

## VYUŽITÍ DAT LETECKÉHO LASEROVÉHO SKENOVÁNÍ PRO REVIZI DATOVÝCH SAD ROZVODNIC A VODNÍCH TOKŮ

Kateřina Uhlířová, Hana Nováková

### Klíčová slova

letecké laserové skenování – vodní hospodářství – výškopis – vodní tok – rozvodnice – DMR 4G – DMR 5G

### Souhrn

Letecké laserové skenování je moderní technologie, která umožňuje získat podrobné informace o zemském povrchu. V současné době vzniká v České republice nový výškopis, který by měl být v celém rozsahu v nižší přesnosti dostupný do konce roku 2012 a ve vyšší přesnosti do konce roku 2015. Vzniklé produkty bude možné využít v široké řadě oborů. Článek tematicky navazuje na předchozí výzkum a popisuje vhodnost nových dat ke zpřesnění rozvodnic povodí a os vodních toků. Rozvodnice jsou vygenerovány pomocí nástroje ArcHydro a jsou porovnány se stávajícími rozvodnicemi v několika lokalitách. Díky dobré zřetelnosti koryt vodních toků v nových datech je možné uvažovat o zpřesnění vrstvy linií vodních toků. Je vytvořena analýza přesnosti a popsány uvažované postupy.

### Úvod

Již od prvních analýz dat nového výškopisu České republiky bylo zřejmé, že tato data předčí polohovou a výškovou přesností výškopisné datové sady používané v současnosti. Základní technologii sběru dat je letecké laserové skenování (dále LLS). Podrobný popis projektu nového výškopisu a jeho produktů je uveden v [1]. Na pracovišti oddělení GIS a kartografie VÚV probíhá od roku 2009 testování výstupů výškopisného mapování ve vztahu k vodnímu hospodářství. Výsledky analýz na téma identifikace příčných překážek ve vodních tocích a porovnání přesnosti dat v korytech vodních toků a přibližných zónách byly již publikovány (nebo jsou připraveny k publikaci) v odborných časopisech (např. [2–4]). Tento článek se zaměřuje na možnost revize dvou vodohospodářských vrstev, a to hranic povodí IV. řádu hydrologického členění a vodních toků. Práce byly podpořeny výzkumným záměrem Ministerstva životního prostředí ČR MZP0002071101 z let 2005–2011.

### Metody a data

Data pro tři lokality na území ČR byla poskytnuta Zeměměřickým úřadem, pracoviště Pardubice. Na prvním území v okolí Dobrušky (47 km<sup>2</sup>) byly v roce 2009 zpracovány zkušební sady dat. Sběr dat proběhl v dubnu a červnu 2008. Od roku 2010 je výzkum soustředěn na data finálního mapování v různé fázi zpracování na lokalitách Polabí (okolí Nymburka) a Jičínska (plocha každé oblasti je 300 m<sup>2</sup>). Popis lokalit je uveden v [4]. V těchto lokalitách byla data sbírána v době vegetačního klidu v listopadu 2009. Dobruška a Jičínsko zastupují podhorské lokality s vyšším podílem lesů a doprovodné vegetace. Naopak Polabí reprezentuje rovinu s menším výskytem doprovodné zeleně. Z hlediska doby skenování představují data z Dobrušky méně kvalitní údaje, protože mimo dobu vegetačního klidu dochází k menší dostupnosti paprsků k terénu přes vegetaci. Skutečnost, že data jsou zkušební, nehraje v analýze přesnosti významnou roli.

Pro obě úlohy byl využit hydrologický nástroj ArcHydro, který je nástavbou ArcGIS Desktop. Princip spočívá v rastrové interpretaci digitálního modelu terénu a modelování základních hydrologických jevů závislých na

terénu (směr odtoku, soustředění odtoku). Výsledkem mohou být odtokové dráhy a hranice povodí [5].

Pro analýzu rozvodnic byla použita sada dat LLS DMR 4G s rozlišením gridu 5 x 5 m [1]. Výšková přesnost této sady je podle typu terénu 0,3–1 m [6]. Vstupem pro výpočty přesnosti toků byla vrstva manuálně kontrolovaných dat třídy „ground“ ve formě mračna bodů. Tento meziprodukt je blízký předchůdce DMR 5G. Na rozdíl od jeho konečné verze u něj nedošlo k proředění sítě bodů, nevýhodou je tedy větší objem dat. Úplná střední chyba výšky těchto dat je 0,18 m v odkrytém terénu a 0,3 m v zalesněném terénu [1].

### Rozvodnice

Rozvodnice jsou myšlené hranice, které vymezují geografické rozhraní povodí vodních toků. V současné době používaná vrstva rozvodnic povodí IV. řádu ve formě polygonů vychází z výškopisného modelu ZABAGED<sup>®</sup> a byla zpracována s využitím podkladů hydrologického členění 1 : 50 000 a 1 : 25 000 ve spolupráci VÚV a Českého hydrometeorologického ústavu.

Vzhledem k nižší přesnosti ZABAGED<sup>®</sup> výškopisu 3D vrstevnic (střední chyba je 0,7–5 m podle typu terénu [1]) se nabízí možnost využít podrobný model terénu dat LLS pro zpřesnění současné vrstvy rozvodnic. Za pomoci hydrologické nadstavby ArcGISArcHydro byla vytvořena nová vrstva rozvodnic (rozlišení rastru 5 m) na území Jičínska i Polabí. Lokalita Dobruška nebyla pro tento účel dostatečně rozlehlá. Současně byly z DMR 4G odvozeny vrstevnice s ekvidistantou 4 m pro porovnání s vrstevnicemi ZABAGED<sup>®</sup>. V tomto článku bude podrobně prezentováno několik případů odlišnosti.

### Osy vodních toků

Vodní toky ZABAGED<sup>®</sup> jsou linií datovou vrstvou, která byla původně digitalizovaná z tiskových podkladů ZM 10 (1995–2004). Od roku 2000 byla Zeměměřickým úřadem v několika cyklech aktualizována, a to zejména podle barevných ortofot a výsledků terénního šetření [7].

Cílem výzkumu na pracovišti VÚV bylo provést analýzu přesnosti dat vodních toků a zvážit možné postupy vedoucí k jejich zpřesnění. V první řadě se jedná o vykreslení os vodních toků, popřípadě břehových hran. Výsledek by zásadně pomohl nejen při aktualizaci vodohospodářských map, ale i pro zpřesnění průběhů malých vodních toků a břehových čar v ZABAGED<sup>®</sup>. V rámci výzkumu bylo ověřováno, zda model terénu vygenerovaný z dat LLS je pro tuto úlohu vhodným podkladem a jaké komplikace je třeba brát v potaz.

V prostředí ArcGIS Desktop byla ze zdrojových dat („ground“) vygenerována vrstva typu „Terrain“. Jedná se o nepravdivou trojúhelníkovou síť (TIN) optimalizovanou pro velký počet bodů. Díky této vrstvě a její symbologii je vytvořen dojem trojrozměrného povrchu terénu. V tomto pohledu je pak možné rozpoznat koryta vodních toků (obr. 1, 2). V některých místech jsou koryta snadno čitelná, v jiných, především u drobných vodotečí, lze trasu toku přibližně odhadnout. Pro prvotní analýzu přesnosti byla osa toku nad vrstvou terénu ručně digitalizována. Podle charakteru koryta a jeho rozlišitelnosti v datech LLS byly jednotlivé úseky rozděleny do tří typů:

1. dobře zřetelné koryto vodního toku nad 4 m šířky,
2. dobře zřetelné koryto drobného vodního toku do 4 m šířky,
3. nezřetelné koryto s odhadovanou trasou.

Zatrubněné úseky koryt a toky v nádržích nebyly do výpočtů zahrnuty.

### Výsledky a diskuse

#### Rozvodnice

Interpretace výsledků z Polabí je poněkud komplikovaná. Území je rovinaté a velmi častým jevem je převod vody z jednoho povodí do druhého. Rozvodnice vygenerované z DMR 4G automatickým postupem většinou s odchylkami do 250 m imitují původní rozvodnice, místy se ale liší výrazněji. Jedním z důvodů jsou větší linií stavby, které DMR 4G bere v úvahu, jak ukazuje obr. 3 v jižní části (nová dálnice D11) a západní části (starší silnice). Složitě definovatelná situace nastává v případě převodů vody (obr. 3 – Sánský kanál).

Výsledky z podhorské oblasti Jičínska jsou zřetelnější a odchylky menší než v Polabí. V rámci terénního průzkumu bylo vytipováno několik lokalit s velkými odchylkami v trase rozvodnic. Zde budou prezentovány dva případy



**Obr. 1.** Vodní tok ZABAGED® a vykreslení osy toku v datech LLS – pro koryto typu 1

**Fig. 1.** Water courses ZABAGED® and the flow axis created from Airborne laser scanning data (ALS) – channel type 1



**Obr. 2.** Vodní tok ZABAGED® a vykreslení osy toku v datech LLS – pro koryto typu 2

**Fig. 2.** Water courses ZABAGED® and the flow axis created from ALS data – channel type 2

– „Bystrice-louka“ a „Panelová cesta-pole“. Z obr. 4 je zřejmé rozdílné vedení rozvodnic původní a nové vrstvy. V obou případech vzniká změna v ploše povodí cca 20 ha.

Na obr. 5 je panoramatický snímek louky v místě označeném na obr. 4 jako „Bystrice-louka“. Podle původní vrstvy rozvodnic je odtok z celé této louky veden do vodního toku Bystrice na levé straně fotografie. Podle nového přesnějšího DMR je břeh Bystrice mírně vyvýšen nad úroveň louky. Převládající směr odtoku vede paralelně s Bystricí a směřuje do jejího pravostanného přítoku.

Druhý případ je v lokalitě označené na obr. 4 „Panelová cesta-pole“. Fotografie na obr. 6 ukazují, že panelová polní cesta je vedena po snižujícím se valu (40–0 cm), který nebude případným povrchovým odtokem v horní části pole překonán a bude celkově usměrněn do stejného recipientu jako odtok z zbytku svahu.

Hlavním důvodem odchylek je rozdílná výšková přesnost a polohová podrobnost morfologie terénu obou výškopisných podkladů. DMR 4G má vyšší prostorovou i výškovou přesnost než podklady, ze kterých byla vytvářena stávající vrstva rozvodnic, proto podrobněji zohledňuje sklonitost terénu a směr povrchového odtoku. Rozdíly jsou nejvíce patrné v rovinatém nebo zalesněném území a poblíž liniových objektů. I když menší terénní nerovnosti DMR 4G vyhlazuje, významnější terénní změny, jako jsou násypy větších silnic a cest či valy na březích vodních toků, model registruje. Dalším příznivým aspektem je také aktuálnost dat DMR 4G, díky čemuž jsou zaznamenány nové komunikace a jiné stavby.

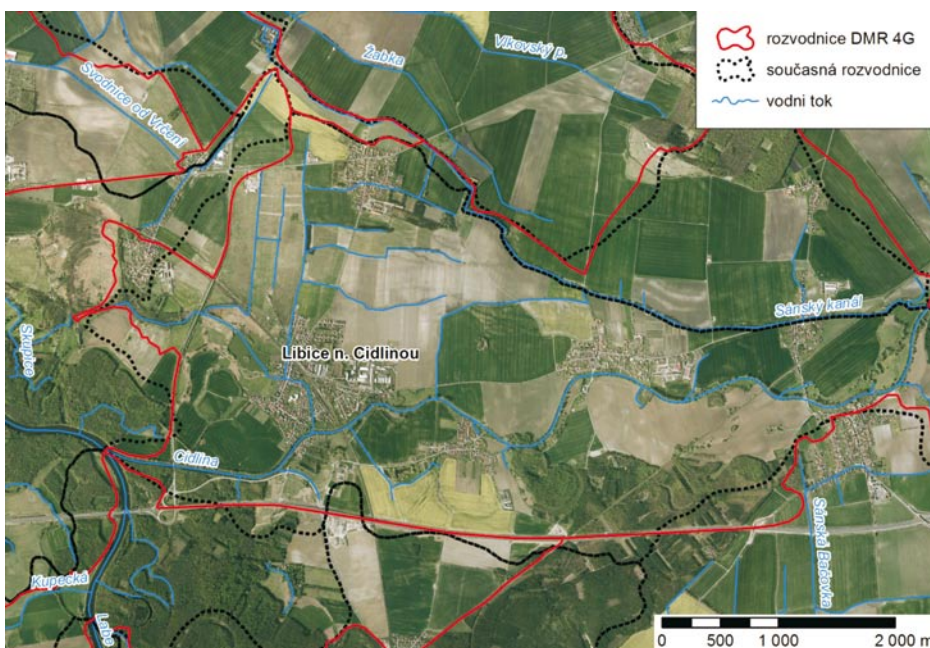
Ačkoli může být řešení rozvodnic vzhledem ke složitosti podmínek v terénu komplikované (převody vody z povodí do povodí, zatrubněné úseky atd.), výzkum naznačuje, že by nová výškopisná data a uvedený nástroj mohly být vhodným zdrojem pro revizi, popř. pro upřesnění vedení rozvodnic ve sporných místech.

Další možností je použití zředeného DMR 5G, který má vyšší prostorovou a výškovou přesnost než DMR 4G a popisuje i méně výrazné terénní změny. Tento produkt nebyl k tomuto účelu testován, neboť nebyl v době výzkumu na celém území k dispozici. Vzhledem k rozloze zkoumaných území a požadované přesnosti je DMR 4G vhodným podkladem.

Ověření správnosti nové vrstvy rozvodnic je bez podrobného a plošně rozsáhlého geodetického zaměření velmi problematické, nicméně udávané přesnosti výškopisů a terénní průzkum hovoří ve prospěch dat LLS.

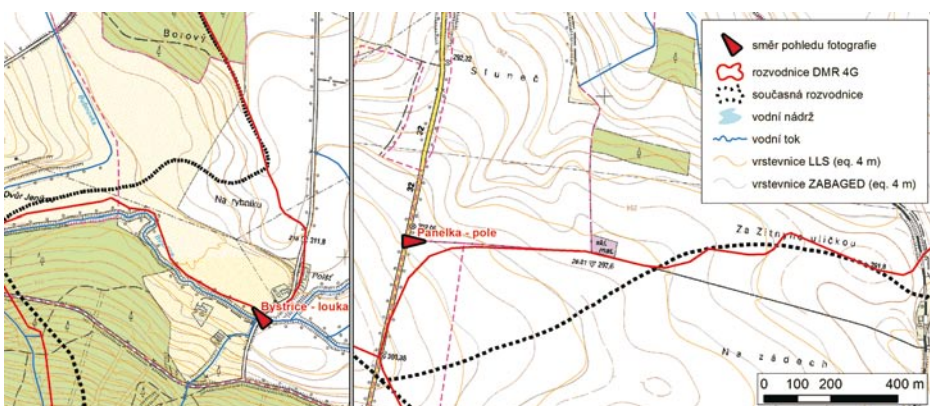
### Osy vodních toků

Cílem úlohy bylo v první řadě porovnání vzdáleností os toků vytvořených z dat LLS a os toků získaných z vrstvy vodních toků ZABAGED®. Celková délka toků ve třech výše uvedených typech je v oblastech dat označených Dobruška, S\_030



**Obr. 3.** Rozvodnice z dat DMR 4G a současně platné rozvodnice (rozvodnice ČHMÚ) – okolí Libice nad Cidlinou

**Fig. 3.** Watershed lines created from the DMR 4G and current watershed lines – Libice nad Cidlinou surroundings



**Obr. 4.** Rozvodnice z dat DMR 4G a současně platné rozvodnice – Jičínsko

**Fig. 4.** Watershed lines created from the DMR 4G and current watershed lines – Jicínko surroundings



**Obr. 5.** Louka na břehu toku Bystrice

**Fig. 5.** The meadow on the banks of Bystrice stream

(Jičínsko) a S\_044 (Polabí) téměř 374 km. Toků typu 1 (nad 4 m šířky) je v řešeném území 145 km (39 %) a toků typu 2 (do 4 m šířky) je přibližně 190 km (51 %). Zbýlých 10 % připadá na toky typu 3 s nezřetelným korytem. Doprovodná vegetace je průměrně zastoupena u 36 % toků, přičemž tato hodnota je silně závislá na lokalitě (Dobruška 60 %, Jičínsko 43 %, Polabí 26 %).

V datech LLS jsou jasně patrná i koryta některých občasných vodotečí, které ve vrstvě ZABAGED® nejsou zakresleny. Jejich podíl je přibližně 1 až 2 % z celkové délky toků.

Analýza byla provedena v prostředí ArcGIS Desktop a MS Excel. Rozdíl v trase příslušných toků byly detekovány v metrových intervalech. Pro různé varianty byla vypočtena průměrná a maximální vzdálenost, směrodatná odchylka a úplná střední chyba. Výpočet úplné střední chyby je uveden např. v Technické zprávě k DMR 4G [8]. Hodnoty vzdálenosti mezi toky z obou datových zdrojů byly rozděleny do pěti intervalů. Porovnána byla procentní zastoupení výskytu bodů v jednotlivých intervalech vzdáleností. V tabulkách 1 a 2 jsou uvedeny výsledky.

Vytvořením vrstvy terénu z podrobných dat LLS byly zjištěny rozdíly ve vedení vodních toků ZABAGED® a koryt vymodelovaných v terénu LLS. Maximální vzdálenost byla 46 m. Úplná střední chyba v poloze os byla 3,5 m u koryt nad 4 m šířky, 3,3 m u koryt menších zřetelných a 4,2 u koryt nezřetelných.

Procentní zastoupení úseků vodních toků s rostoucí chybou prudce klesá. Průměrně je u 47 % ze zkoumaných toků chyba větší než 1 m, u 19 % je větší než 3 m a u 7 % větší než 6 m. V případě toků s doprovodnou vegetací jsou procenta překročení pro jednotlivé chyby výraznější. U 62 % je chyba větší než 1 m, u 33 % větší než 3 m, u 14 % větší než 6 m.

Celkově z výsledků vyplývá, že záměr zpřesnění datasetu vodních toků má své odstatnění, zejména v přítomnosti doprovodné vegetace.

V následujících odstavcích jsou popsány tři uvažované cesty ke zpřesnění dat vodních toků.

První možností, která byla v rámci výzkumných prací již částečně testována, bylo využít existující nástroj pro generování odtokových drah – ArchHydro. Vzhledem k požadované přesnosti je vhodné zvolit rozlišení rastru 1 m. Výsledky výpočtu narážejí na následující problémy. Promítnutí neodfiltrovaných mostů, lávek a jiných překážek na vodních tocích do modelu terénu způsobuje fiktivní překážky, které se vytvořené tok snaží obtéct. Tento problém lze řešit odfiltrováním uvedených objektů z DMT. Databáze objektů bývají často nekompletní, a tak odstranění chybných překážek není úplné a je potřeba manuální editace, která není ve velkém rozsahu efektivní. Druhý problém je, že nadmořské výšky DMT v korytě nereflktují dno, ale přibližnou hladinu toku, takže při modelování je hloubka koryta menší než ve skutečnosti a při vyrovnávání prohlubní, které je v tomto procesu nezbytným krokem, dojde lehce k přelíti koryta a odklonu odtokové dráhy. Třetím problémem jsou místa pramenů, která jsou v modelu ArchHydro daná velikostí sběrné plochy, což se liší od skutečnosti a také od v současnosti používaného datasetu vodních toků. Dalšími komplikacemi jsou zatrubněné úseky toků, upravené toky mimo údolnici a občasně toky. Poloautomatická a manuální editace před zahájením výpočtu může některé z problémů vyřešit, nicméně ani poté nejsou výsledky uspokojivé a je potřeba další editace, například osa toků díky rastrovému přístupu zpravidla neprochází středem koryta.

Druhá varianta spočívala v automatizované úpravě stávajícího datasetu vodních toků. Postup je založen na posunu vrcholů linií stávající sítě vodních toků podle terénu LLS, což konkrétně znamená umístit osu toku do osy koryta nebo údolnice. Součástí by bylo vytvoření břehových hran. Vyvinutí vlastního programu by bylo poměrně komplikované, protože by naráželo na již zmíněné problémy (mosty, hráze, upravené toky mimo údolnici) a další, které se týkají nezkoumaných typů toků (např. bystřiny s balvanitým korytem). Kromě toho by jeho výsledky byly výrazně limitovány kvalitou dat LLS, kdy má vliv doba skenování. V případě břehů zarostlých vegetací mohou být data kolem koryta zakreslená a břehové oblasti nezřetelné. Nedílnou součástí by musela být automatická i manuální kontrola výsledků.



**Obr. 6.** Panelová polní cesta  
**Fig. 6.** Panel road between fields

**Tabulka 1.** Charakteristiky vzdáleností mezi toky LLS a ZABAGED® v oblastech S\_030 a S\_044 rozdělené podle typu a přítomnosti doprovodné vegetace

**Table 1.** Characteristics of the distance between ALS streams and current (ZABAGED®) streams in areas S\_030 and S\_044; sorted by the channel type and presence of accompanying vegetation

Oblast/typ koryta/vegetace	Délka [km]	Průměr [m]	Směrodatná odchylka [m]	Úplná střední chyba [m]	Maximum [m]
<b>Dobruška</b>	<b>53,09</b>	<b>3,39</b>	<b>4,16</b>	<b>5,37</b>	<b>46,01</b>
<b>typ 1</b>	<b>22,00</b>	<b>4,11</b>	<b>4,28</b>	<b>5,94</b>	<b>28,42</b>
bez vegetace	3,63	2,62	3,26	4,18	20,24
s vegetací	18,37	4,41	4,39	6,23	28,42
<b>typ 2</b>	<b>27,25</b>	<b>2,92</b>	<b>4,08</b>	<b>5,01</b>	<b>46,01</b>
bez vegetace	13,99	2,33	3,69	4,37	33,36
s vegetací	13,26	3,53	4,37	5,62	46,01
<b>typ 3</b>	<b>3,85</b>	<b>2,55</b>	<b>3,35</b>	<b>4,21</b>	<b>20,83</b>
bez vegetace	3,12	2,08	2,99	3,65	20,83
s vegetací	0,72	4,55	4,01	6,06	20,45
<b>S_030 (Jičínsko)</b>	<b>104,12</b>	<b>1,68</b>	<b>2,54</b>	<b>3,05</b>	<b>32,06</b>
<b>typ 1</b>	<b>37,77</b>	<b>1,80</b>	<b>2,00</b>	<b>2,69</b>	<b>15,69</b>
bez vegetace	14,07	1,10	1,38	1,76	15,69
s vegetací	23,70	2,22	2,19	3,12	14,98
<b>typ 2</b>	<b>44,62</b>	<b>1,67</b>	<b>2,25</b>	<b>2,80</b>	<b>27,21</b>
bez vegetace	29,91	1,20	1,59	1,99	14,92
s vegetací	14,71	2,62	2,96	3,96	27,21
<b>typ 3</b>	<b>21,74</b>	<b>1,51</b>	<b>3,67</b>	<b>3,97</b>	<b>32,06</b>
bez vegetace	14,89	1,31	2,87	3,16	32,06
s vegetací	6,85	1,96	4,96	5,33	30,01
<b>S_044 (Polabí)</b>	<b>216,48</b>	<b>1,66</b>	<b>2,63</b>	<b>3,11</b>	<b>38,91</b>
<b>typ 1</b>	<b>85,31</b>	<b>1,28</b>	<b>2,72</b>	<b>3,01</b>	<b>36,00</b>
bez vegetace	69,74	1,05	2,59	2,79	36,00
s vegetací	15,56	2,32	3,05	3,83	32,60
<b>typ 2</b>	<b>118,45</b>	<b>1,95</b>	<b>2,27</b>	<b>3,00</b>	<b>35,11</b>
bez vegetace	80,41	1,64	1,87	2,48	34,21
s vegetací	38,04	2,62	2,84	3,86	35,11
<b>typ 3</b>	<b>12,73</b>	<b>1,54</b>	<b>4,28</b>	<b>4,55</b>	<b>38,91</b>
bez vegetace	9,24	1,43	4,16	4,40	38,91
s vegetací	3,49	1,83	4,57	4,93	30,40
<b>Celkem</b>	<b>373,70</b>	<b>1,91</b>	<b>2,94</b>	<b>46,01</b>	<b>46,01</b>

Poslední možností je manuální editace stávajícího datasetu toků podle stínovaného, barevně škálovaného DMR 5G se současnou kontrolou nad aktuálními ortofotosnímky. Tato možnost se v současné době jeví jako nejjednodušší a nejjistější řešení. Současně by mohly být editovány břehové hrany toků.

## Závěr

Výzkum dat LLS prokázal významnost vytvoření nového výškopisu a ukázal jeho potenciál při zpřesňování datových sad s vodohospodářskou tematikou. Kromě povodňového plánování a identifikace příčných překážek mohou být data využita pro revizi vrstvy rozvodnic a pro přesnější vytýčení trasy vodních toků. Grafické výsledky ze všech výzkumů jsou v podobě tematických map s odborným obsahem dostupné na webových stránkách [9].

V případě rozvodnic byl v analýzách aplikován produkt LLS DMR 4G, který má nižší rozlišení než koncový produkt DMR 5G. Jeho využití je vzhledem k objemům dat a požadované přesnosti vhodné a umožňuje popsat odtokové poměry lépe než stávající datové podklady. Výhody podrobnějšího vykreslení morfologie terénu vyniknou především v místech s nízkým sklonem, s lesním porostem či v blízkosti větších terénních hran.

Ačkoli jsou osy vodních toků průběžně aktualizovány, data LLS umožňují plošně popsat trasu toků i v místech, která nejsou v ortofotosnímcích patrná, a to v případě toku v zalesněném území, nebo s hustou doprovodnou vegetací nebo v místech, která jsou kvůli nedostatečnému rozlišení nebo vadě snímku nečitelná. Z výsledků vyplývá, že pro mapy v malých měřítkách nejsou

**Tabulka 2.** Procentní rozložení vzdáleností os toků z dat LLS od os toků ZABAGED\*  
**Table 2.** Percentage distribution of distances between ALS streams and current (ZABAGED\*) streams

Oblast	Dobruška		S_030 (Jičínsko)		S_044 (Polabí)	
Typ koryta/ chyba [m]	Délka toku [km]	Zastoupení [%]	Délka toku [km]	Zastoupení [%]	Délka toku [km]	Zastoupení [%]
<b>typ 1</b>	<b>22,00</b>	<b>41,44</b>	<b>37,77</b>	<b>36,27</b>	<b>85,31</b>	<b>22,00</b>
0-1	5,22	23,72	19,22	50,88	57,60	5,22
1-3	6,31	28,68	10,96	29,03	18,99	6,31
3-6	5,26	23,91	5,72	15,14	5,67	5,26
6-15	4,56	20,74	1,87	4,95	2,27	4,56
nad 15	0,65	2,95	0,01	0,01	0,78	0,65
<b>typ 2</b>	<b>27,25</b>	<b>51,32</b>	<b>44,62</b>	<b>42,85</b>	<b>118,45</b>	<b>27,25</b>
0-1	11,11	40,78	24,55	55,02	51,62	11,11
1-3	8,01	29,41	12,82	28,74	42,34	8,01
3-6	4,15	15,23	4,90	10,98	17,94	4,15
6-15	3,29	12,06	2,24	5,03	6,25	3,29
nad 15	0,69	2,53	0,11	0,24	0,30	0,69
<b>typ 3</b>	<b>3,85</b>	<b>7,24</b>	<b>21,74</b>	<b>20,87</b>	<b>12,73</b>	<b>3,85</b>
0-1	1,78	46,24	15,72	72,32	9,76	1,78
1-3	1,08	28,11	3,12	14,34	1,36	1,08
3-6	0,40	10,38	1,37	6,31	0,75	0,40
6-15	0,53	13,89	1,07	4,92	0,55	0,53
nad 15	0,05	1,38	0,46	2,12	0,32	0,05
<b>Celkem</b>	<b>53,09</b>	<b>100</b>	<b>104,12</b>	<b>100</b>	<b>216,48</b>	<b>100</b>

tyto rozdíly zásadní. Ovšem při nárocích na vyšší přesnost trasy vodního toku mohou být data LLS vhodným podkladem pro aktualizaci datasetu vodních toků. Další možnosti uplatnění v této oblasti jsou trasy občasných vodotečí, které lze v datech LLS dobře rozeznat. Byly popsány tři různé postupy zpřesnění vodních toků včetně zásadních očekávaných komplikací. Výsledná pracnost a náročnost jednotlivých procesů je těžko odhadnutelná.

Jak vyplývá ze všech provedených výzkumů v této oblasti, data LLS jsou moderním podkladem pro práci kartografů, analytiků GIS systémů, ale i pro další obory v oblasti vodního hospodářství.

#### Poděkování

Výzkum možností využití dat leteckého laserového skenování ve vodním hospodářství proběhl v rámci výzkumného záměru Ministerstva životního prostředí České republiky číslo MZP0002071101 s názvem Výzkum a ochrana hydrosféry – výzkum vztahů a procesů ve vodní složce životního prostředí, orientovaný na vliv antropogenních tlaků, její trvalé užívání a ochranu, včetně legislativních nástrojů (2005–2011).

#### Literatura

- [1] Brázdil, K. (2009) Projekt tvorby nového výškopisu území České republiky. *Geodetický a kartografický obzor*, roč. 55/97, 2009, č. 7, s.145–151.
- [2] Uhlířová, K. a Zbořil, A. (2009) Možnosti využití laserového snímání povrchu pro vodohospodářské účely. *VTEI*, č. 6, s. 11–15, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2009.
- [3] Uhlířová, K. a Nováková, H. (2011) Využití dat leteckého laserového skenování ve vodním hospodářství – identifikace příčných překážek v korytě vodního toku. *VTEI*, č. 6, s. 5–8, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2011.

- [4] Uhlířová, K. a Nováková, H. (2012) Využití dat leteckého laserového skenování v příbřežních zónách jako podklad pro vymezení záplavových území. *Vodní hospodářství*, č. 3., s. 82–86.
- [5] [online] URL: <[http://blogs.esri.com/Dev/blogs/hydro/archive/2011/10/12/Arc-Hydro-Tools-Version-2.0-Are-Now-Available\\_2100\\_.aspx](http://blogs.esri.com/Dev/blogs/hydro/archive/2011/10/12/Arc-Hydro-Tools-Version-2.0-Are-Now-Available_2100_.aspx)> [cit. 2012-01-31].
- [6] Šíma, J. (2011) Příspěvek k rozboru přesnosti digitálních modelů reliéfu odvozených z dat leteckého laserového skenování celého území ČR. *Geodetický a kartografický obzor*, č. 5, s. 101–106.
- [7] [online], URL: <<http://geoportal.cuzk.cz/%285%28arwoafnzpjgijyg1wre1v55%29%29/Default.aspx?mode=TextMeta&metaDataID=CUZK-ZABAGED-VP&metadataXSL=full&side=zabaged>> [cit. 2012-01-31].
- [8] [online], URL: <[http://geoportal.cuzk.cz/Dokumenty/TECHNICKA\\_ZPRAVA\\_DMR\\_4G\\_15012012.pdf](http://geoportal.cuzk.cz/Dokumenty/TECHNICKA_ZPRAVA_DMR_4G_15012012.pdf)> [cit. 2012-01-31].
- [9] [online], URL: <<http://www.dibavod.cz/index.php?id=89>> [cit. 2012-01-31].

Ing. Kateřina Uhlířová, Ph.D.,  
 Ing. Hana Nováková, Ph.D.  
 VÚV TGM, v.v.i., Praha  
 tel.:+420 220 197 345, uhlirova@vuv.cz  
 Příspěvek prošel lektorským řízením.

*The potential of airborne laser scanning data for revision of watershed lines and water courses datasets (Uhlířová, K.; Nováková, H.)*

#### Key words

airborne laser scanning – water management – altimetry – watercourse – watershed line

**Airborne laser scanning is a modern technology which helps us to gather detailed information about Earth surface. Nowadays, the new altimetry mapping runs in the Czech Republic using this new method. Products of whole area should be finished till the end of 2012 in case of lower accuracy (resp. till the end of 2015 in case of higher accuracy). Newly emerged products could be used in wide spectrum of branches. The article follows in previous research and describes the potential of new data for watershed line and water course accuracy improvement.**

**Watershed lines were generated using ArcHydro tool and were compared to current ones in several localities. The refined digital terrain model enables to revise watershed lines, primarily in places where an accuracy of current altimetry data was not sufficient (forest areas, low slope localities and close to a terrain edge).**

**A watercourse axes layer could be made more accurate due to the clear visibility of water channels in the new dataset. The accuracy analysis is made. The greatest differences are in areas with lush vegetation. Three considered attitudes to aim higher accuracy are described including expected complications. Implementation shall not be easy.**

## ZKUŠENOSTI ZE SLEDOVÁNÍ KVALITY VODY MALÝCH TOKŮ POMOCÍ ŘAS A SINIC NARŮSTAJÍCÍCH NA SUBSTRÁTECH

Jiří Heteša, Petr Marvan, Milena Forejtníková

#### Klíčová slova

fytoENTOS – fytoperifyton – indikátorové organismy – nárostové substráty – metodika odběru a zpracování – antropogenní vlivy

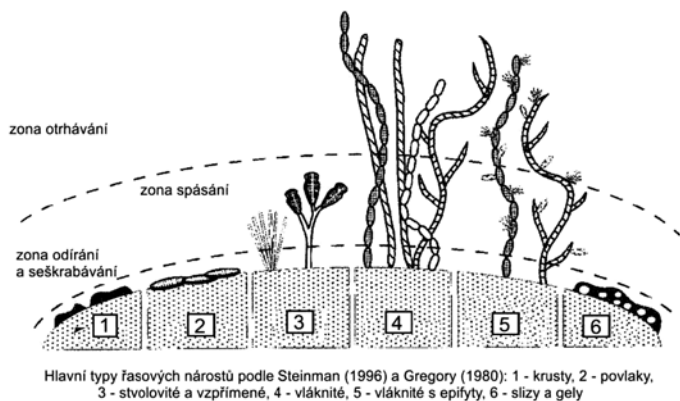
#### Souhrn

**Součástí hodnocení ekologického stavu vodních útvarů tekoucích vod je podle Rámcové směrnice z roku 2000 i společenstvo fytoentosu. Tradiční saprobiologické hodnocení má při správné interpretaci výsledků dosud velký potenciál, je však třeba dále rozšiřovat znalosti o nárostových společenstvech, aby mohly být lépe stanoveny příroze-**

**né i antropogenně ovlivněné stavy. Předkládaný příspěvek popisuje postupy, které byly zkoušeny pro kvantifikaci nárůstů na zvolených lokalitách dlouhodobě i v přesně stanoveném období a také možnosti sledování dynamiky růstu nárůstů a sukcese druhů při použití umělé vložené podkladů. Pro tyto práce byly vyvinuty technické nástroje a pomůcky, které se v praxi dobře osvědčily a je možno je doporučit pro další využití. Dále bylo nutno upravit i některé laboratorní postupy, největší problémy představovalo správné stanovení množství chlorofylu a z přesně vymezené plochy povrchu. V příspěvku je popsáno využití zvolených postupů na několika menších tocích v povodí Moravy a Dyje, včetně výsledků a jejich hodnocení ve vztahu k antropogenním vlivům v povodí nad odběrným místem.**

#### Úvod

V rámci projektu byly sledovány malé potoky v zemědělské krajině s různým způsobem a různou intenzitou obhospodařování. Kromě fyzikálně-chemických parametrů bylo prováděno i algologické šetření se snahou indikovat změnu kvality vody v tocích pomocí analýzy sinic a řas narůstajících na substrátech, ať už přírodních (kameny v toku), nebo umělých (dlaždice a fólie vkládané do toku na dobu jednoho měsíce). Získané výsledky byly dávány do souvislosti se způsobem využívání území nad sledovanou lokalitou.



**Obr. 1.** Schematické znázornění různých typů nárostů a jejich sukcese (Szabó aj., 2008)

**Fig. 1.** Diagram of various phytobenthos increases and their succession (Szabó et al., 2008)

Snahy o využití nárostových řas a sinic jako indikátorových organismů stále sílí a vedou k dalšímu propracování metodiky jejich studia. Proti živočišným zástupcům, kteří mají možnost při překročení limitní hranice indikovaného faktoru změnit stanoviště (jsou stenoekní), jsou rostlinní zástupci vesměs nadáni větší přizpůsobivostí měnícím se podmínkám, což je ovšem z hlediska indikace vlastností nevýhodná, neboť snižuje jejich citlivost (jsou euryekní). Přesto se mezi nimi nachází řada citlivých indikátorových druhů. Největší pozornost z tohoto hlediska si zasloužily právě rozsivky, jejichž ekologie je ze všech taxonomických skupin řas nejlépe propracována a které na všech habitatech nacházíme v dostatečném množství pro zpracování a determinaci. Navíc tu přistupuje možnost uchovávat dokladový materiál, neboť se schránky rozsivek snadno preparují pro zhotovení trvalých preparátů.

Osidlování substrátů nárostovými organismy vykazuje zřetelnou sukcesí (obr. 1). Jako první se přichycují organismy se sliznatou buněčnou stěnou, které se nalepí na jakýkoli substrát, tedy i na hladké sklo. V tom vynikají především bakterie. Tak vzniká biofilm, na který se pak nalepují buňky nejmenších druhů řas a sinic. Tato kolonizační fáze trvá obvykle deset dnů. Po ní nastupují rozsivky a ještě později vláknité řasy (Szabó aj., 2008; Herder-Brouwer, 1975; Punčochář a Desortová, 1982). Studium těchto jevů je obtížné, problémem je neprůhledný substrát a mnohovrstevnatost nárostů. Neprůhlednost substrátu se daří částečně eliminovat v případech, že se jako substrát použije sklo (stojaté vody), nebo fólie (stojaté i tekoucí vody). I když se nárostové řasy a sinice na fólii ochotně přichytávají a rostou, nemůžeme u fólie vyloučit vliv jejího chemického složení.

### Metodika

Metodika studia nárostů ve vodních tocích je poněkud odlišná od metodiky pro vody stojaté, zabývá se problémy používání umělých a přírodních substrátů, způsobů jejich instalace a délky expozice, oddělení nárostů od substrátů z definované plochy, kvalitativní a kvantitativní analýzou nárostů.

Vzhledem k obtížnosti vyhodnocování nárostů na přírodních substrátech, ležících v toku neznámou dobu, používá většina výzkumníků substráty umělé, vkládané do toku na definované období (obr. 2). I když se ve většině případů potvrdilo, že složení i biomasa na umělých substrátech vykazují odlišnosti proti substrátům přírodním, nikdy nebyly tyto odchylky tak významné, aby badatelé od používání umělých substrátů upustili. Nikde se např. dosud nepotvrdilo, že by některé taxonomické skupiny organismů umělé substráty zcela opomíjely, neuchycovaly se na nich či na nich zastavovaly růst. Asi nejčastěji byly používány dlaždice z pálené hlíny neglazované i glazované, plexisklo (organické sklo), sklo, měkký i tvrdý PVC, břidlice (Antoine a Benson-Evans, 1986; Macan a Kitching, 1976; Tiano, Accolla a Tomaselli, 1995; Lowe a Gale, 1980; Bergey, 2008; Ertl, 1971). K výpočtu biomasy nárostů řas a sinic se obvykle používá stanovení chlorofylu-a v nárostech seškrabaných z určité plochy substrátu, což jsme aplikovali i v naší metodice.

Pro odběr vzorků jsme vypracovali vlastní metodiku, která nám umožňovala kvantitativní odběr nárostů z plochy 10 či 20 cm<sup>2</sup>, ať už z dlaždice nebo kamene. Potřebná zařízení podle našich požadavků a připomínek (tubus, upínací zařízení, kolíčku) navrhl a vyrobil Ing. Miloš Kloupar. Na polyetylénových (PE) fóliích jsme mohli přímo pod mikroskopem (bez seškrabávání) sledovat pokrývnost a způsob porůstání substrátu jednotlivými zástupci fyto-bentosu.

Dlaždice o rozměrech 6,5 x 25 cm byly vkládány do toku společně s PE sáčky o rozměrech 12 x 19 cm a pomocí drátu přivázány ke kolíku zatlučenému v břehu nad hladinou. Tam, kde hrozilo zanášení sedimentem, jsme plochou dlaždicí podkládali ještě dlažební kostkou, abychom ji dostali alespoň 5 cm nad úroveň dna.

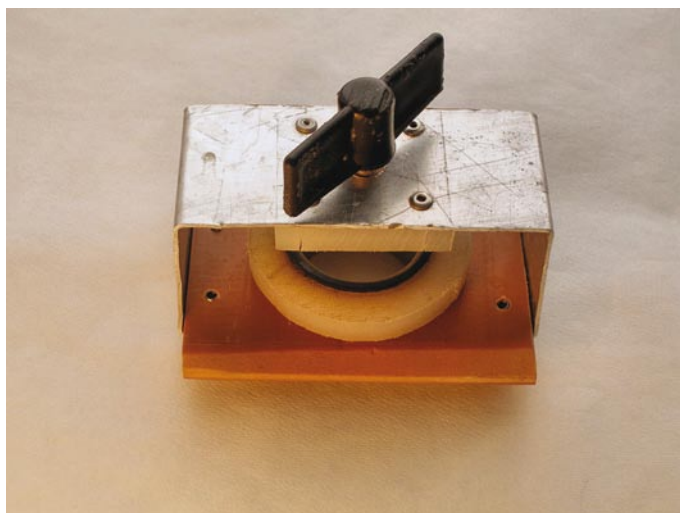
Po vylovení na konci expoziční doby jsme dlaždici opatřili gumovými koncovkami a vložili do transportního pouzdra (obr. 3). Gumové koncovky



**Obr. 2.** Instalace nárostových substrátů do toku  
**Fig. 2.** Installation of artificial substrate in the stream



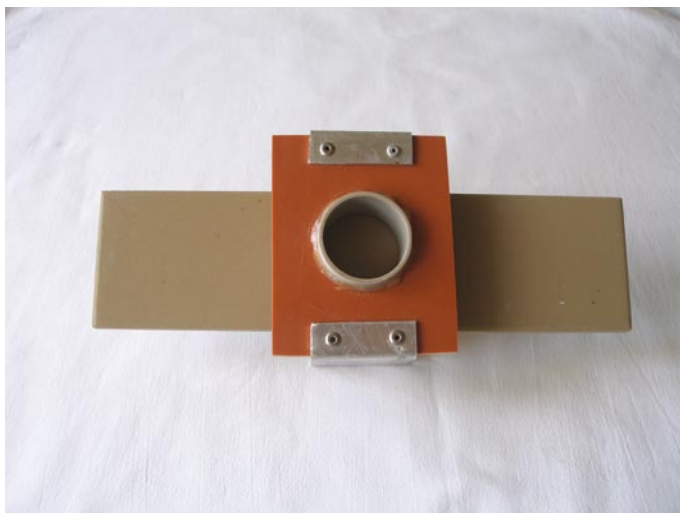
**Obr. 3.** Dlaždice s nárostem opatřená gumovými koncovkami  
**Fig. 3.** Overgrown floor tile with rubber plugs



**Obr. 4.** Tubus s upínacím zařízením podle Kloupara, spodní strana  
**Fig. 4.** Tube with a clamping device according to Kloupar, bottom side

bránily vzájemnému dotyku dlaždic, což umožňovalo přepravovat čtyři dlaždice v jednom pouzdře. V transportním pouzdře byla umístěna vložka nasáknutá vodou, která bránila vysychání nárostů na dlaždici. Fólie byly vkládány do menších pouzder, každá samostatně.

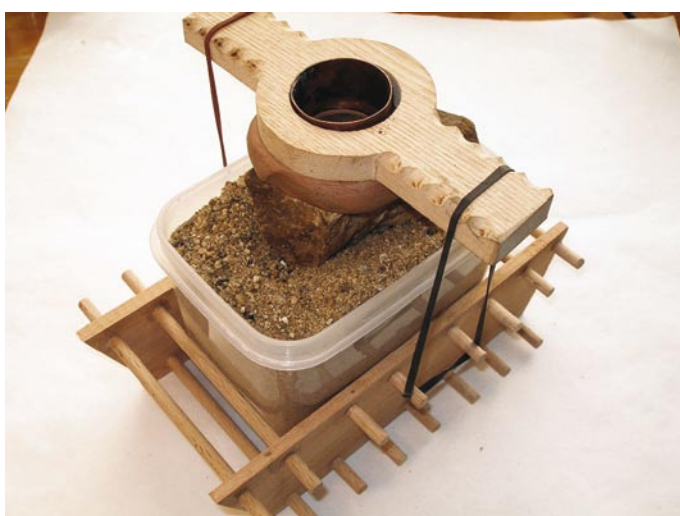
Po přenosu do laboratoře jsme vložili dlaždici do speciálního upínacího zařízení podle Kloupara (obr. 4 a 5), jehož horní tubus jsme naplnili cca 5–10 ml vody a pomocí elektrického šroubováku s kartáčovou koncovkou jsme nárost seškrabávali (obr. 6). Seškrabávaný nárost se uvolňoval do vody v tubusu a odtud byl sléván do připravené vzorkovnice. V dolní části nasedající na dlaždici je tubus opatřen gumovým těsněním, které brání úniku vody a seškrabaného nárostu. Tubus je zhotoven tak, aby vymezoval na dlaždici plochu 10 cm<sup>2</sup>. Kartáčová koncovka je zhotovena z tvrdšího kartáčku na zuby



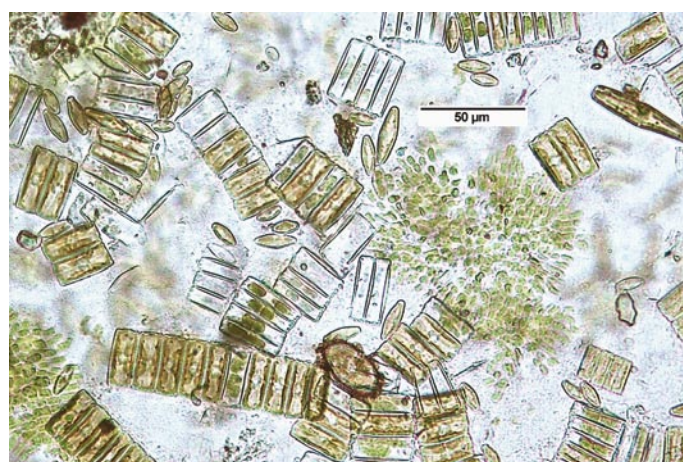
**Obr. 5.** Tubus s upnutou dlaždicí, horní strana  
**Fig. 5.** Tube with floor tile, upper side



**Obr. 6.** Šroubovák s nasazeným kartáčkem  
**Fig. 6.** Screwdriver with attached brush



**Obr. 7.** Kámen upnutý v kolíbkce podle Kloupara, s nasazeným tubusem  
**Fig. 7.** Stone strapped in Kloupar's crib with attached tube



**Obr. 8.** Nárůst řas pozorované přímo na nárostové fólii (rozsivky a zelené řasy)  
**Fig. 8.** The increase of algae observed directly on the transparent film (diatoms and green algae)

a kartáč sestřížen na výšku 3–4 mm, aby byla zvýšena jeho tuhost. U slabě porostlých dlaždic jsme odebírali nárost z plochy 20 cm<sup>2</sup>.

Pro získání nárůstů z kamenů jsme volili jinou techniku. Každý kámen byl uložen samostatně do PE sáčku s trochou vody. U tohoto přírodního substrátu s nepravidelným utvářením povrchu jsme museli použít jiné zařízení – upínací kolíbkcu podle Kloupara. V pískovém loži kolíbkcy byl kámen usazen tak, aby plocha s nárůstem byla nahoře přibližně ve vodorovné poloze (obr. 7). Tubus byl na spodní straně těsněn plastelinou (formelou) a pomocí dřevěného oka a gumiček pevně přitážen k ploše kamene s nárůstem. Další postup byl stejný jako u dlaždic.

Seškrabaný nárost byl pak ve vzorkovnicích zmrazen a uchováván při teplotě -18 °C. Po posledních odběrech byly vzorky rozmrazeny, homogenizovány ultrazvukem a dále zpracovávány jako vzorek vody s přepočtem na definovanou plochu.

Z fólie byl po přenesení do laboratoře vystřížen čtvereček o ploše cca 1–2 cm<sup>2</sup> a prohlížen pod mikroskopem (obr. 8, 9). Ze zbylé plochy fólie byl pak získáván materiál pro další zpracování, zejména determinaci. Odběr z definované plochy fólie pro stanovení chlorofylu-a jsme neprováděli.

### Výsledky výzkumu

Ve všech sledovaných vodotečích vyplývala většina problémů aplikace umělých substrátů z velmi kolísavého průtoku, který se měnil až v řádových hodnotách. Na odtoku z rybníků klesal téměř až na nulové hodnoty při úplném utěsnění pozeráku, na melioračních strouhách pak narůstal deseti až stonásobně po příválových deštích. Z uvedeného je tedy zřejmé, že metodu vkládání umělých substrátů do malých vodotečí lze použít jen v těch případech či časovém období, kdy průtok ve vodoteči silně nekolísá, což při požadavku měsíční expozice není snadno splnitelná podmínka. Nejčastěji také docházelo k následujícím problémům:

- zanesení a překrytí dlaždice sedimentem,
- vyvržení dlaždice na břeh,



**Obr. 9.** Nárůst seškrabaný s kamene (ruducha *Audouinella*) (obr. 2–9 – foto J. Heteša)  
**Fig. 9.** The increase scraping from stone (red algae *Audouinella*) (Fig. 2–9 – photo J. Heteša)

- utržení dlaždice příválovou vodou nebo jejím vytažením zvědavými dětmi či rybáři,
- obnažení dlaždice při silném poklesu hladiny vody.

Vyvržení dlaždice na břeh jsme se snažili čelit připevněním dlaždice na cca 10 cm vysokou dlažební kostku, avšak v některých případech jsme takto nezabránili zanesení sedimentem. Jako náhradní substrát v tomto případě posloužil PE sáček připevňovaný na drát nad dlaždicí, který se volně vznášel

v proudící vodě a na něž řasy a sinice také dobře narůstaly. Ani zde jsme se však neubránili ztrátám v důsledku odtržení sáčku od drátu.

V tocích s kamenitým dnem jsme odebírali nárůst z kamenů o velikosti 5–15 cm. Takto získaný materiál však nebylo možné srovnávat s materiálem z dlaždic či PE sáčků, neboť společenstvo na kamenech se vytvářelo po mnoho měsíců či roků, zatímco společenstvo na dlaždicích a sáčcích jen jeden měsíc od expozice.

Nově navržená a v průběhu projektu zkoušená technická zařízení se vesměs osvědčila. Převážení dlaždic v pouzdech a seškrabávání nárůstů v laboratoři nám umožnilo pracovat efektivněji, aniž bychom snížili vitálnost nárostových organismů. Významným zjištěním byla úspěšnost použití průhledné PE fólie jako nárostového substrátu, neboť umožnila prohlížet substrát a živé nárosty v původním stavu, zjišťovat jejich strukturu, architekturu a procesy sukcese ve vytvářejícím se nárostovém společenstvu. Osvědčilo se též zařízení pro získávání nárůstů z přírodních substrátů, zejména kamenů. Kolíbka s pískovým ložem, navržená Ing. M. Klouparem, nám umožnila upevnit a utěsnit tubus pro seškrabávání ve vodorovné poloze i na velmi nerovném povrchu. Dosud nevyřešeny zůstávají metodické problémy kolem zjišťování biomasy stanovením chlorofylu-a.

### Charakteristika sledovaných lokalit

Pro aplikaci výše uvedených postupů byly vybrány potoky v povodí Moravy a Dyje s velmi rozdílnou charakteristikou odběrných lokalit i příslušného povodí. Při každé návštěvě lokality byly měřeny základní fyzikálně-chemické parametry a byl odebrán vzorek vody pro chemický rozbor v laboratoři. Každá lokalita byla navštívena 8–10krát v období červen 2009 až září 2010. Souhrnné výsledky biologického i chemického sledování jsou uvedeny v *tabulce 1*. Podrobný přehled nalezených taxonů včetně jejich hojnosti při jednotlivých odběrech a výsledné biotické indexy jsou uvedeny v (Heteša, J. a Marvan, P., 2009). Výsledky chemického sledování pro jednotlivé odběrové termíny jsou k dispozici v práci (Forejtníková, M. aj., 2010).

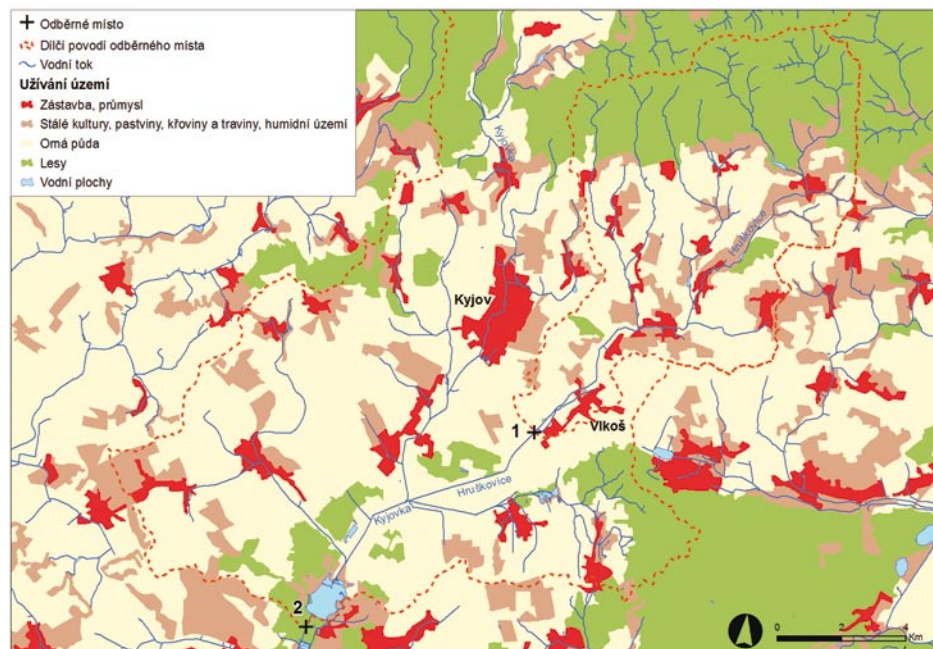
Potenciální antropogenní vlivy a charakteristika povodí příslušejícího sledované lokality byly posouzeny pomocí leteckých a družicových snímků a nástrojů GIS. Na *obr. 10* je výšek z mapy, který dokladuje převážně zemědělský charakter povodí příslušejícího lokalitám Hruškovice u Skoronic a Kyjovka pod Jarohněvickým rybníkem. Kontrastují s nimi povodí příslušející lokalitám na úpatí Králického Sněžníku na potocích Senince a Stříbrnici zachycená v mapě na *obr. 11*. Tato povodí jsou převážně zalesněná a zemědělská půda je využívána jako pastvina.

#### Hruškovice-u Skoronic

Nížinný potok s bahnitým dnem, stíněný keři a vysokou trávou. Vyskytují se jen alkalifilní a alkalibiontní druhy, vesměs indikující zvýšenou trofii vody. Převažují zástupci 2. třídy čistoty: sinice *Phormidium tergestinum*, zelená řasa *Cladophora glomerata* a rozsivky *Amphora pediculus*, *A. ovalis*, *Cymbella tumida*, *Navicula avenacea*, *N. tripunctata*, *N. gregaria*, *N. menisculus*. Na zvýšené znečištění pak upozorňuje *Navicula goeppertiana* a *N. veneta*. Objevuje se tu i řada zástupců fytoplanktonu jak z rozsivek, tak ze zelených kokálních řas, což by ukazovalo na jejich vnikání z nějaké nádrže na horním toku. Hodnoty pH při všech odběrech překračovaly hodnotu 7, dusičnany byly zachyceny v poměrně příznivých hodnotách, avšak amonné ionty nárázově vykazují vysoké hodnoty. Erozní smyvy z orné půdy mohou být důvodem vysokých maximálních hodnot celkového fosforu, neboť byly zachyceny ve stejném termínu jako maximální hodnota pro zákal. Průběžně vysoké hodnoty koncentrací tohoto ukazatele jsou pak spíše důsledkem hustého osídlení v příslušném povodí nad odběrným profilem.

**Tabulka 1.** Přehled výsledných hodnot pro vybrané lokality  
**Table 1.** Resulting values overview for selected locations

Č.	Lokalita	Saprobni index	Saprobna nárůstů	pH ter.	Amonné ionty	NO <sub>3</sub>	Zákal	P <sub>celk.</sub>	
		medián	-	-	mg/l	mg/l	ZF	mg/l	
1	Hruškovice u Skoronic	min.	1,87	β-mezosaprobna	7,78	0,29	0,68	12,6	0,16
		max.	2,06		8,54	3,24	21,70	264,0	0,92
		průměr	2,00		8,05	0,94	12,41	84,1	0,37
2	Kyjovka-pod Jarohněvickým rybníkem	min.	2,00	β-mezosaprobna	7,71	0,04	< 0,15	16,8	0,13
		max.	2,33		8,57	0,80	17,20	68,1	0,36
		průměr	2,12		8,10	0,27	10,60	46,9	0,23
3	Kašnice	min.	1,82	β-mezosaprobna	7,30	0,07	< 0,15	3,1	0,04
		max.	2,18		8,25	0,27	387,00	764,0	0,58
		průměr	1,97		7,93	0,15	73,51	136,2	0,20
4	Olešná-nad obcí Zubří	min.	1,42	β-mezosaprobna	6,80	0,03	19,60	2,3	0,06
		max.	1,73		7,62	0,27	29,00	11,4	0,15
		průměr	1,54		7,15	0,10	23,40	7,0	0,10
5	Olešná-pod obcí Zubří	min.	1,49	β-mezosaprobna	6,90	0,03	22,30	4,7	0,06
		max.	1,79		7,59	0,95	39,10	14,1	0,26
		průměr	1,61		7,22	0,34	31,31	7,4	0,16
6	Stříbrnice-nad pastvinami	min.	0,77	oligosaprobna	6,82	< 0,02	1,21	< 2	0,02
		max.	1,10		7,50	0,03	3,65	7,81	0,07
		průměr	0,95		7,06	0,02	2,03	4,70	0,07
7	Stříbrnice-pod pastvinami	min.	1,22	oligosaprobna	7,01	< 0,02	2,81	2,13	0,02
		max.	1,43		7,60	0,10	6,77	117,0	0,26
		průměr	1,32		7,32	0,04	3,81	18,54	0,08
8	Seninka-ústí	min.	0,68	oligosaprobna	6,40	< 0,02	0,54	< 2	0,03
		max.	1,13		7,72	0,06	8,12	7,99	0,06
		průměr	0,94		7,15	0,04	4,07	4,66	0,04
9	Brusný potok-nad pastvinou	min.	1,06	oligosaprobna	7,10	< 0,02	4,26	4,82	< 0,03
		max.	1,30		8,17	0,03	7,52	43,70	0,14
		průměr	1,18		7,87	0,03	5,84	14,53	0,05
10	Brusný potok-ústí	min.	1,39	oligosaprobna	7,00	< 0,02	3,32	2,88	0,02
		max.	1,62		8,26	0,05	20,70	60,10	0,10
		průměr	1,41		7,87	0,04	6,08	17,72	0,05



**Obr. 10.** Mapa využití území k lokalitám 1 a 2  
**Fig. 10.** Map of land-use for localities 1, 2

#### Kyjovka-pod Jarohněvickým rybníkem

Široké koryto říčky s bahnitým a šterkovitým dnem je dimenzované na velký průtok při vypouštění rybníka, takže za malého průtoku, obvyklého během vegetačního období, zde voda protéká velmi pomalu. Většina druhů rozsivek zde zastoupených indikuje 2. třídu čistoty, vůdčími druhy jsou *Achnanthes lanceolata*, *Navicula tripunctata*, *Amphora pediculus*, 3. třídu pak indikuje *Navicula veneta* a ze skupiny krásnooček *Euglena oxyuris* a *Phacus*

*helikoides*. Mezi nárosty se objevuje i větší množství planktonních rozsivek a kokálních zelených řas, zřejmě vyplavovaných z Jarohněvického rybníka. V porovnání s předchozí lokalitou dokladují hodnoty pH a dusíkového režimu zvýšený rozvoj zelených organismů v rybníku, snížení zákalu korespondující se snížením celkového fosforu je způsobeno sedimentací nerozpuštěných látek v rybníku.

### Kašnice

Nížinný potůček v polích sbírající zřejmě drenážní vodu, na což poukazuje zvýšená vodivost (salinita). Bahnitě dno s častými nezdravými při hledání instalovaných substrátů, které byly dílem vyplavovány z koryta, nebo překrývány nánosem sedimentu. Ukazuje se, že vodoteče tohoto typu jsou pro instalaci nárostových substrátů nevhodné. Při celkově malé druhové pestrosti nárostů byla vůdčím druhem opět rozsivka *Achnanthes lanceolata* (2. tř.), doprovázená vesměs druhy 3. tř. čistoty: *Navicula avenacea*, *Nitzschia dubia*, *N. inconspicua*. Jde převážně o druhy alkalifilní až alkalibiontní, indikující zvýšenou trofii vody.

### Olešná-nad obcí Zubří

Potok protékající poli a loukami s doprovodem křovin a vyšších dřevin, v místě instalace substrátů velmi silně stíněný, teprve později prosekáním sníženo stínění na cca 50 %. Koryto je vydlážděné, s nepatrným množstvím sedimentů a volných kamenů. Bohatě druhové spektrum rozsivek zahrnuje především alkalifilní a alkalibiontní druhy. Nejčastějším zástupcem je *Achnanthes lanceolata*, druh indikující 2. tř. čistoty a zvýšenou trofii vody, méně již *Meridion circulare* (1. tř.), *Navicula cryptocephala*, *N. minima*, *N. pupula* a *Nitzschia linearis* (vše 2. tř.). Ze zástupců jiných skupin řas pak ruduchy *Audouinella chalybea* a *A. hermannii* (obě 1. tř.).

### Olešná-pod obcí Zubří

Profil se nachází na louce, kde je potok silně zastíněn vysokými travami. Koryto je vydlážděné, povrch kamenů je často kryt hustým porostem mechů, bez sedimentů a volných kamenů. I zde je hlavním zástupcem rozsivka *Achnanthes lanceolata*, ale současně se tu objevuje větší množství planktonních zástupců jak ze skupiny rozsivek (r. *Aulacoseira*), tak z kokálních zelených řas (*Desmodesmus*, *Scenedesmus*, *Pediastrum*), zřejmě vyplavovaných z nějakého rybníka. Na zhoršenou kvalitu vody upozorňuje výskyt *Navicula subminuscula*, *N. gregaria* a *N. minima*, avšak výskyt dalších čistomilných druhů *Achnanthes subatomoides*, *Meridion circulare* a *Pinnularia viridis* spolu s ruduchou *Audouinella chalybea* svědčí o stejné čisté vodě jako na lokalitě předchozí. Mírně zhoršení ve všech ukazatelích oproti předchozímu profilu lze přičíst vlivu mezipovodí, které je poměrně intenzivně zemědělsky využívané včetně drenáží odvodňujících ornou půdu.

### Stříbrnice-nad pastvinami

Drobný horský potůček protékající horskou pastvinou je v místě instalace substrátů silně stíněn vysokou trávou. Kromě alkalifilních zástupců rozsivek náročných na živiny, které převažují, nacházíme tu již i druhy acidofilní, vesměs indikující nízkou trofii vody. Vůdčím druhem je tu kromě *Achnanthes lanceolata* (2. tř. čistoty) také *Diatoma hyemalis* v. *quadrata* a *Eunotia minor*, indikující 1. tř. čistoty. Ostatní indikátorové druhy jsou již zastoupeny jen sporadicky.

### Stříbrnice-pod pastvinami

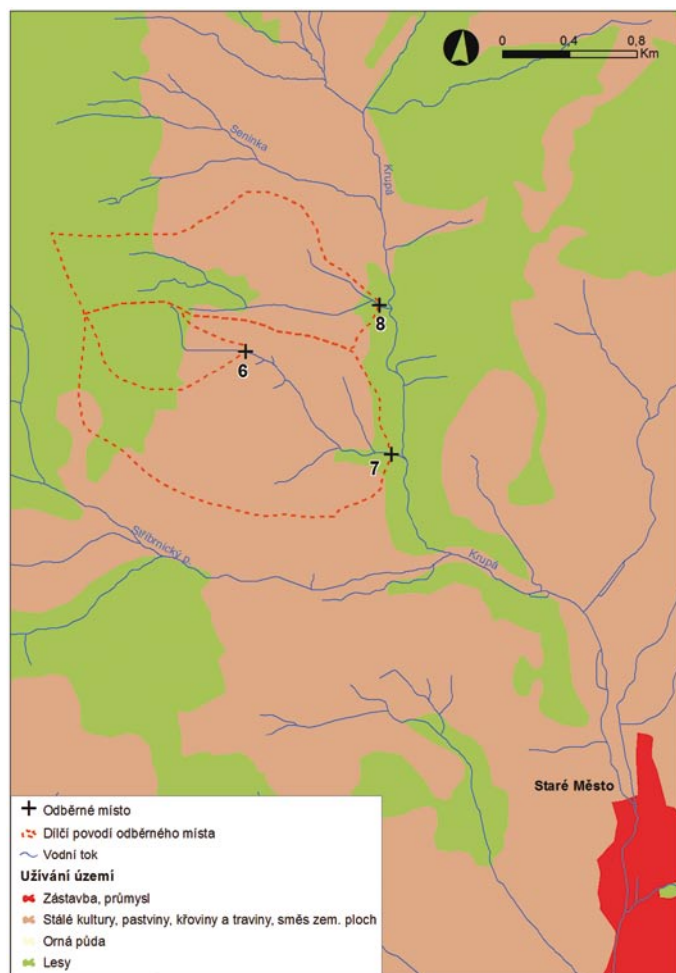
Na této lokalitě byly nárosty na substrátech sbírány jen v jednom období, takže hodnocení podle nálezů indikátorových druhů nemá tak silnou výpovědní hodnotu. Vůdčím druhem je tu opět *Achnanthes lanceolata*, kromě ní též další větší měrou zastoupené druhy poukazují na 2. tř. čistoty: *Cocconeis placentula*, *Navicula capitatoradiata*, *N. gregaria*, *Suriella angusta*, *Ulnaria ulna*. Z čistomilných druhů zlepšují celkové hodnocení *Eunotia minor* a ruducha *Audouinella chalybea*. Zhoršení fyzikálně-chemických ukazatelů oproti předchozímu profilu jde na vrub pastvy zejména hovězího dobytka. Maximální hodnoty byly zachyceny v jarním období při erozi v místě využívaném jako napajedlo.

### Seninka-ústí

Horský potok, protékající silně stíněným lesem, v místě instalace substrátů však nestíněný a dobře osvětlený. Dno je kamenité, s častým výskytem porůstajícího mechu. Hlavním zástupcem nárostů je tu rozsivka *Achnanthes lanceolata*, indikující 2. tř. čistoty, stejně jako *Navicula cryptocephala*, *N. avenacea*, *N. gregaria* a *Cocconeis placentula*. Je tu však i větší počet výrazně čistomilných druhů, jako *Diatoma hyemalis* v. *quadrata*, *Eunotia minor*, *E. soleirolii*.

### Brunský potok-nad pastevním areálem

Brunský potok je pravostranným přítokem Branné v Jeseníkách těsně nad obcí Branná. Potok v této lokalitě meandruje v hustém, silně stíněném lesním porostu, často mění své koryto tak, že instalované substráty nebylo možno nalézt. Proto jsme se při prvních dvou návštěvách spokojili se seškrabky z kamenů a později jsme od sledování na tomto profilu upustili. Zastoupeny byly jak druhy čistomilné – sinice *Homoeothrix varians*, *Phormidium retzii*, ruducha *Audouinella pygmaea*, rozsivky *Achnanthes pyrenaica*, tak druhy 2. tř. čistoty – *Achnanthes lanceolata*, *Cocconeis placentula*, *Cymbella reichardtii*, i další jako *Achnanthes minutissima*. Jde o profil na pomezí 1. a 2. třídy čistoty



Obr. 11. Mapa využití území k lokalitám 6, 7 a 8

Fig. 11. Map of land-use for localities 6, 7, 8

vody. Kvalita vody na lokalitě je mimo jiné ovlivňována i několika rekreačně využívanými objekty na loukách asi 500 m nad místem odběru.

### Brunský potok-ústí

V odběrném místě v ústí je dlážděné koryto s dobrým přístupem světla. Vůdčím druhem v nárostech na substrátech tu byla rozsivka *Cocconeis placentula*, indikující pomezí mezi 1. a 2. třídou čistoty, stejně jako častá *Achnanthes minutissima* a ruduchy *Audouinella chalybea* I a *A. pygmaea*. Druhou třídou čistoty indikovaly *Achnanthes lanceolata*, *Navicula avenacea*, *N. tripunctata* a *Nitzschia sociabilis*. Pastva skotu v prostoru mezi oběma profily na Brunském potoce se na jakosti vody podle fyzikálně-chemických ukazatelů příliš neprojevila. Může to být i tím, že potok je v celé délce chráněn doprovodným porostem a pasená zvířata nemají k potoku přímý přístup, napájení je zajištěno jiným způsobem přímo na pastvinách.

### Zkušenosti a závěry

Z dosavadních výsledků vyplynuly následující poznatky:

Metodiku instalace nárostových substrátů v malých tocích je nutno dále propracovat. Zatím jsme nedokázali vždy získat přírodní substrát z toku nebo zabránit vyplavení instalované dlaždice či zanesení přívalovým bahnem. Je zřejmé, že metodu vkládání umělých substrátů do malých vodotečí lze použít jen v těch případech či časovém období, kdy průtok ve vodoteči nekolísá příliš silně, což při požadavku souvislé jednodměsíční expozice není snadno splnitelná podmínka.

Přenesení substrátu po expozici z terénu v živém stavu, seškrabání a zpracování nárostu až v laboratoři umožňuje přesnější práci, a tudíž dosažení lepších výsledků. Všechny popsané technické pomůcky vyvinuté pro zlepšení seškrabů z přirozených i umělých podkladů a pro následné kvantitativní stanovení nárostů se plně osvědčily a je možné je doporučit pro další využívání.

Hlavní indikátorovou skupinou při tomto způsobu monitoringu budou jednoznačně rozsivky, jejichž ekologie je dostatečně zpracována a které jsou v nárostovém společenstvu vždy spolehlivě zastoupeny. Doba expozice jeden měsíc se ukázala být vhodně zvolená. Využití průhledné fólie jako umělého nárostového substrátu splnilo naše očekávání a lze ho dále doporučit. Nárosty se na fólii vytvářely s obdobnou rychlostí jako na keramických podkladech, výhodou byla možnost přímého mikroskopického sledování celého společenstva před dalším zpracováním.



Nárostová společenstva při využití biotických indexů jako celek velmi dobře odrážela celkovou situaci v příslušném povodí a převažující jakost vody ve sledované lokalitě a korespondovala se zjištěnými hodnotami fyzikálních a chemických ukazatelů. Hojnost osídlení lokality a konkrétní druhové složení společenstva bylo dále ovlivňováno světelnými, hydrologickými a morfolo- gickými podmínkami přímo na lokalitě.

#### Poděkování

Připraveno a zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101 – Výzkum a ochrana hydrosféry.

#### Literatura

- Antoine, S.E. and Benson-Evans, K. (1986) Phycoperiphyton Development on an Artificial Substrate in the River Wye System, Wales, U.K. Part 2: Population Dynamics. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 14, 1986, 4, 347–363.
- Bergey, E.A. (2008) Does rock chemistry affect periphyton accrual in streams? *Hydrobiologia*, 2008, 1–10.
- Ertl, M. (1971) A quantitative method of sampling periphyton from rough substrates. *Limnol. oceanogr.*, 16, 1971, 3, 576–577.
- Forejtníková, M. aj. (2010) Podíl plošných a difuzních zdrojů na celkovém znečištění vod. VaV SP/2e7/73/08, závěrečná zpráva o řešení dlíhého úkolu za období 2008–2010.
- Herder-Brouwer, S.J. (1975) The development of periphyton on artificial substrates. *Hydrobiol. Bull.*, 9, 1975, 2, 81–86.
- Heteša, J. a Marvan, P. (2009) Fytobentos z profilů na malých tocích v povodí Krupé, Branné, Trkmanky, Kyjovky a Bobruvky. Studie pro VÚV TGM Brno. LIMNI, 2009.
- Lowe, R.L. and Gale, W.F. (1980) Monitoring river periphyton on artificial benthos substrates. *Hydrobiologia*, 1980, 69, 3, 235–244.
- Macan, T.T. and Kitching, A. (1976) The colonization of squares of plastic suspended in midwater. *Freshw. Biol.*, 1976, 1, 33–40.
- Punčochář, P. a Desortová, B. (1982) Variabilita epilithonu v mělkých tocích. In Sborník VI. limnol. konf. Vodní ekosystémy, funkce, vývoj, ochrana. SmVaK a ČSVTS Ostrava, 1982, 84–89.
- Szabó, K.E., Makk, J., Kiss, K.T., Eiler, A., Ács, É., Tóth, B., Kiss, Á.K., and Bertilsson, S. (2008) Sequential colonization by river periphyton analysed by microscopy and molecular fingerprinting. *Freshw. Biology*, 2008, 53, 7, 1359–1371.

Tiano, P., Accolla, P., and Tomaselli, L. (1995) Phototrophic biodeteriogens on lithoid surfaces: An ecological study. *Microbial ecology*, 29, 1995, 3, 299–309.

Ing. Milena Forejtníková  
VÚV TGM, v.v.i., Brno, milena\_forejtnikova@vuv.cz  
RNDr. Petr Marvan  
Limni, s.r.o., limni@alfapassage.cz  
prom. biol. Jiří Heteša, CSc.  
Hety.led@tiscali.cz  
Příspěvek prošel lektorským řízením.

*Experience of water quality monitoring on small streams by algae and cyanobacteria growing on substrates (Heteša, J.; Marvan, P.; Forejtníková, M.)*

#### Key words

phytobenthos – phytoperifyton – indicator organisms – artificial substrate – methods of collection and processing – anthropogenic influences

**Phytobenthos evaluation is according to the Water Framework Directive an important part of the water body ecological status. Traditional saprobic index has great potential, but it is necessary to improve the knowledge of phytobenthos communities in terms of better definition of natural and anthropogenic influenced conditions. This paper describes processes which have been tested in order to quantify phytobenthos in defined time of exposition. Research monitoring was realized on artificial substrate put into streams and was focused on phytobenthos dynamics growth and species succession. Developed technological tools work very well and can be recommended for further use, but it is necessary to modify some laboratory procedures, mainly chlorophyll quantification from defined surface area. This paper describes the use and testing of developed processes on several smaller streams in the basin of the Morava and Thaya rivers. There are results of phytobenthos determination and their evaluation in relation to anthropogenic influences upstream the sampling points presented.**

## VYUŽITÍ MATEMATICKÉHO MODELU PRO HYDROTECHNICKÉ POSOUZENÍ VODNÍCH TOKŮ V KATASTRÁLNÍM ÚZEMÍ OBCE MOCHTÍN

Marie Kurková, Radek Roub, Jan Smolík

#### Klíčová slova

povodně – matematický model – HEC-RAS – protipovodňová ochrana

#### Souhrn

**Matematický model je prakticky využit ve studii hydrotechnického posouzení drobných vodních toků v katastrálním území obce Mochtín. Posouzení je založeno na matematickém modelování odtokového a hladinového režimu na vybraných tocích. K vlastní simulaci je použit nekomerční software HEC-RAS. Provedené posouzení by mělo ukázat na riziková místa v obci Mochtín. Matematický model připravený pomocí uvedeného softwaru je možné využít jako podklad pro předběžné hodnocení plánovaných akcí zahrnutých do územního plánu nebo jako zdroj základního přehledu o možnostech protipovodňové ochrany na úrovni menší obce.**

#### Úvod

Množství menších obcí nemá dostatečný přehled o nebezpečí, které představují zvýšené hladiny vodních toků protékající v jejich správních obvodech. Pro své zatížení běžnou agendou nemohou představitelé samosprávy malých obcí získat hlubší povědomí o problematice povodní, souvisejících legislativních předpisech a možnostech získání finanční podpory na preventivní opatření.

V případě zájmového katastru obce Mochtín, jehož intravilánem protékají dva vodní toky, jde o značně nepřesné údaje, které nemohou spolehlivě ukázat míru ohrožení majetku v době povodní. Hydrotechnické posouzení vodních toků s výstupy z matematického modelu pomůže zjistit případné ohrožení při vybraných N-letých průtocích a poslouží pro zjištění kritických míst v dané lokalitě. Na základě zjištěných výsledků bude popřípadě možné přistoupit k účinným protipovodňovým opatřením.

#### Charakteristika zájmového území

Zájmové území leží v k. ú. Mochtín v blízkosti města Klatovy v jihovýchodní části Plzeňského kraje. Vymezená lokalita je součástí povodí Úhlavy (ČHP 1-10-03) náležejícího do hlavního povodí Labe, úmoří Severního moře.

V intravilánu obce Mochtín byly vybrány úseky dvou vodních toků – Mochtínského a Bystřého potoka (obr. 1). Je nutné také zohlednit odpovídající plochu vymezeného povodí, které může mít vliv na průtoky vody v recipientech. Pro tento účel byl zvolen uzávěrový profil povodí přibližně nad místem levostranného přítoku Srbického potoka. Zájmové povodí, ze kterého je voda odváděna do recipientů, tj. posuzovaných vodních toků, má celkovou rozlohu 25,8 km<sup>2</sup>.

Mochtínský potok, jehož identifikátor vodního toku je 10250426, pramení pod Žďárovským vrchem (637 m n. m.) v k. ú. Chlistov. Protéká intravilánem obce Mochtín a u Klatov se vleává do Drnového potoka, který je u Svřčovce zaústěn do významného vodního toku Úhlavy. Mochtínský potok tvoří recipient pro sedm levostranných přítoků a osm přítoků pravostranných. Významným přítokem Mochtínského potoka je Srbický potok, který je zá-



Cestní propustek v ř. km 3,800 [2]  
Road culvert at the 3,800 river km

stěn z levé strany v ř. km 2,500, a neovlivňuje tedy průtok v obci Mochtín. Na Mochtínském potoce je v k. ú. Soběčice umístěn od roku 1986 limnigraf 2. kategorie, který je ve správě Českého hydrometeorologického ústavu.

Mezi nejvydatnější přítoky patří Bystrý potok, který pramení v obce Bystré pod Pavlovou horou (674 m n. m.), protéká jejím intravilánem a po šesti kilometrech se pravostranně vleává v obci Mochtín do Mochtínského potoka. Povodí Bystrého potoka má rozlohu 9,5 km<sup>2</sup> a je do něho zaústěno 12 menších přítoků charakteru vodního toku.

Lze konstatovat, že zájmové povodí je protáhlého charakteru, což může mít pozitivní vliv na průběh odtoku. Na rozdíl od povodí plošně zaokrouhlených tyto typy povodí nevytvářejí veliké a časově rychle probíhající odtoky [1].

### Stavební objekty na tocích

V zájmovém území je několik stavebních objektů, které za určitých okolností mohou ovlivnit plochu záplavového území. Jde o cestní propustek poblížně v ř. km 3,800 a kamenný mostek na Bystrém potoce.

Cestní propustek tvoří hladká ocelová roura, která je svépomocí zabudována do tělesa asfaltové komunikace, jež spojuje historický mlýn na pravém břehu Mochtínského potoka se samotnou obcí. Zároveň umožňuje přístup k podzemním vrtům pitné vody pro obec. Ocelová roura je usazena pouze ve dně toku a není na nátokové ani výtokové straně opevněna.

Kamenný oblukový most na Bystrém potoce v obci Mochtín, který představuje historickou zajímavost obce, je umístěn na vedlejší komunikaci vedoucí do osady Hradiště a dále směrem na obec Kolinec.

### Ostatní objekty v území

Důležitým objektem je regionální sklad civilní ochrany, který je nevhodně umístěn v blízkosti vodního toku.

Obec a okolní sídla jsou zásobeny pitnou vodou ze dvou podzemních vrtů. Z tohoto důvodu jsou v blízkosti Mochtínského potoka vyhlášeny dvě lokality ochranných pásem vodních zdrojů.

Vzhledem k tomu, že v minulosti bylo na některých lokalitách v zájmovém povodí přistoupeno k plošnému odvodnění systematickou drenáží, je nutné vzít v úvahu možnost ovlivnění hladiny vody ve vodním toku vlivem odtoku z drenážních systémů.

### Geodetické zaměření zájmového území

Základním předpokladem pro sestavení matematického modelu bylo provedení geodetického zaměření území. Bylo nutné zjistit převýšení a výškové poměry příčných profilů a všech stavebních objektů umístěných na vymezeném úseku vodních toků Mochtínský a Bystrý. Zaměřovací práce byly prováděny podle zásad odpovídajících rovinné geodezii, podle kterých jsou zaměřovány a zobrazovány menší územní plochy. Zadání je řešeno v rovině. Z toho vyplývá, že veškeré výpočty jsou sestavovány na základě pravidel rovinné geometrie.

Od výškového bodu značky Heg-47 byl s využitím geometrické nivelace ze středu veden nivelační oddíl na první příčný profil, který byl umístěn na Mochtínském potoce v ř. km 3,500.

V každém příčném profilu bylo potřeba polohopisně a výškopisně zaměřit jednotlivé body, které vyžaduje zadávání do matematického modelu HEC-RAS. V každém profilu byl určen bod vymežující levý a pravý břeh koryta, levé a pravé dno koryta, střed koryta a další body pro získání dat k vykreslení okolního terénu toku. V některých úsecích byly pro zjištění objektivnějších dat zaměřeny body vymežující bermu koryta, která vznikla narůstáním drnu.

Vlastní zaměření objektů představovalo zaměření kót s nadmořskými výškami pomocí nivelačního přístroje a změření parametrů staveb. Pro zobrazení objektu v programu HEC-RAS bylo nutné formou příčných profilů zaměřit místa na začátku a na konci objektů [2].

### Hydrotechnické posouzení zájmového území

Software HEC-RAS (River Analysis System) je jedním z produktů, které v oblasti hydrologie a hydrauliky vyvinul Hydrologic Engineering Center – US Army Corps of Engineers. Jde o jednorozměrný model (1D), který umožňuje řešení proudění v otevřených korytech včetně analýzy vlivu nejrůznějších typů objektů (např. jezy, mosty, propustky, splavy). Modelované území je popsáno soustavou příčných profilů a popřípadě objektů, přičemž se předpokládá, že proudění probíhá ve směru spojnic mezi jednotlivými profily [3].

Matematický model byl využit pro posouzení a následně stanovení záplavového území pro

**Tabulka 1.** Upravené hodnoty průtočných objemů odpovídající N-letým průtokům na Mochtínském potoce (ČHMÚ)

**Table 1.** Adjusted values of N-year discharge on the Mochtínský stream

N	N-leté průtoky [m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ]					
	2	5	10	20	50	100
Průtok	2,87	4,43	6,62	8,81	13,62	11,14

**Tabulka 2.** Hodnoty průtočných objemů odpovídající N-letým průtokům na Bystrém potoce (Hydroprojekt)

**Table 2.** Values of N-year discharge on the Bystrý stream

N	N-leté průtoky [m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ]					
	2	5	10	20	50	100
Průtok	1,88	2,05	3,19	6,33	8,50	9,45

jednotlivé N-leté průtoky na Mochtínském (tabulka 1) a Bystrém potoce (tabulka 2).

### Výsledky

Výsledkem posouzení jsou záplavové čáry, a tím vytyčení záplavových území pro jednotlivé N-leté průtoky (obr. 2).

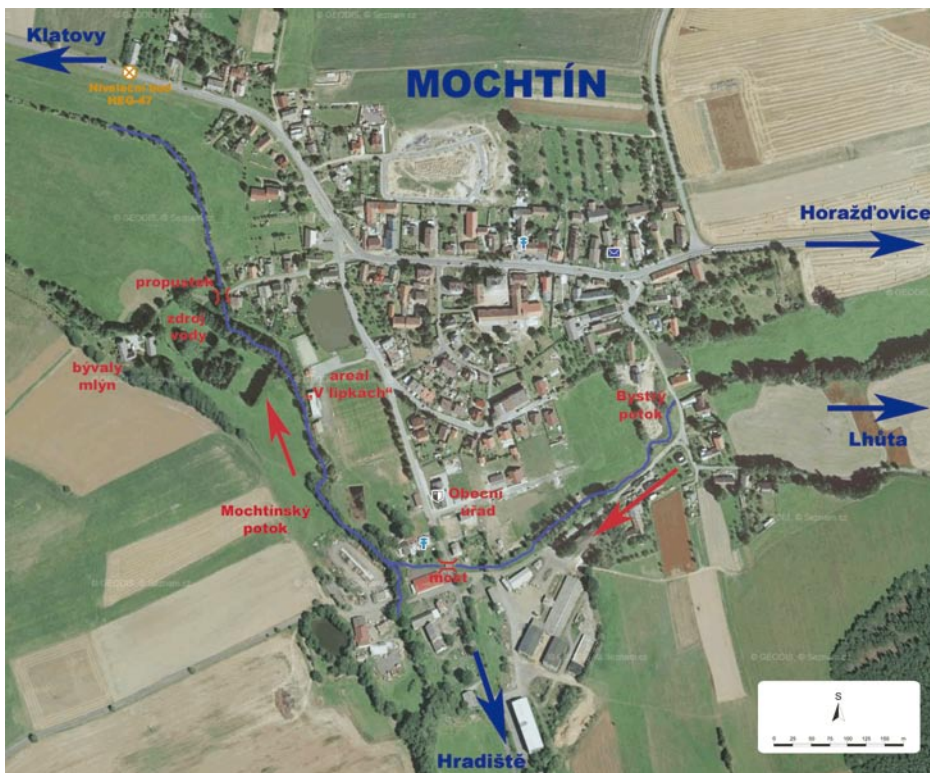
Na základě provedené simulace zvolených jednotlivých průtoků je možné konstatovat, že při průtoku Q<sub>2</sub> nedochází v žádném úseku posuzovaných toků k vylištění vody z koryta.

Při průchodu Q<sub>5</sub> v dolní části Mochtínského potoka dochází na levém břehu k mírným rozlivům na okolní louku. Tento stav není nijak nebezpečný a odpovídá situacím, které se v území občas vyskytují. Louka pod obcí Mochtín tvoří přirozenou rozlivnou plochu a je zaplavována periodicky. Tento stav je z hlediska doplnění zásob podzemní vody prospěšný. Rozliv do plošně rozsáhlé inundace vytváří také dostatečný retenční prostor pro omezení průtoků dále po toku.

Zadáním průtoků odpovídajícím Q<sub>10</sub> dochází k naplnění kapacity koryta Bystrého potoka a voda se začíná rozlévat v intravilánu obce. Složitější situace při průtoku Q<sub>10</sub> nastává na Mochtínském potoce, kde cestní propustek již kapacitně nedostačuje a vzdutá hladina vody tak může zasáhnout spodní část přilehlé plochy a provozní budovu sklenářství. Plošně malý rozliv je také možné zaznamenat na soutoku zájmových toků. Rozliv dále způsobuje zaplavení louky podél levého břehu Mochtínského potoka.

Při průběhu simulace Q<sub>20</sub> je již patrné výrazné zaplavení louky v intravilánu Mochtína. Za této situace se záplavová čára přibližuje ke stavebním parcelám za obecním úřadem.

Pokud by na zájmových tocích došlo k zvestupu hladiny na úroveň padesátileté vody, bude podle vytvořeného matematického modelu zaplavena



**Obr. 1.** Popis zájmového území  
**Fig. 1.** Description of study area

větší část ochranného pásma vodních zdrojů, tedy podzemních vrtů, které jsou v těsné blízkosti při Mochtínském potoce, zhruba v ř. km 0,380–0,507. Stejně tak dojde k ohrožení dalších obytných budov v místě propustku a zaplavení části sportovního areálu v Lipkách. Zaplavena bude také skladovací plocha soukromé zemědělské společnosti, stejně jako dvůr před skladem civilní ochrany v místě soutoku Bystrého a Mochtínského potoka. Na Bystrém potoce se povodeň projevuje zaplavením zahrad a sklepů domů na pravém břehu ve spodní části toku. Rozliv zasáhne větší část stavebních parcel za obecním úřadem a místní komunikaci v místě křižovatky Mochtín-Lhůta. V případě průtoku odpovídajícího padesátileté vodě lze usoudit, že při rozsahu zaplaveného území by se mohlo jednat o 2. stupeň povodňového ohrožení.

Průtok odpovídající  $Q_{100}$  je na základě hydrotechnického posouzení možné charakterizovat jako ohrožující. Přímo je zasaženo přibližně 11 budov, zdroje pitné vody, požární nádrž, provozní plochy soukromých firem, zahrady a část místní komunikace Mochtín-Lhůta.

### Shrnutí

Zaplavení přilehlých ploch způsobené vzestupem hladiny posuzovaných toků se začíná projevovat od průtoků odpovídajících desetileté vodě ( $Q_{10}$ ). Největší problémy způsobuje propustek na Mochtínském potoce (str. 9). Nízká kapacita propustku vytváří vzdutí v ř. km 3,800, které úměrně stoupá s vyššími průtoky. Možným řešením nevhovujícího stavu by byla výměna provizorně vybudovaného propustku za standardní mostní objekt. Lze se domnívat, že důvodem pro nevybudování mostku jsou finanční náklady spojené se stavbou objektu a úpravou komunikace, která je využívána pouze jako příjezdová cesta k bývalému mlýnu a zdrojům podzemní vody pro obec Mochtín. Propustek může rovněž vytvářet překážku pro splávi, které se i v případě menších průtoků může zachytit na objektu a způsobit vzdutí hladiny vody. Tento stav je možné ovlivnit průběžnou kontrolou objektu v době povodňového ohrožení a včasným odstraňováním zachycených předmětů.

Dalším místem, které již při průtocích  $Q_{10}$  způsobuje rozliv, je terénní sníženina na pravém břehu Bystrého potoka přibližně v km 0,252 (obr. 3). V těchto místech začíná voda zaplavovat část přilehlé louky za obecním úřadem, která je v územním plánu obce Mochtín určena k zástavbě. Za nejvhodnější opatření lze považovat vybudování ochranné zemní hrázky a pročištění koryta od naplavenin, což zvýší jeho průtočnou kapacitu. Je pravděpodobné, že k vybudování ochranné hrázky bude muset obec přistoupit, a to z důvodu plánované výstavby obytných domů v lokalitě.

Hydrotechnickým posouzením bylo zjištěno, že kamenný most na vedlejší komunikaci vedoucí z Mochtína na osadu Hradiště je dostatečně kapacitně dimenzován i pro zvýšené průtoky. Opět je však potřebná kontrola objektu v době povodně a rychlé odstranění popřípadě zachyceného materiálu.

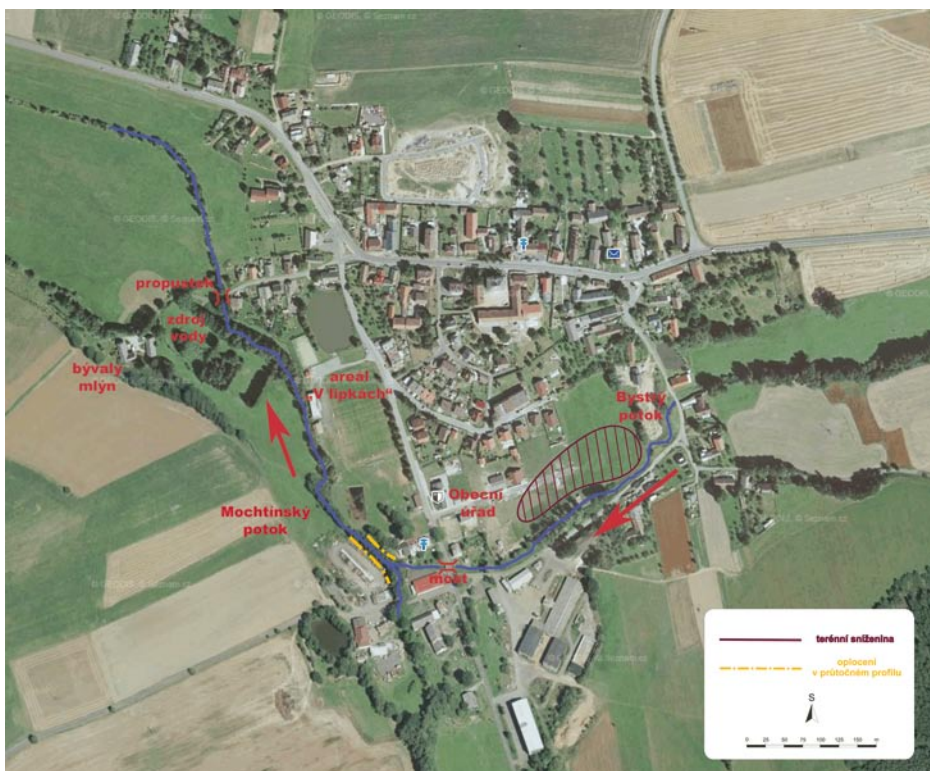
### Diskuse

Využití programu HEC-RAS pro hydrotechnické posouzení vybraných úseků Mochtínského a Bystrého potoka se ve výsledku ukázalo jako vhodné řešení, a to s ohledem na náročnost ovládání aplikace a na dobrou dostupnost programu bez potřeby významnějších nákladů na jeho pořízení.

Zhotovení modelu záplavového území a posouzení kapacity koryta vodních toků při vybraných průtocích, stejně jako posouzení technických staveb v korytě toků může být zatíženo určitou nepřesností vyplývající z menší hustoty geometricky zaměřených bodů. Na této skutečnosti se podílí obtížná dostupnost moderních technických prostředků pro zaměřování a rovněž zvolený způsob zaměření. Podrobnější geometrické zaměření je obecně problematické také hlavně v intravilánu obce, protože je zde mnoho nejrůznějších překážek. Přesto je možné konstatovat, že naměřené hodnoty jsou



Obr. 2. Vytyčení záplavového území  
Fig. 2. Scheme of floodplain



Obr. 3. Riziková místa v zájmovém území  
Fig. 3. Dangerous places in the study area

pro provedení věrohodného hydrotechnického posouzení koryta vodních toků dostačující a výsledky ukazují na konkrétní místa potenciálního ohrožení při narůstajících průtocích.

Ve výstupech z matematického modelu nemohly být obsaženy další rizikové faktory, které byly zjištěny během přípravných prací v terénu. Tyto faktory spočívají v umístění překážek v průtočném profilu vodních toků a na jejich břehu (obr. 3). Především se jedná o oplocení pozemků zasahujících do koryta toku, umístěných zařízení na odběr povrchové vody, uskladnění různých materiálů na břehu a přemostění formou různých lávek. Uvedené překážky mohou výrazným způsobem zkomplikovat povodňovou situaci v zájmové lokalitě.

V souvislosti s odstraňováním překážek a především s budováním protipovodňové ochrany obce nelze opomenout finanční nároky. Rozpočet malé obce těžko umožňuje financovat odborná protipovodňová opatření z vlastních zdrojů. Systém státem garantované podpory formou dotačních programů vykazuje zatím vyčleněný obnos finančních prostředků, ale důležitá je rovněž finanční podpora na přípravu samotné projektové dokumentace k záměru, protože paradoxně často dochází k situacím, kdy obec nemusí mít potíže se získáním finančních prostředků na realizaci akce, ale z pozice zadatele nemůže předložit potřebnou dokumentaci pro nedostatek několika desítek či stovek tisíc korun na její pořízení.

Při odstraňování nevyhovujícího stavu a i během případných přípravných prací na vybudování protipovodňové ochrany je nezbytná součinnost místní samosprávy se správcí vodních toků.

## Závěr

Posouzení hydrotechnického stavu části Mochtínského potoka a Bystrého potoka v k. ú. Mochtín ukázalo na několik rizikových míst, která mohou v případě zvýšených průtoků způsobit zaplavení některých částí v intravilánu obce Mochtín. Zejména jde o málokapacitní propustek umístěný na Mochtínském potoce a terénní sníženinu na pravostřanném břehu Bystrého potoka.

Toto posouzení může být využito samosprávou obce Mochtín jako podklad pro přehodnocení některých plánovaných akcí zahrnutých do územního plánu obce. Stejně tak je využitelné jako zdroj základního přehledu o protipovodňových opatřeních v obci, která by snížila škody na majetku.

Vysoké materiální škody a ztráty na lidských životech po povodních, které v poslední době opakovaně postihují naše území, ukazují na nutnost být na tento hydrologický extrém připraveni. Je třeba si také uvědomit, že povodně nezpůsobují jen negativa, ale mají mnohdy pozitivní přínos. Určitým směrem v protipovodňové ochraně by mělo být naučit se s povodněmi žít a respektovat vodu jako živél, který nejen přináší užitek, ale někdy je také hrozbou.

## ANALÝZA ZÁZNAMU ÚNIKU TOXICKÝCH LÁTEK DO ŘEKY ODŘY

Jiří Šajer

### Klíčová slova

transportně-disperzní rovnice – havarijný únik – matematické modelování – index toxicity – jakost vody

### Souhrn

V monitorovací stanici umístěné v hraničním profilu na řece Odře v Bohumině byl instalován přístroj Daphnia Toximeter od německé firmy Moldaenke. Hlavním výstupem je chronologický záznam indexů toxicity. Článek je podrobněji zaměřen na odhad vzdálenosti mezi bodovým zdrojem znečištění a měřicí stanicí na základě analýzy chronologického záznamu indexu toxicity a chronologického záznamu průtoků v měřicí stanici Bohumin.

### Úvod

Jedinou efektivní cestou sledování změn biologické jakosti vod je kontinuální monitoring biologické jakosti vod pomocí nástrojů včasného varování (např. van der Schalie, 1986). Z toho důvodu byl v měřicí stanici v Bohumině instalován přístroj Daphnia Toximeter od německé firmy BBE Moldaenke, sledující jakost vody v Odře v hraničním profilu. Organismy *Daphnia magna* v něm jsou vystavovány působení sledované vody v průtočné komůrce, do níž je čerpadlem nasávána voda z monitorovaného profilu na řece Odře. Chování organismů je průběžně vyhodnocováno na základě řady vypočtených parametrů. Z řady dat se pak vypočítává takzvaný index toxicity a konečným výstupem je chronologický záznam indexů toxicity. Na základě znalosti průtokových poměrů v povodí nad měřicí stanicí lze odhadnout dotokové doby mezi potenciálními zdroji znečištění a měřicí stanicí. Na základě skloubení uvedených informací je pak možno odhadnout vzdálenost zdroje znečištění od měřicí stanice v případě, že přístrojem bude zaznamenán havarijný únik toxických látek.

### Teorie

Šíření konzervativní toxické látky ve vodním toku po úplném smíšení ve vertikálním i příčném směru lze obecně popsat pomocí transportně-disperzní rovnice

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} - U \frac{\partial C(x,t)}{\partial x} \quad (1),$$

kde

$C$  je koncentrace [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ],

## Literatura

- [1] Jůva, K., Hrabal, A. a Tlapák, V. (1984) Malé vodní toky. Praha: Státní zemědělské nakladatelství.
- [2] Smolík, J. (2011) Hydrotechnické posouzení Mochtínského potoka a Bystrého potoka v k. ú. Mochtín (diplomová práce). České zemědělské univerzita v Praze.
- [3] HEC-RAS User's Manual [on line]. US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, USA [cit. 17. 12. 2008], dostupné z: <http://www.hec.usace.army.mil/software/hecras/hecras-document.html>

Ing. Marie Kurková, Ing. Radek Roub, Ph.D., Ing. Jan Smolík  
katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování,  
Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze  
lavickovam@fzp.czu.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

*The use of mathematical model for hydrotechnical analysis of stress in the cadastral unit of Mochtín (Kurková, M.; Roub, R.; Smolík, J.)*

### Keywords

flood – mathematical model – HEC-RAS – flood protection measures

The mathematical model is practically used in the study of hydrotechnical analysis of streams in a cadastral unit. The analysis is based on mathematical simulation of water outflow and water level on chosen streams. It is possible to use the non-commercial software HEC-RAS for the simulation itself. The analysis should show dangerous places in the place of interest. The mathematical model can be used as a basis for reevaluation of action in the spatial plan or for a survey of the flood-protection measures in the village of Mochtín.

$t$  je čas [s],  
 $x$  je prostorová proměnná [m],  
 $D_L$  je koeficient podélné disperze [ $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ],  
 $U$  je průřezová rychlost [ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ].

Analytické řešení rovnice (1) Laplaceovou transformací dává výsledky naprosto srovnatelné s výpočtově a časově mnohem náročnější Fourierovou metodou (Jandora a Daněček, 2002). Analytické řešení Laplaceovou transformací pro výpočet sledované látky v čase  $t$  menším, než je doba vnosu  $t_d$ , uvádí Fischer et al. (1979). Analytické řešení Laplaceovou transformací pro výpočet sledované látky v čase  $t$  větším, než je doba vnosu  $t_d$ , popisují autoři Runkel a Bencala (1995). Spojením těchto dvou uvedených řešení dostaneme rovnici umožňující výpočet koncentrace sledované látky v libovolném čase a její další úpravou pak dostaneme rovnici umožňující výpočet procentuálního poměru koncentrací  $R_C$ :

$$R_C(x,t) = 50 \left[ \operatorname{erfc} \left( \frac{x-Ut}{2\sqrt{D_L t}} \right) - \operatorname{Kerfc} \left( \frac{x-U(t-t_d)}{2\sqrt{D_L (t-t_d)}} \right) + \exp \left( \frac{Ux}{D_L} \right) \left[ \operatorname{erfc} \left( \frac{x+Ut}{2\sqrt{D_L t}} \right) - \operatorname{Kerfc} \left( \frac{x+U(t-t_d)}{2\sqrt{D_L (t-t_d)}} \right) \right] \right] \quad (2),$$

kde

$R_C$  je poměr koncentrací  $C$ :  $C_{IN}$  [%],

$D_L$  je koeficient podélné disperze [ $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ],

$\exp$  je exponenciální funkce,

$\operatorname{erfc}$  je doplňková chybová funkce,

$t_d$  je doba kontinuálního vnosu [s],

$K$  je koeficient, který nabývá velikosti  $K=0$  pro  $t < t_d$  a  $K=1$  pro  $t > t_d$ .

Tato rovnice platí za předpokladu ustáleného rovnoměrného proudění ( $A = \text{konst.}$ ,  $U = \text{konst.}$ ). Rovněž je uvažováno s konstantním koeficientem podélné disperze  $D_L$ .

Každá monitorovací stanice má svou vlastní hodnotu vstupní koncentrace  $C_{IN}$ , kterou je možno vypočítat pomocí rovnice:

$$C_{IN} = \frac{m_s}{AU_r t_d} \quad (3),$$

kde

$A$  je průtočná plocha [ $\text{m}^2$ ],

$U_r$  je retardovaná rychlost (je zahrnut vliv mrtvých zón) [ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ],

$t_d$  je doba kontinuálního vnosu kontaminantu [s],

$m_s$  je množství látky, které prošlo monitorovací stanicí v časovém rozmezí

$t_e$  až  $t_e$  [kg], kde

$t_e$  je čas prvního záznamu průchodu kontaminantu [s],

$t_e$  je čas posledního nenulového záznamu průchodu kontaminantu [s].

V přirozených tocích se často vyskytují oblasti s pomalým prouděním (tzv. mrtvé zóny), které způsobují prodloužení sestupné části křivky znázorňující chronologický průběh koncentrací v monitorovacím profilu, a tím porušují Fickův zákon. Bylo to ověřeno řadou experimentů, při kterých byla do toků vypouštěna stopovací látka, a v monitorovacích profilech umístěných níže

po toku byl prováděn kontinuální odběr vzorků vody. Chatwin (1971) vyvinul metodu stanovení koeficientu podélné disperze úmyslně zaměřenou na problém chování, které se vymyká Fickovu zákonu. Po technické stránce platí Chatwinova metoda pouze pro okamžitý vnos látky do toku, ale poskytuje racionální přiblížení i pro pulzující a kontinuální vypouštění (Field, 2002). Pro jednotlivé nenulové vzorky odebrané v čase menším nebo rovném  $t_p$  se vypočtou Chatwinovy hodnoty  $b$  podle rovnice:

$$b = \sqrt{t \ln \frac{C_p \sqrt{E_p}}{C \sqrt{t}}} \quad (4),$$

kde  $b$  je Chatwinova hodnota [s<sup>0.5</sup>],  $t_p$  je doba po výskyt nejvyšší koncentrace (nebo nejvyššího indexu toxicity) [s],  $C_p$  je nejvyšší dosažená koncentrace v měřící stanici (popř. index toxicity) [kg.m<sup>-3</sup>],  $C$  je koncentrace (popř. index toxicity) v čase  $t$  [kg.m<sup>-3</sup>].

Takto vypočtenými hodnotami se proloží regresní přímka. Tak zvaný úsek (vytátný přímkou) na ose  $b$ , což je druhá souřadnice průsečíku regresní přímky s osou  $b$  regresní přímky, byl pak použit pro přibližný výpočet koeficientu podélné disperze pomocí rovnice

$$D_L = \left(\frac{x}{2b^*}\right)^2 \quad (5),$$

kde  $b^*$  je tzv. úsek (vytátný přímkou) na ose  $b$ , což je druhá souřadnice průsečíku regresní přímky s osou  $b$  [s<sup>0.5</sup>].

Chatwinova rychlost je rychlost vypočtená pomocí rovnice (6) a pomáhá při prvním odhadu  $U_c$ :

$$U_c = \frac{x}{t_p} \quad (6),$$

kde  $U_c$  je Chatwinova rychlost (je zahrnut vliv mrtvých zón) [m.s<sup>-1</sup>].

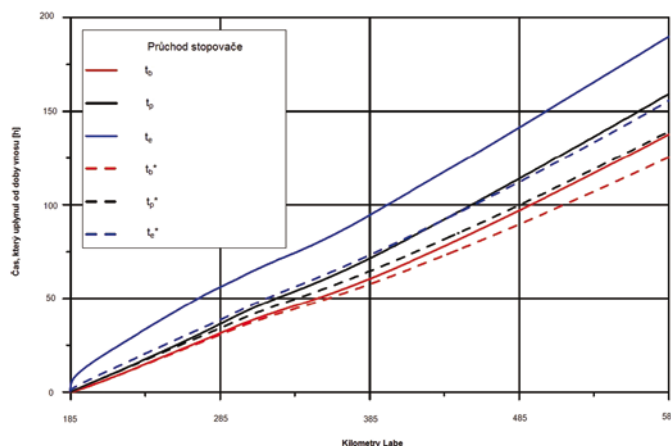
V tabulce 1 je uveden poměr mezi časem dosažení maximální koncentrace  $t_p$  a časem prvního příchodu stopovače  $t_b$ , který byl zjištěn v řekách při použití různých stopovačů. Předpokládáme, že v případě okamžitého vnosu konzervativní toxické látky (popř. konzervativních látek) do toku by mohly být na základě záznamu toxického indexu obdrženy podobné hodnoty. Z tabulky vyplývá, že blízko pod místem injektáže je tento poměr vysoký, s rostoucí vzdáleností se však ustálí zhruba v rozmezí 1,1 : 1 až 1,3 : 1. Vyskytují-li se v toku významné oblasti s pomalým prouděním (tzv. mrtvé zóny), pak je nutno počítat s vyššími hodnotami. Jako příklad je možno uvést poměr 1,68 : 1, který byl zjištěn u řeky Punkvy. Toto zjištění potvrzuje také graf, který byl vyhotoven pro řeku Labe (obr. 1). Graf vychází z měření, při kterých byl jako stopovač použit Sulforhodamin G. Jsou na něm znázorněny tři různé časy ovlivněné oblastmi s pomalým prouděním (tzv. mrtvými zónami) a charakterizující průchod mraku stopovače sledovanými profily. Jedná se o čas prvního příchodu stopovače  $t_b$ , o čas maximální hodnoty  $t_p$  a o čas posledního nenulového záznamu stopovače  $t_c$ . Časy opatřené hvězdičkou ( $t_b^*$ ,  $t_p^*$ , a  $t_c^*$ ) by byly teoreticky dosahovány, kdyby neexistoval vliv mrtvých zón. Z grafu je možno vyčíst, že poměr  $t_p : t_b$  má ve větších vzdálenostech od místa vnosu v podstatě konstantní hodnotu zhruba 1,2 : 1. Pokud by neexistoval vliv oblastí s pomalým prouděním, změnil by se teoreticky tento poměr na přibližnou hodnotu  $t_p^* : t_b^* = 1,13 : 1$ .

### Použité metody

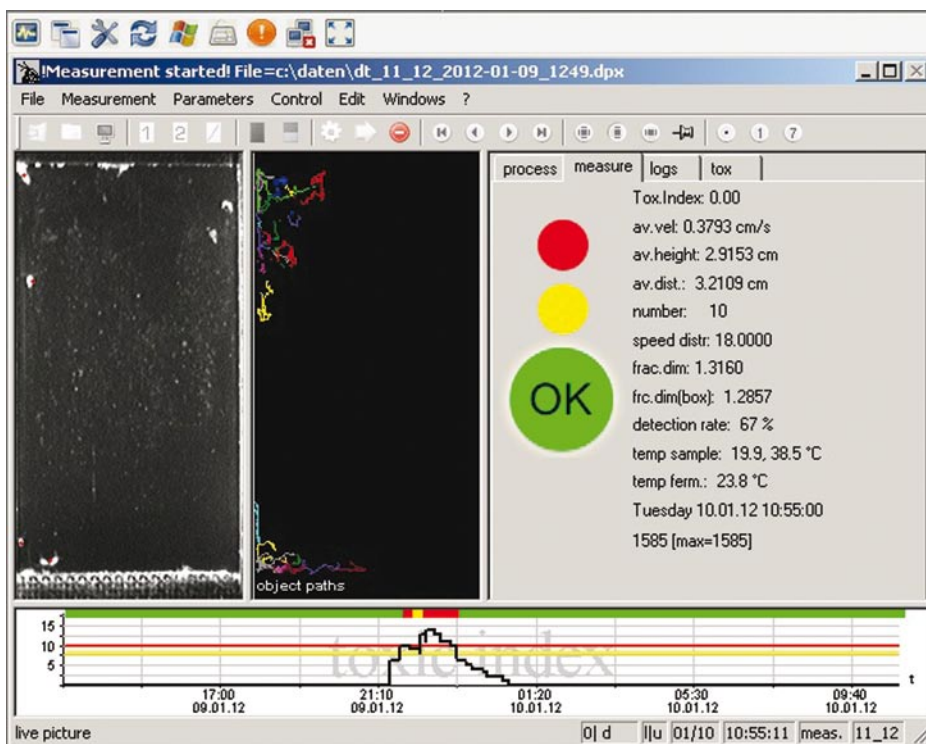
Pomocí rovnic (2)–(6) byl sestaven model imitující chronologický záznam koncentrací v měřící stanici. V rovnici (2) modelu byla střední profilová rychlost  $U$  nahrazena retardovanou rychlostí  $U_r$ . Do tohoto modelu lze dosadit za  $x$  vzdálenost mezi bodovým zdrojem znečištění a měřící stanicí, tedy včetně úseku, ve kterém ještě není dokončeno vertikální a příčné míšení. Efekt odliš-

**Tabulka 1.** Poměr mezi časem dosažení maximální koncentrace  $t_p$  a časem prvního příchodu stopovače  $t_b$   
**Table 1.** The ratio of the time of peak concentration  $t_p$  to the time of first arrival of tracer  $t_b$

Řeka	Profil	Stopovač	$t_b$	$t_p$	$t_p/t_b$	Literatura
			[h]	[h]	[-]	
Severn	A	Rhodamine WT	0,02	0,08	5,00	Atkinson and Davis, 2000
Severn	B	Rhodamine WT	0,37	0,43	1,18	Atkinson and Davis, 2000
Severn	C	Rhodamine WT	0,97	1,12	1,16	Atkinson and Davis, 2000
Severn	D	Rhodamine WT	1,80	2,47	1,37	Atkinson and Davis, 2000
Severn	E	Rhodamine WT	2,90	3,73	1,29	Atkinson and Davis, 2000
Severn	F	Rhodamine WT	3,95	4,87	1,23	Atkinson and Davis, 2000
Severn	G	Rhodamine WT	4,92	6,54	1,33	Atkinson and Davis, 2000
Ostravice	V/1,2	Cr <sup>51</sup>	0,08	0,33	4,00	Sochorec, 1969
Ostravice	V/2-VI/3	Cr <sup>51</sup>	1,87	2,17	1,16	Sochorec, 1969
Ostravice	VI/3,4	Cr <sup>51</sup>	3,07	3,50	1,14	Sochorec, 1969
Lučina	1	K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	0,97	1,20	1,24	Sochorec, 1969
Lučina	2	K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	2,17	2,47	1,14	Sochorec, 1969
Punkva		uranin	11,77	19,75	1,68	Knížek et al., 2007



**Obr. 1.** Vliv oblastí s pomalým prouděním (tzv. mrtvých zón) na časy průchodu stopovače profily na Labi, jak je uvádí Lippert et al.  
**Fig. 1.** Influence areas with slow flow (so-called dead zones) on the passage of time profiles of tracers on the Elbe River as reported by Lippert et al.



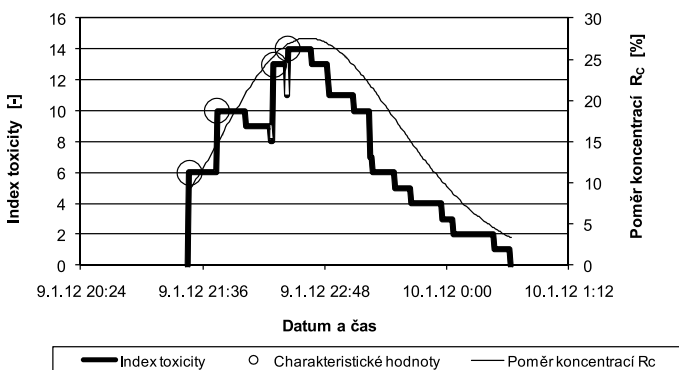
**Obr. 2.** Výstražná křivka indexu toxicity v měřící stanici Bohumín z 9. 1. 2012  
**Fig. 2.** Toxic index alarm curve at Bohumín station on the 9th of January 2012

ného režimu míšení v první fázi pod bodovým zdrojem znečištění je totiž možno zahrnout do modelových veličin. Byla provedena Chatwinova analýza výstražné křivky indexu toxicity zaznamenané přístrojem firmy Moldaenke. Na základě této analýzy byly získány hodnoty koeficientu podélné disperze a Chatwinovy rychlosti. Tyto hodnoty pak byly vloženy do modelové rovnice (2).

### Výsledky a diskuse

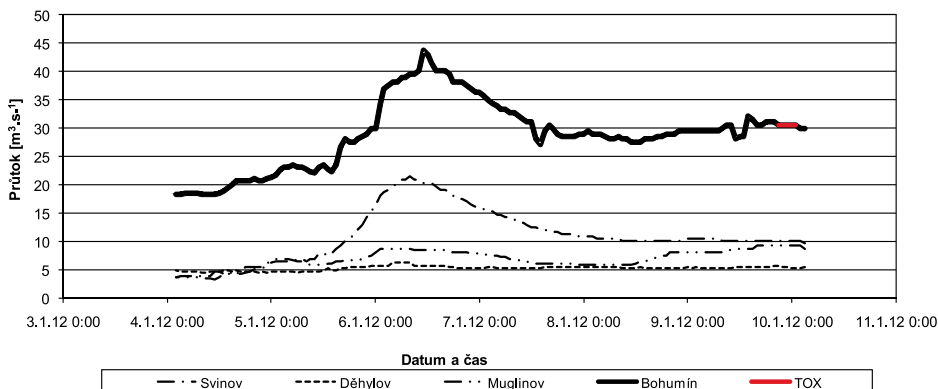
V noci z 9. 1. 2012 na 10. 1. 2012 byl v analyzátorové stanici umístěné v Bohumíně na řece Odře zaznamenán pomocí přístroje firmy Moldaenke únik toxické látky (popř. látek) z neznámého bodového zdroje znečištění (obr. 2). Průtok v Odře v profilu Bohumín byl po celou dobu záznamu úniku  $30,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Vycházelo se z aktuálních údajů ČHMÚ (2012). Přítok z povodí nad profilem Bohumín byl v době záznamu úniku rovnoměrný. Svědčí o tom záznam z vodoměrných stanic umístěných na významných přítocích nad uvedeným profilem (obr. 3). Průtoky při průchodu toxického znečištění jsou na obr. 3 odlišeny červenou barvou a v legendě označeny TOX. Vzorkovací interval byl 50 s. Byla zaznamenána doba, která uplynula mezi prvním nenulovým záznamem indexu toxicity a časem, ve kterém bylo dosaženo maximálního indexu toxicity:  $t_p - t_b = 3\,505 \text{ s}$ . Předpokládáme poměr  $t_p : t_b$  v rozmezí 1,1 : 1 až 1,3 : 1, který je obvyklý pro větší vzdálenosti od zdroje znečištění. Z toho můžeme odvodit čas prvního příchodu záznamu nenulového indexu toxicity  $t_i$  přibližně v rozmezí 9,7 až 3,2 hod a čas, ve kterém bylo dosaženo maximálního indexu toxicity  $t_p$ , v rozmezí od 10,7 do 4,2 hod. Ze zaznamenaných hodnot je možno také vypočítat centroid indexu toxicity, kterému odpovídá čas  $t_c$ . Jeden z možných způsobů výpočtu je uveden v tabulce 2. Rozdíl mezi  $t_c$  a  $t_p$  vychází přibližně 0,26 hod a jeho výpočet je nezávislý na velikosti  $t_b$ . Za dotokovou dobu považujeme dobu  $t_d$ , která uplynula mezi časem úniku a centroidem indexu toxicity. V našem případě vycházejí v rozmezí od 11,0 do 4,5 hod. V nedávné době byla provedena studie zaměřená na dotokové doby týkající se dvou vybraných objektů v povodí Odry nad profilem Bohumín, ve kterých se vyskytuje významné množství toxických látek (Šajer, 2011). Dotokové doby v ní byly vztahy na průtok v Odře v profilu Bohumín. Vezmeme-li v úvahu průtok v Odře v Bohumíně v době záznamu úniku  $30,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , pak výše uvedený odhad dotokové doby lépe vyhovuje objektu umístěnému na řece Odře ve vzdálenosti cca 11 600 m nad profilem Bohumín.

Jako optimální byl pro model zvolen poměr  $t_p/t_b = 1,17$ . Odtud pak byly odvozeny hodnoty  $t_b = 5,72 \text{ hod}$ ,  $t_p = 6,70 \text{ hod}$ ,  $t_c = 6,96 \text{ hod}$  a čas vzorku č. 1  $t_i = 5,71 \text{ hod}$ . Pro charakteristické hodnoty vzestupné části křivky indexu toxicity (obr. 4) byly vypočteny Chatwinovy hodnoty  $b$ . Jsou uvedeny v tabulce 2. Regresní přímka proložená Chatwinovými hodnotami  $b$  má v čase nula hodnotu  $862,23 \text{ s}^{0,5}$  (obr. 5). Pro úsek dlouhý 11 600 m byla na základě



**Obr. 4.** Porovnání tvaru výstražné křivky indexu toxicity s tvarem modelové křivky  $R_c$  v měřicí stanici Bohumín z 9. 1. 2012

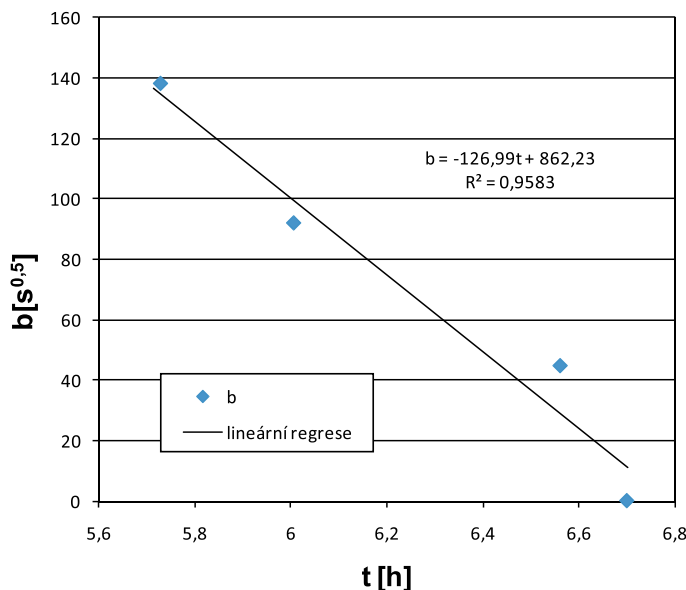
**Fig. 4.** Comparison between the shape of toxic index curve and the shape of model  $R_c$  curve at Bohumín station on 9 January 2012



**Obr. 3.** Grafické znázornění chronologického průběhu průtoků vodoměrnými stanicemi  
**Fig. 3.** Graphical representation of the chronological record of volume flowrate recorded by measuring stations

**Tabulka 2.** Výpočet centroidu indexů toxicity  
**Table 2.** Calculation of the centroid of toxic index

Vzorek č.	$t - t_b$ [s]	$t$ [s]	$dt$ [s]	TOX [-]	Q [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ]	$t \cdot \text{TOX} \cdot Q \cdot dt$ [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ]	$\text{TOX} \cdot Q \cdot dt$ [ $\text{m}^3$ ]
1	41 185	20 568		0	30,5		
2	0	20 618	50	6	30,5	188 651 471	9 150
3	41 285	20 668	50	6	30,5	189 108 971	9 150
...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...
69	44 589	23 972	50	13	30,5	475 237 903	19 825
70	44 639	24 022	50	13	30,5	476 229 153	19 825
71	44 690	24 073	51	11	30,5	411 895 028	17 110,5
72	44 740	24 123	50	14	30,5	515 018 515	21 350
73	44 790	24 173	50	14	30,5	516 086 015	21 350
...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...
229	52 602	31 985	50	1	30,5	48 776 587	1 525
230	52 652	32 035	50	0	30,5	0	0
<b>Suma</b>						64 058 851 053	2 556 510
$t_b$ [s]	$t_c$ [s]	$t_c - t_b$ [s]	$t_p$ [s]	$t_p - t_b$ [s]	$t_p$ [s]	$t_c - t_i$ [s]	$t_c - t_p$ [s]
20 618	25 057	4 440	24 123	3 505	24 123	4 490	935



**Obr. 5.** Chatwinova regresní analýza  
**Fig. 5.** Chatwin's regression analysis

toho vypočtena hodnota koeficientu podélné disperze  $D_L = 45,25 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$  a Chatwinova rychlost  $U_c = 0,48 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ . Po dosažení takto vypočtených hodnot do rovnice (2) byla získána modelová křivka poměru koncentrací  $R_c$ . Vstupní hodnota doby vnosu  $t_f$  do rovnice (2) byla upravena na hodnotu 2 150 s. Tvar modelové křivky  $R_c$  se tak pokud možno co nejvíce přiblížil tvaru křivky indexů toxicity (obr. 4). Při výpočtech se předpokládalo, že toxicita byla způsobena únikem konzervativních látek.

## Závěr

Cílem analýzy bylo zjistit, v jaké vzdálenosti od profilu Bohumín se přibližně nachází zdroj, ze kterého došlo dne 9. 1. 2012 k úniku toxických látek. Analýza byla provedena pouze na základě údajů zaznamenaných v měřicí stanici Bohumín. Pokud 9. 1. 2012 došlo k úniku toxické látky (popř. látek) přímo do řeky Odry, pak na základě provedené analýzy lze pokládat za zdroj úniku objekt umístěný na břehu řeky Odry ve vzdálenosti cca 11 600 m nad profilem Bohumín. Doba předpokládaného vnosu byla zhruba 36 minut. Nelze však vyloučit, že k tomuto úniku mohlo dojít z některého jiného zdroje znečištění, pokud se tento zdroj nachází na některém z přítoků Odry nad profilem Bohumín. Mohlo by se například jednat o některý objekt nalézající se v povodí Ostravice nebo v povodí Stružky.

## Poděkování

Tato práce vznikla díky podpoře projektu Vývoj nástrojů včasného varování a reakce v oblasti ochrany povrchových vod (evidenční číslo projektu TA01020714, označení projektu NAVARO), pro který je poskytovatelem podpory Technologická agentura České republiky.

## Literatura

- Atkinson, TC. and Davis, PM. (2000) Longitudinal dispersion in natural channels: 1. Experimental results from the River Severn, U.K. *Hydrol. and Earth Sys. Sci.* 4(3), 345–353.
- ČHMÚ (2012) data dostupná z <http://hydro.chmi.cz/hpps/>
- Field, M. (2002) The QTRACER2 program for Tracer Breakthrough Curve Analysis for Tracer Tests in Karstic Aquifers and Other Hydrologic Systems. – U.S. Environmental Protection Agency hypertext multimedia publication in the Internet at <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=54930>
- Fischer, HB., List, E.J., Koh, R.C.Y., Imberger, J., and Brooks, NH. (1979) Mixing in Inland and coastal waters. San Diego: Academic Press.
- Chatwin, PC. (1971) On the interpretation of some longitudinal dispersion experiments. *J. Fluid Mech.* 48(4), 689–702.
- Jandora, J. a Daněček, J. (2002) Příspěvek k použití analytických metod řešení transportně-disperzní rovnice (Contribution to application of analytical methods solving advective-dispersion equation). *J. Hydrol. Hydromech.*, vol. 50, No. 2, p. 139.
- Knížek, M., Kamas, J. a Bruthans, J. (2007) Nové stopovací zkoušky v Moravském krasu II: Podzemní Punkva v okolí Macochy (New tracer tests in the Moravian karst II: The Punkva underground river in the surrounding of the Macocha Chasm.). *Geol. výzk. Mor. Slez.* v r. 2006, Brno, s. 113–116.
- Lippert, D., Mai, S., and Barjenbruch, U. (on line 1. 2. 2012) Traceruntersuchungen in der Elbe

**Tabulka 3.** Chatwinova regresní analýza  
**Table 3.** Chatwin's regression analysis

Vzorek č.	t [hod]	t [s]	TOX [-]	b [s <sup>0,5</sup> ]	Regrese [s <sup>0,5</sup> ]
	0,00	0	0		862,23
1	5,71	20 568	0		136,70
2	5,73	20 618	6	138,16	134,94
22	6,01	21 619	10	91,97	99,63
62	6,56	23 622	13	44,70	28,97
72	6,70	24 123	14	0,00	11,30

- zur Validierung des operationellen Schadstofftransportmodells Alamo, [http://www.bafg.de/nn\\_222616/M1/DE/04\\_Aktuelles/Archiv/tracer\\_elbe\\_2004,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/tracer\\_elbe\\_2004.pdf](http://www.bafg.de/nn_222616/M1/DE/04_Aktuelles/Archiv/tracer_elbe_2004,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/tracer_elbe_2004.pdf)
- Runkel, RL. and Bencala, KE. (1995) Transport of reacting solutes in rivers and streams. *Environmental Hydrology* (Netherlands), p. 137–164.
- Sochorec, R. (1969) Postupové doby průtokových množství (Measurement of the time of travel of water discharge). *Sborník prací HMÚ*, sv. 15.
- Šajer, J. (2011) Havarijní znečištění a dotoková doba – studie pro dva objekty v povodí Odry. *VTEI*, 2011, roč. 53, č. 6, s. 14–17, ISSN 0322-8916, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2011.
- van der Schalie, WH. (1986) Can biological monitoring early warning systems be useful in detecting toxic materials in water? In Poston, TM. and Purdy, R. (eds) *Aquatic toxicology and environmental fate: Ninth volume, ASTM STP 921*. American Society for Testing and Materials, Philadelphia (107–121).

**Ing. Jiří Šajer**  
**VÚV TGM, v. v. i., pobočka Ostrava**  
**jiri\_sajer@vuv.cz**  
Příspěvek prošel lektorským řízením.

*Analysis of the record of leakage of toxic substances into Odra River (Šajer, J.)*

## Key words

*advection-dispersion equation – accidental leakage – mathematical modelling – toxic index – water quality*

**Daphnia Toximeter (product of German firm bbe Moldaenke) was placed at the monitoring station located on the borderline profile at the Odra River in the town of Bohumín. The main output of this product is toxic index alarm curve. This article is specifically focused on estimating of the distance between point source pollution and measuring station based on the analysis of chronological record of toxic index and chronological record of flowrate in the measuring station Bohumín.**

**taxonů by se délka sání při odběru jednoho podvzorku měla pohybovat v rozmezí 20–30 s, kromě lokalit s velmi jemným substrátem, kde dojde k zaplnění sítě drápe. I přes vyšší účinnost pneumatického vzorkovače je nutné pro komplexní zachycení společenstva nebroditelných habitatů lokality použít k odběru i drapák, kterým bylo oproti pneumatickému vzorkovači zjištěno dalších 20 % taxonů (pneumatický vzorkovač zachytil naopak 30 % taxonů, které nebyly zjištěny v drapáku).**

## 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) jako jedné z biologických složek kvality určujících hodnocení ekologického stavu vod. Metoda odběru makrozoobentosu v broditelných tocích je v současné době již standardizována (ČSN 75 7701), pro nebroditelné úseky toků však není tento postup použitelný. Nebroditelné toky v České republice nepředstavují velký podíl z celkové délky říční sítě, jedná se však o toky vodohospodářsky významné, především střední a dolní tok Labe a Vltavy, dolní tok Moravy a Dyje. Limitem studia těchto toků a rozvoje metod pro hodnocení jejich ekologického stavu jsou technické obtíže a vysoká časová, finanční i metodická náročnost při odběru reprezentativních vzorků. V rámci prvních kroků k zavedení monitoringu nebroditelných toků v České republice byla sestavena a Ministerstvem životního prostředí akceptována metodika (Kokeš a kol., 2006), která vychází především z publikovaných informací a několika vlastních odběrů vzorků autory. Nicméně výše uvedená náročnost metodiky způsobuje, že v rutinním monitoringu je odběr vzorků makrozoobentosu v současné době prováděn především pouze v dostupné, tj. v broditelné, příbřežní části nebroditelného toku. V nebroditelné části toku je v ČR ve výjimečných přípa-

## SROVNÁNÍ METOD PRO ODBĚR VZORKŮ MAKROZOOBENTOSU Z NEBRODITELNÝCH TOKŮ

Hana Janovská, Petr Pařil, Pavla Řezníčková

## Klíčová slova

*nebroditelný tok – makrozoobentos – pneumatický vzorkovač air lift – drapák van Veen*

## Souhrn

**Na dvou nebroditelných tocích (Labe a Vltava) bylo provedeno srovnání dvou odběrových metod makrozoobentosu – pneumatickým vzorkovačem a drapákem van Veen, které umožňují odebírat vzorky v úsecích hlubších než 1 m. Obě metody dávají z hlediska metrik používaných pro hodnocení ekologického stavu (Si, PTI) přibližně srovnatelné výsledky, avšak u drapáku někdy dochází k nadlepšení výsledného stavu. Bylo zjištěno, že pneumatický vzorkovač zachytí jak vyšší počet jedinců, tak taxonů, takže je schopen lépe charakterizovat společenstvo žijící na nebroditelné části dna dané lokality. Počet 10 podvzorků odebraných pneumatickým vzorkovačem zachytí téměř 80 % společenstva lokality zjištěného za použití obou metod (přesně 78,4 %), zatímco 10 podvzorků odebraných drapákem zachytí pouze 70,8 % druhů. Podle literárních údajů je přitom pro potřeby monitoringu dostačující zjištění 80 % druhového spektra společenstva. Pro zachycení dostatečného počtu**

dech odběr doplněn o vzorek odebraný drapákem, pneumatický vzorkovač není využíván z důvodu vyšší náročnosti jak při vzorkování (potřeba velké pracovní lodi, větší vzorkovací tým, vysoké pořizovací i provozní finanční náklady), tak při zpracování vzorků (větší objem odebraného substrátu, nutnost determinace více jedinců). Konkrétní porovnání finanční náročnosti zmiňovaných odběrových metod však zatím publikováno nebylo a nebylo ani předmětem naší studie.

Rozvoj metod vzorkování nepřístupných, hlubokých částí toků začal s rozvojem průzkumu mořského dna již v minulém století (Holme, 1949). Pro odběry vzorků bioty mohou být například používány kolonizační nádoby a pasti, vlečné sítě, drapáky různých typů, mrazicí sondy („freeze-core“) nebo sací vzorkovače. První pneumatický vzorkovač (angl. „air-lift“) určený speciálně pro vzorkování sladkovodních sedimentů a bentické fauny byl vyroben již v 70. letech minulého století (Mackey, 1972). V rámci této studie byla použita v souladu s platnou metodikou MŽP modifikace pneumatického vzorkovače „FBA air-lift sampler“ (Pehofer, 1998), který byl zkonstruován speciálně pro odběr vzorků z rychle tekoucích alpských kamenitých řek.

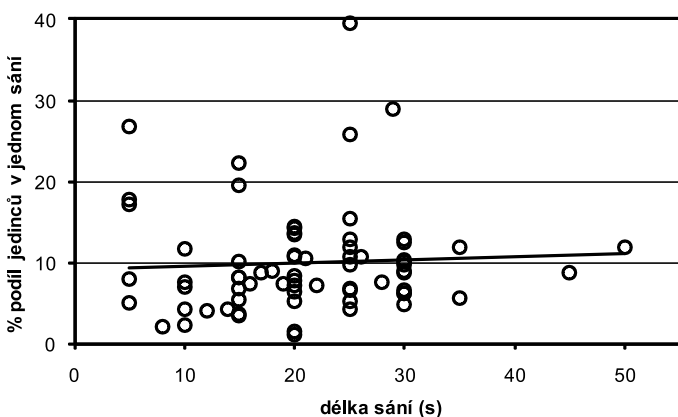
Literatura zaměřená na porovnání různých odběrových zařízení byla věnována srovnání efektivity odběru vzorků pomocí pneumatických vzorkovačů, drapáků, mrazicích sond, vlečných sítí a kolonizačních košů s umělým substrátem v různých modifikacích (Elliott a Drake, 1981; Drake a Elliott 1982; Downing, 1984; Humpesch a Elliott, 1990; Humphries et al., 1998; Bretschko a Schönbauer, 1998; Fishar a Williams, 2006). Souhrn literatury věnované vzorkování nebroditelných řek provedl Neale et al. (2006). Přímé srovnání účinnosti pneumatického vzorkovače a drapáku však nebylo téměř prováděno. Pearson et al. (1973) srovnával účinnost pneumatického vzorkovače se Surberovým vzorovačem (Surber, 1936) a Allanovým drapákem (Allan, 1952). Se Surberovým a Hessovým vzorovačem (Hess, 1941) srovnával sací vzorkovač Kikuchi et al. (2006). Drake a Elliott (1983) porovnávali Ponarův drapák (Powers a Robertson, 1967) a dva různé typy pneumatických vzorkovačů.

Efektivita odběrových zařízení závisí především na lokálních podmínkách. K nejdůležitějším faktorům patří především charakter substrátu a proudové podmínky na daném odběrovém místě, nicméně rozsah této studie neumožňuje detailní rozbor vlivu těchto faktorů. První porovnání účinnosti pneumatického vzorkovače, drapáku van Veen a ruční sítě bylo v podmínkách ČR provedeno Opatřilovou et al. (2009) na broditelném úseku řeky Moravy. Cílem její studie bylo porovnat účinnost vzorkovačů vzhledem k ruční síti standardně používané pro broditelné toky.

V rámci předkládané studie byla srovnávána účinnost modifikovaného pneumatického vzorkovače (Pehofer, 1998) a drapáku van Veen (van Veen, 1936) podle metodiky Kokeš et al. (2006) v podmínkách nebroditelných úseků řek s hloubkou přibližně od 2 do 5 m. Cílem bylo testovat, zda jsou vzorky odebrané danými dvěma odběrovými zařízeními z hlediska zastoupení taxonů a počtu jedinců srovnatelné a poskytují srovnatelné výsledky z hlediska použití v rutinním monitoringu.

## Metodika

Pro vzorkování bylo vybráno celkem sedm lokalit ze státní sítě jakosti vody využívané i pro monitoring pro Rámcovou směrnici. Na řece Vltavě byly sledovány profily Vrané, Podolí a Zelčín (květen 2008) a na řece Labi profily Obříství, Liběchov, Děčín a Schmilka (říjen 2008). Z důvodu časové a metodické náročnosti byly vzorky odebrány pouze jednorázově. Na všech lokalitách byly změřeny základní fyzikálně-chemické parametry. V každém odběrovém bodě byla změřena hloubka, rychlost proudění ve 40 % výšky vodního sloupce, byl odhadnut charakter proudění na povrchu hladiny podle



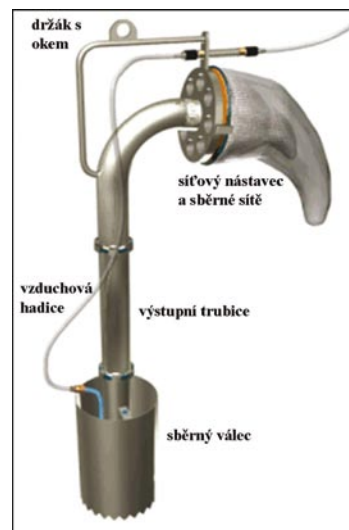
**Obr. 3.** Závislost podílu zachycených jedinců na délce sání ( $r_s = 0,18$ ,  $p > 0,05$ , podíl zachycených jedinců je vztažen k celkovému počtu jedinců zachycených pneumatickým vzorkovačem na lokalitě)

**Fig. 3.** Dependence of the proportion of collected individuals on the suction duration ( $r_s = 0,18$ ,  $p > 0,05$ , the proportion of collected individuals is related to the total number of individuals collected at a site by the air-lift sampler)

britské metodiky River Habitat Survey (Raven et al., 1997) a dále byl odhadnut poměr zastoupení jednotlivých typů substrátu ve vzorku. Naměřené abiotické faktory uvádí Řezníčková et al. (2011). Na každé lokalitě bylo v proudnici toku vybráno 10 různých odběrových míst (habitátů), na kterých byl odebrán vzorek pneumatickým vzorkovačem (obr. 1, plocha jednoho vzorku 491 cm<sup>2</sup>) a vzorek drapákem (obr. 2, plocha jednoho vzorku 457 cm<sup>2</sup>).

Všechny vzorky byly promyty přes síť (250 μm) a fixovány 4% formaldehydem. V laboratoři byl makrozoobentos determinován na co možná nejnižší taxonomickou úroveň, tj. převážně rodovou a druhovou.

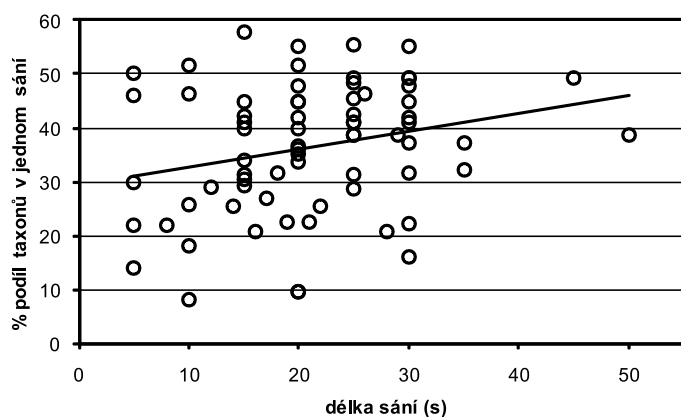
Porovnání účinnosti pneumatického vzorkovače a drapáku bylo provedeno na základě abundancí, počtu zachycených taxonů, odlišnosti zastoupení jednotlivých taxonomických skupin a vybraných indexů. Při každém odběru pneumatickým vzorkovačem byla měřena délka sání a byl vyhodnocen její vliv na zachycený počet jedinců a taxonů pro stanovení optimální doby sání (Spearmanův korelační koeficient  $r_s$ ). Dále bylo hodnoceno, zda doporučený počet 10 vzorků (Kokeš et al., 2006) dostačuje podle publikovaných literárních údajů pro popis habitátů hlubokých částí dna dané lokality z hlediska taxonomického složení společenstva makrozoobentosu. Zcela exaktní stanovení vhodného počtu vzorků i vhodné doby sání by však vyžadovalo odlišný design vzorkování, a proto lze prezentované údaje považovat pouze za orientační.



**Obr. 1.** Pneumatický vzorkovač  
**Fig. 1.** Air-lift sampler



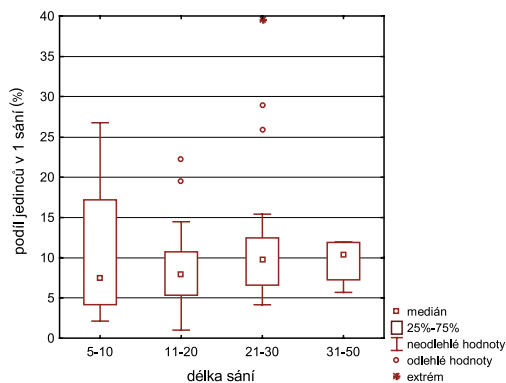
**Obr. 2.** Drapák van Veen  
**Fig. 2.** Van Veen grab



**Obr. 4.** Závislost podílu zachycených taxonů na délce sání ( $r_s = 0,24$ ,  $p < 0,05$ , podíl zachycených taxonů je vztažen k celkovému počtu jedinců zachycených pneumatickým vzorkovačem na lokalitě)

**Fig. 4.** Dependence of the proportion of collected taxa on the suction duration ( $r_s = 0,18$ ,  $p > 0,05$ , the proportion of collected taxa is related to the total number of taxa collected at a site by the air-lift sampler)





**Obr 5.** Závislost rozsahu podílu zachycených jedinců na délce sání (nárůst procenta jedinců zachycených při sání kratším než 10 s je dán zřejmě několika odlehlými hodnotami a nízkým počtem opakování)

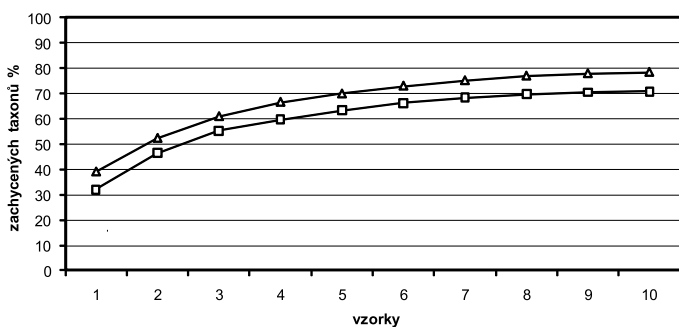
**Fig. 5.** Dependence of the proportion range of collected individuals on the suction duration (the increase of the percentage of individuals collected using suction duration less than 10 s is probably given by a few distant values and low number of repetitions)

### Výsledky a diskuse

Pneumatický vzorkovač je jedním ze vzorkovacích zařízení používaných pro odběr makrozoobentosu z nebroditelných částí toků. Optimální délka sání pro odběr vzorku však ve většině případů v literatuře uváděna není, v akceptované metodice MŽP (Kokeš et al., 2006) je definována jako doba nutná k získání dostačujícího množství sedimentu nebo k dosažení požadované hloubky penetrace, tj. za běžných podmínek asi 10 až 20 sekund. Při zpracování výsledků jsme se tedy pokusili i o její stanovení, ačkoli primárně vzorky za tímto účelem odebírány nebyly. Délka sání se při našich odběrech pneumatickým vzorkovačem pohybovala mezi 5 a 50 sekundami, vzorek byl odebrán tak dlouho, dokud nebyla sběrná síť na konci pneumatického vzorkovače zcela naplněna substrátem. Procentuální podíl zachycených jedinců vzhledem k celkovému počtu zachycených jedinců pneumatickým vzorkovačem se s narůstající délkou sání zvyšoval jen statisticky nevýznamně (obr. 3). Procentuální podíl zachycených taxonů vzhledem ke všem taxonům zachyceným pneumatickým vzorkovačem se zvyšoval s délkou sání výrazněji (obr. 4), ale i tato závislost je na hranici statistické průkaznosti ( $r_s = 0,24$ ,  $p < 0,05$ ). Pro jednotlivé lokality, kde bylo pouze 10 opakování, navíc trendy závislosti počtu jedinců či taxonů na délce sání prokázány nebyly, to ale může být způsobeno nízkým počtem opakování pro jednotlivé délky sání.

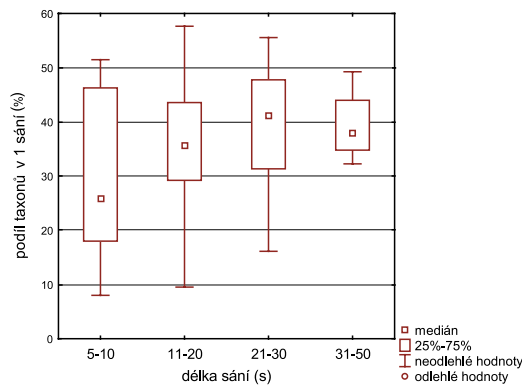
Pearson et al. (1973) uvádějí, že během 30 s sání pneumatickým vzorkovačem zachytí minimálně 90 % přítomných jedinců. Zobrazení mediánových hodnot pro procentuální podíly zachycených jedinců ukazuje narůstající trend až do 30 s (obr. 5). Pokud bychom předpokládali nezávislost abundance živočichů na délce sání (při jejich relativně homogenní distribuci v úseku), mělo by být při každém z 10 sání na dané lokalitě zachyceno v jednom podvzorku zhruba 10 % jedinců. Tato ideální hodnotě se v rámci rozmezí 25–75% kvartilu nejvíce blížíly vzorky odebrané po dobu 21–30 sekund. Při této délce sání se i mediánová hodnota abundance jedinců nejvíce blížíla zachycení 10 % jedinců z celkového vzorku.

Obrázek 6 ukazuje, že procento zachycených taxonů roste s délkou sání přibližně do 30 sekund a pak se již výrazně nemění nebo dokonce klesá (pokles je zřejmě ovlivněn nízkým počtem opakování nad 30 s). Z toho usuzujeme, že optimální délka sání by opět měla být okolo 20–30 sekund. S přihlédnutím



**Obr. 7.** Průměrné procento zachycených taxonů ve vzorku (kumulativně) vůči celkovému počtu taxonů zjištěnému oběma metodami ve všech vzorcích na lokalitě – vzorky odebrané pneumatickým vzorkovačem (-Δ-) a drapákem (-□-)

**Fig. 7.** Average percentage of collected taxa in a sample (cumulatively) in relation with the total number of taxa collected by both devices in all samples at the site – samples taken by the air-lift sampler (-Δ-) and the grab (-□-).



**Obr 6.** Závislost rozsahu podílu zachycených taxonů na délce sání (pokles procenta taxonů zachycených při sání delším než 30 s je dán pravděpodobně malým počtem opakování)

**Fig. 6.** Dependence of the proportion range of collected taxa on the suction duration (the increase of the percentage of taxa collected using suction duration longer than 30 s is probably given by a few distant values and low number of repetitions)

k vhodné době sání zjištěné na základě podílu zachycených jedinců lze proto v podmínkách nebroditelných úseků řek Labe a Vltavy shodně s Pearsonem et al. (1973) uvažovat, aby se doba sání při odběru jednoho vzorku pohybovala zhruba v rozsahu 20–30 sekund. Je to čas delší než v akceptované metodice (10–20 s). Námí použitý procentuální podíl odebraných jedinců či taxonů ve vzorku vzhledem ke všem jedincům či taxonům odebraným ve všech deseti vzorcích na lokalitě je však závislý nejen na délce sání, ale i na heterogenitě podmínek dna.

Vzhledem k tomu, že design vzorkování nebyl primárně určen pro stanovení vhodné doby sání, je nutné výsledky považovat za předběžné a tuto problematiku ověřit v samostatné studii.

Známe-li optimální délku sání pro odběr vzorku pneumatickým vzorkovačem, je vhodné také ověřit, zda je počet podvzorků pro lokalitu uvedený v akceptované metodice MŽP dostatečný (Kokeš et al., 2006). Rozdílnou efektivitu použitých metod v zachyceném počtu taxonů vztahenou k celkovému počtu taxonů zjištěných oběma metodami na lokalitě ukazuje obr. 7. Pneumatický vzorkovač dosáhl v 10 vzorcích průměrně 78,4 % taxonů zachytitelných oběma metodami na jednotlivých lokalitách, zatímco drapák v 10 vzorcích pouze hodnotu 70,8 % všech zachycených taxonů. Pneumatický vzorkovač se proto jeví pro vzorkování společenstva hlubokých částí dna vhodnější, jelikož v deseti vzorcích odebraných na nebroditelných částech toku (podle metodiky Kokeš et al., 2006) se počet zjištěných taxonů blíží doporučené hodnotě 80 % taxonů celého společenstva (Chutter a Noble, 1966). V našem případě považujeme za celé společenstvo sumu druhů zachycených oběma metodami. Přesné a statisticky korektní stanovení dostatečného počtu vzorků je však možné pouze na základě odběru většího množství vzorků (např. 20) toutéž metodou na stejné lokalitě a stejném typu habitatu, což bylo mimo možnosti této studie. Proto je nutné brát limitní hodnotu 80 % uváděnou v literatuře pro dostatečnou charakterizaci společenstva jako vyhovující.

Celkový počet taxonů a jedinců zachycených na lokalitách oběma vzorkovacími zařízeními uvádí tabulka 1. Při srovnání účinnosti obou použitých odběrových zařízení z hlediska zachycených abundancí a počtu taxonů bylo zjištěno, že pneumatický vzorkovač na všech lokalitách zachytil vyšší počet jedinců i taxonů (obr. 8–9), což odpovídá výsledkům předchozích studií (Drake a Elliott, 1983; Boulton, 1985; Bretschko a Schönbauer, 1998; Kikuchi et al., 2006). Opatřilová et al. (2009) ale udává, že ačkoli byl pneumatickým vzorkovačem zachycen vyšší počet jedinců, byl jím zachycen menší počet taxonů. Tento paradox však vysvětluje nízkou četností taxonů a náhodností jejich výskytu na různých habitatech broditelného úseku středního toku Moravy. Dolní, nebroditelné úseky řek Labe a Vltavy jsou velmi uniformní a tento jev by tak neměl mít v naší studii výrazný vliv. Dalším důvodem odlišnosti výsledků Opatřilové et al. (2009) by pak mohla být nižší úroveň determinací pouze do čeledí. V literatuře (Bretschko a Schönbauer, 1998; Kikuchi et al., 2006; Humphries et al., 1998) je totiž uváděna vyšší efektivita pneumatického vzorkovače právě při sběru čeledi Chironomidae a jiných skupin červovitého tvaru těla, které nebyly ve studii Opatřilové na rozdíl od našich dat determinovány do nižších taxonomických úrovní.

**Tabulka 1.** Celkový počet zachycených taxonů a jedinců na lokalitách  
**Table 1.** Total number of taxa and individuals collected at the sites

	Obříství	Liběchov	Děčín	Schmilka	Vrané	Podolí	Zelčín
Počet jedinců	1 524	1 562	23 267	3 826	6 226	5 259	8 499
Počet taxonů	44	67	83	62	97	94	104

Standardizace počtu taxonů na počet jedinců však odhaluje (obr. 10), že pneumatickým vzorkovačem byl na lokalitě sice získán vyšší počet jedinců na m<sup>2</sup>, ale na srovnatelný počet jedinců bylo touto metodou zachyceno méně druhů. Drapák je pak z tohoto pohledu výrazně efektivnější (zejména s ohledem na následné třídění a determinaci vzorků). Daná skutečnost může souviset například s unikem drobných červovitých taxonů zvláště skupiny „Oligochaeta“ (tabulka 2 a obr. 12) při nedokonalém dovření čelistí drapáku, zatímco pneumatickým vzorkovačem jsou tyto skupiny zachyceny. Tím se u pneumatického vzorkovače zvyšuje celkový počet zachycených jedinců, zatímco počet druhů standardizovaný na počet jedinců logicky klesá. Jedná se tedy o určitou selektivitu srovnávaných metod, se kterou je třeba při jejich používání počítat.

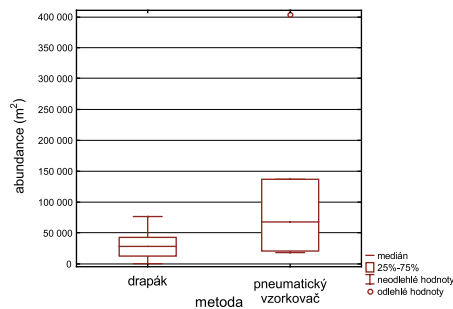
Průměrně polovina taxonů makrozoobentosu zjištěných na jednotlivých lokalitách (49 % – obr. 11) byla shodně zachycena jak drapákem, tak pneumatickým vzorkovačem. Dále pak bylo drapákem zjištěno průměrně 22 % odlišných taxonů než pneumatickým vzorkovačem, zatímco pneumatický vzorkovač zachytil v průměru 29 % odlišných taxonů. Lze tedy usuzovat, že každá z metod částečně vzorkuje specificky jiné taxony. Pokud je tedy cílem studie komplexně zjistit taxonomické složení společenstva v nebroditelné části toku, není vhodné použít, i přes jeho vyšší efektivitu, pouze pneumatický vzorkovač, ale je třeba ho doplnit i drapákem. Dále je také vhodné, jak upozorňuje Řezníčková et al. (2011), doplnit vzorkování i o příbřežní zónu, kde je společenstvo makrozoobentosu často dosti odlišné.

Ke srovnání selektivní účinnosti vzorkovačů pro nejhojnější vyšší taxonomické skupiny bylo použito srovnání průměrného procentuálního zastoupení každé z nich ve vzorcích odebraných každou z metod (tabulka 2). V grafu (obr. 12) je pak uveden rozsah rozdílů v procentuálním zastoupení taxonomických skupin mezi metodami na sedmi vzorkovaných lokalitách. U některých skupin s vysokou abundancí (pakomárovití, měkkýši, máloštětinatí červi) byl poměrně značný rozptyl hodnot oběma směry, takže na některých lokalitách byla skupina větší měrou zastoupena v drapáku, zatímco na jiných v pneumatickém vzorkovači. Tento rozptyl je obtížně interpretovatelný, nicméně může souviset i s rozdílným zastoupením různých typů těla organismů v rámci jedné taxonomické skupiny, které se na jednotlivých lokalitách lišilo. Dalším faktem přispívajícím ke zvýšení variability datového souboru je to, že Vltava byla vzorkována v jarním období, zatímco Labe na podzim. Například u skupiny Oligochaeta mohou drobné plovoucí naidky dominující na jaře uniknout z drapáku lépe než větší žízalice rodu *Stylogrillus*, které žijí uvnitř substrátu. To může způsobovat různou efektivitu metod během sezony.

Drapák se ukázal jako vhodnější pro vzorkování jepic (Ephemeroptera) a chrostíků (Trichoptera), což pravděpodobně souvisí s jejich ukrýváním se před predátory pod většími kameny, které pneumatický vzorkovač nevyzdvihne ze dna toku. V rozporu s dostupnou literaturou (Bretschko a Schönbauer, 1998; Kikuchi et al., 2006; Humphries et al., 1998) byla zjištěna mírně vyšší účinnost drapáku (průměrně o 4 %) při vzorkování čeledi Chironomidae (pakomárovití). Ti žijí ukryti v jemném substrátu, který může při nedovření čelistí z drapáku unikat. Vyšší zastoupení skupiny v drapáku je však do určité míry ovlivněno jednou dosti odlehlou hodnotou (přes 30 %), naopak hodnota mediánu naznačuje, že rozdíl mezi účinností metod není u této skupiny tak výrazný (obr. 12). Pneumatický vzorkovač vykázal průměrně o 6 % vyšší vzorkovací účinnost při vzorkování měkkýšů (dominovali mlži Bivalvia) a koryšů (Crustacea, průměrně o 2 %), tj. skupin, které žijí na povrchu substrátu. Průměrně o 2 % byli ve vzorcích z pneumatického vzorkovače hojnější máloštětinatí červi („Oligochaeta“), kteří žijí podobně jako pakomáři v jemných substrátech.

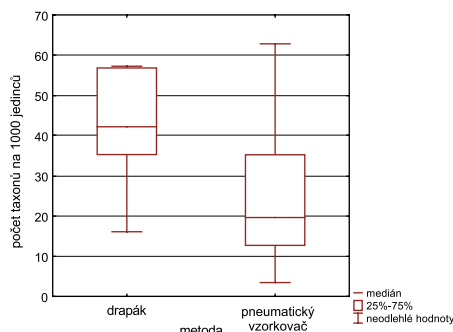
Vyšší efektivita pneumatického vzorkovače při sběru zástupců čeledi Chironomidae a jiných skupin červovitého tvaru (Oligochaeta) uváděná v literatuře (Bretschko a Schönbauer, 1998; Kikuchi et al., 2006; Humphries et al., 1998) nebyla v této studii jednoznačně potvrzena, ačkoli obr. 12 mírně vyšší efektivitu pro tyto skupiny naznačuje. Pro spolehlivé posouzení této problematiky je však nutné testovat zastoupení obou skupin v jednotlivých párech vzorků, což bude předmětem dalších analýz.

Z hlediska zastoupení dominantních taxonomických skupin jsou tedy analyzované vzorky odebrané drapákem i pneumatickým vzorkovačem



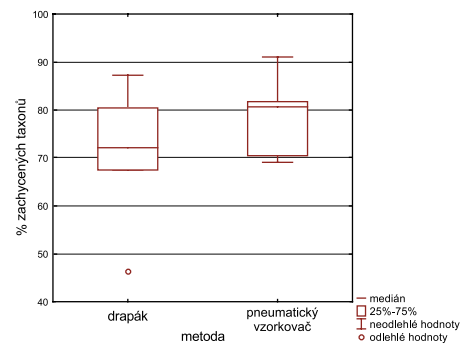
**Obr. 8.** Srovnání počtů jedinců zachycených oběma vzorkovacími metodami

**Fig. 8.** Comparison of the number of individuals collected by both sampling devices



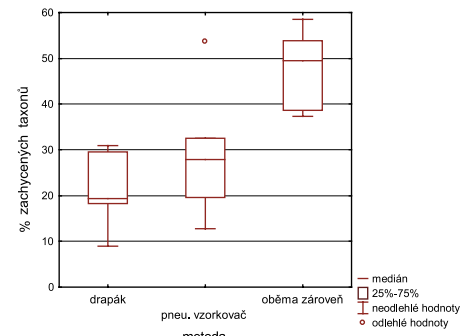
**Obr. 10.** Srovnání počtů taxonů (standardizováno na počet jedinců) zachycených oběma metodami

**Fig. 10.** Comparison of the number of taxa (standardized by number of individuals) collected by both devices



**Obr. 9.** Srovnání procenta taxonů zachycených oběma vzorkovacími metodami

**Fig. 9.** Comparison of the percentage of taxa collected by both sampling devices



**Obr. 11.** Porovnání procenta počtu taxonů zachycených každým ze zařízení s počtem taxonů, které byly zachyceny oběma zařízeními současně

**Fig. 11.** Comparison of the percentage of the number of taxa collected by individual sampling devices with the number of taxa, which were collected by both devices concurrently

zhruba srovnatelné, nicméně i zde se objevuje preference určitých skupin (tabulka 2, obr. 12). Ve vzorcích vždy dominovala některá z taxonomických skupin pakomárovití (Chironomidae), máloštětinatí červi (Oligochaeta), měkkýši (Mollusca) nebo koryši (Crustacea). Do skupiny varia byly zahrnuty taxony Tricladida, Nematoda, Plecoptera, Heteroptera a Coleoptera, které se vyskytovaly pouze náhodně nebo byly hojnější pouze na některých lokalitách, kde nepřekračovaly většinou 1 % abundance ve společenstvu.

Vyhodnocení vzorků z hlediska diverzity (Shannon-Wienerův index), saprobního indexu (Si) podle Zelinky a Marvana (1986), který hodnotí organické znečištění, i Potamon type indexu (PTI), který hodnotí obecnou degradaci toku, ukázalo, že hodnocení lokality na základě vzorků odebraných drapákem i vzorků odebraných pneumatickým vzorkovačem je většinou velmi podobné (obr. 13–15, tabulka 3). Hodnoty Shannon-Wienerova indexu

**Tabulka 2.** Průměrné procentuální zastoupení nejpočetnějších taxonomických skupin zachycených oběma metodami na sedmi lokalitách; v pravém sloupci srovnání selektivitu obou zařízení (záporné hodnoty ukazují procentuálně vyšší zastoupení v pneumatickém vzorkovači, kladné hodnoty procentuálně vyšší zastoupení v drapáku)

**Table 2.** Average percentage of the most numerous taxonomical groups collected by both devices at 7 sites; the right column shows the comparison of the selectivity of both devices (negative values show higher percentage in the air-lift samples, positive values higher percentage in grab samples)

Průměrné zastoupení skupiny (%)	Prům. rozdíl v zastoupení skupiny (%) (- pneu. vzorkovač, + drapák)
měkkýši	-5,8
máloštětinatci	-2,1
pakomáři	4,2
koryši	-2,2
chrostíci	4,2
píjavičce	-0,1
jepice	1,2
dvoukřídlí	-0,5
varia	1,2

vyjadřující pestrost a vyrovnanost společenstva byly pro vzorky odebrané drapákem a pneumatickým vzorkovačem většinou velmi blízké (rozdíl max. 0,1), i když pro drapák byly mírně vyšší. Pneumatický vzorkovač je totiž schopen zachytit o něco více drobných organismů, zejména červů a pakomárů, kteří jsou na lokalitách často zastoupeni masově (obr. 12), což mírně snižuje hodnoty diverzity.

Podle Si byly všechny lokality zařazeny do středního ekologického stavu (moderate) podle Rámcové směrnice, kromě lokality Děčín, která vykázala stav dobrý (good). Na lokalitě Zelčín však vzorky odebrané drapákem vykázaly stav dobrý, na lokalitě Liběchov dokonce velmi dobrý (high). Rozdílné hodnocení těchto lokalit podle Si může být způsobeno vyšším zastoupením máloštětinatců (ubikvistní organismy většinou s vyššími individuálními hodnotami Si) v pneumatickém vzorkovači a naopak EPT taxonů (mají nižší hodnoty Si) v drapáku. Samotné hodnoty Si (obr. 14) jsou pro oba vzorkovače obecně velmi blízké, pro pneumatický vzorkovač mírně vyšší. Podle upravené metody PTI (Němejcová, 2011) byly všechny lokality vyhodnoceny ve stavu středním, pouze Zelčín a Děčín ve stavu dobrém. K jedinému rozpornému hodnocení došlo na lokalitě Obrěství, kde byl stav podle vzorků z drapáku dobrý, kdežto podle vzorků z pneumatického vzorkovače střední. Do zařazení lokality do třídy ekologického stavu podle PTI vstupuje i poměr aktivních a pasivních filtrátorů, který byl pro vzorek z drapáku výrazně vyšší (opět zřejmě souvisí s vyšším zastoupením drobných organismů v pneumatickém vzorkovači). Vypočtené hodnoty PTI (obr. 15) však byly obecně pro vzorky z pneumatického vzorkovače vyšší. Hodnoty žádného z uvedených indexů mezi vzorky ze srovnávaných odběrových zařízení nevykázaly statistickou odlišnost (Wilcoxonův párový test).

Z uvedených výsledků je patrné, že v několika případech, kdy se hodnocení lišilo, byla lokalita podle vzorku z drapáku vždy vyhodnocena lépe, což pravděpodobně souvisí se zmíněným efektem metody – tj. s vyšší efektivitou drapáku jak z hlediska počtu zachycených taxonů standardizovaného na počet jedinců, tak i vyšší účinností záchytu skupin indikujících lepší jakost vody (Ephemeroptera, Trichoptera).

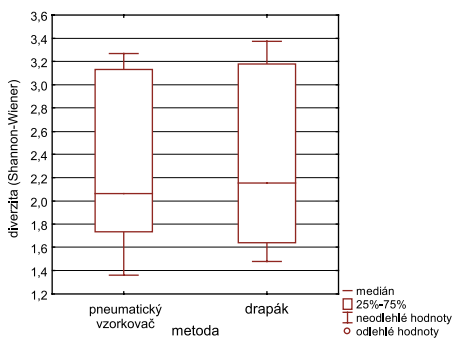
## Závěr

Z hlediska zastoupení dominantních taxonomických skupin jsou analyzované vzorky odebrané drapákem i pneumatickým vzorkovačem sice relativně srovnatelné, avšak u obou vzorkovacích zařízení je patrná preference určitých taxonomických skupin.

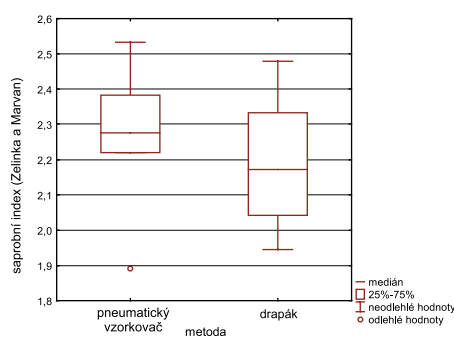
Vzhledem k vyššímu počtu zachycených jedinců i taxonů ve vzorcích z pneumatického vzorkovače a vzhledem ke skutečnosti, že počet taxonů v deseti vzorcích z pneumatického vzorkovače se blížil doporučeným 80 % taxonů zachytitelných na lokalitě oběma metodami (pneumatický vzorkovač zachytil 78,4 %, drapák 70,8 %), je používání pneumatického vzorkovače pro vzorkování nebroditelných úseků našich řek vhodnější. Jistou daní za větší přesnost a spolehlivost metody je však výrazně vyšší finanční a časová náročnost. Drapák se na základě této srovnávací studie jeví pro charakteristiku lokality jako nedostačující. Pro komplexní zachycení společenstva nebroditelných habitatů lokality je však vhodné použít k odběru i drapák, kterým bylo zjištěno dalších 20 % taxonů, které pneumatický vzorkovač nezachytil.

Jako optimální doba sání pro odebrání jednoho vzorku pneumatickým vzorkovačem byl definován čas přibližně mezi 20 a 30 s, nicméně na některých habitatech bylo naplnění sběrné sítě dosaženo i za kratší dobu (5–10 s). Proto by se měl uvedený interval považovat spíše za horní mez a uvedené rozmezí pouze za doporučené, jelikož design odběru vzorků nebyl určen přímo pro testování a stanovení vhodné doby sání.

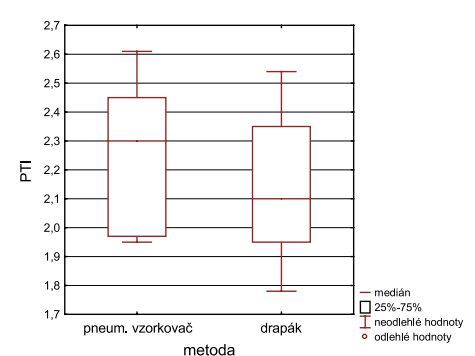
Při srovnání obou typů vzorkovacích metod z hlediska dvou základních metrik (Si a PTI) poskytovaly obě metody relativně podobné výsledky.



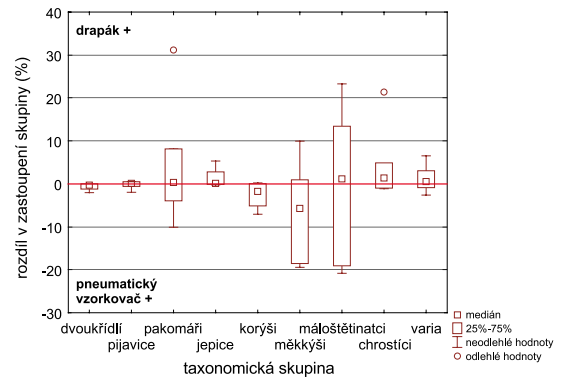
**Obr. 13.** Srovnání hodnot Shannon-Wienerova indexu vypočtených ve vzorcích odebraných drapákem a pneumatickým vzorkovačem  
**Fig. 13.** Comparison of the values of Shannon-Wiener index computed for samples taken by the grab and the air-lift sampler



**Obr. 14.** Srovnání hodnot saprobního indexu (Zelinka a Marvan) vypočtených ve vzorcích odebraných drapákem a pneumatickým vzorkovačem  
**Fig. 14.** Comparison of the values of Saprobic index (Zelinka and Marvan) computed for samples taken by the grab and the air-lift sampler



**Obr. 15.** Srovnání hodnot Potamon Type indexu vypočtených ve vzorcích odebraných drapákem a pneumatickým vzorkovačem  
**Fig. 15.** Comparison of the values of Potamon Type index computed for samples taken by the grab and the air-lift sampler



**Obr. 12.** Rozdíly v procentuálním zastoupení vybraných taxonomických skupin ve vzorcích odebraných drapákem oproti pneumatickému vzorkovači na sedmi vzorkovaných lokalitách (hodnoty nad 0 % znamenají vyšší zastoupení v drapáku, pod 0 % v pneumatickém vzorkovači)

**Fig. 12.** Differences in the percentage of chosen taxonomical groups in samples taken by grab and air-lift sampler at 7 sampling sites (negative values show higher percentage in the air-lift samples, positive values higher percentage in grab samples)

**Tabulka 3.** Zařazení lokalit do tříd ekologického stavu podle vzorků z drapáku (D) a z pneumatického vzorkovače (P)

**Table 3.** Classification of sites into ecological status classes according to the samples taken by the grab (D) and the air-lift (P)

		Obrěství	Liběchov	Děčín	Schmilka	Vrané	Podolí	Zelčín
Si	D	III (střední)	I (velmi dobrý)	II (dobrý)	III (střední)	III (střední)	III (střední)	II (dobrý)
	P	III (střední)	III (střední)	II (dobrý)	III (střední)	III (střední)	III (střední)	III (střední)
PTI	D	II (dobrý)	III (střední)	II (dobrý)	III (střední)	III (střední)	III (střední)	II (dobrý)
	P	III (střední)	III (střední)	II (dobrý)	III (střední)	III (střední)	III (střední)	II (dobrý)

V několika případech byla výsledná hodnota podle vzorků z drapáku u obou metrik lepší, což vedlo k zařazení do lepší třídy ekologického stavu. Nadhodnocení lokality při jejím zařazení do třídy ekologického stavu podle vzorků z drapáku může být způsobeno podhodnocením malých, často početných taxonů, které mohou uniknout mezi jeho čelistmi spolu s jemným substrátem. Navíc má drapák selektivně vyšší účinnost pro některé skupiny indikující lepší stav lokality (v nížinných řekách jsou to nejčastěji řády Ephemeroptera a Trichoptera), což může ovlivňovat hodnoty metrik sloužících k hodnocení ekologického stavu.

Vzhledem k tomu, že výše uvedené srovnání bylo založeno zejména na celkové sumě jedinců, taxonů či výsledných indexů ze sedmi studovaných lokalit, poskytuje pouze základní srovnání metod. Detailnější obraz o výhodách a nevýhodách obou diskutovaných metod poskytne pouze párové srovnání jednotlivých vzorků na konkrétních profilech, a proto je nutné brát v potaz jistá omezení diskutovaných výsledků vzhledem k celkové širší studované problematice.

## Literatura

- Allan, IRH. (1952) A hand operated quantitative grab for sampling river beds. *J. Anim. Ecol.*, 21, p. 159–160.
- Boulton, J. (1985) A sampling device that quantitatively collects benthos in flowing or standing waters. *Hydrobiologia*, 127, p. 31–39.
- Bretschko, G. and Schönbauer, B. (1998) Quantitative sampling of the benthic fauna in a large, fast flowing river (Austrian Danube). *Large Rivers*, 11, p. 195–211.
- Chutter, FM. and Noble, RG. (1966) The reliability of method of sampling stream invertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 62, p. 95–103.
- ČSN 75 7701 Jakost vod – Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. Český normalizační institut, 2008.
- Downing, JA. (1984) Sampling the benthos of standing waters. In Downing, JA. and Rigler, FH. (eds) *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, p. 87–130.
- Drake, CM. and Elliott, JM. (1982) A comparative study of three air-lift samplers used for sampling benthic macro-invertebrates in rivers. *Freshwater Biology*, 12, p. 511–533.
- Drake, CM. and Elliott, JM. (1983) A new quantitative air-lift sampler for collecting macroinvertebrates on stony bottoms in deep rivers. *Freshwater Biology*, 13, p. 545–559.
- Elliott, JM. and Drake, CM. (1981) A comparative study of seven grabs used for sampling benthic macroinvertebrates in rivers. *Freshwater Biology*, 11, p. 99–120.
- Fishar, MR. and Williams, WP. (2006) A feasibility study to monitor the macroinvertebrate diversity of River Nile using three sampling methods. *Hydrobiologia*, 556, p. 137–147.
- Hess, AD. (1941) New limnological sampling equipment. *Limnol. Soc. of Amer. Spec. Publ.*, 6, p. 1–5.
- Holme, NA. (1949) A new bottom-sampler. *Journ. Mar. Biol. Assoc.*, 28, p. 323–333.
- Humpesch, UH. and Elliott, JM. (eds) (1990) *Methods of biological sampling in a large deep river – the Danube in Austria*. *Wasser u. Abwasser*, 2, 83 p.
- Humphries, P., Growns, JE., Serafini, LG., Hawking, JH., Chick, AJ., and Lake, PS. (1998) Macroinvertebrate sampling methods for lowland Australian rivers. *Hydrobiologia*, 364 (2), p. 209–218.
- Kikuchi, RM., Fonseca-Gessner, AA., and Shimizu, GY. (2006) Suction sampler for collection of benthic macroinvertebrates in several continental aquatic environments: a comparative study with the Hess and Surber samplers. *Acta Limnol. Bras.*, 18, p. 29–37.
- Kokeš, J., Tajmrová, L. a Kvardová, H. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu z nebroditelných tekoucích vod. [http://www.env.cz/metodiky\\_normy](http://www.env.cz/metodiky_normy)
- Mackey, AP. (1972) An Air-Lift for Sampling Freshwater Benthos. *Oikos*, 23, p. 413–415.
- Neale, MW., Kneebone, NT., Bass, JAB., Blackburn, JH., Clarke, RI., 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, Dorchester, Dorset, DT2 8ZD, United Kingdom, 97p.
- Němejcová, D., Opatřilová, L., Kokeš, J. a Řezníčková, P. (2011) Hodnocení ekologického stavu nebroditelných toků podle makrozoobentosu: testování německého systému. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 53, 2011, č. I, s. 10–12, příloha *Vodního hospodářství* č. 5/2011.
- Opatřilová, L., Kokeš, J., Zezulová, H., Řezníčková, P., Němejcová, D., Janovská, H. a Tajmrová, L. (2009) Srovnání účinnosti vzorkovacího zařízení pro studium fauny dna nebroditelných toků. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 51, 2009, č. 3, s. 14–16, příloha *Vodního hospodářství* č. 6/2009.
- Pearson, RG., Litterick, MR., and Jones, NV. (1973) An air-lift for quantitative sampling of the benthos. *Freshwater Biology*, 3, p. 309–315.
- 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.
- Powers, CF. and Robertson, A. (1967) Design and evaluation of an all-purpose benthos sampler. In Ayers, JC. and Chandler, DC. (eds) *Studies on the environment and eutrophication of Lake Michigan*. Univ. of Michigan, *Great lakes res. div. spec. rep.*, 30, p. 179–187.

- Raven, PJ., Fox, P., Everard, M., Holmes, NTH., and Dawson, FH. (1997) River habitat survey: A new system for classifying rivers according to their habitat quality. In Boon, PJ. and Howell, DL. (eds) *Freshwater quality: Defining the indefinable?* Edinburgh: The Stationery Office, p. 215–234.
- Řezníčková, P., Opatřilová, L., Němejcová, D. a Kokeš, J. (2011) Makrozoobentos epipotamálních úseků řek Labe a Vltavy – příspěvek k poznání společenstev hlubokých částí dna. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 53, 2011, č. I, s. 23–28, příloha čas. *Vodní hospodářství* č. 5/2011.
- Surber, EV. (1936) Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 66, p. 193–202.
- 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, Odbor ochrany vod, 2005.
- van Veen, J. (1936) *Onderzoekingen in de Hoofden Algemeene Landsdrukkerij*, Den Haag, 252 p.
- Zelinka, M. a Marvan, P. (1986) Saprobni index, jeho varianty a možnosti využití. In *Biologické hodnocení jakosti povrchových vod*. Praha: MLVH, 50, p. 19–37.

## Poděkování

Studie byla zpracována za podpory výzkumného záměru Ministerstva životního prostředí ČR (MZP0002071101). Děkujeme Povodí Labe, s.p., a Povodí Vltavy, s.p., za zapůjčení lodi nezbytné ke vzorkování. Dále děkujeme všem kolegům, kteří se podíleli na odběru a determinaci vzorků.

**Mgr. Hana Janovská, RNDr. Petr Pařil, Ph.D.,  
Mgr. Pavla Řezníčková, Ph.D.  
VÚV TGM, v.v.i., Brno  
hana.janovska@vuv.cz**  
Příspěvek prošel lektorským řízením.

*A comparison of sampling devices for macroinvertebrates in nonwadeable rivers (Janovská, H.; Pařil, P.; Řezníčková, P.)*

## Key words

*nonwadeable river – macroinvertebrates – air-lift sampler – van Veen grab*

**A comparison of two sampling devices (air-lift sampler and van Veen grab) for macroinvertebrates used in river sections deeper than 1 m was made at two nonwadeable rivers, the Labe and the Vltava. Both devices give approximately comparable results as regards metrics used in ecological status assessment (Si, PTI), nevertheless, the final classification of ecological status is sometimes better for grab samples. The results show that the air-lift collects higher number of individuals and taxa if compared to the grab, and is better able to characterize the assemblage of macroinvertebrates living in nonwadeable parts of the riverbed at a sampling site. Ten subsamples taken by the air-lift contained almost 80 % of the site assemblage recorded using both devices (exactly 78,4 %), whereas ten subsamples taken by the grab contained only 70,8 % species. According to literature, it is sufficient to collect 80 % of the assemblage species spectrum for the purposes of biomonitoring. To collect sufficient number of taxa, the suction duration of a single subsample should range between 20 and 30 seconds, except at sites with very fine substrate, where the net is full earlier. Although the air-lift is more effective, for a comprehensive characterization of nonwadeable habitats it is necessary to use also the grab which collected additional 20 % of taxa (the air-lift collected 30 % of taxa, which were not collected by the grab).**

**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 54

ISSN 0322 - 8916  
MK ČR 6365

VÚV  
TGM

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

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