrik pro jednotlivé nadtypy – těmito vahami jsou metriky váženy do výsledného multimetrického indexu; \* – metrika použita jen pro 7. řád toku; vodorovná čára odděluje šest nadtypů toků definovaných kategorií nadmořské výšky a řádu toku

Typ toku	ETP Abu	Jep Abu	Počet čeledí	Poč. tax. pakomárů	Diverzita Margalef	Saprobní index	Litál	Epiritrál	Metaritrál	Hyporitrál	RETI	B index
1.–3. řád, 200–500 m. n. m.	0,7				0,9	1	0,7		0,7		0,5	1,1
1.–3. řád, 500–800 m. n. m.		1			1	1	1	0,6			0,7	1,3
4.–6. řád, do 200 m. n. m.	0,8		0,9			1	0,2			0,8	0,5	1
4.–6. řád, 200–500 m. n. m.	0,9				0,5	0,9	0,8		1		0,9	1,2
4.–6. řád, 500–800 m. n. m.		0,7			0,5	0,9	1	1			0,7	1,2
7.–9. řád, do 500 m. n. m.	0,6		0,7	0,5		0,8	1			1/0*	0,9	1,4/0*



**Obr. 2.** Srovnání zařazení lokalit do tříd ekologického stavu (1 – velmi dobrý...5 – zničený) podle multimetricky bez indexu B (MMI bez B) a samotného indexu B

MMI s expertními odhady stavu jednotlivých lokalit (informace od pracovníků provádějících monitoring) bylo též sledováno, jak indikuje různé typy stresorů. Nejlépe pozorovatelná je jeho indikace organického znečištění. Přestože hodnota MMI je ovlivněna řadou dalších stresorů, pokles hodnoty indexu s biologickou spotřebou kyslíku ( $BSK_5$ ) je ve většině typů zřejmý, i když rozptýl hodnot MMI je relativně velký (obr. 3).

Lze shrnout, že MMI ve výchozím nastavení hodnotí většinu vzorků adekvátně a ve shodě s dílčími hodnoceními podle fyzikálně-chemických a chemických analýz, podle hydromorfologického stavu lokalit i expertního odhadu.

Objektivními limity spolehlivosti aktuálního nastavení hodnocení jsou (i) nedostatek lokalit některých typů toků v podkladovém souboru dat, (ii) nedostatečné typologické odlišení minoritních typů toků se zvláštním charakterem (např. rašelinné toky) a (iii) absence referenčních lokalit v některých typech toků.

Obecně bude hodnocení označeno jako nespolehlivé, pokud:

- tok lze označit za horský, kyselý nebo rašelinný – tento typ toků není typologií postižen a není ani dostatečně pokryt referenčními lokalitami; hodnotící systém tento typ toků v současném nastavení nehodnotí správně (hodnotí je hůře, než jaké ve skutečnosti jsou),
- index B z predikčního modelu má indikováno nespolehlivé hodnocení (tzn. lokalita má parametry, které jsou mimo rozsah podkladové referenční databáze), pro hodnocení bude použit multimetrický index bez indexu B (MMIbezB) s indikací nespolehlivého hodnocení,
- rozdíl ve výsledcích celkového hodnocení (MMI) a hodnocení podle samotného B indexu bude větší než jedna třída.

**Tabulka 1.** Zařazení do třídy ekologického stavu podle hodnoty multimetrického indexu (MMI)

MMI	Ekologický stav	Třída kvality
$0,8 < I$	velmi dobrý	1
$0,6 < I \leq 0,8$	dobrý	2
$0,4 < I \leq 0,6$	střední	3
$0,2 < I \leq 0,4$	poškozený	4
$I \leq 0,2$	zničený	5



V případech, kdy bude hodnocení označeno jako nespolehlivé, bude nutné následně expertně posouzení, které buď hodnocení potvrdí, anebo lokalitu nebude možno na základě daného vzorku zhodnotit (lokalita bude hodnocena na základě jiných vzorků se spolehlivým hodnocením, budou-li k dispozici).

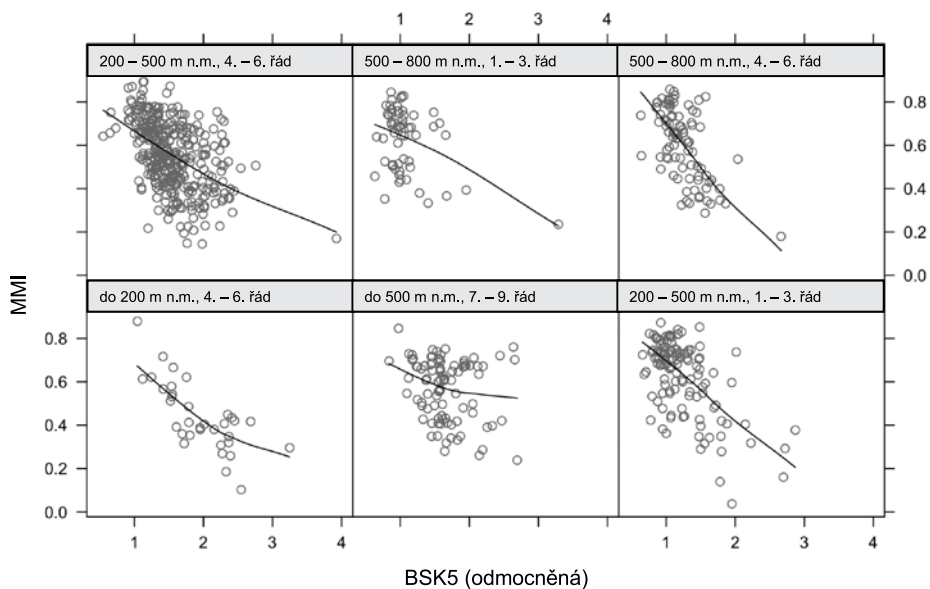
Vzhledem k tomu, že finální typy abiotické typologie jsou v některých případech poměrně heterogenní (především typ zahrnující toky 4.–6. řádu v nadmořské výšce 200–500 m), bylo by přínosné specifikovat vhodný doplňující typologický parametr, jehož zavedením by bylo možné nastavené hodnocení adekvátně zpřesnit.

Předložená metoda musí být podrobena mezikalibračnímu porovnání (WFD CIS No. 14, 2011) v rámci zeměpisných skupin tzv. centrální/baltské (Central Baltic) a skupiny východokontinentální (Eastern Continental), konkrétní nastavení hranic tříd ekologického stavu tedy není finální a může ještě doznat změn.

Pro skupinu Central Baltic již existují platné výsledky mezikalibračního porovnání (výsledky tzv. prvního kola), se kterými musí být výsledky získané novou českou metodou porovnány. Podklady pro toto porovnání již byly zaslány odborníkům vedoucím tuto skupinu, výsledky budou známy do poloviny tohoto roku. Navrhovaný systém hodnocení je určen pro broditelné toky, u nebroditelných je limitem již sama metoda odběru vzorků – pokud tok není plně broditelný, není možné odebrat reprezentativní vzorek metodou PERLA. V současném nastavení metody nejsou odlišeny případy, kdy nebylo možno reprezentativní vzorek získat a byla vzorkována pouze přibřežní část toku. Na vývoji metod hodnocení nebroditelných toků se v celoevropském měřítku pracuje, v České republice byly přístupy okolních zemí studovány a některé byly v našich podmínkách testovány (Němejcová et al., toto číslo). V současné době je sledován vývoj v mezikalibrační skupině „Velké řeky“ (X-GIG Large rivers), která se této problematice věnuje a jejíž závěry budou následně zohledněny při vývoji, zpřesňování a finalizaci národního systému hodnocení těchto typů vod.

## Literatura

- AQEM consortium (2002) Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- ARROW (Assessment and Reference Reports of Water Monitoring) [databáze online]. Praha : ČHMÚ, 2009. Dostupné z <http://hydro.chmi.cz/isarrow/> IS ARROW provozuje ČHMÚ jako Národní referenční středisko pro monitoring v rámci činností zajišťovaných pro MŽP.
- ČSN 75 7701 Jakost vod – Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. Praha : ČNI, 2008.
- Davy-Bowker, J., Clarke, RT., Johnson, RK., Kokeš, J., Murphy, JF., and Zahrádková, S. (2006) A comparison of the European Water Framework Directive physical typology and RIVPACS-type models as alternative methods of establishing reference conditions for benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 566, p. 91–105.
- Hering, D., Feld, ChK., Moog, O., and Ofenboeck, T. (2006) Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, p. 311–324.
- Výpočetní program Hobent [počítačový program na disku] VÚV TGM (Jiří Kokeš, jiri\_kokes@vuv.cz), aktualizováno v dubnu 2010.
- Výpočetní program Tabulka [počítačový program na disku] VÚV TGM (Jiří Kokeš, jiri\_kokes@vuv.cz), aktualizováno v dubnu 2010.
- Kokeš, J., Zahrádková, S., Němejcová, D., Hodovský, J., Jarkovský, J., and Soldán, T. (2006) The PERLA System in the Czech Republic: A Multivariate Approach for Assessing the Ecological Status of Running Waters. *Hydrobiologia*, 566, 1, p. 343–354.
- Langhammer, J., Hartwich, F., Mattas, D. a Zbořil, A. (2009) Vymezení typů útvarů povrchových vod. Praha : PŘF UK, zpracováno pro MŽP, 2009.
- Loehlin, JC. (2004) Latent Variable Models: An Introduction to Factor, Path, and Structural Equation Analysis (4th ed.) Mahwah, NJ : Lawrence Erlbaum Associates.
- Němejcová, D., Opatřilová, O., Kokeš, J. a Režničková, P. Hodnocení ekologického stavu nebroditelných toků podle makrozoobentosu: testování německého systému. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* (toto číslo).
- SDělení odboru ochrany vod o typech vodních toků a vodních útvarů určených pro hodnocení stavu vod dle směrnice č. 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. *Věstník MŽP*, 2011, částka 2, s. 23–44.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Praha : MŽP, 2005.



**Obr. 3.** Multimetrický index (MMI) klesá s rostoucím zatížením organickými látkami ( $BSK_5$ ) v tocích (referenční i ovlivněné lokality); graf je rozdělen podle nadtypů; křivka (LOESS vyhlazovací funkce) je proložena jako vodítko pro vizuální interpretaci

- Vannote, RL., Minshall, GW., Cummins, KW., Sedell, CE., and Cushing, JR. (1980) The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, p. 130–137.
- WFD CIS Guidance document No. 14, 2011. Guidance Document on the Intercalibration Process 2008–2011. Published by the Directorate General Environment of the European Commission, Brussels.
- Wright, JF., Furse, MT., and Armitage, PD. (1993) RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *European Water Pollution Control*, 3, 4, p. 15–25.

## Poděkování

Studie byla zpracována za podpory výzkumného záměru Ministerstva životního prostředí ČR (MZP0002071101).

**Mgr. Libuše Opatřilová**

**VÚV TGM, v.v.i., Praha, libuse\_opatrilova@vuv.cz**

**RNDr. Jiří Kokeš, Mgr. Vít Syrovátka, Ph.D.,**

**RNDr. Denisa Němejcová,**

**doc. RNDr. Světlana Zahrádková, Ph.D.**

**VÚV TGM, v.v.i., Brno,**

**jiri\_kokes@vuv.cz, vit\_syrovatka@vuv.cz**

**denisa\_nemejcova@vuv.cz, svetlana\_zahradkova@vuv.cz**

*Příspěvek prošel lektorským řízením.*

*Assessing running waters of the Czech Republic using benthic macroinvertebrates: development and description of the evaluation method (Opatřilová, L.; Kokeš, J.; Syrovátka, V.; Němejcová, D.; Zahrádková, S.)*

## Key words

*Water Framework Directive – ecological status – macrozoobenthos – PERLA system – multimetric index*

**In keeping with the requirements of the Water Framework Directive (2000/60/EC) a national approach to ecological status assessment using benthic macroinvertebrates has been proposed. The method can be applied only to the samples which had been taken and processed according to the Czech Standard 75 7701 (PERLA) and is, therefore, designed to evaluate wadable streams and rivers on the basis of multi-habitat benthic macroinvertebrate samples of standard size taken at an appropriate site under normal hydrological conditions.**

**Multimetric index has been derived for 6 wider stream types determined on the basis of stream size and altitude categories. It is composed of 6 to 7 differently weighted metrics and B index that is calculated by prediction model PERLA.**

**Presented method should be subjected to the intercalibration exercise in Central Baltic and Eastern Continental Geographical Intercalibration Groups. Class boundaries setting may still be a subject of a change.**

# HODNOCENÍ EKOLOGICKÉHO STAVU NEBRODITELNÝCH TOKŮ PODLE MAKROZOOBENTOSU: TESTOVÁNÍ NĚMECKÉHO SYSTÉMU

Denisa Němejcová, Libuše Opatřilová, Jiří Kokeš, Pavla Řezníčková

## Klíčová slova

velké nebroditelné řeky – makrozoobentos – ekologický stav – PTI index – hodnocení

## Souhrn

Bylo provedeno testování možnosti použití německého systému hodnocení ekologického stavu nebroditelných toků podle makrozoobentosu v českých podmínkách. Během testování byl systém upraven, a to v modulu organické znečištění. Z výsledků vyplynulo, že aplikace německého PTI systému v českých podmínkách je možná, doporučit jej lze pouze pro hodnocení lokalit v povodí Labe, které mají nad profilem velikost plochy povodí větší než 10 tisíc km<sup>2</sup>. Na menších potamálních tocích s výskytem rítrálních druhů PTI systém selhával.

**Tabulka 1.** Přehled testovaných lokalit včetně klasifikace lokalit do tříd stavu podle makrozoobentosu podle upraveného německého systému; zařazení lokalit je založeno na výsledku horšího ze dvou modulů, přičemž klasifikace do tříd stavu byla provedena z průměrných, popř. jednotlivých spolehlivých hodnot indexů

Kód lokality	Lokalita	Tok	Řád toku dle Strahlera	Velikost povodí (km <sup>2</sup> )	Expertní posouzení stavu	Vhodnost použít německého systému	Výsledná třída stavu (horší z modulů)	Modul „organické znečištění“			Modul „obecná degradace“		
								Třída stavu dle saprobity	Příbřežní zóna – Saprobni index – průměr hodnot (jarní a podzimní odběr v r. 2006–2007)	Proudnice – Saprobni index (jarní nebo podzimní odběr v r. 2008)	Třída stavu dle PTI systému	Příbřežní zóna – PTI – průměr hodnot (jarní a podzimní odběr v r. 2006–2007)	Proudnice – PTI (jarní nebo podzimní odběr v r. 2008)
CHMI_0101	Valy	Labe	8	6 398	3 až 4	ne	III	II	2,23		III	3,31	
CHMI_0102	Lysá nad L.	Labe	8	10 580	4	ano	IV	III	2,28		IV	3,46	
CHMI_0103	Obříství	Labe	8	13 696	3	ano	III	II	2,07	2,45	III	2,63	PTI nespolehlivé, hodnoceno podílem A/P filtrátorů
CHMI_0104	Děčín	Labe	9	49 797	2 až 3	ano	II	II	2,12		II	2,56	
CHMI_0105	Zelčín	Vltava	9	28 082	3	ano	III	III	2,31	2,42	III	2,72	2,66
CHMI_0202	Schmilka	Labe	9	51 352	3	ano	III	II	2,02	2,61	III	2,71	1,96
CHMI_0401	Lanžhot	Morava	8	9 725	4	ne	II	II	2,12		II	2,21	
CHMI_0402	Pohansko	Dyje	8	12 540	3 až 4	ne	II	II	2,09		II	2,19	
CHMI_1006	Hradec Králové	Labe	7	2 123	3	ne	IV	III	2,34		IV	3,58	
CHMI_1008	Němčice	Labe	8	4 301	3	ne	II	II	2,09		II	2,54	
CHMI_1014	Liběchov	Labe	9	42 057	3	ano	III	III	2,31	2,31	II	2,60	2,35
CHMI_1035	Příšovice	Jizera	7	1 054	2	ne	III	I	1,67		III	2,98	
CHMI_1041	Březí	Vltava	6	1 825	3	ne	II	I	1,89		II	2,32	
CHMI_1042	Hluboká n.Vlt.	Vltava	7	3 400	3	ne	II	II	2,18		II	2,56	
CHMI_1044	Vrané	Vltava	8	17 785	3	ano	III	III	2,34	2,52	III	2,79	2,25
CHMI_1045	Podolí	Vltava	9	26 797	4	ano	IV	III	2,50	2,49	IV		PTI nespolehlivé, hodnoceno podílem A/P filtrátorů
CHMI_1135	Kroměříž	Morava	8	7 022	3	ne	II	II	2,21		II	2,51	
CHMI_1138	Nedakonice	Morava	8	8 760	3 až 4	ne	III	III	2,50		III	3,38	
CHMI_1205	Podhradí	Dyje	6	1 751	2 až 3	ne	II	II	2,05		II	2,48	
REF_004	Podhradí nad	Dyje	6	1 692	2	ne	II	II	2,10		II	2,36	
REF_006	Valtovice	Dyje	6	2 554	3	ne	II	II	2,14		II	2,42	
REF_057	soutok	Dyje	8	13 436	3	ne	III	III	2,30		II	1,96	
REF_084	Strážnice	Morava	8	9 155	3	ne	III	II	2,12		III	2,74	
REF_085	Lobodice	Morava	8	5 533	3	ne	II	II	2,16		II	2,30	

**Tabulka 2.** Seznam taxonů považovaných za r-stratěgy (Schöll et al., 2005)

<i>Corbicula</i> sp.	<i>Chironomidae</i> spp.	<i>Hydraena testacea</i>	<i>Hydroptila</i> sp.
<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Simuliidae</i> spp.	<i>Hydrochus</i> sp.	<i>Hydroptilidae</i>
<i>Pisidium</i> sp.	<i>Brychius elevatus</i>	<i>Limnebius</i> sp.	<i>Metalype fragilis</i>
<i>Sphaerium lacustre</i>	<i>Brychius</i> sp.	<i>Ochthebius</i> sp.	<i>Metalype</i> sp.
<i>Corophium curvispinum</i>	<i>Haliplus</i> sp.	<i>Peltodytes</i> sp.	<i>Orthotrichia</i> sp.
<i>Corophium lacustre</i>	<i>Hydraena riparia</i>	<i>Agraylea</i> sp.	<i>Oxyethira</i> sp.
<i>Corophium</i> sp.	<i>Hydraena</i> sp.	<i>Allotrichia pallicornis</i>	<i>Tinodes waeneri</i>
<i>Jaera istri</i>	<i>Hydraena sternalis</i>	<i>Allotrichia</i> sp.	

o vodách, bez detailních znalostí jejich původních „referenčních“ populací (Schöll et al., 2005). Systém je založen na indexu PTI (Potamon Type Index), který byl z důvodu splnění všech požadavků Rámcové směrnice kombinován s dalšími indexy v dvoumodulovém multimetrickém hodnocení.

Nebroditelné dolní úseky řek jsou významné z hlediska vodohospodářského využití, ale z důvodů metodické obtížnosti a finanční náročnosti nebyl v České republice – na rozdíl např. od sousedního Německa, kde sledování antropogenních vlivů na společenstva a jejich změny probíhalo intenzivně po celou druhou polovinu 20. století – prováděn dlouhodobý a systematický průzkum fauny nepřístupného dna těchto toků. Německá metoda hodnocení byla sestavena na základě analýzy podkladového souboru asi 30 tisíc vzorků z odběrových profilů na řekách využívaných k říční plavbě. Vzhledem k problematickému nastavení hodnocení velkých nížinných řek při tvorbě české metody hodnocení tekoucích vod podle makrozoobentosu (Opatřilová et al., toto číslo), bylo rozhodnuto otestovat možnost použití německého systému hodnocení v českých podmínkách. Výsledky testování jsou předmětem tohoto příspěvku.

## Metodika

Pro testování metody byl sestaven podkladový soubor vzorků makrozoobentosu. Tyto vzorky byly odebrány na tocích: Vltava, Labe, Jizera, Morava a Dyje. Jednalo se o vzorky celkem z 24 profilů sledovaných v monitoringu pro Rámcovou směrnici, které současně splňovaly podmínku velikosti povodí nad profilem (větší než 1 tis. km<sup>2</sup>) a podmínku příslušnosti do 6. až 9. řádu podle Strahlera (tabulka 1).

Vzorky byly odebrány v jarním a podzimním vzorkovacím období v roce 2006 a 2007 v rámci situačního a referenčního monitoringu povrchových vod a v jarním a podzimním období v roce 2008 v rámci výzkumného záměru MZP0002071101.

Odběry a zpracování vzorků makrozoobentosu byly provedeny podle platné metodiky (Kokeš et al., 2006). Z celkového počtu 81 vzorků bylo na 24 lokalitách odebráno ruční sítí v „litorální zóně“ 69 vzorků (2–4 vzorky na lokalitě). Na šesti lokalitách (Labe: Obrřívství, Liběchov, Schmilka a Vltava: Vrané, Podolí, Zelčín) byla vzorkována i hluboká část dna z lodi drapákem van Veen a pneumatickým vzorkovačem (Pehofer, 1998), a to na každé lokalitě oběma metodami po jednom smíšeném vzorku z 10 odběrových bodů (Rezníčková et al., toto číslo). Determinace byly prováděny na co nejnižší taxonomickou úroveň, převážně druhovou a rodovou.

Soubor dat byl sjednocen na jednotnou determinační úroveň. Výpočty českého saprobního indexu byly provedeny výpočetním programem Tabulka, individuální saprobní valence taxonů byly do Tabulky převzaty z informačního systému ARROW. Spolehlivost hodnoty českého saprobního indexu byla ověřována směrodatnou odchylkou saprobního indexu, přičemž pro hodnocení byly použity jen ty vzorky, které měly disperzi saprobního indexu menší než 0,2. Hodnoty indexů PTI, diverzity, poměr aktivních a pasivních filtrátorů, poměry r/K stratěgů a r-dominance byly vypočteny programem PTI. Program PTI (verze 1.0d) automaticky řadí lokalitu do třídy ekologického stavu podle PTI, bez ohledu na spolehlivost výpočtu PTI a bez ohledu na hodnoty všech ostatních metrik obou modulů německého systému. Výsledek je proto vždy nutno expertně interpretovat.

Německý systém hodnocení velkých řek je založen na dvou modulech. Při hodnocení profilu či vodního útvaru je nejprve provedeno zařazení do třídy ekologického stavu v obou modulech, výsledně zařazení se provede podle horšího z modulů. První modul „organické znečištění“ se hodnotí jedinou metrikou, a to německým saprobním indexem, druhý modul „obecná degradace“ se hodnotí multimetrickým PTI systémem. Indexy v modulu obecné degradace byly vybrány tak, aby hodnotily pokud možno jiné vlivy než saprobní – změny v morfologii koryta toku, změny v proudění, substrátu atd. PTI systém je založen na PTI indexu, který vhodně doplňuje další indexy diverzity, dominance r-stratěgů, poměr r/K stratěgů a poměr aktivních

a pasivních filtrátorů (Schöll et al., 2005). Za r-stratěgy je v tomto případě považováno 31 vybraných extrémních r-stratěgů (tabulka 2). Hodnocením míry ovlivnění společenstev nepůvodními a invazními druhy se německý systém nezabývá. Nepůvodní druhy jsou pro hodnocení ekologického stavu tímto systémem považovány za součást společenstev.

Potamon type index je založený na otevřeném seznamu taxonů: každý druh, který se vyskytuje v potamálních říkách střední Evropy, byl ohodnocen z hlediska jeho vztahu k potamálu do pěti ECO valenčních tříd: 1 = slabá vazba na potamál (euryekní druhy) až 5 = silně vázané na potamál (stenoekní druhy). Klasifikace druhů do ECO tříd vychází z údajů v publikacích Mooga (Moog, 1995) a Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1996), několika dalším druhům byly přiděleny valence Schöllem podle expertního odhadu dalších autorů. Index PTI se počítá jako vážený průměr ECO valencí pro ty zjištěné taxony, které mají tuto ECO valenci stanovenou (Schöll et al., 2005). Váha je určena ekologickou valencí: stenoekní taxony jsou váženy silněji a euryekní taxony mají váhu nižší. Zařazení do třídy ekologického stavu se provede automaticky programem podle hodnoty PTI a následně se ověří, zda některá z dalších metrik nevykazuje extrémní hodnotu. Pokud k takovému případu dojde, je vzorek expertně posouzen a zařazen nejvýše do 3. třídy ekologického stavu. Ověření spolehlivosti výsledku hodnoty PTI se provádí směrodatnou odchylkou PTI (musí být nižší než 0,3), zároveň minimálně 50 % z celkového počtu jedinců musí mít přiřazenu ECO valenci a počet taxonů s ECO valencí ve vzorku musí být větší než  $(ECO_{max} - ECO_{min} + 1)^2$ .  $ECO_{max}$  je nejvyšší hodnota ECO valenční třídy, která byla přiřazena jednotlivým taxonům vyskytujícím se v hodnoceném vzorku,  $ECO_{min}$  je nejnižší hodnota ECO valenční třídy ve vzorku. K poslednímu podmínce minimálního počtu taxonů nebylo při vyhodnocení českých dat přihlíženo. Podíl klasifikovaných taxonů velmi úzce souvisí s úrovní determinace, proto je třeba při sjednocování dat na jednotnou determinační úroveň přihlížet i k seznamu taxonů s ECO valencemi. Pro aplikaci v českých podmínkách byl použit stejný postup hodnocení jako v sousedním Německu. Během testování v českých podmínkách byl systém upraven v modulu organické znečištění, kde došlo k nahrazení německého saprobního indexu českým saprobním indexem. Výsledky byly porovnány s expertním odhadem zařazení lokalit do tříd stavu.

## Výsledky a diskuse

Testování metody hodnocení bylo obtížné z důvodu malého počtu jedinců a taxonů v mnoha vzorcích z příbřežní zóny.

Vzorky s velmi nízkým počtem jedinců měly obvykle vysokou hodnotu disperze saprobního indexu (vyšší než 0,2), a proto byla považována v těchto případech hodnota českého saprobního indexu za nespolehlivou. Vzorky makrozoobentosu byly zařazené do 1. až 3. třídy jakosti podle ČSN 75 7220 na základě hodnoty českého saprobního indexu. Programem PTI byly vypočteny hodnoty všech indexů PTI systému. Některé taxony nemohly být programem PTI brány v potaz, protože nejsou uvedeny v podkladové databázi taxonů testované verze programu PTI, např. druh nížinných toků *Pisidium supinum* A. Schmidt, 1851. Nastavení mechanismu hodnocení PTI tak, aby hodnotil epi-, meta- až hypopotamální lokality s řídkým výskytem druhů s ECO valencí 5 jako dobré, popř. velmi dobré, a byla tak potlačena tendence průměrováním posunovat hodnocení ke středu, bylo obtížné (Schöll, pers. com.). Řitrální úseky poškozené sekundární potamalizací tak někdy paradoxně mohou být vyhodnoceny jako lepší, než ve skutečnosti jsou. V některých případech, kdy byla ve vzorku téměř polovina jedinců řitrálních taxonů a kdy jen o něco málo vyšší množství jedinců taxonů vykazovalo slabou vazbu na potamální část toku (ECO 1), byl pro změnu profil vyhodnocen jako horší, než byl expertní odhad (např. Jizera-Příšovice). Výše uvedené potvrzuje fakt, že vzorky z řitrálních úseků hodnotit tímto postupem nelze.

Nespolehlivá hodnota PTI byla vypočtena u 16 vzorků. Ta byla zapříčiněna nedostatečně velkými vzorky, nedosažením 50% poměru jedinců s přiřazenou ECO valencí z celkového počtu jedinců ve vzorku, vysokou hodnotou směrodatné odchylky, která byla způsobena heterogenními společenstvy z hlediska ekologických nároků jednotlivých taxonů společenstva, nebo vysokým počtem taxonů, které preferují řitrální zóny toků či stojaté vody.

Na lokalitách dolního toku Vltavy a Labe byla nespolehlivá hodnota PTI obvykle způsobena vysokým počtem druhů stojatých vod, což bylo vyvoláno změnou morfologie toku a proudových parametrů, kdy tok měl charakter vody spíše stojaté (např. Vltava-Podolí). V těchto případech byly pro zařazení použity hodnoty dalších indexů PTI systému, a to poměr aktivních a pasivních filtrátorů, který tento vliv velmi dobře indikoval. Hodnocení lokalit je založeno na průměrech hodnot těchto indexů, které splňovaly kritéria spolehlivosti. Pokud byla spolehlivá hodnota PTI alespoň z jedné sezony, použila se pro hodnocení tato jedna, pokud byla nespolehlivá hodnota PTI u všech vzorků z jedné lokality, tak se hodnotilo poměrem akt./pas. filtrátorů. Přehled hodnocení testovaných lokalit monitoringu podle upraveného německého systému je uveden na obr. 1 a v tabulce 1.

U lokalit Vltava-Podolí a Labe-Obrřívství žádný ze vzorků nesplňoval kritéria spolehlivosti PTI, zařazení bylo proto provedeno na základě poměru aktivních a pasivních filtrátorů. V tabulce 1 je rozlišována příbřežní zóna a proudnice (hluboké dno toku). Tento oddělený postup vyhodnocení se

při návrhu metodiky odběru (Kokeš et al., 2006) předpokládal, protože vzorky byly odebrány jinými metodami a studie na podobných tocích jako v testovaném datasetu (s šířkou koryta nad 50 m) ukazují, že v litorální zóně do vzdálenosti 2 metrů od břehu se vyskytují jiné druhy makrozoobentosu, a tudíž i jiná taxocenóza než v proudnici toku (Řezníčková et al., toto číslo; Neale et al., 2006; Brabec et al., 2005). Tento fakt by mohl mít za následek rozdílné hodnocení profilu, a to podle toho, ze které části toku vzorky hodnotíme. Neale (2006) uvádí statisticky významně lepší hodnotu indexů (lepší ekologický stav) v příbřežní zóně než v proudnici. Podobný výsledek uvádí i Brabec (2005). Výsledky naší studie nadhodnocení metrik v příbřežní zóně nepotvrzují, soubor dat byl ovšem velmi malý.

Z výsledků testování vyplývá, že aplikace německého PTI systému v českých podmínkách by po úpravách možná byla, ovšem pouze pro hodnocení lokalit v povodí Labe, které mají nad profilem velikost plochy povodí větší než 10 tisíc km<sup>2</sup> (obr. 1). Na těchto lokalitách dávalo hodnocení s ohledem na expertní posouzení smysluplně interpretovatelné výsledky, na menších potamálních tocích s výskytem rithrálních druhů PTI systém selhával.



Obr. 1. Klasifikace testovaných lokalit do tříd biologického stavu podle makrozoobentosu

## Literatura

- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1996) Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. München : Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96, 543 p.
- Brabec, K., Kvardová, H., Opatřilová, L., Petřivalská, K., Syrovátka, V., Špaček, J. a Hájek, O. (2005) Testování multihabitatové metody odběru vzorků v podmínkách velkých toků. Studie pro Český hydrometeorologický ústav (smlouva č. ÚH-484/2004), 30 p.
- ČSN 75 7701 Jakost vod – Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA.
- ČSN 75 7220 Jakost vod – Kontrola jakosti povrchových vod.
- Fuksa, JK. (2002) Biomonitoring českého Labe. Výsledky za let 1993–1996–1999. Praha : VÚV TGM, 106 s. Výzkum pro praxi, 46.
- Kokeš, J., Tajmrová, L. a Kvardová, H. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu z nebroditelných tekoucích vod. [http://www.env.cz/cz/metodiky\\_normy](http://www.env.cz/cz/metodiky_normy)
- Moog, O. (ed.) (1995) Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Wien, 206 p.
- Neale, MW., Kneebone, NT., Bass, JAB., Blackburn, JH., Clarke, RT., Corbin, TA., Dawy-Bowker, J., Gunn, RJM., Furse, MT., and Jones, JI. (2006) Assessment of the Effectiveness and Suitability of Available Techniques for Sampling Invertebrates in Deep Rivers. Final Report: November 2006. T1(A5.8) – 1.1, North South Shared Aquatic Resource (NS Share), INTERREG IIIA, Programme for Ireland /Northern Ireland, Centre for Ecology and Hydrology, Winfrith Technology Centre, Orchester, Dorset, DT2 8ZD, United Kingdom, 97p.
- Opatřilová, L., Kokeš, J., Syrovátka, V., Němejcová, D. a Zahrádková, S. (toto číslo) Hodnocení tekoucích vod ČR podle makrozoobentosu: vývoj a popis metodiky.
- Pehofer, HE. (1998) A new quantitative air-lift sampler for collecting invertebrates designed for operation in deep, fast-flowing gravelbed rivers. *Large Rivers*, vol. 11, No. 2, Arch. Hydrobiol. Suppl. 115/2, p. 213–232.
- Řezníčková, P., Opatřilová, L., Němejcová, D. a Kokeš, J. (toto číslo) Makrozoobentos epipotamálních úseků řek Labe a Vltavy – příspěvek k poznání společenstev hlubokých částí dna.
- Schöll, F., Haybach, A., und König, B. (2005) Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Hydrologie und Wasserwirtschaft*, vol. 49, No. 5, 234–247.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, 2005. Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Praha : MŽP, 2005.
- ARROW (Assessment and Reference Reports of Water Monitoring) [databáze online]. Praha : ČHMÚ,

2009. Dostupné z URL <http://hydro.chmi.cz/isarrow/> IS ARROW provozuje ČHMÚ jako Národní referenční středisko pro monitoring v rámci činností zajišťovaných pro MŽP.

PTI [počítačový program na disku] Ver. 1.0d, BfG Koblenz, Německo, aktualizováno červenec 2008. Tabulka, výpočetní program [počítačový program na disku]. VÚV TGM (Jiří Kokeš), aktualizováno duben 2010.

## Poděkování

Tato studie vznikla za podpory výzkumného záměru Výzkum a ochrana hydrosféry MZP0002071101. Poděkování náleží také Dr. Franzii Schöllovi za laskavé poskytnutí výpočetního programu PTI a Mgr. Janě Ošlejškové.

**RNDr. Denisa Němejcová<sup>1)</sup>, Mgr. Libuše Opatřilová<sup>2)</sup>,  
RNDr. Jiří Kokeš<sup>1)</sup>, Mgr. Pavla Řezníčková, Ph.D.<sup>1)</sup>  
<sup>1)</sup>VÚV TGM, v.v.i., Brno, [denisa\\_nemejcova@vuv.cz](mailto:denisa_nemejcova@vuv.cz),  
[jiri\\_kokes@vuv.cz](mailto:jiri_kokes@vuv.cz), [pavla\\_reznickova@vuv.cz](mailto:pavla_reznickova@vuv.cz)  
<sup>2)</sup> VÚV TGM, v.v.i., Praha, [libuse\\_opatrilova@vuv.cz](mailto:libuse_opatrilova@vuv.cz)  
Příspěvek prošel lektorským řízením.**

*Ecological Status Assessment of Non-wadable Rivers Using Benthic Macroinvertebrates: Testing of German Assessment System (Němejcová, D.; Opatřilová, L.; Kokeš, J.; Řezníčková, P.)*

## Key words

*large non-wadable rivers – benthic macroinvertebrates – ecological status – PTI – assessment*

**Possibilities of use of the German ecological status assessment system of non-wadable rivers using benthic macroinvertebrates were tested in conditions of the Czech Republic. During testing, the system was adapted in the organic pollution module. The obtained results showed that application of the German PTI system in the Czech conditions is feasible. However, it can be recommended only for assessment of sites of the Elbe River basin with catchment area larger than 10 000 km<sup>2</sup>. The PTI system failed when applied to smaller potamal rivers with the occurrence of rithral species.**

## DLOUHODOBÝ VÝVOJ OBSAHU TĚŽKÝCH KOVŮ V SEDIMENTECH ŘEKY MORAVY

Hana Hudcová, Ilja Bernardová, Marie Forbelská, Jana Svobodová

### Klíčová slova

sediment – prioritní a další nebezpečné látky – řeka Morava – hodnocení trendů vývoje

### Souhrn

Výsledky dlouhodobého sledování kvalitativního stavu sedimentů jsou podkladem pro zhodnocení vývoje stavu sledovaných lokalit v podélném profilu řeky Moravy včetně vymezení problematických ukazatelů signalizujících vzestupný trend koncentračních hodnot prioritních a dalších nebezpečných látek. Právě prověření časového vývoje obsahu nebezpečných látek v sedimentech je jedním z aktuálních požadavků uvedené směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES o normách environmentální kvality [1]. V sedmi lokalitách, situovaných v podélném profilu řeky Moravy mezi 298. a 79. říčním kilometrem, byly sledovány čtyři ukazatele ze skupiny těžké kovy – kadmium, olovo, rtuť a nikl. Příspěvek popisuje výsledky účelového sledování a navazujícího statis-

## tického hodnocení časového vývoje obsahu těžkých kovů v sedimentech řeky Moravy v letech 1997–2010.

### Úvod

Sledování dlouhodobého vývoje obsahu prioritních a dalších nebezpečných látek v sedimentech je nezbytnou součástí naplňování požadavku nařízení vlády č. 61/2003 Sb., v platném znění [2], kterým je nezvyšování koncentrace prioritních a dalších nebezpečných látek ve vodním prostředí, plaveninách, sedimentech a živých organismech vodních toků v čase.

Míra znečištění sedimentů prioritními a dalšími nebezpečnými látkami představuje pro své potenciálně toxické účinky na faunu a flóru dna i vodního sloupce nad sedimentem, včetně schopnosti akumulace v tělech vodních živočichů, jeden z hlavních environmentálních problémů. V souvislosti se směrnicí Evropského parlamentu a Rady o normách environmentální kvality [1] se omezení nepříznivého vývoje zátěže sedimentů těmito látkami řadí mezi přední problémové okruhy vodního hospodářství. Uvedená směrnice vymezuje pro členské státy požadavek na posouzení dlouhodobých trendů prioritních látek včetně zajištění nezvyšování úrovně kontaminace těchto látek v sedimentech a biotě.

V rámci národních projektů ochrany vod – projektů „Morava I–IV“ [3–6] a projektu „Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblasti povodí Moravy“ [7] probíhalo v průběhu let 1997–2010 hodnocení kvalitativního stavu sedimentů nejvíce zatížených úseků řeky Moravy. Zaměření projektů sledovalo potřebu zmapování kvalitativního stavu vod, sedimentů a bioty znečištěním nejvíce zatížených úseků toků pod tzv. prioritními zdroji znečištění (obr. 1).

### Metodika sledování

Vzorky sedimentů byly odebírány v sedmi lokalitách situovaných v podélném profilu řeky Moravy mezi 298. a 79. říčním kilometrem ze dna pomocí ručního vzorkovače na tyči. Po odebrání potřebného množství sedimentu byl vzorek z odběrové nádoby vzorkovače umístěn do připravené polyetylenové vzorkovnice. Četnost odběru byla dva vzorky ročně s výjimkou roku 2006, kdy byl sediment odebrán pouze jednou. Podobná situace se vzhledem k nepříznivým hydrologickým podmínkám opakovala v roce 2010, kdy byly vzorky sedimentů na všech sledovaných profilech, mimo profil „Morava-Otrokovice pod“, odebrány také pouze jednou. V roce 2007 bylo sledování zatížení sedimentů z finančních důvodů na jeden rok přerušeno. Sledování profilu „Morava-Hodonín pod“, které probíhalo v letech 1997–2006, muselo být v roce 2008 z organizačních důvodů přesunuto cca 15 km níže po toku pod obec Lanžhot (profil „Morava-Lanžhot pod“). Pro komplexní hodnocení zatížení sedimentů řeky Moravy včetně dolního úseku byly do statistického hodnocení zahrnuty oba tyto profile. Sledování profilu „Morava-Lanžhot pod“ probíhalo v letech 1997, 1998, 2001, 2002, 2005, 2008, 2009 a 2010.

Odebrané vzorky byly v chladicích boxech převezeny do laboratoře, kde byly přesítovány za mokra na zrnitostní frakci < 63  $\mu\text{m}$  a po dekantaci lyofilizovány (lyofilizátor Crist Sloha 4).

Pro stanovení kadmia, olova a niklu se do teflonových nádobek přístroje „mls 1200“ firmy Milestone navážilo cca 0,1 g lyofilizovaného



Obr. 1. Kontrolní profile dlouhodobého sledování zátěže sedimentů v řece Moravě

sedimentu. Pro mineralizaci v mikrovlnném systému se použila směs ultračistě HCl (3 ml) a HNO<sub>3</sub> (1 ml). Mineralizát byl po rozkladu kvantitativně převeden do 100ml odměrných baněk. Ke každé sérii vzorků byl připraven současně slepý vzorek. Stanovení bylo provedeno pomocí atomové absorpční spektrometrie (AAS-ETA) na přístroji ANALYST 600 firmy PERKIN ELMER. Pro stanovení obsahu kadmia, olova a niklu byla použita metoda kalibrační křivky. Správnost zjištěných koncentrací byla kontrolována pomocí souběžné analýzy ověřeného referenčního materiálu (Aslab or-ch-4/10).

Tabulka 1. Predikce náhodných posunutí, variabilita náhodných posunutí a variabilita lokalit

Olovo (Pb)			
<i>j</i>	Lokalita	Náhodné posunutí $u_j$	Variabilita lokality $\sigma_j$
1	Morava-Šumperk pod	0,03620895	0,7152695
2	Morava-Olomouc pod	0,04711756	0,2972910
3	Morava-Kroměříž pod	0,09956555	0,6156965
4	Morava-Otrokovice pod	-0,02014968	0,2831950
5	Morava-Uherské Hradiště pod	0,09551799	0,4242685
6	Morava-Hodonín pod	-0,13786308	0,4789133
7	Morava-Lanžhot pod	-0,12039729	0,2073516
Variabilita náhodného posunutí $\sigma_u$		0,12153370	

Rtuť (Hg)			
<i>j</i>	Lokalita	Náhodné posunutí $u_j$	Variabilita lokality $\sigma_j$
1	Morava-Šumperk pod	-0,23949699	0,9465204
2	Morava-Olomouc pod	0,11233726	0,5357239
3	Morava-Kroměříž pod	0,18666146	0,3944326
4	Morava-Otrokovice pod	-0,04319335	0,2787029
5	Morava-Uherské Hradiště pod	0,09729759	0,4656605
6	Morava-Hodonín pod	-0,23848297	0,4743705
7	Morava-Lanžhot pod	0,12487699	0,1678289
Variabilita náhodného posunutí $\sigma_u$		0,19971580	

Kadmium (Cd)			
<i>j</i>	Lokalita	Náhodné posunutí $u_j$	Variabilita lokality $\sigma_j$
1	Morava-Šumperk pod	-0,0450068	0,5714681
2	Morava-Olomouc pod	0,0046637	0,3646033
3	Morava-Kroměříž pod	-0,0000832	0,3161646
4	Morava-Otrokovice pod	-0,0936390	0,3160610
5	Morava-Uherské Hradiště pod	0,1807793	0,6844086
6	Morava-Hodonín pod	-0,1450862	0,6307047
7	Morava-Lanžhot pod	0,0983724	0,1869135
Variabilita náhodného posunutí $\sigma_u$		0,1353709	

Nikl (Ni)			
<i>j</i>	Lokalita	Náhodné posunutí $u_j$	Variabilita lokality $\sigma_j$
1	Morava-Šumperk pod	-0,00006108	0,4539426
2	Morava-Olomouc pod	0,00002143	0,3340231
3	Morava-Kroměříž pod	0,00007842	0,3243488
4	Morava-Otrokovice pod	0,00010557	0,3409152
5	Morava-Uherské Hradiště pod	-0,00001638	0,3632073
6	Morava-Hodonín pod	-0,00029457	0,3113820
7	Morava-Lanžhot pod	0,00016663	0,3291574
Variabilita náhodného posunutí $\sigma_u$		0,00385836	

Stanovení rtuti bylo provedeno na přístroji AMA-254, který byl kalibrován podle manuálu výrobce. Pro měření byla volena navážka obvykle kolem 100 mg lyofilizovaného sedimentu. Zjištěný obsah rtuti odpovídal vždy průměru dvou až tří paralelně prováděných stanovení. Parametry nastavení na přístroji AMA-254 byly pro sušení 60 s, rozklad 150 s, čekání 45 s. Správnost zjištěných koncentrací byla kontrolována pomocí souběžné analýzy ověřeného referenčního materiálu (Aslab or-ch-4/10).

Po kompletaci dlouhodobých řad výsledků z let 1997–2009 byly ve spolupráci s Ústavem matematiky a statistiky Masarykovy univerzity podrobně analyzovány dostupné, resp. doporučené metody hodnocení trendů vývoje daných ukazatelů jakostního stavu sedimentů. Následně byly tyto časové řady doplněny o údaje zjištěné v roce 2010 a statisticky zhodnoceny z hlediska obsahu těžkých kovů v sedimentech.

## Výsledky a diskuse

Dokumentace charakteristických časových řad naměřených koncentrací sledovaných látek v sedimentech ukázala, že u značné části hodnocených parametrů disponují jednotlivé hodnoty určitou rozkolísaností v trendu.

Z výše uvedeného důvodu byla v roce 2009 zahájena spolupráce s Ústavem matematiky a statistiky Masarykovy univerzity v Brně. Nejprve byly podrobně analyzovány dostupné, resp. doporučené metody hodnocení trendů vývoje vybraných ukazatelů jakostního stavu sedimentů. Po doplnění časových řad obsahu těžkých kovů v sedimentech o údaje zjištěné v roce 2010 v šesti sledovaných lokalitách řeky Moravy byly pro časovou řadu dat od roku 1997 až po rok 2010 provedeny odhady lokálních a náhodných posunutí.

Jak je patrné z tabulky 1 a z grafů uvedených na obr. 2–5, mají jednotlivé lokality velmi rozdílnou variabilitu logaritmu hodnot obsahu těžkých kovů v sedimentech, a to především u hodnot ukazatelů Pb, Hg a Cd. Díky výrazné heteroskedasticitě vstupních dat nebylo tedy možno použít klasické statistické metody.

Pro celou řeku Moravu byl vytvořen jediný stochastický model, který v sobě zahrnoval regresní přímky pro jednotlivé lokality a také průměrnou regresní přímku pro celou řeku Moravu. Šlo o speciální typ lineárního regresního modelu, a to tzv. lineární regresní model s náhodnými i pevnými efekty, také nazývaný lineární regresní model se smíšenými efekty (*Linear Mixed Effect Model*, více viz [8]). Neznámé parametry modelu byly odhadovány pomocí metody *REML* (*Restricted Maximum Likelihood*). Jednalo se o modifikaci ANCOVA modelu, který se dokázal díky náhodným parametrům vyrovnat jak s nestejnými rozptyly v jednotlivých lokalitách, tak i s korelovanými daty. Podrobná analýza ukázala, že optimálním modelem (také z hlediska jeho interpretace) byl model s lineárním trendem. Závisle proměnnou představovaly logaritmy hodnot obsahu jednotlivých těžkých kovů v sedimentech v letech 1997 až 2010, posuzovány tedy byly především řady těchto hodnot.

Pro všechny sledované těžké kovy byl použit následující regresní model

$$y_{ji} = a + u_j + b t_i + e_{ji}$$

pro

$$j = 1, \dots, 7$$

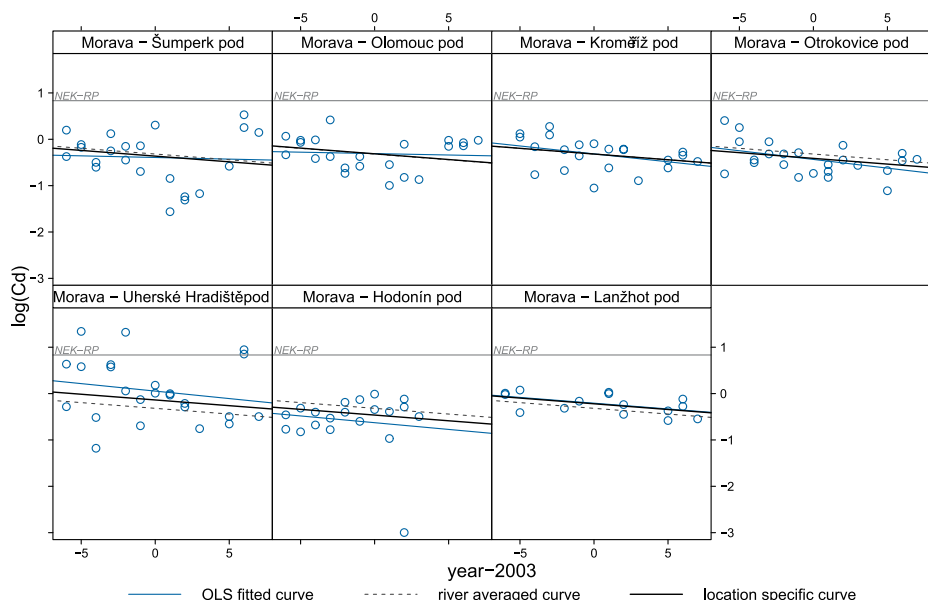
pořadové číslo lokality na řece Moravě

$$i = 1, \dots, n_j$$

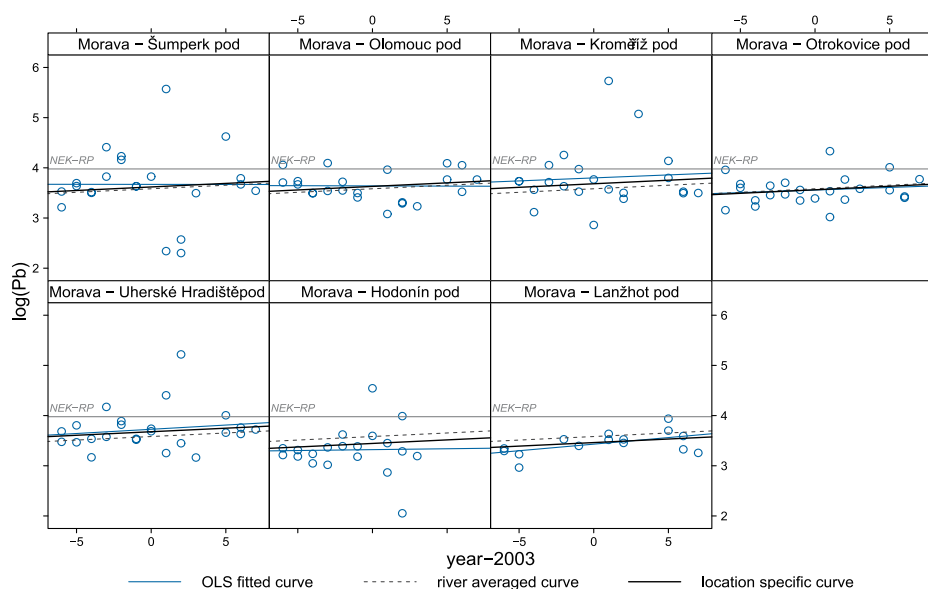
počet měření uvnitř lokality

$$t_i = rok - 2003$$

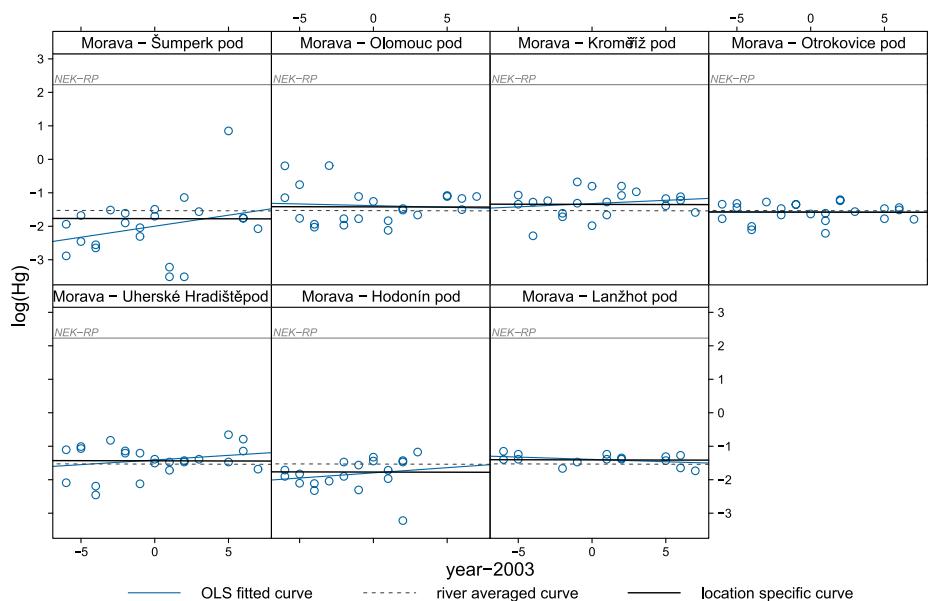
centrovaný čas (výsledky byly numericky stabilnější a iterativní *REML* metoda odhadu parametrů rychleji konvergovala)



Obr. 2. Statistické hodnocení trendu vývoje obsahu kadmia (Cd) v sedimentech v letech 1997 až 2010



Obr. 3. Statistické hodnocení trendu vývoje obsahu olova (Pb) v sedimentech v letech 1997–2010



Obr. 4. Statistické hodnocení trendu vývoje obsahu rtuti (Hg) v sedimentech v letech 1997–2010

kde

$y_{jt}$  logaritmy hodnot obsahu těžkého kovu v  $j$ -té lokalitě,  $i$ -té měření v čase  $t$ ,

$a, b$  neznámé fixní parametry, které modelovaly průměrnou regresní přímku v rámci celé řeky Moravy (*fixed intercept and slope*),

$u_j$  neznámé parametry náhodného posunutí na ose  $y$  (*random intercept*) s normálním rozdělením a směrodatnou odchylkou  $\sigma_u$ ,

$e_{jt}$  náhodné chyby s normálním rozdělením s nulovou střední hodnotou a různými směrodatnými odchylkami  $\sigma_1, \dots, \sigma_7$  (*heteroscedastic error variance*) pro jednotlivé lokality.

Pro každou lokalitu bylo k průměrné regresní přímce  $a + b \cdot t$  pro všechny sledované lokality na řece Moravě přičteno náhodné posunutí  $u_j$  na ose  $y$ . Regresní přímky v jednotlivých lokalitách se tedy lišily pouze posunutím ve vertikálním směru (*tabulka 1*), ale nelišily se rychlostí růstu/poklesu (tj. ve směrnici přímky).

Na základě údajů uvedených v *tabulce 1* lze podle znaménka náhodného posunutí  $u_j$  určit, zda průběh hodnot těžkých kovů v dané lokalitě (viz přímky na obr. 2–5 označené jako *location specific curve*) je vyšší ( $u_j > 0$ ), popř. nižší ( $u_j < 0$ ) než průměr z celého toku, tj. přímka  $a + b \cdot t$  (viz přímky označené na obr. 2–5 jako *river averaged curve*). Dále je patrné, že u niklu je variabilita náhodných posunutí stokrát nižší než u ostatních těžkých kovů, tj. výsledky se u niklu v jednotlivých lokalitách téměř neliší a na grafech vždy překrývá přímku označenou jako *location specific curve* přímku označenou jako *river averaged curve*.

Při analýze celkového trendu  $a + b \cdot t$  hodnot obsahu těžkých kovů v sedimentech řeky Moravy z let 1997 až 2010 byla testována významnost fixního koeficientu  $b$ . Znaménko parametru  $b$  určuje rostoucí ( $b > 0$ ), popř. klesající ( $b < 0$ ) trend. Jeho statistickou významnost udává  $p$ -hodnota uvedená v posledním sloupci *tabulky 2* a vztahuje se k testování hypotézy  $b = 0$ .

V daném případě byla zamítnuta hypotéza, že  $b = 0$  u kadmia (přímka klesá), niklu (přímka mírně stoupá) a olova (těsně zamítnutí, přímka velmi mírně stoupá). U rtuti se neprokázalo, že  $b \neq 0$ , tj. množství rtuti se v daném časovém úseku řádově nezměnilo.

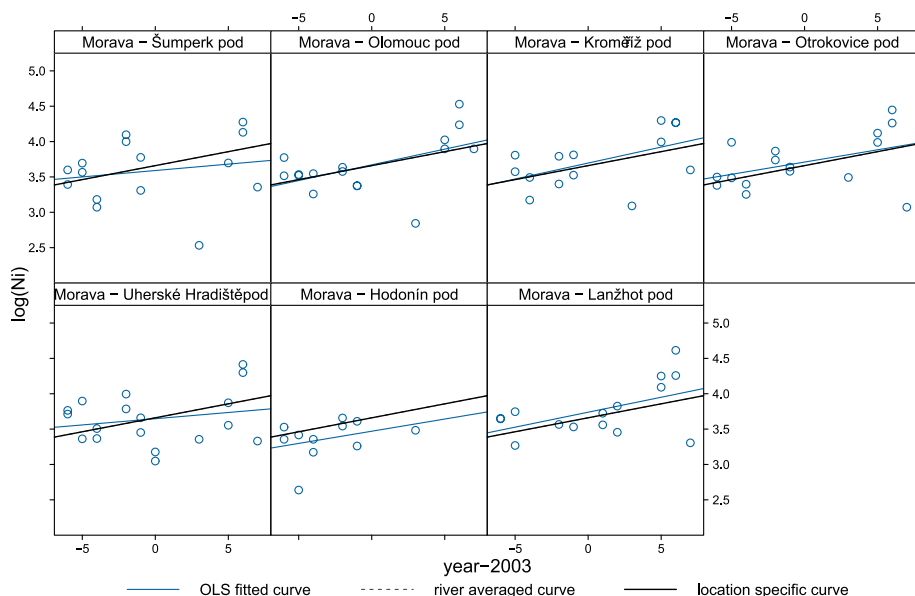
Statistické hodnocení dat z let 1997–2010 tedy prokázalo klesající trend kadmia, mírně rostoucí trend niklu a minimálně rostoucí trend olova v sedimentech řeky Moravy. Množství rtuti v sedimentech řeky Moravy se ve sledovaném období řádově nezměnilo.

## Závěr

V příspěvku jsou prezentovány první výsledky statistického hodnocení dlouhodobého sledování zatížení sedimentů řeky Moravy prioritními a dalšími nebezpečnými látkami v letech 1997–2010, které bylo zaměřeno na ukazatele ze skupiny těžké kovy. Statistické hodnocení prokázalo klesající trend kadmia, mírně rostoucí trend niklu a minimálně rostoucí trend olova v monitorovaném úseku řeky Moravy. Obsah rtuti v sedimentech řeky Moravy se ve sledovaném období řádově nezměnil. Zvolený lineární regresní model s náhodnými a pevnými efekty, který je modifikací ANCOVA modelu, se ukázal jako optimální a bude využit i v rámci dalšího hodnocení zatížení sedimentů řeky Moravy prioritními a dalšími nebezpečnými látkami.

## Literatura

- [1] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky a o změně směrnice EP a Rady 2000/60/ES.
- [2] Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. v platném znění NV č. 229/2007 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- [3] Zdařil, J. aj. (1996) Projekt Morava. Závěrečná zpráva. Brno : VÚV TGM, 67 s. + příl.
- [4] Bernardová, I. Projekt Morava II. DÚ 03. Hodnocení jakosti vody. Průběžná zpráva. Brno : VÚV TGM, 1996, 1997, 1998, 1999.
- [5] Bernardová, I. Projekt Morava III. DÚ 04. Hodnocení jakosti vody. Průběžná zpráva. Brno : VÚV TGM, 2000, 2001, 2002.
- [6] Bernardová, I. Projekt Morava IV. DÚ 04. Hodnocení jakosti vody. Průběžná zpráva. Brno : VÚV TGM, 2003, 2004, 2005, 2006.
- [7] Hudcová, H. a Bernardová, I. Projekt „Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje. DÚ 7. Identifikace dopadů antropogenních



Obr. 5. Statistické hodnocení trendu vývoje obsahu niklu (Ni) v sedimentech v letech 1997–2010

Tabulka 2. Statistická analýza dynamiky koncentrací těžkých kovů v sedimentech řeky Moravy

Ukazatel	Pevné efekty	Hodnota	Směrodatná odchylka	Stupeň volnosti	Hodnota statistiky t	p-hodnota
Pb	a	3,5827069	0,05720363	141	62,630754	< 0,0001
	b	0,0141267	0,00703942	141	4,668261	<b>0,0467</b>
Hg	a	-1,532692	0,08478625	137	-18,077123	< 0,0001
	b	-0,000878	0,00685534	137	-0,128075	0,8983
Cd	a	-0,3182117	0,06197359	141	-5,134635	< 0,0001
	b	-0,0246454	0,00699199	141	-3,524809	<b>0,0006</b>
Ni	a	3,659876	0,03394462	97	107,81904	< 0,0001
	b	0,039504	0,00760393	97	5,19526	<b>&lt; 0,0001</b>

tlaků na povrchové vody a vodní ekosystémy. Závěrečná syntetická zpráva o řešení dílčího úkolu za období 2008–2010. Brno : VÚV TGM, 2010.

- [8] McCulloch, CE. and Seale, SR. Generalized, Linear, and Mixed Models. New York : Wiley, 2001.

### Poděkování

Příspěvek byl zpracován v rámci projektu VaV SP/2e7/73/08 „Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje“.

Ing. Hana Hudcová, Ing. Iļa Bernardová, Jana Svobodová  
VÚV TGM, v.v.i., Brno, Hana.Hudcova@vuv.cz  
RNDr. Marie Forbelská, Ph.D.  
Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně  
Příspěvek prošel lektorským řízením.

*Long-term trends of priority and other hazardous substances content in the Morava River sediments (Hudcová, H.; Bernardová, I.; Forbelská, M.; Svobodová, J.)*

### Keywords

sediment – priority and other hazardous substances – Morava River – assessment of long-term trends

**Results of long-term monitoring of the quality status of sediments are the backgrounds for assessing the state of the monitored sites in the longitudinal section of the Morava River, including the definition of problematic indicators suggesting a rising trend of concentration values of priority and other hazardous substances. Time trends examination of hazardous substances in the sediments is one of the actual requirements of the Directive of the European Parliament and of the Council 2008/105/EC of environmental quality standards [1]. In seven sites located in the longitudinal section of the Morava River between 298–79 rkm 4 indicators of heavy metals – cadmium, lead, mercury and nickel were observed. This paper presents the results of special monitoring and subsequent statistical evaluation of long-term trends of heavy metals content in the Morava River sediments in 1997–2010.**

# ZÁTĚŽ EKOSYSTÉMU BÍLINY ANTROPOGENNÍMI LÁTKAMI

Kateřina Kohušová, Ladislav Havel, Petr Vlasák

## Klíčová slova

Bílina – biofilm – sediment – *Dreissena polymorpha* – těžké kovy – specifické organické látky

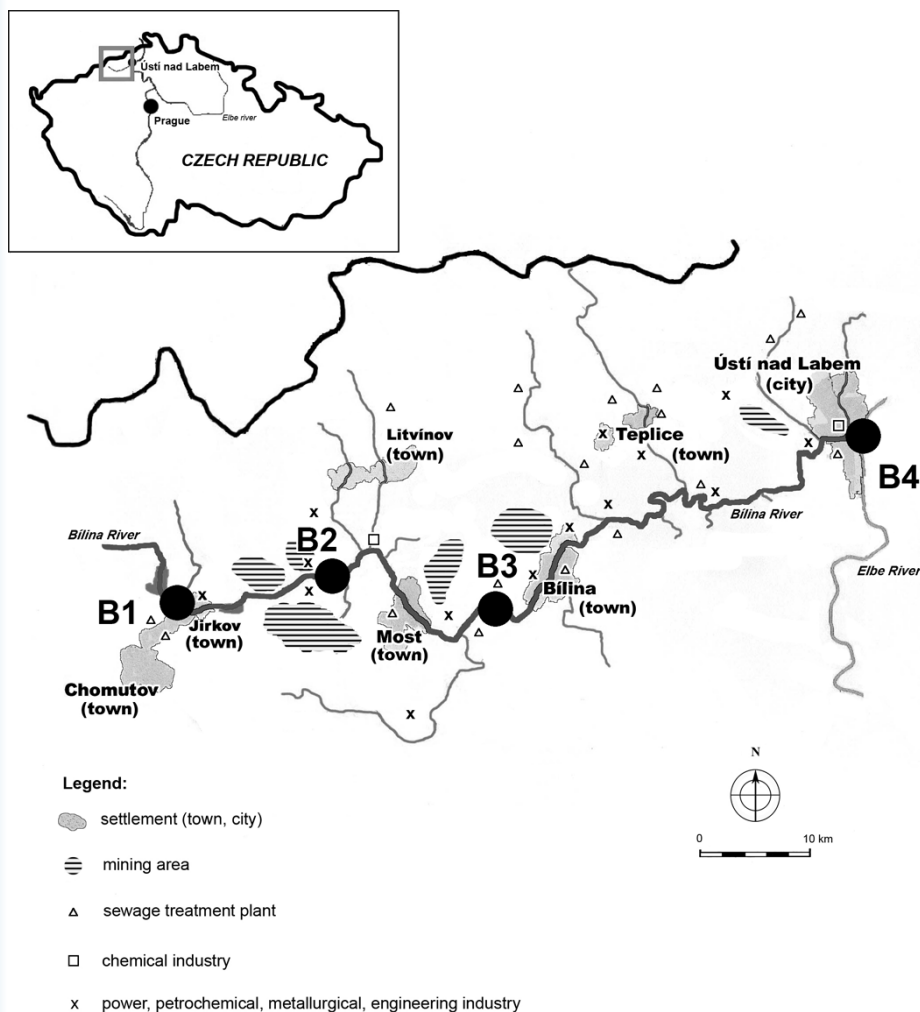
## Souhrn

Řeka Bílina je po dlouhá desetiletí ovlivňována těžbou hnědého uhlí, vysokou koncentrací obyvatelstva a zejména průmyslovými aktivitami v jejím povodí. Vzhledem ke znečištění jejího toku je významným zdrojem řady polutantů pro Labe. V předchozích letech došlo k útlumu řady negativních aktivit v povodí, což by se mělo pozitivně odrazit na stavu toku. Zátěž ekosystému Bíliny byla hodnocena na základě sledování koncentrací vybraných polutantů (těžké kovy, specifické organické látky) ve vodě, pevných matricích (sedimenty, biofilmy) a v biomase mlže *Dreissena polymorpha*.

## Úvod

Tok Bíliny (SZ Čechy, plocha povodí 1 070,882 km<sup>2</sup>, délka toku 84,2 km, průměrný roční průtok cca 6,5 m<sup>3</sup>/s se značným kolísáním, hydrologické povodí 1-14-01-001 až 1-14-01-108) je na většině svého podélného profilu různou měrou antropogenně ovlivněn. Pouze 13,2 km toku se nachází v relativně původním korytě, na zbývajících 71 km docházelo často k úpravám koryta, regulaci toku, přeložkám či zatrubnění (ochrana povrchových lomů pro těžbu hnědého uhlí). Kvalita vody je negativně ovlivňována těžbou hnědého uhlí, velkou koncentrací chemického a energetického průmyslu a množstvím sídel v povodí. Bílina patří k nejvíce znečištěným tokům v České republice – je uváděna jako významný zdroj PAU, xenoestrogenů, organochlorových látek (Heemken et al., 2001; Stachel et al., 2005), DDT (Heinisch et al., 2005a) a těžkých kovů (Vink et al., 1999) pro tok Labe. Pro vybrané organické látky (DDT a HCH) je zařazena mezi tzv. „hot-spots“ (Heinisch et al., 2005a, b).

Pro sledování zátěže ekosystému Bíliny byly zvoleny pevné matrice



Obr. 1. Rozmístění odběrových profilů v podélném profilu Bíliny

(biofilmy a sedimenty). Biofilmy jsou složité, heterogenní systémy, které se skládají z mikroorganismů, zejména bakterií, řas, hub, prvoků a také mnohobuněčných živočichů (Characklis a Marshall, 1990). Biofilmy mohou zachytávat nejrůznější částice z okolní protékající vody pomocí sorpce, adheze, koheze, příjmu iontů či mechanického zachycení partikulovaných látek (např. Schorer a Eisele, 1997; Flemming, 1995). Vyznačují se několika důležitými vlastnostmi, které umožňují jejich sledování za účelem hodnocení znečištění toku: (a) vyskytují se téměř na všech ponořených površích, (b) jejich způsob života odráží dlouhodobější podmínky ve sledovaném profilu, (c) krátký životní cyklus umožňuje rychlejší odpověď na změny habitatu, než je tomu u vyšších organismů, (d) jednotlivé složky biofilmu jsou různě tolerantní vůči změnám prostředí (výhoda druhové diversity biofilmu) a (e) relativně snadný odběr vzorků (McCormick a Cairns, 1994; Fuchs et al., 1996). Vzhledem ke svému postavení v potravním řetězci, kde jsou často primární složkou, umožňují šíření akumulovaných polutantů do vyšších trofických úrovní (Pusch et al., 1998; Durrieu et al., 2005).

Další sledovanou pevnou maticí jsou říční sedimenty, které se vyznačují podobnými vlastnostmi ve vztahu ke koloběhu látek v říčním ekosystému: (a) schopnost vázat nejrůznější látky, (b) jsou významné pro akumulaci škodlivin v dalších člancích potravního řetězce (makrozoobentos, ryby), (c) jsou sekundárním zdrojem znečištění během povodní či naopak nízkovodných stavech v období sucha – jsou tedy více či méně dočasným rezervoárem znečišťujících látek (Baudo et al., 1990; Baborowski et al., 2004). Polutanty akumulované v biofilmech či sedimentech lze považovat za látky dostupné pro biotu („bioavailable“) (např. Landrum a Robbins, 1990; Farag et al., 2007). Sledování obou těchto matic bylo doplněno sledováním okamžité koncentrace polutantů v povrchové vodě.

Zátěž biocenózy bylo sledováno pomocí kontaminace biomasy mlže *Dreissena polymorpha*, který se používá při expozičním monitoringu. Expoziční monitoring je jednou z metod akumulačního monitoringu, který byl vyvinut pro sledování polutantů s dlouhodobým kumulativním účinkem (Stuer-Laudrisen, 2005). *Dreissena polymorpha* je řazena mezi tzv. „sentinel“ (strážní) organismy, které se vyznačují: (a) vazbou na danou lokalitu a minimální schopností migrace, (b) vysokou tolerancí k toxickým látkám, (c) schopností bioakumulace látek z vodního prostředí, (d) dostatečnou individuální hmotností (biomasou) pro reprezentativní analýzu, (e) výhodným poměrem „cost/benefit“ (ekonomicky únosný poměr vynaloženého úsilí k získání dostatečného množství vzorku organismů pro analýzu) (Phillips, 1980; Hellavel, 1986; Liška, 2007). Mlži pocházející z „referenční“ lokality (písník Předměřice) byli po dobu přibližně dvou měsíců exponováni v profilech toku Bíliny a následně byla analyzována koncentrace vybraných polutantů v jejich biomase.

## Materiál a metodika

Odběry vzorků probíhaly u povrchové vody v letech 2004–2009, pevných matic 2005 až 2008 a expozice mlže *Dreissena polymorpha* 2009 a 2010 (vždy zimní a letní expozice; metabolismus organismů a bioakumulace je roční periodou zásadně ovlivněna – Liška, 2007). V toku Bíliny byly zvoleny čtyři odběrové profily (B1–B4) reprezentující jeho části s odlišným charakterem zatížení (obr. 1). Profil B1 (Březanec, ř. km 71) byl situován v relativně přírodní oblasti toku, pod vodárenskou nádrží Jirkov. Profil B2 (nad VD Jiřetín, ř. km 58) byl umístěn těsně před soutokem s Hutním potokem a reprezentoval oblast s převládajícím znečištěním z těžebního průmyslu a komunálním znečištěním. Profil B3 (Želenice, ř. km 42,5) reprezentuje kombinaci komunálního a průmyslového znečištění zejména z oblasti centrálního Mostecká. Závěrný profil B4 (Ústí nad Labem, ř. km 0,2) poskytoval informaci o znečištění vnášeném Bílinou do Labe. V jednotlivých profilech byly odebírány vzorky povrchové vody, biofilmů z ponořených podkladů v toku a smíšené vzorky sedimentů. Ve všech vzorcích byly analyzovány koncentrace vybraných těžkých kovů (As, Cd, Hg, Pb, V, Zn) a specifických organických látek (PAU, PCB, HCH, HCB, DDT). Vzorky byly zpracovány standardními analytickými metodami v laboratořích Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v.v.i., v Praze. Akumulace škodlivin v biomase mlže *Dreissena polymorpha* byla po dvouměsíční expozici v daném profilu analyzována v biomase (bez skořápek a byssových vláken – v souladu s metodikou ARGE-Elbe: Bergemann a Gaumert, 2006). Vzorky biomasy *Dreissena polymorpha*



byly analyzovány v laboratořích Povodí Vltavy, s.p., a ZÚ Ostrava (Havel aj., 2010; Vlasák aj., 2010).

## Výsledky a diskuse

### Povrchová voda

Znečištění povrchové vody bylo hodnoceno podle ČSN 75 7221 a nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Koncentrace kovů se pohybovaly v rozmezí I. až II. třídy (vyjma arzenu – III. třída). Koncentrace vanadu v profilech B3 a B4 přesahovala imisní limity podle nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Koncentrace specifických organických látek se většinou pohybovaly na úrovni II. třídy (vyjma sumy PCB – I. i III. třída); sumy HCH, HCB a DDT nepřekračovaly imisní limity podle nařízení vlády č. 229/2007 Sb. (tabulka 1). Při porovnání aktuálně získaných výsledků s údaji ze sledování Bíliny z let 1994 až 1996 (Havlík et al., 1997a, b) bylo zjištěno, že v průběhu desetiletí došlo u části sledovaných látek (Cd, Hg, Zn, HCB, suma PAU) k postupnému snižování koncentrací, zatímco koncentrace některých škodlivin (As, Pb, suma PCB) kolísají a snížení zatížení toku není patrné. Údaje o některých látkách (např. V a suma DDT) nebylo možné porovnat – nebyly dříve analyzovány (Aronová, 2007). Koncentrace řady sledovaných polutantů byla pod mezí stanovitelnosti daných analytických metod, což vypovídá o snížení zátěže toku. Tento pozitivní trend je ale rušen náhlými výkyvy maximálních koncentrací polutantů, které mají výrazný negativní vliv na strukturu a funkci ekosystému Bíliny. I když k těmto stavům dochází náhodně a ojediněle a jejich trvání je krátkodobé, zjištěné hodnoty koncentrací jsou velmi vysoké (Hg, PAU, DDT, ropné látky), což má výrazný negativní vliv na fungování ekosystému. Časté jsou „havárie“ na toku Bíliny (např. prosinec 2009, červenec 2010). Na kontaminaci toku se mohou podílet i staré zátěže v povodí.

### Biofilmy a sedimenty

Přestože došlo k výraznému snížení koncentrací řady sledovaných škodlivin v povrchové vodě, zátěž toku zůstává i nadále vysoká. U většiny sledovaných látek byly zjištěny jejich významné koncentrace v biofilmech a sedimentech. Koncentrace v těchto pevných matricích jsou až o 3 až 6 řádů vyšší než koncentrace v povrchové vodě. U některých polutantů byla zjištěna závislost mezi koncentracemi v biofilmech a sedimentech (Cd, Hg, suma PCB, suma DDT); nejvýraznější závislost je u vanadu ( $R^2 = 0,84$ ). Pro vanad byla pozorována závislost i mezi jeho koncentrací v povrchové vodě a pevných matricích (biofilm:  $R^2 = 0,84$ , sediment:  $R^2 = 0,86$ ). Výsledky sledování kontaminace pevných matric ukázaly na vyšší zátěž toku v jeho střední a dolní části (profily B3, B4), což korespondovalo s výsledky analýz povrchové vody.

Kontaminace říčních sedimentů vykazují u některých polutantů (Hg, V, HCB, suma DDT) skokové zvyšování koncentrací v profilech B3 a B4. Toto zjištění koresponduje s provedenou registrací zdrojů znečištění v povodí toku (oblast bývalé i současné chemické a průmyslové výroby). Koncentrace dalších sledovaných kovů nevykazovaly žádný výrazný trend v čase ani v podélném profilu. Podle Lochovského (2008) je koncentrace kovů v říčních sedimentech Bíliny prakticky výlučně způsobena antropogenní činností. Při porovnání koncentrací sledovaných polutantů s koncentracemi měřenými v 90. letech a v letech 2000 a 2001 v sedimentech Labe (Fuksa, 2002; Hypr aj., 2002) bylo zjištěno, že aktuální naměřené koncentrace odpovídaly koncentracím z dob minulých, ačkoliv pro antropogenně zatížené toky v postkomunistických zemích je popsán klesající trend znečištění toků od 90. let (Adams et al., 2001; Klemm et al., 2005). V případě sledování sedimentů byla zátěž toku hodnocena podle klasifikace zatížení sedimentů ARGE-Elbe, která byla vytvořena pro tok Labe (tabulka 2). V případě kontaminace PCB se jedná o trvale vysokou zátěž v celém podélném profilu toku; koncentrace HCH, HCB a DDT se ve většině sledovaných profilů pohybovaly na úrovni nižších až středních tříd klasifikace, ale v profilu B4 (Ústí nad Labem) se kontaminace sedimentů výrazně zvýšila, a to až na úroveň nejvyšší třídy pro zatížení sedimentů (tabulka 3).

**Tabulka 1.** Orientační vyhodnocení průměrných koncentrací sledovaných polutantů v povrchové vodě podle tříd jakosti vody – ČSN 75 7221 (třída I–V.) a podle překročení imisních limitů – nařízení vlády č. 229/2007 Sb. (označeno „> limit“)

Profil / polutant	As	Cd	Hg	Pb	V	Zn	PAU suma	PCB suma	HCH suma	HCB	DDT suma
<b>B1</b>	II.	II.	IV.* (I.**)	I.	< limit	II.	III.* < limit (II.**)	II.	< limit	< limit	< limit
<b>B2</b>	II.	II.	II.	I.	< limit	II.	II.	I.	< limit	< limit	< limit
<b>B3</b>	III.	II.	II.	I.	> limit	II.	II.	III.	< limit	< limit	< limit
<b>B4</b>	III.	II.	II.	II.* (I.**)	> limit	II.	II.	II.	< limit	< limit	< limit

\* Na zvýšení průměrné hodnoty měl vliv extrémní výkyv koncentrace

\*\* Průměrné hodnoty koncentrace polutantů při vynechání ojedinělého maxima

**Tabulka 2.** Klasifikace zatížení sedimentů podle ARGE-Elbe (Bergemann a Gaumert, 2006)

Ukazatel (jednotka) / Třída	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
<b>As</b> (mg/kg)	< 10	< 20	< 40	< 80	< 160	< 320	> 320
<b>Cd</b> (mg/kg)	< 0,3	< 0,6	< 1,2	< 2,4	< 4,8	< 9,6	> 9,6
<b>Hg</b> (mg/kg)	< 0,2	< 0,4	< 0,8	< 1,6	< 3,2	< 6,4	> 6,4
<b>Pb</b> (mg/kg)	< 25	< 50	< 100	< 200	< 400	< 800	> 800
<b>Zn</b> (mg/kg)	<100	<2 00	< 400	< 800	< 1600	< 3200	> 3200
<b>Suma HCH</b> (µg/kg)	–	< 5	< 10	< 20	< 50	< 100	> 100
<b>HCB</b> (µg/kg)	–	< 20	< 40	< 100	< 200	< 400	> 400
<b>Suma PCB</b> (µg/kg)	–	< 2	< 5	< 10	< 25	< 50	> 50
<b>Suma DDT</b> (µg/kg)	–	< 20	< 40	< 100	< 200	< 400	> 400

**Tabulka 3.** Vyhodnocení kontaminace sedimentů v podélném profilu Bíliny (odběrové profily B1–B4) podle klasifikace zatížení sedimentů podle ARGE-Elbe (Bergemann a Gaumert, 2006)

Ukazatel / Třída	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
<b>As</b>			B1	B1,B2,B3,B4	B2,B3,B4	B3	
<b>Cd</b>		B4	B4	B1,B2,B3,B4	B1,B2,B3,B4	B1	
<b>Hg</b>	B1	B1,B2	B2,B3,B4	B3	B3,B4	B4	
<b>Pb</b>		B1,B3	B1,B2,B3,B4	B4			
<b>Zn</b>		B1	B1,B2,B3,B4	B1,B2,B3,B4	B3		
<b>Suma PCB</b>					B1	B1,B2	B2,B3,B4
<b>Suma HCH</b>		B1,B2,B3,B4	B2				
<b>HCB</b>		B1,B2,B3					B4
<b>Suma DDT</b>		B1,B2,B3	B1,B2,B3	B2,B3	B4		B4

**Tabulka 4.** Průměrné koncentrace sledovaných polutantů v biofilmech (kovy a suma PAU: mg/kg sušiny; specif. org. látky: µg/kg sušiny) – pro každý polutant je uvedeno rozmezí dosažené průměrné koncentrace; pomocí počtu \* je určeno pořadí zatíženého profilu (tj. \*\*\*\* zátěž nejvyšší, \* nejnižší)

Profil / kov	As 50,75–66,50	Cd 0,93–7,99	Hg 0,16–1,61	Pb 50,13–67,40	V 47,42–398,17	Zn 322,17–495,67
B1	***	****	*	***	*	****
B2	****	***	**	**	**	**
B3	**	*	***	*	****	**
B4	*	**	****	****	**	****
Profil / specif. org.l.	PCB suma 47,32–78,95	PAU suma 0,89–2,96	HCH suma 2,08–3,90	HCB 22,13–436,67	DDT suma 18,48–746,22	
B1	*	****	***	*	*	
B2	**	*	****	***	***	
B3	***	***	*	**	**	
B4	****	**	**	****	****	

Pro hodnocení kontaminace biofilmů bohužel jakákoliv podobná klasifikace chybí. Na základě zjištěného vztahu mezi koncentracemi Hg a sumy DDT v biofilmech a sedimentech lze hodnotit koncentrace těchto látek vyskytující se na středním a dolním toku řeky jako významné. Naměřené koncentrace Hg dosahovaly přibližně polovičních hodnot, než je uváděno pro maximální koncentrace Hg v nárostech (0,1–3,1 mg/kg) v rámci hodnocení pravidelného monitoringu ČHMÚ (Internet 1). V profilu B4 docházelo

ke skokovému zvýšení koncentrace těchto látek (vlivem bodových zdrojů znečištění v okolí, popřípadě posunem sedimentů z vyšších profilů). Významnou zátěž toku představují koncentrace HCB a sumy PCB (podobné úrovně koncentrací u obou matic). Zatímco u HCB docházelo ke zvýšení koncentrace v profilu B4, u PCB byla zátěž pozorována v celém podélném profilu. Koncentrace PCB odpovídaly koncentracím zjištěným v 90. letech v biofilmech z Labe, aktuální koncentrace HCB byly až několiknásobně vyšší (Fuksa, 2002) a některé hodnoty převyšovaly nejvyšší zjištěné hodnoty v celorepublikovém monitoringu ČHMÚ pro nárůst v profilu Labe-Děčín (Internet 1). Rozdílné hodnoty koncentrací v obou pevných maticích byly pozorovány u sumy PAU – v biofilmu byly zjištěny vyšší koncentrace než v sedimentech, docházelo ke kolísání v podélném profilu toku. Koncentrace kovů (As, Cd, Pb, Zn) v biofilmech byly variabilní v místě i v čase, všechny profily byly zatíženy středně vysokými koncentracemi (tabulka 4).

Specifickým případem je koncentrace vanadu, která ve všech sledovaných maticích rapidně vzrostla v profilu B3 (Želenice); v profilu B4 (Ústí n. L.) byla stále vysoká, nicméně již nižší oproti profilu B3 (naředění, sedimentace aj.). Aktuální koncentrace vanadu v biofilmech a sedimentech v profilech B3 a B4 byly 2–10x vyšší než koncentrace vanadu zjištěné v těchto maticích v Labi před deseti lety (Fuksa, 2002). Významná byla sezonní fluktuace koncentrací (v profilu B3 i B4), které byly ve vegetační sezóně významně nižší než v zimě. Důvodem této variability je pravděpodobně zarůstání toku Bíliny vodními makrofyty, konkrétně rdeštem kadeřavým (*Potamogeton pectinatus*), který během vegetačního období akumuluje polutanty do biomasy a mechanicky je zachycuje (např. Demirezen a Aksoy, 2004; Vrochinskij, 1970). Porosty rdeštu jsou velmi husté, na středním toku řeky pokrývají celou šířku koryta v délce několika kilometrů. Zvýšení koncentrací vanadu v zimním období je dáno nejen sníženou možností akumulace do biomasy rostlin a omezenou možností mechanického zachytu, ale zejména tlením biomasy, z níž jsou uvolňovány zpět do toku.

### Biomasa mlže *Dreissena polymorpha*

Výsledky sledování akumulace polutantů v biomase poukázaly na zátěž toku arzenem (profil B3), zinkem a rtuť (profil B4), vanadem, PAU a DDT (profily B3, B4), HCH (profil B3) a HCB (nárůst B3–B4). Pro vanad bylo zřejmě zvýšení koncentrací v profilu B3 a přetrvávající vysoké koncentrace i v závěrném profilu B4 (obr. 2). Na základě hodnocení mortality organismů vykazoval střední úsek toku (Záluží, Želenice, okolí B3) nejhorší životní podmínky. Ideální však nebyly ani v úseku toku pod touto oblastí (Vlasák aj., 2010).

### Závěr

V průběhu posledních desetiletí došlo k výraznému snížení znečištění vody Bíliny antropogenními polutanty, zátěž ekosystému však zůstává stále vysoká. Projevuje se významnými koncentracemi sledovaných látek v pevných maticích (biofilmy, sedimenty) a také akumulací těchto látek v biomase mlže *Dreissena polymorpha*. K nejvýraznějším kontaminantům uvedených matic patří Hg, V, PCB, PAU, HCH, HCB a DDT (vč. metabolitů). Nejzatíženějšími profily jsou profil B3 v Želenicích a závěrný profil B4 v Ústí nad Labem. Na základě provedených sledování lze konstatovat, že se Bílina podílí na kontaminaci toku Labe zejména svým znečištěním rtuť, HCB, DDT a izomery HCH.

Poděkování: Zpracováno s podporou projektů MZP00002071101 a SP/1b7/124/08.

### Literatura

Adams, MS., Ballin, U., Gaumert, T., Hale, BW., Kausch, H., and Kruse, R. (2001) Monitoring selected indicators of ecological change in the Elbe River since the fall of the Iron Curtain. *Environmental Conservation*, 28(4), 333–344.

Aronová, K. (2007) Water quality in the Bílina River and some of its tributaries. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 21 (2007), 9–19.

Baborowski, M., von Tümpling, W., and Friese, K. (2004) Behaviour of suspended particulate matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the River Elbe (Germany) at Magdeburg monitoring station. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(2), 135–150.

Baudo, R., Giesy, J., and Muntau, H. (1990) Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants. London: CRC Press.

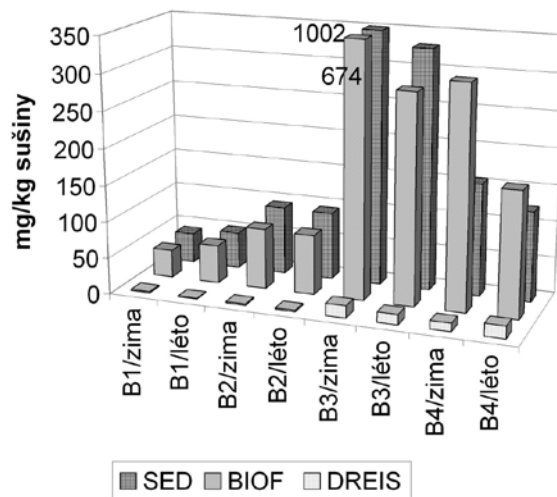
Bergemann, M. and Gaumert, T. (2006) Gewässergütebericht der Elbe. Hamburg: Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe.

ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Český normalizační institut, 1998.

Demirezen, D. and Aksoy, A. (2004) Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). *Chemosphere*, 56(7), 685–696.

Durrieu, G., Maury-Brachet, R., Girardin, M., Rochard, E., and Boudou, A. (2005) Contamination by heavy metals (Cd, Zn, Cu and Hg) of eight fish species in the Gironde Estuary (France). *Estuaries*, 28(4), 581–591.

Farag, AM., Nimick, DA., Kimball, BA., Church, SE., Harper, DD., and Brumbaugh, WG. (2007) Concentrations of Metals in Water, Sediment, Biofilm, Benthic Macroinvertebrates, and Fish in the Boulder River Watershed, Montana, and the Role of Colloids in Metal Uptake. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 52, 397–409.



Obr. 2. Průběh koncentrace vanadu zjištěný v sedimentech, biofilmech a v biomase mlže *Dreissena polymorpha*

Flemming, HC. (1995) Sorption sites in biofilms. *Water Science and Technology*, 32(8), 27–33.

Fuchs, S., Haritopoulou, T., and Wilhelm, M. (1996) Biofilms in freshwater ecosystems and their use as a pollutant monitor. *Water Science and Technology*, 34(7–8), 137–140.

Fuksa, JK. (2002) Biomonitoring českého Labe. Výsledky z let 1993–1996–1999. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka.

Havel, L., Vlasák, P., Kohušová, K., Soldán, T., Randák, T. a Šťastný J. (2010) Hodnocení kontaminace vybraných složek ekosystému Bíliny (povodí Labe, Česká republika). In Sb. Magdeburšský seminář o ochraně vod 2010, 4.–6. 10. 2010 Teplice, s. 188–190. Povodí Ohře, s.p.

Havlík, A., Just, T. a Slavík, O. (1997a) Ekologická studie povodí Bíliny. 1. díl. Podrobná ekologická studie. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka.

Havlík, A., Just, T. a Slavík, O. (1997b) Ekologická studie povodí Bíliny. 2. díl. Kvalita vody a produkce znečištění v povodí Bíliny. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka.

Heemken, OP., Reincke, H., Stachel, B., and Theobald, N. (2001) The occurrence of xenestrogens in the Elbe River and the North Sea. *Chemosphere*, 45, 245–259.

Heinisch, E., Ketttrup, A., Bergheim, W., Martens, D., and Wenzel, S. (2005a) Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source-oriented monitoring in aquatic media. 2. The insecticide DDT, constituents, metabolites. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14(2), 69–85.

Heinisch, E., Ketttrup, A., Bergheim, W., Martens, D., and Wenzel, S. (2005b) Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source-oriented monitoring in aquatic media. 3. The isomers of Hexachlorocyclohexane. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14(6), 444–462.

Hellawell, JM. (1986) Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. London: Elsevier.

Hypr, D., Halířová, J. a Beránková, D. (2002) Hodnocení zatížení plavenin v sedimentu v českém úseku Labe v letech 1999–2001. *Vodní hospodářství*, 2002, č. 9, s. 256–257.

Characklis, WG. and Marshall, KC. (1990) Biofilms. New York: John Wiley.

<http://voda.chmi.cz/ojv2/acttscon.php>

Klemm, W., Greif, A., Broekaert, JAC., Siemens, V., Junge, FW., van der Veen, A., Schultze, M., and Duffek, A. (2005) A study on arsenic and the heavy metals in the Mulde river system. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 33(5), 475–491.

Landrum, PF. and Robbins, JA. (1990) Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates. In Baudo, R., Giesy, J., and Muntau, H. (eds) Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants. London: CRC Press, p. 237–257.

Liška, M. (2007) Metodika pro sledování kontaminace říčních ekosystémů specifickými anorganickými a organickými látkami pomocí bioindikátorových organismů. MŽP ČR.

Lochovský, P. (2008) Stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů Bíliny pro kovy a metaloidy. *VTEI*, roč. 50, č. 4, s. 8–12, příloha *Vodního hospodářství* č. 8/2008.

McCormick, PV. and Cairns, J. (1994) Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology*, 6, 509–526.

Nařízení vlády č. 229/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

Phillips, DJH. (1980) Quantitative Aquatic Biological Indicators. Their use to monitor metal and organochlorine pollution. Appl. Sci. Pub., London.

Pusch, M., Fiebig, D., Brettar, I., Eisenmann, H., Ellis, BK., Kaplan, LA., Lock, MA., Naegeli, MW., and Traunspurger, W. (1998) The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshwater Biology*, 40, 453–495.

Schorer, M. and Eisele, M. (1997) Accumulation of inorganic and organic pollutants by biofilms in the aquatic environment. *Water, Air and Soil Pollution*, 99, 651–659.

Stachel, B., Jantzen, E., Knoth, W., Krüger, F., Lepom, P., Oetken, M., Reincke, H., Sawal, G., Schwartz, R., and Uhlig, S. (2005a) The Elbe flood in August 2002 – Organic contaminants in sediment samples taken after the flood event. *Journal of Environmental Science and Health, Part A, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 40(2), 265–287.

Stuer-Lauridsen, F. (2005) Review of passive accumulation devices for monitoring organic micropollutants in the aquatic environment. *Environmental Pollution*, 136, 503–524.

Vink, RJ., Behrendt, H., and Salomons, W. (1999) Point and diffuse source analysis of heavy metals

in the Elbe drainage area: Comparing heavy metals emissions with transported river loads. *Hydrobiologia*, 410, 207–314.

Vlasák, P., Havel, L., Soldán, P., Kult, A., Novák, M., Štátný, J. a Hrdinka, T. (2010) Negativní antropogenní vlivy v povodí Bíliny (Česká republika), evid. č. SP/1b7/124/08, Část 1: Ekologické hodnocení povrchových vod v povodí Bíliny. Souhrnná zpráva o řešení za období 2008–2010. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 106 s.

Vrochinskij, K.K. (1970) Accumulation of pesticides in hydrobionts. *Hydrobiological Journal*, 6, 103–107.

RNDr. Kateřina Kohušová  
Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta UK  
katerina.kohusova@gmail.com  
RNDr. Ladislav Havel, CSc.  
doc. RNDr. Petr Vlasák, CSc.  
VÚV TGM, v.v.i., Praha  
ladislav\_havel@vuv.cz, petr.vlasak@vuv.cz  
Příspěvek prošel lektorským řízením.

*Bílina River: load of ecosystem by anthropogenic pollutants (Kohušová, K.; Havel, L.; Vlasák, P.)*

#### Keywords

*Bílina River – biofilm – sediment – Dreissena polymorpha – heavy metals – specific organic compounds*

**Bílina River is influenced by coal mining, high population density and especially industrial activities in its catchment area during the decade. Due to its pollution the Bílina River is a significant source of many pollutants to the Elbe River. In recent years there has been a decline in many negative activities in the catchment area which should be positively reflected on the ecosystem load. The ecosystem load was evaluated by monitoring the concentration of selected pollutants (heavy metals, specific organic compounds) in water, solid matrices (sediments, biofilms) and biomass of mussel *Dreissena polymorpha*.**

## TESTOVÁNÍ MOŽNÉHO ZJEDNODUŠENÍ MONITORINGU MAKROZOOBENTOSU PRO ÚČELY GENERELŮ MĚSTSKÉHO ODVODNĚNÍ

Gabriela Štátná, David Stránský, Ivana Kabelková

#### Klíčová slova

makrozoobentos – nejistoty subsamplingu – dešťové oddělovače – vodní tok

#### Souhrn

Aplikace současných detailních metod biomonitoringu na základě makrozoobentosu není pro účely generelů odvodnění časově a finančně únosná, a proto byly studovány možné úrovně zjednodušení zpracování vzorku a jejich nejistoty. Nejistoty byly kvantifikovány za použití subsampleru o 100 buňkách s využitím simulací Monte Carlo umožňujících náhodný výběr různého počtu buněk. Nejvyšší potenciál zjednodušení zpracování vzorku má saprobní index, počet jedinců, ASPT a diverzita. Počty nalezených taxonů jsou při vzrůstajícím zjednodušení zpracování zatíženy zvyšující se systematickou chybou. Jako nejproblematičtější se ukázaly metriky založené na relativních početnostech. Zjednodušení bylo lépe aplikovatelné na podzimní vzorky. Jednoznačná závislost na kvalitě vody a morfologii vodního toku se neprokázala. Pro základní posouzení vlivu dešťových oddělovačů je dostačující zpracovat čtvrtinu vzorku. Pro identifikaci příčin narušení je třeba provést ověření spolehlivosti ostatních metrik.

#### Úvod

Zaústěním přeпадů z dešťových oddělovačů jednotné stokové sítě (nazývaných též oddělovačích komor, OK) do vodního toku dochází ke značnému látkovému i hydraulickému narušení vodního toku, v jehož důsledku se mění struktura akvatického společenstva – změna počtu druhů i jedinců, vymizení citlivých druhů a naopak rozvoj druhů tolerantních a s krátkým životním cyklem, mění se i ekologický profil společenstva (potravní preference, preference habitatu, proudění apod.) (Gammeter, 1996; BWK-M3, 2003). Jedním z úkolů generelů odvodnění (GO) je identifikace a lokalizace hlavních míst a příčin dlouhodobého narušení vodních toků vlivem městského odvodnění a následná efektivní aplikace nápravných opatření včetně kontroly jejich účinnosti. Pro postižení vlivu jednotlivých oddělovačích komor, popř. jejich skupiny je tedy nutné pro zachycení dosahu narušení provést prostorově detailní monitoring makrozoobentosu v několika (třech až pěti) odstupňovaných vzdálenostech pod OK, a také nad místem narušení jako referenčním profilem. Biomonitoring na základě společenstva makrozoobentosu se u nás provádí podle metodiky Perla (Kokeš a Němejcová, 2006), která definuje způsob odběru i zpracování vzorku. Tato metodika biomonitoringu je však časově (a tím i finančně) velmi nákladná, a dosud proto bývá biomonitoring z GO vynecháván.

Možnosti zjednodušení byly sledovány v několika pracích, které lze rozdělit na zjednodušení odběru vzorku (Vlek aj., 2006; Lorenz a Clarke, 2006) a zjednodušení jeho laboratorního zpracování (Lorenz aj., 2004; Clarke aj., 2006; Vlek aj., 2006; Furse aj., 2006). Ani jedna z těchto prací nebyla zaměřena na urbanizované vodní toky.

Zjednodušením odběru vzorku (v urbanizovaných tocích) se zabývali i autoři tohoto příspěvku (Štátná aj., v přípravě). Ukázalo se, že výrazné

zjednodušení je možné pouze pro stanovení ASPT a Si, zatímco zjednodušení odběru vzorku pro zjištění počtu taxonů je prakticky nemožné. K podobným závěrům došli Clarke aj. (2006), Furse aj. (2006) nebo Vlek aj. (2006).

Zjednodušení zpracování vzorku je stále diskutováno. Někteří autoři se přiklánějí k použití subsamplingu (Walsh, 1997; Somers aj., 1998), zatímco jiní zastávají názor, že subsampling neúměrně zvyšuje nejistotu hodnocení z důvodu ztráty vzácných a málopočetných druhů (King a Richardson, 2002; Vlek aj., 2006); ztrácí se tak významné informace o prostředí (Stroom a Richards, 1999). Podle některých autorů se na celkové varianci podílí subsampling více než 50 % (Clarke aj., 2006).

Cílem našeho projektu bylo nalézt možná zjednodušení standardního biomonitoringu, která by příliš nezvyšovala nejistoty výpovědí a zachovala schopnost lokalizace a identifikace hlavních příčin narušení způsobených městským odvodněním. Tento příspěvek je věnován testování možného zjednodušení laboratorního zpracování vzorku makrozoobentosu. Studovali jsme vliv sezonní variability výskytu makrozoobentosu a vliv morfologického stavu toku a jakosti vody na možnost zjednodušení laboratorního zpracování. Naše hypotéza byla, že pro toky v městských aglomeracích, které mají často významně narušenou hydromorfologii i jakost vody (a tudíž biocenózu), bude možné zjednodušení snáze aplikovat.

#### Metody

##### Odběrné lokality

Testování možného zjednodušení laboratorního zpracování vzorku bylo provedeno na 45 vzorcích odebraných z deseti toků v letním (20) a v podzimním (25) období (tabulka 1). Sledované lokality zahrnovaly rozdílné morfologické třídy (od přirozených až po umělé, třída I až IV podle BUWAL, 1998 – z důvodu návaznosti na dříve hodnocené toky). Stejně tak byla zahrnuta i odlišná kvalita vody jednotlivých toků (od I. po V. třídu kvality podle ČSN 75 7111). Většina toků se nacházela v urbanizovaných oblastech s výjimkou Stříbrného potoka (přirozený tok) a jedné lokality na Biřčce.

##### Hodnocení narušení a maximální přípustná nejistota

Na hodnocení vlivu zaústění dešťových oddělovačů jednotné kanalizace (OK) se zaměřuje německá metodika BWK-M3 (2003). Podle ní je za významné narušení společenstva makrozoobentosu vlivem zaústění OK považován stav, kdy oproti referenčnímu profilu (neovlivněnému zaústěním) je rozdíl v abundanci větší než 30 % nebo rozdíl v počtu taxonů větší než 20 %, nebo případ, kde se nepřekrývají tři a více taxonů s minimálně střední abundancí, nebo se vyskytuje jeden vysoce abundantní taxon, či je-li rozdíl v saprobním indexu  $\Delta Si \geq 0,3$  v nížině a  $\Delta Si \geq 0,2$  ve středohoří. Pro postižení vlivu OK je dále sledována změna struktury společenstva pomocí potravních preferencí (procentní zastoupení kouskovačů, seškrabávačů, sběračů a filtrátorů) a preference mikrohabitatu (% pelál a POM – particulate organic matter – např. kusy dřeva a odumřelé rostliny, % akál a litál). V případě těchto metrik byl za významné narušení považován rozdíl hodnot větší 20 % (přirozená variabilita replikovaných vzorků se pohybuje kolem 10 %, Clarke aj., 2006; Lorenz a Clark, 2006). Přijatelná nejistota možného zjednodušení metodiky biomonitoringu musí být tedy menší než výše uvedené hodnoty.

##### Subsampling

Pro podrobné zjišťování nejistot vzniklých zjednodušením zpracování vzorku makrozoobentosu byl použit subsampler o 100 buňkách (Reynoldson aj., 2003). Nejprve byly vzorky co nejrovnoměrěji rozděleny do subsampleru. Pak byly postupně vybírány organismy z každé jednotlivé buňky, determinovány do běžně používaných úrovní (s výjimkou čeledi Chironomidae a třídy Oligochaeta, které nebyly dále určovány) a spočítány. Jako referenční společenstvo bylo uvažováno společenstvo nalezené v celém vzorku, tj. ve všech 100 buňkách. Možné zjednodušení (tj. snížení

**Tabulka 1.** Základní charakteristiky lokalit pro testování nejistot subsamplingu; lokality označené \* jsou lokality pod zaústěním oddělovacích komor

Vodní tok	Nadmořská výška	Morfologie	Kvalita vody	Počet jedinců	Počet taxonů	ASPT	Si	Diverzita S-W	% sběrači a filtrátoři	% kouskovači	% seskrabávači	% pelál a POM	% litél a akál
Bíříčka_1	II	I	III	806	27	6,4	1,9	1,2	12,4	5,6	2,3	5,8	6,9
				1 332	24	6,3	2,2	2,2	36,0	17,6	9,6	21,2	16,5
Bíříčka_2	II	III	III	1 147	32	5,0	2,1	0,9	6,5	0,6	1,7	2,5	2,5
				1 676	19	3,7	2,7	1,7	26,4	9,7	9,0	18,0	9,5
Bíříčka_3*	II	III	V	1 524	15	4,1	2,2	0,7	0,8	0,1	0,3	0,5	0,7
				500	12	4,9	2,2	1,4	20,6	0,2	1,6	8,8	3,8
Hloučela_14*	II	II	I	980	14	5,9	2,3	1,3	25,2	31,2	11,3	13,8	20,0
Hloučela_16*	II	III	I	1 304	16	5,4	2,0	1,7	22,8	23,2	40,2	14,0	39,9
Hloučela_25*	II	III	I	3 244	25	5,7	1,7	2,1	18,9	6,1	62,2	10,0	56,3
Hloučela_31*	II	III	II	7 405	30	5,8	1,8	2,3	26,4	7,3	36,0	5,9	44,5
Janský potok_0	III	II	I	648	24	6,2	1,4	2,4	15,4	4,2	12,0	3,4	23,5
				2 008	27	6,4	1,6	2,3	28,7	3,9	20,8	2,5	48,3
Janský potok_1*	III	I	I	640	16	6,6	1,4	2,4	18,8	4,9	14,6	3,0	32,0
				648	24	6,7	1,6	2,0	30,9	1,9	24,8	2,1	44,7
Janský potok_2*	III	I	I	880	20	6,2	1,2	1,8	28,5	16,4	22,2	10,9	39,0
				2 228	24	7,0	1,7	2,0	35,0	2,5	19,6	3,0	42,2
Janský potok_3*	III	I	I	1 900	36	6,0	1,5	2,6	14,7	6,4	17,5	4,2	27,5
				2 548	24	6,5	1,6	2,1	27,1	3,4	16,7	2,9	33,9
Chvalka_1	II	III	IV	2 334	12	4,6	2,3	1,6	17,4	2,7	10,5	6,0	14,4
				3 000	12	5,0	2,2	1,4	13,8	2,5	7,7	2,3	13,2
Chvalka_2*	II	IV	IV	1 832	24	4,9	2,2	1,9	15,0	3,2	2,3	5,5	8,5
				2 496	26	4,7	2,3	2,0	17,5	4,9	5,4	6,9	10,4
Svépravický_1	II	IV	IV	1 540	10	3,9	2,5	1,9	16,0	3,8	8,5	11,9	12,9
				2 039	11	4,0	2,3	1,3	13,0	2,7	9,4	5,8	13,0
Svépravický_2*	II	IV	IV	760	8	3,1	2,6	1,3	7,8	5,6	6,2	10,9	8,0
				1 929	12	4,0	2,5	1,2	5,3	1,6	3,1	3,4	4,6
Rokytky_1*	II	IV	V	1 665	8	4,1	2,1	0,9	3,7	1,0	1,3	10,9	4,1
				2 518	9	3,9	2,3	0,9	3,1	0,5	2,9	0,9	4,6
Melounka_1	II	III	IV	1 147	32	5,0	2,1	0,9	6,5	0,6	1,7	2,5	2,5
				2 079	14	4,6	2,2	1,8	29,1	3,9	22,0	6,2	34,7
Melounka_2*	II	IV	V	614	11	4,9	1,8	1,5	31,5	0,7	24,3	6,4	35,9
				2 288	13	4,3	2,0	1,7	42,9	2,7	30,8	5,1	47,4
Melounka_3*	II	IV	V	432	20	4,6	2,0	1,7	24,7	3,1	19,1	4,2	28,5
				2 572	19	4,9	2,2	1,6	40,4	2,7	3,5	6,6	18,5
Piletický_3*	II	III	V	1 141	8	3,3	2,3	0,2	0,3	0,1	0,4	0,5	0,3
				552	10	4,6	2,6	1,0	10,6	6,6	8,9	11,3	5,8
Piletický_5	II	IV	V	409	20	3,8	2,5	1,2	6,3	4,4	9,4	9,5	3,7
				1 476	14	3,9	2,7	1,7	28,2	15,8	21,3	27,6	14,6
Piletický_6*	II	IV	V	925	13	4,2	2,1	0,5	1,2	0,6	1,7	1,0	0,9
				296	6	2,8	2,1	1,2	21,9	1,5	32,0	22,4	21,4
Piletický_7*	II	IV	V	925	13	4,2	2,1	0,5	1,2	0,6	1,7	1,0	0,9
				1 340	12	5,0	2,3	2,0	30,7	7,3	21,1	17,1	18,3
Plačický p.	II	III	V	1 288	21	4,5	2,8	1,4	27,7	20,8	24,8	31,2	14,1
Stříbrný p.	II	I	II	705	28	5,6	2,6	1,6	20,9	12,5	13,0	19,6	10,0
				1 752	14	6,0	2,5	1,2	64,3	5,5	6,8	31,0	10,7

**Vysvětlivky:** Morfologická třída (BUWAL, 1998: I – přirozený/přírodě blízký, II – málo ovlivněný, III – silně ovlivněný, IV – umělý; Rychlost proudění: 4 peřeje, 3 rychle tekoucí, 2 pomalu tekoucí, 1 tůň; Kategorie nadmořské výšky: I – < 200 m n. m., II – 200–500 m n. m., III – 500–800 m n. m.; Třída kvality hodnocena podle ČSN 75 7221 (1998). Podložené řádky odpovídají podzimmím vzorkům.

počtu zpracovaných buněk) a kvantifikace vzniklých nejistot bylo provedeno pomocí metody Monte Carlo.

### Simulace Monte Carlo

V každé simulaci bylo náhodně ykrát ( $y = 500$ ) vybráno  $x$  buněk, ze kterých byly vypočítány základní metriky. Pro zjištění vztahu nejistot na snižujícím se počtu zpracovaných buněk byl tento postup aplikován pro  $x$  buněk (od 1 do 100). Zároveň při každé dílčí simulaci mohla být každá buňka vybrána pouze jednou, stejně jako by se stalo v případě reálného vybírání a zpracování vzorku.

### Výsledky

#### Subsampling

V důsledku subsamplingu vykazují metriky dva typy chování:

1. asymetrické rozdělení nejistot kolem referenční hodnoty (počet taxonů, event. diverzita),
2. symetrické rozdělení nejistot kolem referenční hodnoty (počet jedinců, Si, % preference).

Chování jednotlivých charakteristik je ukázáno na příkladu vzorku Hloučela\_16 (obr. 1).

1. Subsamplingem dochází k systematickému podhodnocování počtu nalezených taxonů. Důvodem je, že pravděpodobnost nenalezení málopočetných taxonů se snižujícím se počtem zpracovaných buněk stoupá.

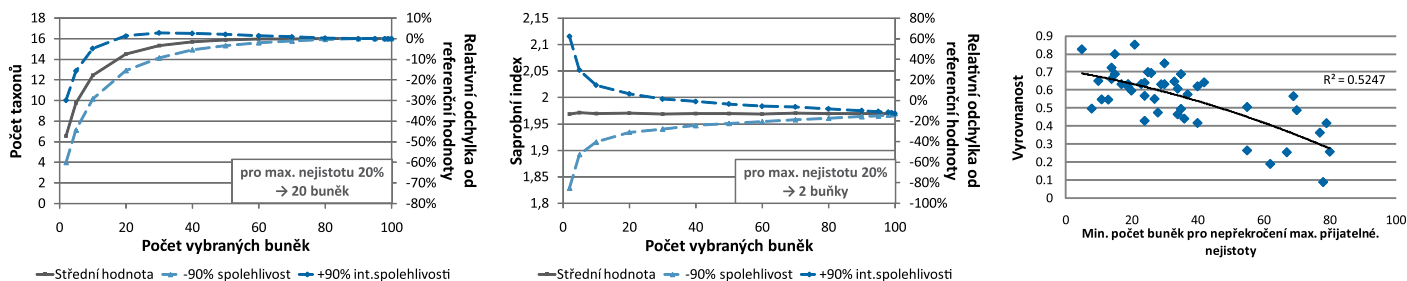
Aby v případě vzorku Hloučela\_16 (obr. 1) nebyla překročena zvolená 20% nejistota, bylo třeba zpracovat pro počet taxonů 20 buněk subsampleru. Systematické podhodnocení se projevuje v případě malého počtu zpracovaných buněk též u diverzity.

2. Hodnoty ostatních metrik nejsou subsamplingem zatížené. Nejistoty středních hodnot poměrně rychle klesají se zvyšujícím se podílem zpracovaných buněk. Aby nebyla překročena nejistota 30 % v případě počtu jedinců, musí být zpracováno devět buněk. V případě Si a ASPT je dostatečné zpracovat jen dvě buňky. Počet buněk pro ostatní metriky se pohybuje v rozsahu od 4 do 14 buněk.

Chování jednotlivých metrik bylo typické pro většinu sledovaných lokalit, nicméně minimální počty buněk, které bylo třeba zpracovat pro nepřekročení zvolených nejistot, se značně lišily. V případě počtu taxonů lze tento rozdíl poměrně dobře vysvětlit vyrovnaností druhů ve společenstvu (obr. 2), kdy s vyšší vyrovnaností klesá počet buněk potřebných pro dosažení zvolených nejistot. Poklesne-li vyrovnanost společenstva pod hodnotu 0,4, dochází k nárůstu počtu potřebných buněk a zvyšuje se nejistota zjednodušení.

#### Minimální počet vybraných jedinců ze vzorku

Ze 45 testovaných případů pouze v šesti postačovalo zpracovat 500 jedinců, v 11 případech byl dostačující počet 700 jedinců. V ostatních případech bylo třeba vybrat ze vzorku a zpracovat více než 700 organismů.



**Obr. 1.** Příklad závislosti hodnot jednotlivých metrik na počtu zpracovaných buněk na lokalitě Hloučela\_16: vlevo – metricky zatížené systematickou chybou (asymetrické rozdělení nejistot okolo referenční hodnoty), vpravo – metricky se symetrickým rozdělením nejistot

**Obr. 2.** Vztah mezi počtem buněk potřebných ke zpracování vzorku pro nepřekročení maximální nejistoty a vyrovnaností taxonů ve společenstvu

### Vliv ročního období

Variabilita potřebného počtu zpracovaných buněk byla v rámci 45 testovaných lokalit značně vysoká. Možnost zjednodušení laboratorního zpracování byla významně příznivější v případě podzimních vzorků oproti vzorkům letním. Zatímco u letních vzorků bylo třeba pro metricky preferencí na 90% hladině spolehlivosti zpracovat 62–100 buněk, pro počet jedinců a Si bylo dostačujících 25 buněk a pro ASPT a diverzitu 29 buněk (tabulka 2), v podzimních vzorcích bylo možno snížit úsilí laboratorního zpracování na 25 buněk (tabulka 3), tj. 1/4 vzorku, v případě počtu jedinců, ASPT, Si a % zastoupení sběračů a filtrátorů. Pro metricky počet taxonů a % preferencí habitátů pelál a POM a % litál a akál a % seškrabávačů bylo nutno zpracovat 1/2 vzorku. Více než 1/2 vzorku bylo třeba zpracovat pro procento kouskovačů (79 buněk).

U metrik potravních preferencí se ukázala závislost možného zjednodušení na procentuálním zastoupení těchto skupin ve vzorku. V případě kouskovačů a seškrabávačů bylo dostačující zpracovat 25 buněk (pro obě sezony), pokud jejich podíl v daném vzorku přesahoval 5 %, v případě sběračů a filtrátorů musel být minimálně 10 % (obr. 3).

### Vliv morfologie toku

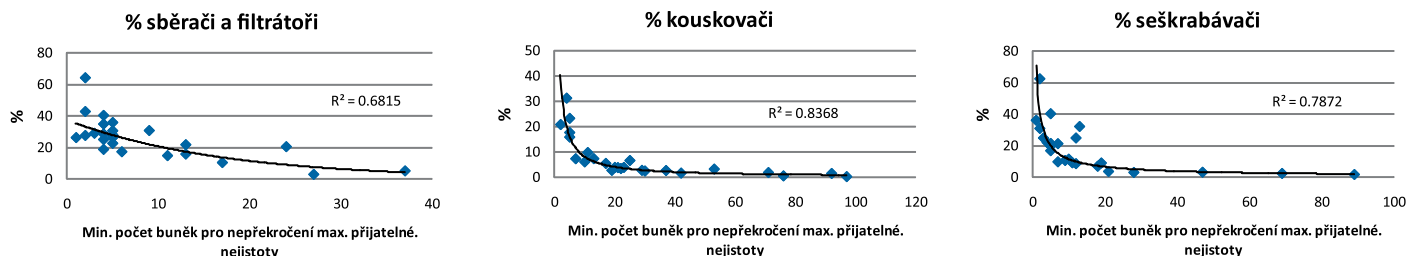
Původní předpoklad snazší aplikace zjednodušení pro zatížené toky se jednoznačně nepotvrdil. Z hlediska počtu taxonů je zjednodušení snáze aplikovatelné ve IV. morfologické třídě kvality. Avšak pro většinu metrik je největší zjednodušení možné pro II. třídu morfologické kvality (tabulka 4).

### Vliv jakosti vody v toku

Vliv kvality vody na možnost zjednodušení zpracování vzorku pomocí subsampleru je shrnut v tabulce 4. Z hlediska možného zjednodušení byl nejproblematičtější počet taxonů, který v případě II. a III. třídy kvality prakticky zjednodušení neumožňoval, pro V. třídu kvality bylo možné zjednodušení minimální. V případě IV. třídy bylo možné zjednodušení na polovinu a pro I. třídu kvality klesl požadovaný počet buněk lehce pod padesát.

Nejmenší možnost zjednodušení se ukázala v případě V. třídy kvality, kde pro základní metricky (počet jedinců, ASPT, Si a diverzitu) se počty potřebných buněk na 90% hladině spolehlivosti pohybovaly v rozmezí od 22 do 35. Příčinou byla opět velká variabilita v rámci jednotlivých lokalit, neboť v průměru počty buněk pro tyto metricky nepřesahovaly 15 buněk.

**Obr. 3.** Závislost počtu potřebných buněk na % zastoupení potravních skupin ve vzorku



**Tabulka 2.** Minimální počet buněk potřebných pro nepřekročení zvolených nejistot – léto

Metricky/léto	Průměrný počet buněk	Směrodatná odchylka	Minimální počet buněk	Maximální počet buněk	Doporučený minimální počet bodů na 90% hladině spolehlivosti	Maximální přijatelná nejistota (%)
Počet jedinců	9	3	4	20	16	30
Počet taxonů	49	24	11	80	92	
ASPT	10	10	1	34	29	
Si	6	5	1	20	15	
Diverzita <sub>s-w</sub>	12	8	2	28	28	
% sběrači a filtrátoři	2	22	5	82	62	20
% kouskovači	51	30	6	92	100	
% seškrabávači	29	26	5	79	76	
% pelál a POM	32	21	5	82	72	
% litál a akál	24	25	4	91	68	

**Tabulka 3.** Minimální počet buněk potřebných pro nepřekročení zvolených nejistot – podzim

Metricky/podzim	Průměrný počet buněk	Směrodatná odchylka	Minimální počet buněk	Maximální počet buněk	Doporučený minimální počet bodů na 90% hladině spolehlivosti	Maximální přijatelná nejistota (%)
Počet jedinců	9	2	7	14	12	30
Počet taxonů	24	10	5	42	42	
ASPT	5	4	1	15	13	
Si	2	2	1	10	6	
Diverzita <sub>s-w</sub>	5	5	1	19	14	
% sběrači a filtrátoři	9	9	1	37	24	20
% kouskovači	29	28	2	97	79	
% seškrabávači	16	22	1	89	51	
% pelál a POM	13	14	2	63	37	
% litál a akál	10	12	1	56	30	

### Diskuse a závěr

Výsledky kvantifikace nejistot spojených se subsamplingem ukázaly, že biotické metricky vykazují dva typy chování. První je typické pro metricky vycházející z absolutní abundance (např. počet taxonů), které jsou zatíženy systematickou chybou, tj. jsou systematicky pod- (či nad-) hodnoceny vzhledem k rostoucí pravděpodobnosti nenalezení málopočetných taxonů v případě snižujícího se počtu zpracovaných buněk. Druhé chování je typic-

ké pro metriky vycházející z relativní abundance (např. Si, procentuální preference), které nejsou zatíženy systematickou chybou. Tyto výsledky se shodují s výsledky uvedenými např. v pracích Vlek aj. (2006) a Lorenz aj. (2004).

Možnost aplikace subsamplingu závisí na sezoně. Snazší aplikace se ukazuje pro podzimní vzorky v porovnání s letními, kdy ve většině případů byly vzorky méně početné. Předpoklad závislosti na morfologické kvalitě a jakosti vody, a tím i snazší aplikace pro narušené toky se jednoznačně nepotvrdil.

Z hlediska jednotlivých metrik se největší potenciál pro zjednodušení zpracování vzorku ukazuje pro saprobní index, počet jedinců, ASPT a diverzitu. Pro tyto metriky se variabilita potřebných buněk v rámci 45 vzorků pohybovala od 1 do 19 buněk, resp. na 90% hladině spolehlivosti je dostatečné zpracovat 15 buněk. V letním období se tento počet zdvojnásobil.

Stanovení počtu nalezených taxonů s přípustnou nejistotou vyžaduje zpracovat přibližně polovinu vzorku, nicméně při zpracování menší části vzorku lze vyšší nejistoty spojené se systematickým podhodnocením metrik minimalizovat dodatečným prohlédnutím vzorku, vybráním a započítáním dosud nenalezených taxonů (tj. bez určení jejich početnosti).

Jako nejproblematičtější se ukázaly metriky založené na relativních početnostech. Zpracování vzorku pro zjištění procentuálního zastoupení kouskovačů nebylo téměř možné zjednodušit nejen v letních, ale ani v podzimních vzorcích. Počet potřebných buněk se pohyboval od 2 do 97 buněk. Potenciál zjednodušení zpracování vzorku pro získání spolehlivých hodnot metrik  $\%$  zastoupení byl nalezen v případě, že v celém vzorku bylo procentní zastoupení kouskovačů a procentní zastoupení seškrabávačů vyšší než 5 % a sběračů a filtrátorů vyšší než 10 %. V takovém případě bylo dostatečné zpracovat 25 buněk. Při poklesu pod 5 %, resp. 10 % se potřeba zpracovaných buněk významně zvýšila.

Pro screeningové posouzení vlivu zaústění oddělovacích komor je možné aplikovat zjednodušení zpracování  $\frac{1}{4}$  vzorku pro hodnocení počtu jedinců, ASPT, saprobního indexu a diverzity. V případě, že chceme posuzovat vliv zaústění OK též pomocí počtu taxonů, je výsledek na základě zpracování jedné čtvrtiny nespolehlivý. Spolehlivost lze zvýšit zběžným prohlédnutím zbylé části vzorku a dovybráním a započítáním doposud nenalezených taxonů.

Pro identifikaci vlivu zaústění na základě potravních skupin je třeba pro zpracování  $\frac{1}{4}$  vzorku zkontrolovat procentní zastoupení drtičů, seškrabávačů, sběračů a filtrátorů. Pokud je zastoupení vyšší než 5 % u prvních dvou skupin a 10 % u poslední jmenované skupiny, lze hodnocení považovat za spolehlivé. V případě, že zastoupení je menší, je třeba pro spolehlivé hodnocení pokračovat se zpracováním další části vzorku.

Získané výsledky indikují, že zjednodušení zpracování vzorku makrozoobentosu není zpravidla možné bez významného zvýšení nejistoty následného komplexního hodnocení struktury společenstva makrozoobentosu. Pro podrobné posouzení vlivu oddělovacích komor a identifikaci, zda převažující vliv je hydraulický, chemický či morfologický (aby nápravná opatření mohla být účelně cílena), je nezbytné hledat možná zjednodušení např. ve vhodných indikátorových druzích či jiných aspektech společenstva tak, aby takové hodnocení bylo též možné dát do souvislosti s Rámcovou směrnicí (2000/60/ES).

**Poděkování:** Tento příspěvek vznikl s podporou projektu GA ČR č. 103/08/P264 a projektu MŠMT č. 6840770002.

## Literatura

- BUWAL (1998) Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Ökomorphologie Stufe F, Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27.
- BWK-Materialien (2003) Begleitband zu dem BWK-Merkblatt 3.
- Clarke, RT., Davy-Bowker, J., Sandin, L., Friberg, N., Johnson, RK., and Bis, B. (2006) Estimates a comparison of the effects of sampling variation using „national“ Macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. *Hydrobiologia*, 566, p. 477–503.
- ČSN 75 7221 (1998) Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Praha: ČNI.
- Furse, M., Hering, D., Moog, O., Verdonschot, P., Johnson, RK., Brabec, K., Gritzalis, K., Buffagni, A., Pinto, P., Friberg, N., Murray-Biligh, J., Kokes, J., Alber, RA., Usseglio-Polatera, P., Haase, P., Sweeting, R., Bis, B., Szoszkiewicz, K., Soszka, H., Springe, G., Sporka, F., and Krno, I. (2006) The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, 566, p. 3–29.
- Gammeter, S. (1996) Einflüsse der Siedlungsentwässerung auf die Invertebraten – Zönose kleiner Fließgewässer. Zürich.
- King, RS. and Richardson, CJ. (2002) Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate

**Tabulka 4.** Minimální počet buněk potřebných pro různý morfologický stav toku a jakost vody

METRIKY	Doporučený minimální počet bodů na 90% hladině spolehlivosti									Maximální přijatelná nejistota (%)
	Hydromorfologie				Jakost vody					
	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	V.	
Počet jedinců	10	10	10	13	11	10	11	13	23	30
Počet taxonů	43	43	43	34	42	92	99	54	81	
ASPT	14	2	16	29	9	26	7	9	34	
Si	2	3	5	9	5	2	7	8	22	
Diverzita <sub>s-w</sub>	6	14	18	12	13	19	26	9	35	
% sběrači a filtrátoři	10	4	21	26	51	5	8	9	45	20
% kouskovači	75	17	69	77	22	11	26	38	36	
% seškrabávači	20	14	55	72	86	83	93	44	77	
% pelál a POM	38	28	24	62	54	25	38	47	91	
% litál a akál	6	7	38	48	38	13	36	59	77	

taxonomic resolution for wetland bioassessment. *J. of the North American Benthological Society* 21, p. 150–171.

- Kokeš, J. a Němejcová, D. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou Perla. [http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled\\_akceptovanych\\_metodik\\_tekoucich\\_vod/\\$FILE/OOV-tek\\_makrozoobentos\\_brodivce-20060701.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod/$FILE/OOV-tek_makrozoobentos_brodivce-20060701.pdf)
- Lorenz, A., Kirchner, L., and Hering, D. (2004) Electronic subsampling of macrobenthic samples: how many individuals are needed for a valid assessment result? *Hydrobiologia*, 516, p. 299–312.
- Lorenz, A. and Clarke, RT. (2006) Sample coherence – a field study approach to assess similarity of macroinvertebrate samples. *Hydrobiologia*, 566, p. 461–476.
- Rámcová směrnice o vodní politice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000.
- Reynoldson, TB., Logan, C., Pascoe, T., and Thompson, SP. (2003) CABIN (Canadian Aquatic Biomonitoring Network) Invertebrate Biomonitoring Field, a Laboratory Manual, Environment Canada.
- Somers, KM., Reid, RA., and David, SM. (1998) Rapid biological assessments: how many animals are enough? *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 17, 348–358.
- Šťastná, G., Stránský, D., and Kabelková, I. (submitted) Possible Sampling Simplification of Macroinvertebrates for Urban Drainage Purposes.
- Stroom, KT. and Richards, C. (1999) Development of a biocriteria for streams on Minnesota's Lake Superior watershed. *Bulletin of the North American Biological Society*, 16, p. 202.
- Vlek, HE., Šporka, F., and Krno, I. (2006) Influence of macroinvertebrate sample size on bioassessment of stress. *Hydrobiologia*, 566, p. 523–542.
- Walsh, CJ. (1997) A multivariate method for determining optimal subsample size in the analysis of macroinvertebrate samples. *Mar. Freshwat. Res.*, 48, p. 241–248.

**Mgr. Gabriela Šťastná, Ph.D., Ing. David Stránský, Ph.D.,  
Dr. Ing. Ivana Kabelková  
ČVUT v Praze, Fakulta stavební,  
katedra zdravotního a ekologického inženýrství  
gabriela.stastna@fsv.cvut.cz, stransky@fsv.cvut.cz,  
kabelkova@fsv.cvut.cz  
Příspěvek prošel lektorským řízením.**

*Biomonitoring for urban drainage purposes (Šťastná, G.; Stránský, D.; Kabelková, I.)*

### Key words

*combined sewer overflows – macroinvertebrates – stream – subsampling uncertainties*

**Application of current detailed biomonitoring methods based on macroinvertebrates is very time-consuming and therefore it is not financially bearable for purposes of urban drainage masterplans. Thus, possible levels of simplification of sample processing and their uncertainties have been studied in our project. The uncertainties were quantified with the help of a subsampler formed by 100 cells and Monte Carlo simulations for random selections of different counts of cells. The highest potential for the simplification of sample processing was revealed for the saprobic index, number of individuals, ASPT and diversity. The number of taxa found is biased by a systematic error increasing with increasing level of the simplification of sample processing. Metrics based on relative abundances were the most problematic. The simplification was better applicable for autumn samples. No clear dependency on water quality and stream morphology was determined. Processing of a quarter of the sample is sufficient for a basic assessment of combined sewer overflows impacts. For a reliable identification of the main causes of the disturbance, verification of other metrics is recommended.**

# MAKROZOOBENTOS EPIPOTAMÁLNÍCH ÚSEKŮ ŘEK LABE A VLTAVY – PŘÍSPĚVEK K POZNÁNÍ SPOLEČENSTEV HLUBOKÝCH ČÁSTÍ DNA

Pavla Řezníčková, Libuše Opatřilová, Denisa Němejcová,  
Jiří Kokeš

## Klíčová slova

makrozoobentos – nebroditelný tok – drapák – pneumatický vzorkovač  
– Labe – Vltava

## Souhrn

V rámci této studie, jejímž cílem bylo zjistit druhové složení společenstev makrozoobentosu hlubokých částí toků Vltavy a Labe, byla zaznamenána výrazně vyšší denzita makrozoobentosu ve vzorcích odebraných z Vltavy, kde se vyskytovalo přibližně 13 tisíc jedinců na m<sup>2</sup>. Na Labi byly zaznamenány výrazně nižší, a to přibližně 5 tis. jed./m<sup>2</sup>. Zároveň bylo na Vltavě zaznamenáno přibližně jedenapůlkrát více taxonů než ve vzorcích z Labe. Oba toky jsou významně antropogenně zatížené, ale na Labi jsou vlivy způsobující degradaci bentických společenstev mnohem intenzivnější (výrazně ovlivněná morfologie toku, organické zatížení, intenzivní lodní doprava, odtěžení sedimentu v korytě atd.).

Dominantními skupinami společenstev na obou řekách byly především červi („Oligochaeta“), měkkýši (Mollusca), pakomáři (Chironomidae) a korýši (Crustacea). Oproti původnímu předpokladu v hluboké části toku byl stejný podíl litorálních taxonů jako v příbřežní zóně s výjimkou jedné lokality (Obřívství).

Společenstva byla na jednotlivých lokalitách různou měrou kontaminována invazními druhy, během tohoto krátkého výzkumu byl potvrzen výskyt devíti nepůvodních druhů vodních bezobratlých. Zároveň byly zaznamenány dva jedinečné nálezy (*Pristinella osborni* a *Paranais frici*) pro Českou republiku.

## Úvod

Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (Rámcová směrnice) zavádí sledování fauny dna toků (makrozoobentosu) pro hodnocení ekologického stavu vod a definuje, co všechno má hodnocení postihnout (taxonomické složení a četnost, poměr taxonů citlivých a necitlivých k narušení, diverzita).

Makrozoobentos je společenstvo makroskopických bezobratlých, pohyblivých i přisedlých forem, kteří osídľují dno vodních biotopů. V porovnání s jinými taxocenózami, které spolu s fyzikálními a chemickými rozborů odrážejí krátkodobý stav kvality vodního prostředí, makrozoobentos indikuje průměrné kvalitativní vlastnosti vody a vodního prostředí. Tato schopnost je dána delšími životními cykly (měsíce až roky), dobrými bioindikativními vlastnostmi (reakce na stres), relativně malou pohyblivostí a dostatečně silnou vazbou na habitat (Hellawell, 1986; Knobon et al., 1995).

Nebroditelné toky v České republice nepředstavují velký podíl z celkové délky říční sítě, jedná se však o toky vodohospodářsky významné; přesto fauna nebroditelných, hlubokých částí jejich dna dosud nebyla podrobena systematickému průzkumu. Jednorázová vzorkování z lodi pomocí drapáku proběhla na splavném úseku Labe v rámci činnosti Mezinárodní komise pro ochranu Labe v 90. letech (Schöll a Fuksa, 2000), o vzorkování společenstev hlubokých částí dna na Vltavě nebyly publikovány dostupné informace. Limitem studia epipotamálních, hlubokých úseků toků a rozvoje metod pro hodnocení jejich ekologického stavu jsou především technické obtíže a vysoká časová, finanční i organizační náročnost při odběru vzorků. Tyto obtíže způsobují, že v rutinním monitoringu je odběr vzorků makrozoobentosu prováděn pouze v dostupné (broditelné) příbřežní části toku. Ta by měla být představována ripálem (litorálem), často však je břeh tvořen záhozem z lomového kamene. Zához obvykle tvoří odlišný biotop, lišící se charakterem a velikostí zrna substrátu od charakteristického substrátu v toku, a často je tato zóna významným migračním koridorem nepůvodních druhů. Ze

proto téměř s jistotou očekávat, že vzorkování příbřežní zóny poskytuje zkreslené výsledky o zastoupení jednotlivých druhů a že výskyt některých druhů, žijících pouze v hlubších částech toků, může být podhodnocen či úplně opomenut.

Labe je podle plochy povodí (148 268 km<sup>2</sup>) čtvrtou největší řekou ve střední a západní Evropě, mezi jeho hlavní přítoky patří řeka Vltava s plochou povodí 28 090 km<sup>2</sup> (MKOL, 2005). Vzhledem k příznivým klimatickým a geomorfologickým podmínkám byla přílehlá niva obou řek již odedávna osídlena a vystavena dlouhodobému antropogennímu tlaku. Většina morfologických úprav koryt řek vznikla jako ochrana před povodněmi a dále v souvislosti se stavbami pro lodní dopravu a získávání energie (Schöll a Fuksa, 2000).

Cílem studie, která probíhala v rámci výzkumného záměru Výzkum a ochrana hydrosféry, bylo především zjistit druhové složení společenstev makrozoobentosu hlubokých, nepřístupných částí toků.

## Charakteristika sledovaných lokalit

Pro detailnější průzkum bylo vybráno celkem šest lokalit (obr. 1) na dolním úseku řeky Labe (Obřívství, Liběchov, Schmilka) a Vltavy (Vrané, Podolí, Zelčín). Všechny výše zmíněné lokality mají poměrně uniformní charakter, jsou výrazně antropogenně ovlivněné, stejně jako naprostá většina velkých toků v Evropě. Lokality jsou silně zatížené organickým znečištěním, jsou značně hydromorfologicky pozmeněné, s výrazně upravenými břehy i dnem. Lokalita Vrané se nachází v obci Vrané nad Vltavou přibližně 1,5 km pod jezem. Další odběrové místo leží v Praze v městské části Podolí přibližně 2 km nad jezem. Posledním odběrovým místem na Vltavě je Zelčín, přibližně 0,5 km před soutokem s řekou Labe. První odběrovou lokalitou na řece Labi bylo Obřívství, lokalita je situována u obce Kly 1,5 km pod jezem pod obcí Obřívství. Další lokalita je v nadřetí jezu v Liběchově (0,5 km). Poslední odběrové místo Schmilka je v obci Hřensko na hranicích s Německem. Velký význam má i fakt, že tato místa jsou využívána k říční plavbě.

## Metodika

Na každé odběrové lokalitě byly změřeny základní fyzikálně-chemické proměnné a v každém odběrovém bodě byly zaznamenány GPS souřadnice, hloubka, rychlost proudu, charakter substrátu a charakter proudění.

Obecně důležitým faktorem pro volbu odběrového zařízení vzorků makrozoobentosu jsou lokální podmínky dané lokalitou, a to především charakter substrátu, výška vodního sloupce a rychlost proudění ve 40 % výšky vodního sloupce. V této studii proto byly pro odběr vzorků makrozoobentosu zvoleny drapák van Veen (vzorkovaná plocha 457 cm<sup>2</sup>) a pneumatický vzorkovač (vzorkovaná plocha 491 cm<sup>2</sup>), který je modifikací zařízení „FBA air-lift sampler“ a byl vyvinut pro odběry z kamenitých substrátů dna alpských rychle tekoucích toků bez ukotvení lodi (Pehofer, 1998). Pro odběr oběma zařízeními je nezbytná větší a stabilní loď.

V roce 2008 byl proveden jednorázový průzkum na uvedených lokalitách na řekách Vltavě a Labi. Vzorky byly odebírány v různých fenofázích z důvodu metodické a organizační obtížnosti vzorkování. Na lokalitách na Vltavě proběhlo jednorázové vzorkování na konci května. Odběry na Labi proběhly v polovině října. Na každé sledované lokalitě bylo v příčném profilu toku vybráno 10 různých typů odběrových míst, ze kterých byly odebrány kvantitativní vzorky makrozoobentosu. Na každém habitatu byl odebrán vždy jeden vzorek drapákem a jeden pneumatickým vzorkovačem (air-lift) (ČSN 75 7705, Kokeš et al., 2006). To znamená, že na každé lokalitě bylo odebráno celkem 20 vzorků. Všechny vzorky byly promyty přes síto



Obř. 1. Rozmístění lokalit na řekách Vltava a Labe

**Tabulka 1.** Naměřené abiotické faktory na jednotlivých lokalitách

Řeka	Profil	Teplota vody	Vodivost	O <sub>2</sub>	Rychlost proudění	Hloubka [m]			Šířka toku [m]			Převažující substrát
		(°C)	(mS.m <sup>-1</sup> )	(mg.l <sup>-1</sup> )	(m.s <sup>-1</sup> )	min	max	průměr	min	max	průměr	
Vltava	Vrané	11,5	23,0	10,8	0,22	2,9	4,8	3,9	65	92	84	jemný štěrk
	Podolí	14,4	25,7	10,9	0,18	2,7	4,3	3,8	150	200	185	písek, jemný štěrk
	Zelčín	15,9	30,9	11,9	0,40	2,1	3,9	2,9	56	63	59	jemný a hrubý štěrk
Labe	Obríství	13,4	54,4	8,7	0,17	2	3,3	2,7	71	80	77	písek
	Liběchov	13,9	38,8	9,2	0,20	2,1	3,5	2,5	193	233	210	písek
	Schmilka	14,0	41,2	9,3	0,29	3	5,7	4,4	92	101	94	písek

s velikostí oka cca 250 µm a následně fixovány ve vzorkovnicích 4% roztokem formaldehydu. Poté byly vzorky zpracovány a vyhodnoceny v laboratoři. Makrozoobentos byl determinován na co nejnižší taxonomickou úroveň, převážně druhovou a rodovou.

Společenstva makrozoobentosu na jednotlivých lokalitách pak byla vyhodnocena na základě abundancí a jejich taxonomického složení. Dále byla stanovena dominance jednotlivých taxonů na všech lokalitách, tyto taxony byly zařazeny do pěti tříd dominance podle stupnice Tischlera (in Losos, 1984): a) eudominantní druh – více než 10% společenstva, b) dominantní druh – 5–10% společenstva, c) subdominantní druh – 2–5% společenstva, d) recedentní druh – 1–2% společenstva e) subrecedentní méně než 1% společenstva.

Při analýze společenstev na jednotlivých lokalitách byl makrozoobentos hodnocen také na úrovni vyšších taxonů.

Data ze vzorků odebraných z hluboké části toku byla porovnána s dostupnými daty ze situačního monitoringu 2007, protože data z příbřežní zóny z roku 2008 nebyla kompletní. Vzorky situačního monitoringu byly odebírány pouze v příbřežní části ruční sítě (Kokeš et al., 2006, ČSN 75 7701). V případě řeky Vltavy byly pro srovnání vybrány vzorky odebrané v květnu a pro Labe v říjnu roku 2007.

Bylo provedeno vyhodnocení ekologického stavu jednotlivých lokalit a výsledky jsou publikovány v tomto čísle (Němejcová et al., toto číslo).

## Výsledky a diskuse

Základní abiotické charakteristiky, které byly naměřeny na jednotlivých lokalitách, jsou shrnuty v tabulce 1.

Celkově byly nalezeny na všech lokalitách na Vltavě výrazně vyšší počty jedinců i taxonů (18 905 jedinců, 158 taxonů) než v Labi (6 912 jedinců, 107 taxonů) (obr. 2). Rozdíly mohly být způsobeny různými environmentálními faktory, důležitou roli zde mohla hrát i rozdílná sezona odběru. Charakter lokalit na obou řekách byl rozdílný – na Vltavě byl obecně hrubší substrát a jiný charakter proudění a převládalo zde slapové proudění (run), zatímco na Labi proudění klouzavé (glide). Průměrné hodnoty rychlostí proudu se výrazně nelišily. Nižší počty jedinců i taxonů na lokalitách na Labi mohly být způsobeny i větším antropogenním zatížením (výrazně ovlivněná hydromorfologie, intenzivní lodní doprava, odtěžování sedimentu v korytě atd.). Možný vliv jednotlivých faktorů prostředí by si žádal další podrobnější zpracování. Pro jednotlivé lokality bylo provedeno hodnocení ekologického stavu, po výsledném zařazení do tříd ekologického stavu se sledované lokality na obou řekách nelišily, všechny byly zařazeny do 3. třídy ekologického stavu, pouze lokalita Podolí byla zařazena do 4. třídy (Němejcová et al., toto číslo).

Ve vzorcích na lokalitách řeky Vltavy dominovaly především druhy ze skupin „Oligochaeta“, měkkýši (Mollusca) a pakomáři (Chironomidae).

**Tabulka 2.** Dominance taxonů na jednotlivých lokalitách podle Tischlera (in Losos, 1984) – eudominantní druh více než 10%, dominantní druh 5–10%.

Vrané	drapák	%	air-lift	%
eudominantní	<i>Sphaerium corneum</i>	26,3	<i>Sphaerium corneum</i>	53,5
	<i>Pisidium supinum</i>	13,5	<i>Proasellus coxalis</i>	6,1
	<i>Dugesia polychroa</i>	10,3	<i>Stylodrilus heringianus</i>	5,8
dominantní	<i>Thienemanniya</i> sp.	6,1	<i>Pisidium supinum</i>	5,7
			<i>Chironomus nudiventris</i>	5,2

Podolí	drapák	%	air-lift	%
eudominantní	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	13,4	<i>Procladius</i> sp.	14,9
	<i>Limnodrilus</i> sp.	13,4	<i>Psammoryctides barbatus</i>	13,5
	<i>Psammoryctides barbatus</i>	10,1		
dominantní	<i>Bothrioneurum vej dovsky an um</i>	9,4	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	7,8
	<i>Propappus volki</i>	5,2	<i>Limnodrilus</i> sp.	7,3
	<i>Procladius</i> sp.	5,2	<i>Stylodrilus heringianus</i>	6,0

Zelčín	drapák	%	air-lift	%
eudominantní			<i>Asellus aquaticus</i>	10,5
dominantní	<i>Nanocladius bicolor</i>	9,5	<i>Limnodrilus</i> sp.	9,1
	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	8,0	<i>Stylodrilus heringianus</i>	8,9
	<i>Nais behningi</i>	7,4	<i>Glossiphonia complanata</i>	7,2
	<i>Tvetenia discoloripes</i>	6,5	<i>Sphaerium corneum</i>	6,7
	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	6,1	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	5,2
	<i>Glossiphonia complanata</i>	5,7	<i>Rhynchelmis limosella</i>	5,1
	<i>Erpobdella octoculata</i>	5,3		
	<i>Nais alpina</i>	5,0		

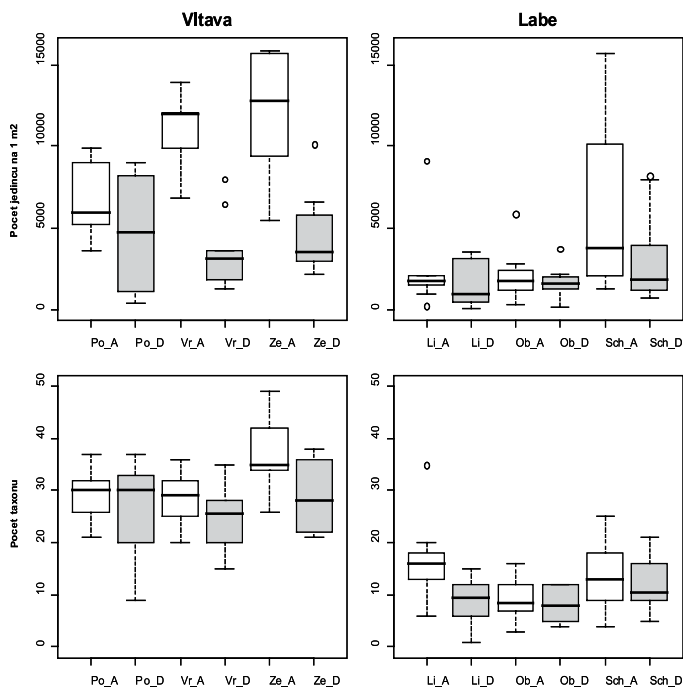
Obríství	drapák	%	air-lift	%
eudominantní	<i>Corbicula fluminea</i>	67,1	<i>Corbicula fluminea</i>	71,4
dominantní	<i>Dreissena polymorpha</i>	5,9	<i>Pisidium supinum</i>	7,4
	<i>Nematoda g. sp.</i>	5,6		

Liběchov	drapák	%	air-lift	%
eudominantní	<i>Propappus volki</i>	43,1	<i>Chironomus nudiventris</i>	16,2
	<i>Polypedilum breviantennatum</i>	14,8	<i>Propappus volki</i>	11,7
dominantní	<i>Caenis luctuosa</i>	7,3	<i>Corbicula fluminea</i>	9,4
	<i>Chironomus nudiventris</i>	6,6	<i>Glyptotendipes</i> sp.	8,7
			<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	6,2
			<i>Bithynia tentaculata</i>	5,2

Schmilka	drapák	%	air-lift	%
eudominantní	<i>Corbicula fluminea</i>	65,7	<i>Corbicula fluminea</i>	55,5
dominantní	<i>Potamothenix moldaviensis</i>	6,4	<i>Limnodrilus</i> sp.	19,3
	<i>Limnodrilus</i> sp.	5,1	<i>Potamothenix moldaviensis</i>	5,1

Děčín	drapák	%	air-lift	%
eudominantní	<i>Jaera istri</i>	44,5	<i>Jaera istri</i>	49,6
	<i>Psychomyia pusilla</i>	20,4	<i>Propappus volki</i>	22,2
dominantní	<i>Propappus volki</i>	8,0		
	<i>Ancylus fluviatilis</i>	5,9		
subdominantní	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	4,2	<i>Psychomyia pusilla</i>	4,1
	<i>Dugesia tigrina</i>	3,8	<i>Bothrioneurum vej dovsky an um</i>	2,8
			<i>Corbicula fluminea</i>	2,6



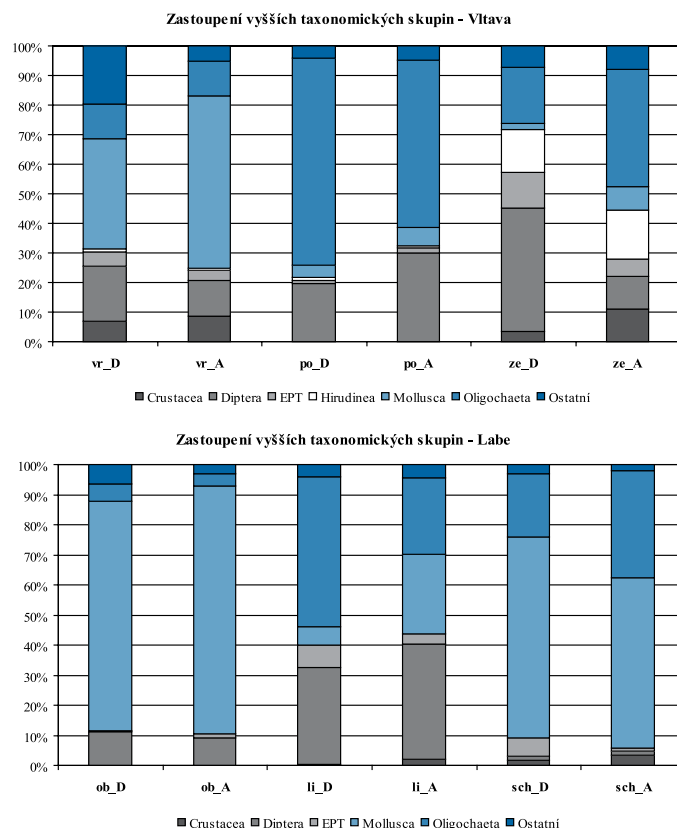


**Obr. 2.** Počet jedinců na 1 m<sup>2</sup> a počet taxonů na jednotlivých lokalitách (Po – Podolí, Vr – Vrané, Ze – Zelčín, Li – Liběchov, Ob – Obříství, Sch – Schmilka, D – drapák, A – air-lift)

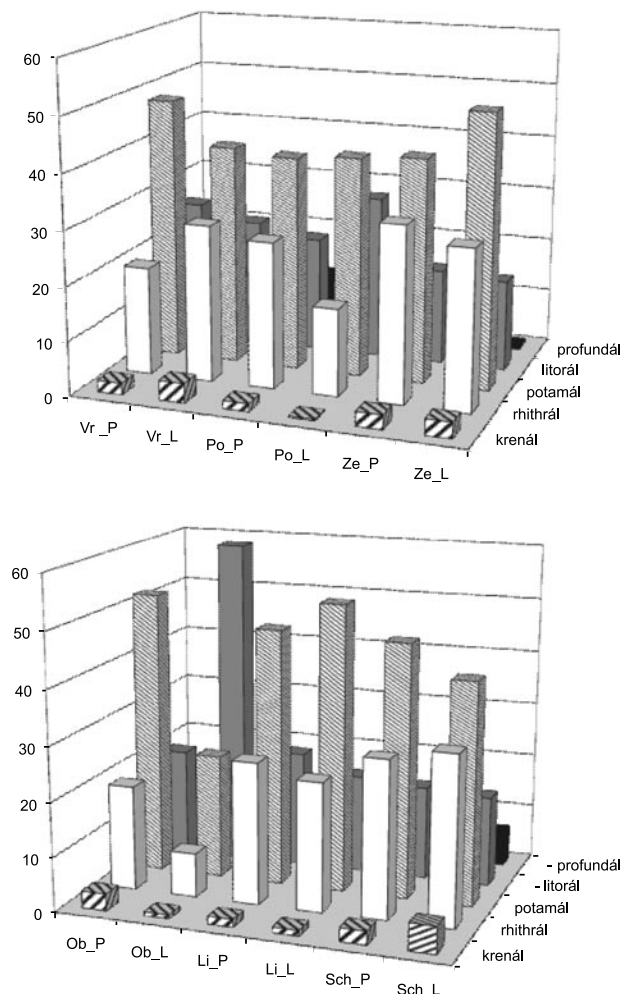
Podobná situace byla i na Labi, i zde převažovali měkkýši a máloštětinatí červi, nicméně druhové složení společenstva se výrazně lišilo. Dominance jednotlivých taxonů na lokalitách jsou uvedeny v *tabulce 2*. Ve Vraném dominoval mlž *Sphaerium corneum* /Linnaeus, 1758/ (Mollusca), který preferuje především živinami bohatší (často i silně organicky znečištěné) vodní toky, kanály, odstavená ramena, tůňe nebo rybníky. Na některých lokalitách může tvořit i několikacentimetrové vrstvy na dně (Beran, 2002). Dalším druhem, který byl na této lokalitě početný, je opět mlž *Pisidium supinum* /A. Schmidt, 1851/, který žije zejména v proudících úsecích úživnějších vodních toků ve šterkopsčitém dně (Beran, 2002). Na lokalitě Podolí byla situace naprosto odlišná, dominovaly zde zástupci skupin „Oligochaeta“ a Chironomidae, konkrétně to byly taxony *Limnodrilus hoffmeisteri* /Claparede, 1862/, *Psammoryctides barbatus* /Grube, 1861/ a pakomár *Procladius* sp. /Skuse, 1889/, kteří se v našich vodách vyskytují běžně. Byl zde početný náš velmi běžný korýš *Asellus aquaticus* /Linnaeus, 1758/, který preferuje stojaté i mírně tekoucí vody. Dále pak zde byly hojné zástupci především skupin Chironomidae *Nanocladius bicolor* /Zetterstedt, 1838/, *Rheotanytarsus* sp. /Thienemann a Bause, 1913/ a „Oligochaeta“ (*Stylodrilus heringianus* /Claparede, 1862/, *Nais behningi* /Michaelsen, 1923/). Přehled všech zachycených taxonů na lokalitách udává *tabulka 3*.

Na Labi byla situace poněkud odlišná, na všech lokalitách výrazně dominoval vždy jeden druh. Na lokalitě Liběchov to byl nepůvodní druh měkkýše *Corbicula fluminea* /O. F. Müller, 1774/, který běžně obývá velké toky. V Labi se v současnosti vyskytuje od hranic s Německem po Oseček. Do Evropy se tento druh rozšířil ze Severní Ameriky, původní areál přirozeného výskytu je Asie (Špaček et al., 2009). Na lokalitě Liběchov výrazně dominoval *Propappus volki* /Michaelsen, 1916/, dalšími početnějšími druhy na této lokalitě byly druhy pakomárů *Polypedilum breviantennatum* /Chernovskij, 1940/ a *Chironomus nudiventris* /Ryser, Scholl a Walker, 1983/. Na lokalitě Schmilka výrazně dominoval opět mlž *Corbicula fluminea*.

Pro srovnání taxonomického složení hluboké části toku a příbřežní zóny byla použita data ze situačního monitoringu (*tabulka 3*). V případě obou řek Vltavy i Labe bylo na všech odběrových lokalitách v proudnici nalezeno dvakrát více taxonů než ve vzorcích z břehové části. Z výsledků vyplývá, že taxonomické složení společenstev v hluboké části toku se od příbřežní zóny lišilo. Na všech lokalitách na obou řekách převažovaly potamální taxony (*obr. 4*). Poměrně vysoké zastoupení ve společenstvech na jednotlivých lokalitách měly i litorální druhy, nejvíce dominovaly na lokalitě Obříství v příbřežní zóně. Nicméně při porovnání podílu litorálních taxonů v proudnici a příbřežní části toku na ostatních lokalitách nebyl zaznamenán žádný výrazný rozdíl, což potvrzuje fakt, že litorální zóna na těchto lokalitách není vytvořena. Oproti původnímu předpokladu bylo v příbřežní části nalezeno malé druhové zastoupení skupin „Oligochaeta“ a Hirudinea, může to být způsobeno charakterem lokalit, kde příbřežní část tvoří šterkový zához nebo dláždění.



**Obr. 3.** Zastoupení vyšších taxonomických skupin na jednotlivých lokalitách (Po – Podolí, Vr – Vrané, Ze – Zelčín, Li – Liběchov, Ob – Obříství, Sch – Schmilka, D – drapák, A – air-lift)



**Obr. 4.** Srovnání podílu preference zonace v hluboké části toku a litorálu (Po – Podolí, Vr – Vrané, Ze – Zelčín, Li – Liběchov, Ob – Obříství, Sch – Schmilka, P – hluboká část toku, L – litorál)

**Tabulka 3.** Srovnání taxonomického složení v hluboké části toku a litorálu (Po – Podolí, Vr – Vrané, Ze – Zelčín, Li – Liběchov, Ob – Obříství, Sch – Schmilka, P – hluboká část toku, L – litorál)

		Vrané		Podolí		Zelčín		Obříství		Liběchov		Schmilka	
		P	L	P	L	P	L	P	L	P	L	P	L
<b>Turbelaria</b>	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	+				+	+						+
	<i>Dugesia lugubris</i>	+											
	<i>Dugesia polychroa</i>	+		+	+	+	+					+	
	<i>Dugesia tigrina</i>	+		+		+	+		+	+	+	+	
<b>Mollusca</b>	<i>Ancylus fluviatilis</i>					+	+	+				+	+
	<i>Anodonta anatina</i>												+
	<i>Bithynia tentaculata</i>	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
	<i>Corbicula fluminea</i>								+	+	+	+	+
	<i>Dreissena polymorpha</i>								+	+	+	+	
	<i>Gyraulus parvus</i>								+				
	<i>Physella acuta</i>								+				
	<i>Pisidium casertanum</i>		+	+								+	
	<i>Pisidium henslowanum</i>	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+
	<i>Pisidium moitessierianum</i>								+				+
	<i>Pisidium nitidum</i>	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+
	<i>Pisidium subtruncatum</i>	+		+									
	<i>Pisidium supinum</i>	+		+		+			+	+	+	+	
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>								+	+	+	+	
	<i>Radix auricularia</i>											+	
	<i>Radix balthica</i>					+							
	<i>Radix ovata</i>											+	
	<i>Sphaerium corneum</i>	+	+	+		+	+		+	+	+		
	<i>Sphaerium rivicola</i>										+		
	<i>Unio pictorum</i>								+				
	<i>Valvata piscinalis</i>								+	+			
	<i>Viviparus viviparus</i>	+											
<b>Oligochaeta</b>	<i>Arctonais lomondi</i>			+									
	<i>Aulodrilus japonicus</i>	+											
	<i>Aulodrilus limnobius</i>			+									
	<i>Bothrioneurum vejvodskyanum</i>	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	
	<i>Cognettia glandulosa</i>	+								+			
	<i>Cognettia sp.</i>		+										+
	<i>Cognettia sphagnetorum</i>												+
	<i>Dero digitata</i>	+							+				
	<i>Eiseniella tetraedra</i>					+	+				+	+	
	<i>Haplotaxis gordioides</i>		+							+		+	
	<i>Ilyodrilus templetoni</i>			+									
	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>			+		+							+
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	+		+		+				+		+	
	<i>Limnodrilus sp. juv.</i>	+	+	+	+	+			+	+		+	
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>			+									
	<i>Lumbriculus variegatus</i>	+	+	+		+				+	+	+	+
	<i>Marionina sp.</i>	+		+					+	+			
	<i>Nais alpina</i>	+				+							
	<i>Nais barbata</i>	+				+							
	<i>Nais behningi</i>	+				+							
	<i>Nais bretscheri</i>	+		+		+							
	<i>Nais communis</i>			+		+							
	<i>Nais elinguis</i>	+											
	<i>Nais pardalis</i>					+					+		
	<i>Nais stolci</i>					+							
	<i>Nais variabilis</i>			+		+							
	<i>Ophidonais serpentina</i>	+											
	<i>Paranais frici</i>												+
	<i>Potamothenis hammoniensis</i>			+		+							
	<i>Potamothenis moldaviensis</i>			+									+
	<i>Propappus volki</i>	+		+		+			+	+		+	
	<i>Psammoryctides barbatus</i>	+	+	+		+				+		+	
	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	+	+	+		+							+

		Vrané		Podolí		Zelčín		Obříství		Liběchov		Schmilka	
		P	L	P	L	P	L	P	L	P	L	P	L
	<i>Rhynchelmis limosella</i>			+		+					+		+
	<i>Ripistes parasita</i>			+									+
	<i>Specaria josinae</i>			+									
	<i>Spirosperma ferrox</i>	+		+		+							+
	<i>Stylaria lacustris</i>	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
	<i>Stylodrilus brachystylus</i>	+		+		+	+				+		
	<i>Stylodrilus heringianus</i>	+	+	+		+	+	+		+	+	+	+
	<i>Stylodrilus sp.</i>	+	+	+		+	+			+	+	+	+
	<i>Trichodrilus allobrogum</i>			+									
	<i>Tubifex ignotus</i>			+							+		
	<i>Uncinaria uncinata</i>			+									
	<i>Vejdovskyella comata</i>											+	
	<i>Vejdovskyella intermedia</i>											+	
	<i>Vejdovskyella sp.</i>	+		+		+							
<b>Hirudinea</b>	<i>Caspiobdella fadejewi</i>	+		+		+		+		+			
	<i>Erpobdella nigricollis</i>	+				+							
	<i>Erpobdella octoculata</i>	+			+	+	+			+	+	+	
	<i>Erpobdella sp.</i>			+		+							
	<i>Erpobdella vilnensis</i>										+		
	<i>Glossiphonia complanata</i>	+		+		+						+	
	<i>Glossiphonia concolor</i>	+				+							
	<i>Helobdella stagnalis</i>	+	+	+		+		+		+			
	<i>Hemiclepsis marginata</i>			+							+		
	<i>Piscicola geometra</i>			+									
	<i>Prostoma graecense</i>			+		+		+		+		+	
<b>Crustacea</b>	<i>Asellus aquaticus</i>	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	
	<i>Dikerogammarus sp.</i>					+							
	<i>Dikerogammarus villosus</i>										+	+	+
	<i>Hemimysis anomala</i>												+
	<i>Jaera istri</i>												+
	<i>Niphargus aquilex</i>										+		+
	<i>Orconectes limosus</i>									+			
	<i>Proasellus coxalis</i>	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	
<b>Ephemeroptera</b>	<i>Baetis fuscatus</i>											+	+
	<i>Baetis rhodani</i>			+		+	+						
	<i>Baetis sp.</i>					+		+					+
	<i>Caenis horaria</i>			+							+		
	<i>Caenis luctuosa</i>			+	+			+	+	+	+	+	+
	<i>Caenis macrura</i>			+									
	<i>Caenis sp.</i>			+		+					+	+	
	<i>Centroptilum luteolum</i>					+							
	<i>Ecdyonurus aurantiacus</i>									+			
	<i>Ecdyonurus submontanus</i>									+			
	<i>Ephemera danica</i>			+									
	<i>Ephemera vulgata</i>										+	+	
	<i>Heptagenia sulphurea</i>					+	+					+	+
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>			+									+
	<i>Potamanthus luteus</i>	+				+	+			+	+	+	+
	<i>Procladius bifidus</i>			+									
	<i>Serratella ignita</i>					+					+		+
<b>Odonata</b>	<i>Gomphus vulgatissimus</i>											+	
	<i>Ischnura elegans</i>											+	
	<i>Platynemis pennipes</i>			+		+					+		
<b>Plecoptera</b>	<i>Leuctra sp.</i>	+											+
<b>Heteroptera</b>	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	+				+	+					+	+
	<i>Micronecta sp.</i>			+							+		
<b>Megaloptera</b>	<i>Sialis lutaria</i>	+											
<b>Coleoptera</b>	<i>Elmis mauget</i>									+			+
	<i>Elmis sp.</i>									+	+		+

**Tabulka 3 (pokračování).** Srovnání taxonomického složení v hluboké části toku a litorálu (Po – Podolí, Vr – Vrané, Ze – Zelčín, Li – Liběchov, Ob – Obříství, Sch – Schmilka, P – hluboká část toku, L – litorál)

		Vrané		Podolí		Zelčín		Obříství		Liběchov		Schmilka	
		P	L	P	L	P	L	P	L	P	L	P	L
	<i>Orectochilus villosus</i>							+					
	<i>Oulimnius tuberculatus</i>							+				+	+
	<i>Platambus maculatus</i>									+			
<b>Trichoptera</b>	<i>Athripsodes albifrons</i>		+		+								
	<i>Ceraclea annulicornis</i>				+		+				+		
	<i>Ceraclea</i> sp.											+	
	<i>Cyrnus trimaculatus</i>								+	+		+	
	<i>Holocentropus dubius</i>			+									
	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	+				+	+	+		+	+	+	
	<i>Hydropsyche incognita</i>					+							
	<i>Hydropsyche instabilis</i>							+					
	<i>Hydropsyche pellucidula</i>							+			+		
	<i>Hydropsyche</i> sp.	+				+					+		
	<i>Hydroptila</i> sp.	+		+									
	<i>Hydroptila sparsa</i>										+		
	<i>Cheumatopsyche lepida</i>		+			+	+						
	<i>Limnephilus lunatus</i>		+		+								
	<i>Limnephilus nigriceps</i>		+		+								
	<i>Molannodes tinctus</i>			+									
	<i>Mystacides nigra</i>		+										
	<i>Neureclipsis bimaculata</i>	+	+	+		+	+	+	+		+		
	<i>Oecetis notata</i>	+		+		+				+		+	
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	+	+			+	+						
	<i>Psychomyia pusilla</i>										+	+	
	<i>Rhyacophila nubila</i>							+					
	<i>Sericostoma</i> sp.	+											
<b>Diptera</b>	<i>Ablabesmyia</i> sp.	+	+			+							
	<i>Antocha vitripennis</i>							+					
	<i>Apsectrotanytus trifascipennis</i>												+
	<i>Atherix ibis</i>		+										+
	<i>Bezzia</i> sp.		+										+
	<i>Brillia bifida</i>	+											
	<i>Cladopelma</i> sk. <i>laccophila</i>			+									
	<i>Cladotanytarsus</i> sp.	+		+		+				+			
	<i>Clinocera</i> sp.			+									
	<i>Cricotopus albiforceps</i>	+				+							
	<i>Cricotopus annulator</i>	+		+		+				+			
	<i>Cricotopus bicinctus</i>	+											
	<i>Cricotopus cylindraceus</i>					+							
	<i>Cricotopus patens</i>	+				+							
	<i>Cricotopus</i> sk. <i>tremulus</i>				+								+
	<i>Cricotopus</i> sp.						+						+
	<i>Cricotopus sylvestris</i>					+			+	+			
	<i>Cryptochironomus defectus</i>	+		+		+		+	+	+		+	
	<i>Demicyptochironomus vulneratus</i>												+
	<i>Dicrotendipes fusciforceps</i>	+		+						+			
	<i>Dicrotendipes</i> sp.		+		+								
	<i>Einfeldia</i> sk. <i>pagana</i>							+					
	<i>Empididae</i> Gen sp.										+		
	<i>Endochironomus</i> sp.		+										
	<i>Eukiefferiella claripennis</i>					+							
	<i>Eukiefferiella clypeata</i>					+							
	<i>Eurycnemus crassipes</i>					+							
	<i>Glyptotendipes</i> sp.	+		+	+	+		+	+	+	+	+	
	<i>Harnischia fuscimana</i>			+						+			

		Vrané		Podolí		Zelčín		Obříství		Liběchov		Schmilka	
		P	L	P	L	P	L	P	L	P	L	P	L
	<i>Hemerodromia</i> sp.											+	
	<i>Hexatoma</i> sp.	+				+		+				+	+
	<i>Chironomus acutiventris</i> sp.			+									
	<i>Chironomus nudiventris</i>	+		+		+		+		+			
	<i>Chironomus</i> sk. <i>salinarius</i>										+		
	<i>Chrysops</i> sp.							+					
	<i>Jenkinshalea</i> sp.	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	
	<i>Limnophyes</i> sp.	+		+		+							
	<i>Microchironomus</i> sp.			+									
	<i>Micropsectra junci</i>			+		+							
	<i>Micropsectra</i> sp.	+						+	+				
	<i>Microtendipes</i> sk. <i>chloris</i>	+	+	+		+		+	+	+	+		+
	<i>Molophilus</i> sp.	+											
	<i>Nanocladius dichromus</i>	+		+		+							
	<i>Nanocladius rectinervis</i>	+				+							
	<i>Orthocladius</i> sk. <i>obumbratus</i>	+			+	+							
	<i>Orthocladius</i> sk. <i>rivicola</i>					+							
	<i>Orthocladius</i> sk. <i>rubicundus</i>	+				+							
	<i>Paracladopelma</i> sp.							+					
	<i>Parachironomus arcuatus</i>	+											
	<i>Parachironomus</i> sp.	+		+									
	<i>Parachironomus varus</i>	+											
	<i>Parakiefferiella</i> cf. <i>bathophila</i>	+											
	<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>			+									
	<i>Parametrioctenemus stylatus</i>			+		+							+
	<i>Paratendipes</i> sk. <i>albimanus</i>	+		+		+							
	<i>Paratrachocladius rufiventris</i>		+			+				+		+	
	<i>Phaenopsectra</i> sp.	+		+		+				+			
	<i>Polypedilum breviaentennatum</i>							+		+		+	
	<i>Polypedilum</i> sk. <i>convictum</i>					+							
	<i>Polypedilum</i> sk. <i>scalaenum</i>	+		+		+							
	<i>Potthastia longimana</i>	+	+										
	<i>Probezzia seminigra</i>												+
	<i>Procladius</i> sp.	+	+	+	+								+
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	+		+									+
	<i>Rheocricotopus fuscipes</i>	+		+									+
	<i>Rheocricotopus chalybeatus</i>					+							
	<i>Rheotanytarsus</i> sp.			+		+	+						
	<i>Robackia</i> cf. <i>demeijerei</i>							+		+		+	
	<i>Scatella</i> sp.	+											
	<i>Simulium equinum</i>					+							
	<i>Simulium lineatum</i>					+							
	<i>Simulium</i> sp.						+					+	
	<i>Stempellinella</i> sk. <i>edwardsi</i>	+		+	+								
	<i>Stenochironomus</i> sp.										+		
	<i>Synorthocladius semivirens</i>	+		+		+							
	<i>Tabanus</i> sp.												+
	<i>Tanytarsus</i> sp.	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+
	<i>Thienemanniella</i> sp.							+					
	<i>Thienemannimyia</i> sp.	+	+	+		+	+			+			
	<i>Tipula</i> sp.					+					+		
	<i>Tvetenia calvescens</i>					+	+						
	<i>Tvetenia discoloripes</i>	+				+							+
	<i>Xenochironomus xenolabis</i>										+		+
	<i>Zavrelimyia</i> sp.					+				+			

Vzhledem k tomu, že hluboké části toků jsou v České republice velmi málo prozkoumané, tak bylo v rámci našeho výzkumu zaznamenáno několik zajímavých nálezů – jako příklad lze uvést dva druhy z čeledi Naididae. Prvním je druh *Pristinella osborni* /Walton, 1906/ (Naididae) (Pařil, pers. com.), což byl první nález pro ČR. Druhý nález pro ČR byl zaznamenán pro druhý druh z čeledi Naididae *Paranaís frici* /Hrabe, 1941/ (Pařil, pers. com.), který byl nalezen na lokalitě Schmilka.

Během výzkumu byl také potvrzen výskyt devíti nepůvodních druhů vodních bezobratlých: *Jaera istri* /Veuille, 1979/ (Schmilka), *Dikergammarus villosus* /Sowinsky, 1894/ (Liběchov, Schmilka), *Proasellus coxalis* /Dollfus, 1892/ (Vrané, Podolí, Zelčín, Liběchov, Schmilka), *Caspiobdella fadejewi* /Selensky, 1915/ (Vrané, Podolí, Zelčín), *Corbicula fluminea* (Obříství, Liběchov, Schmilka), *Dreissena polymorpha* /Pallas, 1771/ (Obříství, Liběchov), *Potamopyrgus antipodarum* /Gray, 1843/ (Obříství, Liběchov, Schmilka), *Physella acuta* /Draparnaud, 1805/ (Obříství) a *Dugesia tigrina* /Girard, 1850/ (Vrané, Podolí, Zelčín, Liběchov, Schmilka). Téma nepůvodních druhů, tedy těch, které se rozšířily mimo areál svého přirozeného výskytu, je velmi aktuální a diskutované. Výše jmenované nepůvodní druhy se k nám rozšířily migrací proti proudu Labe, nebo byly zavlečeny lodní dopravou. Většina nepůvodních druhů se stává součástí původních společenstev a nemá na ně negativní vliv. Avšak některé populace nepůvodních druhů, tzv. invazní druhy, způsobují závažné problémy, kdy výrazně ekologicky a funkčně naruší společenstva nebo i celé ekosystémy. V případě zmíněných druhů se to týká především značně agresivního a dravého blešivce velkohrbého (*Dikergammarus villosus*), který se vyskytuje na Labi od hranic po Obříství a byl nalezen již i ve Vltavě. Druhem, který se do České republiky dostal v nedávné době, je *Jaera istri*, poprvé u nás byl zachycen v roce 2008 (Straka a Špaček, 2009; Špaček et al., 2009).

## Literatura

- Beran, L. (2002) Vodní měkkýši České republiky. *Sborník Přírodovědeckého klubu v Uherském Hradišti*, Supplementum č. 10/2002.
- ČSN 75 7701 Jakost vod – Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. Praha : ČNI, 2008.
- ČSN 75 7705 Jakost vod – Odběr vzorků makrozoobentosu v hlubokých vodách – Pokyny pro použití kolonizačních, kvalitativních a kvantitativních vzorkovačů. 1996.
- Hellawell, JM. (1986) Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. London – New York : Elsevier, 546 p.
- Knoben, RAE., Roos, C., and van Oirschot, MCM. (1995) Biological Assessment Methods for Watercourses. RIZA report Nr. 95066, 86 p.
- Kokeš, J. a Němejcová, D. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. Závazná metodika programu monitoringu MŽP. [http://www.mzp.cz/prehled\\_akceptovanych\\_metodik\\_tekoucich\\_vod](http://www.mzp.cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod)
- Kokeš, J., Tajmrová, L. a Kvardová, H. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu z nebroditelých tekoucích vod. Závazná metodika programu monitoringu MŽP. [http://www.mzp.cz/cz/prehled\\_akceptovanych\\_metodik\\_tekoucich\\_vod](http://www.mzp.cz/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod)
- Kokeš, J., Zahradková, S., Němejcová, D., Hodovský, J., Jarkovský, J., and Soldán, T. (2006) The PERLA System in the Czech Republic: A Multivariate Approach for Assessing the Ecological Status of Running Waters. *Hydrobiologia*, 566, 1, p. 343–354.
- Losos, B. (1984) Ekologie živočichů. Praha : SPN, 316 s.
- MKOL (2005) Charakteristiky oblasti povodí, vyhodnocení environmentálních důsledků lidské činnosti a ekonomická analýza užívání vody. Zpráva pro evropskou komisi.
- Němejcová, D., Opatřilová, O., Kokeš, J. a Řezníčková, P. (2011) Hodnocení ekologického stavu nebroditelých toků podle makrozoobentosu: testování německého systému. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 53, 2011, toto číslo, příloha čas. *Vodní hospodářství* č. 5/2011.
- Pehofer, HE. (1998) A new quantitative air-lift sampler for collecting invertebrates designed for operation in deep, fast-flowing gravelbed rivers. *Large Rivers*, vol. 11, No. 2, *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 115/2, p. 213–232.

- Schöll, F. a Fuksa, J. (2000) Makrozoobentos Labe od Krkonoš po Cuxhaven. Praha : VÚV TGM, 29 s.
- Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Praha : MŽP, 2005.
- Straka, M. and Špaček, J. (2009) First record of alien crustaceans *Atyaephyra desmarestii* (Millet, 1831) and *Jaera istri* (Veuille, 1979) from the Czech Republic. *Aquatic Invasions*, 4, p. 397–399.
- Špaček, J., Koza, V. a Havlíček, V. (2009) Aktuální výskyt nepůvodních druhů bezobratlých živočichů v oblasti povodí Labe. *Sborník příspěvků 15. konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologické společnosti*, s. 252.

## Poděkování

Tato studie vznikla za podpory výzkumného záměru Výzkum a ochrana hydrosféry MZP0002071101.

Děkujeme státním podnikům Povodí Vltavy a Povodí Labe za bezplatné zapůjčení pracovní lodi, nezbytné pro vzorkování. Dále děkujeme všem kolegům, kteří se podíleli na vzorkování, i těm, kteří se podíleli na determinaci vzorků, především pak Petru Pařilovi a Michalu Horsákoví.

**Mgr. Pavla Řezníčková, Ph.D.,**

**RNDr. Denisa Němejcová,**

**RNDr. Jiří Kokeš**

**VÚV TGM, v.v.i., Brno, pavla\_reznickova@vuv.cz**

**Mgr. Libuše Opatřilová**

**VÚV TGM, v.v.i., Praha, libuse\_opatrilova@vuv.cz**

*Příspěvek prošel lektorským řízením.*

*Benthic Macroinvertebrates of Epipotamal Parts of the Elbe and Vltava Rivers – Contribution to Knowledge of Deep-Water Assemblages (Řezníčková, P.; Němejcová, D.; Kokeš, J.; Opatřilová, L.)*

## Key words

*benthic macroinvertebrates – nonwading river – grab – air-lift sampler – Labe – Vltava*

Based on this study, significantly higher macroinvertebrate densities were reported in the samples obtained from the Vltava River where approximately 13 000 ind./m<sup>2</sup> occurred. Densities obtained from the Labe River were much lower respectively around 5 000 ind./m<sup>2</sup>. Approximately one and half times more taxa were found in the Vltava River than in the samples obtained from the Labe River at the same time. Both rivers are significantly anthropogenically loaded, however, the effects causing the degradation of benthic assemblages are much more intensive in the Labe River (significantly affected the flow morphology, organic pollution, intense boating, mining of river sediments etc.).

Among the dominant groups of assemblages on the both rivers belonged mainly worms (“Oligochaeta”), molluscs (Mollusca), chironomids (Chironomidae) and crustacean (Crustacea). Compared to the prime presumption there was the same portion of littoral taxa in the deep part of the river as it was in the littoral zone with exception of the only locality (Obříství).

The assemblages occurring in every single locality were contaminated variously by invasive species. During this study the occurrence of ten non primary species of aquatic macroinvertebrates was confirmed. Two unique findings (*Pristinella osborni* and *Paranaís frici*) were recorded in the Czech Republic at the same time.

## VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Water Management Technical and Economical Information

Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti vodního hospodářství

**Redakční rada:** RNDr. D. Baudišová, Ph.D., Ing. Š. Blažková, DrSc., Ing. P. Bouška, Ph.D., prof. Ing. A. Grünwald, CSc., doc. Ing. A. Havlík, CSc., prof. Ing. P. Pitter, DrSc., prof. RNDr. A. Sládečková, CSc., prof. Ing. J. Zezulák, DrSc.

Ročník 53

Kontakt: Mgr. S. Garciová  
Tel.: 220 197 282, e-mail: garciova@vuv.cz

VÚV  
TGM

ISSN 0322 - 8916  
MK ČR 6365

Výzkumný ústav  
vodohospodářský  
T. G. Masaryka, v.v.i.  
Podbabská 30  
160 00 Praha 6  
IČO 00020711