

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

# VTEI / 2019 / 3

4/ Kvalita vody pražských potoků

14/ Matematické stanovení batymetrie vodního toku – software Bathy\_supp

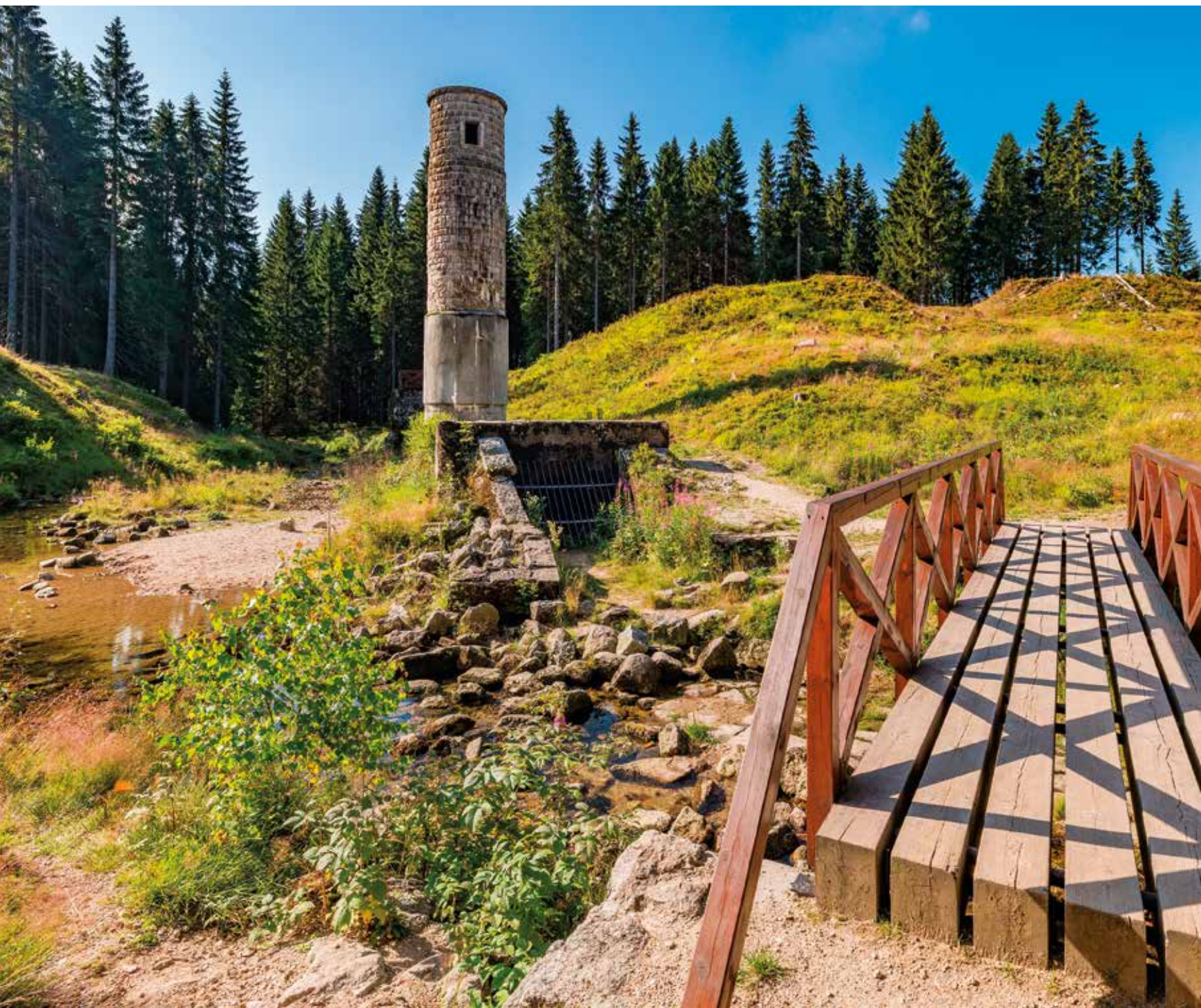
38/ Rozhovor s Ole Frijs-Madsenem, velvyslancem Dánského království v České republice

# Protržená přehrada

Protržená přehrada, dříve přehrada Desná je bývalé vodní dílo nacházející se na řece Bílá Desná. Stavba Desné byla zahájena ve 2. polovině roku 1911 a trvala čtyři roky. Během prací vznikalo mnoho komplikací – prudké deště poškozovaly stavbu a začátek 1. světové války vedl k nutným úsporám. Kolaudace přehrady společně s vodní nádrží Souš, která byla projektována ve stejné době jako Desná, se konala 18. listopadu 1915. Po deseti měsících provozu této přehrady se stala katastrofa. Dne 18. září 1916 byl na přehradě zpozorován menší pramínek vody. Jednalo se o první průsak, který začal v odpoledních hodinách. Necelou hodinu na to již voda silně prosakovala a došlo k proboření dlažby tlakem vody. Voda o objemu 260 000 m<sup>3</sup> se vylila z přehrady a ničila vše, co jí přišlo do cesty.

Následkem protržení přehrady zahynulo přes 60 lidí, byla zničena řada obydlí a stovky lidí zůstaly bez domova a bez práce. Vyšetřování příčiny trvalo řadu let a bylo rozhodnuto, že se jednalo o skrytou geologickou vadu – duté prostory ve zvětralé žule. Nikdo nebyl odsouzen, čehož se nedožil stavbyvedoucí, který po tragédii spáchal sebevraždu. Později vzniklo několik návrhů na obnovení přehrady, které nebyly nikdy uskutečněny. Z vodního díla se dochovaly zbytky hráze, šoupátková věž a podzemní štola. V roce 1996 byla přehrada prohlášena za kulturní památku.

Redakce



# Obsah



## 3 Úvod

- 4 Kvalita vody pražských potoků. Část 2: přítoky do rybníka Šeberák a přehradní nádrže Hostivař**  
Ladislav Havel, Blanka Desortová, Jan Šťastný

- 14 Matematické stanovení batymetrie vodního toku – software Bathy\_supp**  
Bureš Luděk, Petra Sychová, Lenka Pavlíčková, Štěpán Marval, Filip Urban, Radek Roub



- 23 Sledování formování odtoku na svazích Jizerských hor a Šumavy pomocí stopovacích experimentů, které jsou podkladem pro použití modelu MIPs**  
Alena Kulasová, Šárka Blažková, Lukáš Vlček, Bohumír Janský

- 31 Způsoby nakládání s bioodpadem v Praze a ve vybraných hlavních městech států Evropské unie**  
Dagmar Vološinová, Robert Kořínek, Elžbieta Čejka



## 37 Autoři

- 38 Rozhovor s Ole Frijs-Madsenem, velvyslancem Dánského království v České republice**  
Radek Oborný

- 40 Biouhel – nová perspektiva v technologii dočišťování odpadních vod, nebo slepá ulička?**  
Václav Šťastný



- 45 Diskusní fórum Hospodaření s vodou v krajině**  
Martin Rulík, Antonín Tůma

- 46 Putovní výstava ke 100. výročí založení VÚV TGM**  
Tomáš Hrdinka

- 48 Workshop „Vodní stopa“**  
Dagmar Vološinová



# Vážení čtenáři,

Jsem rád, že jste si nové číslo časopisu otevřeli a navíc ho poctivě čtete od první stránky. Musím se s vámi podělit o novou zkušenost. Na začátku května jsem dostal zajímavý dotaz od novinářů, zda bych mohl potvrdit, že stávající problémy se suchem lze připsat na vrub globální změně klimatu. Trochu jsem zaváhal, zda souhlas, nebo odmítnutí nejsou elegantní způsob jak se se suchem, erozí či kůrovcem vypořádat, ale pak jsem došel k názoru, že šest let prakticky setrvalého stavu sucha by se již za důsledek klimatických změn považovat dalo. Podle ČHMÚ bylo první čtvrtletí tohoto roku podobné roku 2014, kdy nám sucha začala. Letošní duben je podobný rekordně suchému dubnu 2018, a to včetně podprůměrných zásob sněhu. Máme teplé zimy, chybějící jaro a podzim a horká léta se nám pravidelně opakují. Můžeme argumentovat, že ve výše položených oblastech byly nadprůměrné srážky nebo i sněh, ale celkově to moc velký vliv na zásoby vod, především pak podzemních, nemá.

Zatím se o pitnou vodu obávat nemusíme, ale její kvalitu, množství látek v zahuštěných řekách, vodu na zavlažování a mizející vodu ve studnách bychom řešit měli. Moje odpověď novinářům tedy byla, že za příčinu stávající situace se všemi negativními důsledky lze globální změnu klimatu považovat, a pokud si chceme, alespoň částečně, zachovat stávající komfort našeho bytí, tak se musíme ve svém přístupu k přírodě změnit především my sami.



**Ing. Tomáš Urban**  
ředitel VÚV TGM, v. v. i.

# Kvalita vody pražských potoků. Část 2: přítoky do rybníka Šeberák a přehradní nádrže Hostivař

LADISLAV HAVEL, BLANKA DESORTOVÁ, JAN ŠŤASTNÝ

**Klíčová slova:** potoky – kvalita vody – živiny – fytoplankton – zooplankton

## SOUHRN

Možnost rekreačního využití některých (nejen) pražských nádrží je omezena především kvalitou přitékající vody. Článek navazuje na předchozí část [1] a shrnuje výsledky sledování kvality vody v roce 2018 ve vybraných profilech přítoků do rybníka Šeberák (Vestecský a Kunratický potok) a do přehradní nádrže Hostivař (Botič s Pitkovickým potokem). Sledování bylo zaměřeno na obsah hlavních živin v přítocích (fosfor, dusík), koncentraci chlorofylu-a a kvalitativní složení fytoplanktonu a zooplanktonu v nádržích v povodí. Značné množství živin v přítoku omezuje ve svých důsledcích především rekreační využití rybníka Šeberák (hlavně přítokem z Vestecského potoka). V letech 2017–2018 zde byl po většinu rekreační sezony vyhlášen zákaz koupání, především pro nadměrný výskyt sinic. Botič do přehradní nádrže Hostivař přináší sice nižší, ale také značné množství živin (zhoršená kvalita vody pro koupání byla v letech 2017–2018 po většinu rekreační sezony). Milíčovský potok, který ústí do přehradní nádrže Hostivař v její horní části, je hlavním zdrojem inokula fytoplanktonu.



Obr. 1. Vestecský potok, přítok do rybníka Šeberák  
Fig. 1. Vestecský stream, inflow to the Šeberák pond

## ÚVOD

V průběhu roku 2018 byla v období března až listopadu sledována kvalita vody na vybraných profilech hlavních přítoků do přírodních koupališť v jihovýchodní části Prahy: rybník Šeberák (Vestecský a Kunratický potok) a přehradní nádrž Hostivař (Botič, Pitkovický potok). Zatímco přítoky do rybníka Šeberák pramení na území Prahy (nebo těsně za jeho hranicemi), hlavní přítok do přehradní nádrže Hostivař (Botič spolu s Pitkovickým potokem) protéká většinou územím Středočeského kraje.

Rybník Šeberák byl vybudován na Kunratickém potoce; první zmínka o něm je z roku 1602. Zaujímá plochu cca 10 ha (objem vody cca 170 tis. m<sup>3</sup>). V roce 1933 na něm bylo zřízeno koupaliště. V současné době je jeho účel rekreační, slouží jako zdroj vody pro závlahy a zároveň je významným krajinným prvkem [2]. Na konci roku 2018 byl vypuštěn a v roce 2019 bude odbahněn a revitalizován. Má dva hlavní přítoky: z jižní strany Vestecský potok (obr. 1), z východní Kunratický potok (obr. 2).



Obr. 2. Kunratický potok, přítok do rybníka Šeberák  
Fig. 2. Kunratický stream, inflow to the Šeberák pond



Obr. 3. Olšanský potok, přítok do Vesteckého potoka  
Fig. 3. Olšanský stream, inflow to the Vestecký stream



Obr. 6. Šeberovský rybník  
Fig. 6. Šeberovský pond



Obr. 4. Hrnčířský rybník, odtok  
Fig. 4. Hrnčířský pond, outflow



Obr. 5. Rybník Brůdek, odtok  
Fig. 5. Brůdek pond, outflow

Vestecský potok (délka toku cca 2,8 km) pramení v oblasti Vestce. Na horním toku má několik drobných přítoků, ale jeho hlavním (a v roce 2018 většinou vodnějším) přítokem je pravostranný Olšanský potok. Olšanský potok (délka toku cca 3,5 km) pramení dvěma větvemi (Olšanský a Olšanský západní), také v oblasti Vestce, v ř. km 0,5 protéká Olšanským rybníkem (v roce 2018 vypuštěný a byly odtěženy sedimenty); odtud teče potrubím pod jahodovými poli v Kunraticích a do Vesteckého potoka vtéká v jeho ř. km 0,6, blízko ústí do Šeberáku [3] (obr. 3).

Kunratický potok (celková délka toku cca 13,3 km; z toho před ústím do rybníka Šeberák cca 2,5 km) pramení v oblasti Šeberova [2]; na svém horním toku zásobuje Hrnčířský rybník (voda z něj v roce 2018 odtékala dál pouze v jarním období – obr. 4). Poté před vtokem do rybníka Šeberák na ř. km 11 protéká soustavou menších rybníků (Brůdek – obr. 5, odtok; Šeberovský – obr. 6; Nový – po většinu roku 2018 vypuštěný, odtěžovány sedimenty – obr. 7). Z pravé strany se k němu za dostatku vody připojují drobné přítoky z rybníka Jordánek (obr. 8) a z nově rekonstruovaného rybníka Kovářský (obr. 9). Po odtoku z rybníka Šeberák se Kunratický potok po průtoku Kunratickým lesem a dalšími menšími rybníky vlévá v Braníku do Vltavy [3].

Přehradní nádrž Hostivař (Hostivařská přehrada, vodní dílo Hostivař) byla vybudována na potoce Botič v letech 1961–1963. Za normální hladiny je plocha nádrže 39,4 ha; objem vody 1,31 mil. m<sup>3</sup>. Jejím účelem je rekreace, zmírnění průchodu velkých vod, zároveň je krajinnotvorným a ekologickým prvkem a sportovním rybářským revírem. Levý břeh nádrže je využíván jako sportovní areál a největší pražské přírodní koupaliště s kapacitou až 15 tis. osob [2].

Botič (celková délka toku 34,5 km; na území Prahy cca 20 km) pramení jihovýchodně od Prahy ve Středočeském kraji v oblasti mezi obcemi Radějovice a Popovičky, protéká soustavou rybníků v Průhonickém parku [4]. Na ř. km 15 ústí do přehradní nádrže Hostivař (obr. 10). Před ústím do přehradní nádrže Hostivař je jeho hlavním přítokem pravostranný Pitkovický potok (obr. 11 a 12); do Botiče se vlévá v jeho ř. km 17,5. Celková délka toku je 15 km (z toho na území Prahy cca 7,5 km), pramení ve Středočeském kraji u obce Strančice. Malým pravostranným přítokem Botiče je i Dobrá voda (do Botiče ústí v jeho ř. km 17); v odběrových termínech v roce 2018 jí voda neprotékala. Významným přítokem Botiče před přehradní nádrží Hostivař je levostranný Milíčovský potok. Do Botiče ústí v jeho ř. km 16 a vtéká přímo do horního konce jejího vzdutí (obr. 13). Potok pramení v chráněném území Milíčovský les a v délce 2,6 km protéká zalesněným územím s převahou listnatých dřevin a soustavou rybníků: Milíčovský (obr. 14), Kančík (obr. 15), Homolka (obr. 16), rybářsky obhospodařovaný rybník Vrah – soukromý sportovní rybářský revír (obr. 17), Šáteček (obr. 18).



Obr. 7. Nový rybník  
Fig. 7. Nový pond



Obr. 10. Botič – přítok do přehradní nádrže Hostivař  
Fig. 10. Botič stream – inflow to the Hostivař reservoir



Obr. 8. Rybník Jordánek  
Fig. 8. Jordánek pond



Obr. 11. Pitkovický potok před Botičem  
Fig. 11. Pitkovický stream before Botič



Obr. 9. Rybník Kovářský  
Fig. 9. Kovářský pond



Obr. 12. Soutok Pitkovického potoka a Botiče  
Fig. 12. Confluence Pitkovický and Botič streams





Obr. 13. Milíčovský potok; před soutokem s Botičem  
Fig. 13. Milíčovský stream; before the confluence with the Botič stream



Obr. 16. Rybník Homolka  
Fig. 16. Homolka pond



Obr. 14. Milíčovský rybník  
Fig. 14. Milíčovský pond



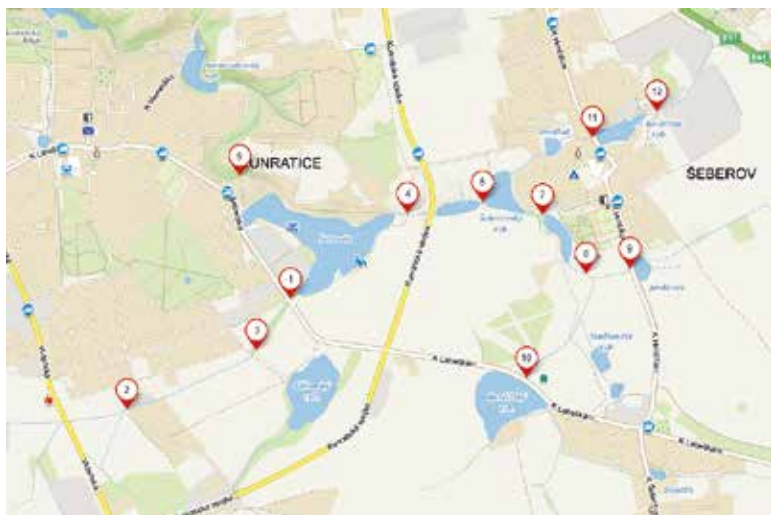
Obr. 17. Rybník Vrah  
Fig. 17. Vrah pond



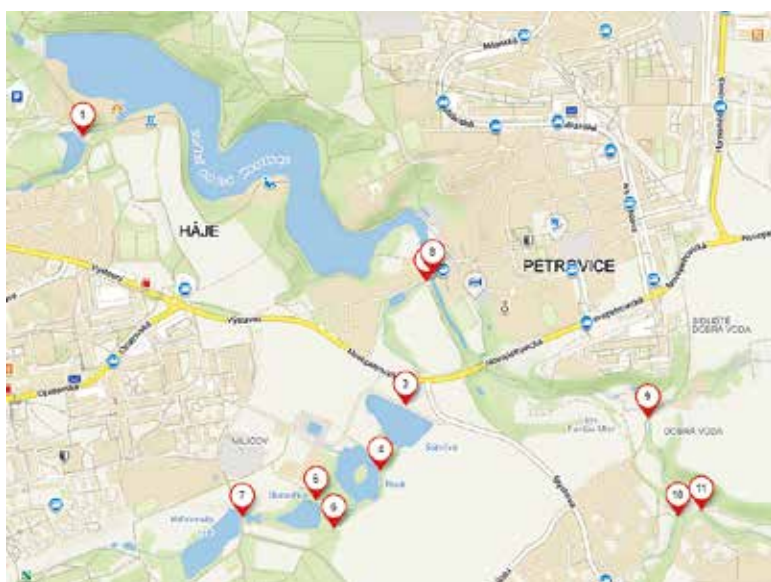
Obr. 15. Rybník Kančík  
Fig. 15. Kančík pond



Obr. 18. Rybník Šáteček  
Fig. 18. Šáteček pond



Obr. 19. Odběrová místa v povodí rybníka Šeberák  
Fig. 19. Sampling sites in the Šeberák pond catchment area



Obr. 20. Odběrová místa v povodí přehradní nádrže Hostivař  
Fig. 20. Sampling sites in the Hostivař reservoir catchment area

Přímo do přehradní nádrže Hostivař z levé strany ústí také Hájecký potok, který odvodňuje retenční nádrže R1–R3 (v roce 2018 trvale bez odtoku). Pod přehradní nádrží Hostivař má Botič charakter přirozeného toku, protéká přírodní památkou Meandry Botiče [2]. Dále teče většinou regulovaným korytem jihovýchodní části Prahy a jako pravostranný přítok se vlévá pod Vyšehradem do Vltavy [3].

## SLEDOVANÉ LOKALITY, METODIKA ODBĚRŮ A ANALÝZ VZORKŮ

Vzorky pro sledování kvality vody přítoků do obou přírodních koupališť (Šeberák, přehradní nádrž Hostivař) byly v roce 2018 odebírány 1x měsíčně v období březen až listopad. Seznam odběrových míst je uveden v *tabulce 1*, jejich poloha je znázorněna na mapách na *obr. 19* (Šeberák) a *obr. 20* (přehradní nádrž Hostivař). Podkladové mapy byly převzaty z portálu Mapy.cz.

Tabulka 1. Seznam odběrových míst  
Table 1. List of sampling sites

<b>Rybník Šeberák Profil</b>	<b>Číslo lokality (obr. 19)</b>
Vestecský potok – přítok Šeberák	1
Vestecský potok – horní část	2
Olšanský potok – přítok Vestecský	3
Kunratický potok – přítok Šeberák	4
Rybník Šeberák – odtok	5
Šeberovský rybník – odtok	6
Rybník Brůdek – odtok	7
Rybník Brůdek – přítok	8
Rybník Jordánek – odtok	9
Hrnčířský rybník – odtok	10
Kovářský rybník – odtok	11
Kovářský rybník – přítok	12
<b>Přehradní nádrž Hostivař Profil</b>	<b>Číslo lokality (obr. 20)</b>
RN Hájecký – odtok	1
Milíčovský potok – přítok do Botiče	2
Rybník Šáteček – odtok	3
Rybník Vrah – odtok	4
Rybník Homolka – odtok L	5
Rybník Homolka – odtok P	6
Milíčovský rybník – odtok	7
Botič – přítok do přehradní nádrže Hostivař	8
Botič – pod soutokem s Pitkovickým potokem	9
Botič – nad soutokem s Pitkovickým potokem	10
Pitkovický potok – nad soutokem s Botičem	11

Vzorky vody byly odebírány na hlavních přítocích do obou nádrží a na odtoku z rybníků v povodí (vždy, pokud existoval). Odběry v terénu doprovázelo *in-situ* měření fyzikálně-chemických charakteristik kvality vody (teplota, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku, nasycení vody kyslíkem). Laboratorní analýzy vzorků byly zaměřeny na stanovení jednotlivých forem dusíku (N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-org., N-celk.) a fosforu (P-PO<sub>4</sub>, P-celk.). Hydrobiologické analýzy vzorků zahrnovaly stanovení koncentrace chlorofylu-a jako měřítka biomasy fytoplanktonu a kvalitativní složení společenstva fytoplanktonu a zooplanktonu. Odběry vzorků a jejich analýzy v laboratoři VÚV TGM, v. v. i., byly prováděny standardními postupy [5–10], popř. podle schválených metodik [11, 12].

## VÝSLEDKY

### Chemické ukazatele

#### RYBNÍK ŠEBERÁK A PŘÍTOKY

##### Vestecký potok

Na obr. 21 jsou znázorněny průměrné a maximální koncentrace  $\text{N-NH}_4$ ,  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{P-PO}_4$  a P-celk. v závěrném profilu levostranného přítoku do rybníka Šeberák (profil je označen jako Šeberák přítok L). Z obr. 21 je zřejmé, že přísun živin závěrným profilem Vesteckého potoka do tohoto rekreačního rybníka byl v celém sledovaném období vysoký (koncentrace  $\text{N-NH}_4$  0,6–3  $\text{mg.l}^{-1}$ ;  $\text{P-PO}_4$  0,08–1,7  $\text{mg.l}^{-1}$ ; P-celk. 0,2–2  $\text{mg.l}^{-1}$ ). Vestecký potok byl ve své horní části od července 2018 neprůtočný, ale při odběru 15. 5. 2018 v něm byly zaznamenány nejvyšší koncentrace živin v celém povodí rybníka Šeberák ( $\text{N-NH}_4$  45,5  $\text{mg.l}^{-1}$ ;  $\text{P-PO}_4$  5,33  $\text{mg.l}^{-1}$ ; P-celk. 6,26  $\text{mg.l}^{-1}$ ; el. konduktivita 1 390  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ). Přítok z Olšanského potoka výrazně vodu v závěrném profilu přítoku do Šeberáku ve výsledku „naředil“ ( $\text{N-NH}_4$  2,91  $\text{mg.l}^{-1}$ ;  $\text{P-PO}_4$  1,70  $\text{mg.l}^{-1}$ ; P-celk. 2,01  $\text{mg.l}^{-1}$ ). Olšanský potok, jako hlavní přítok Vesteckého potoka, přinášel trvale velmi vysoké koncentrace živin ( $\text{N-NH}_4$  0,06–2,85  $\text{mg.l}^{-1}$ ;  $\text{P-PO}_4$  0,16–0,42  $\text{mg.l}^{-1}$ ; P-celk. 0,44–1,9  $\text{mg.l}^{-1}$ ).

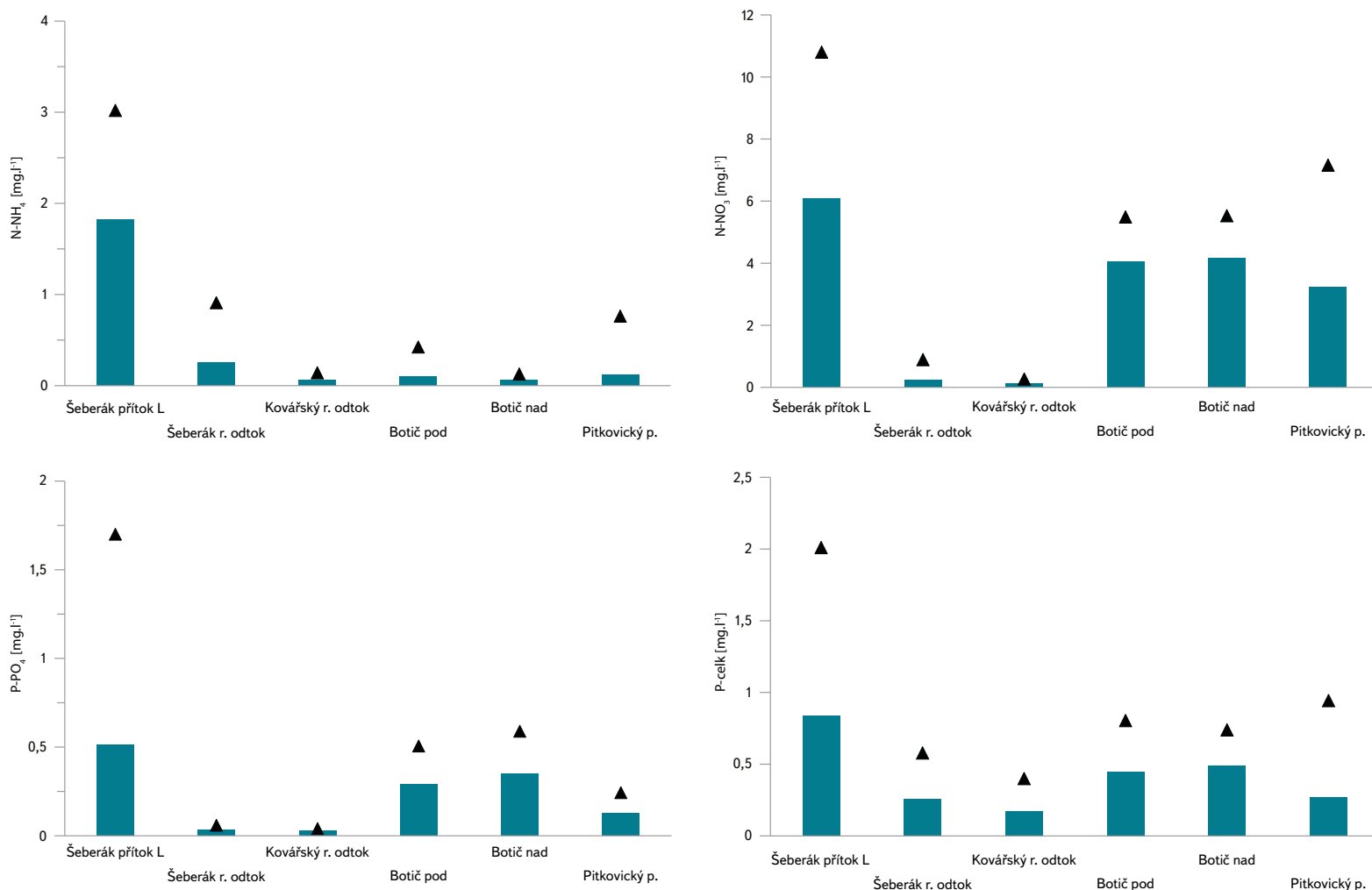
##### Kunratický potok

Pravostranný přítok ovlivnil v roce 2018 přísun živin do rybníka Šeberák pouze minimálně (velmi nízký průtok v první polovině roku 2018, nulový průtok v jeho druhé polovině). V první polovině roku 2018 byly v přítoku Kunratického potoka do rybníka Šeberák oproti Vesteckému potoku zaznamenány nižší koncentrace živin ( $\text{N-NH}_4$  0,04–0,43  $\text{mg.l}^{-1}$ ;  $\text{P-PO}_4$  < 0,025–0,06  $\text{mg.l}^{-1}$ ; P-celk. 0,09–0,25  $\text{mg.l}^{-1}$ ). Průtokové a kvalitativní poměry Kunratického potoka ovlivňovala především situace v jeho povodí – soustava rybníků (Šeberovský, Brůdek, Jordánek, Kovářský). Koncentrace hlavních živin na odtoku z některých rybníků v povodí jsou na obr. 21 (označeny jako Šeberovský r. odtok; Kovářský r. odtok). Většina těchto rybníků je značně zarybněná.

#### PŘEHRADNÍ NÁDRŽ HOSTIVAŘ

##### Botič a přítoky

Na obr. 21 jsou znázorněny průměrné a maximální koncentrace  $\text{N-NH}_4$ ,  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{P-PO}_4$  a P-celk. ve sledovaných profilech Botiče (jako hlavním a trvalém přítoku do přehradní nádrže Hostivař). V roce 2018 byly odebrány vzorky ve třech profilech: Botič před soutokem s Pitkovickým potokem (na obr. 21 označen jako Botič nad); Pitkovický potok před soutokem s Botičem (na obr. 21 označen jako



Obr. 21. Průměrné a maximální hodnoty  $\text{N-NH}_4$ ,  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{P-PO}_4$  a P-celk. ve sledovaných profilech v povodí Šeberáku a Hostivařské přehrady (sloupec = průměr, trojúhelník = maximum)  
 Fig. 21. Mean and maximum values of  $\text{N-NH}_4$ ,  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{P-PO}_4$  and P-celk. in the studied profiles of the Šeberák pond and Hostivař reservoir catchment are (column = mean, triangle = maximum)

Pitkovický p.); Botič pod soutokem s Pitkovickým potokem a před vtokem do přehradní nádrže Hostivař (na obr. 21 označen jako Botič pod). Z výsledků je zřejmé, že oba potoky jsou pro přehradní nádrž Hostivař značným zdrojem živin (především fosforu). V Botiči před soutokem s Pitkovickým potokem byly v roce 2018 koncentrace P-PO<sub>4</sub> < 0,025–0,6 mg.l<sup>-1</sup>; P-celk. 0,16–0,74 mg.l<sup>-1</sup>. V Pitkovickém potoce byly koncentrace živin jen o málo nižší (P-PO<sub>4</sub> 0,03–0,24 mg.l<sup>-1</sup>; P-celk. 0,065–0,94 mg.l<sup>-1</sup>). Hodnoty těchto ukazatelů v Botiči před vtokem do přehradní nádrže Hostivař většinou (v závislosti na vzájemných průtokových poměrech) přítok Pitkovického potoka jen mírně snižuje (koncentrace P-PO<sub>4</sub> < 0,025–0,38 mg.l<sup>-1</sup>; P-celk. 0,16–0,92 mg.l<sup>-1</sup> – obr. 21).

### Milíčovský potok

Množství živin, přítékající Milíčovským potokem (koncentrace P-PO<sub>4</sub> < 0,025 mg.l<sup>-1</sup>; P-celk. 0,07–0,21 mg.l<sup>-1</sup>), nemá vzhledem k poměru průtoků na kvalitu vody Botiče zásadní vliv. Hlavním problémem a rizikem pro přehradní nádrž Hostivař a její rekreační využití je (kromě přísunu živin z povodí Botiče) přítok značného množství inokula fytoplanktonu z rybníků v povodí, kterými potok protéká. Například v rybníku Šáteček (poslední rybník soustavy) dosahovaly koncentrace chlorofylu-a 150–170 µg.l<sup>-1</sup>. V Milíčovském potoce v přítoku do Botiče těsně před vzdutím přehradní nádrže Hostivař byla zjištěna koncentrace chlorofylu-a až 100 µg.l<sup>-1</sup> (obr. 23).

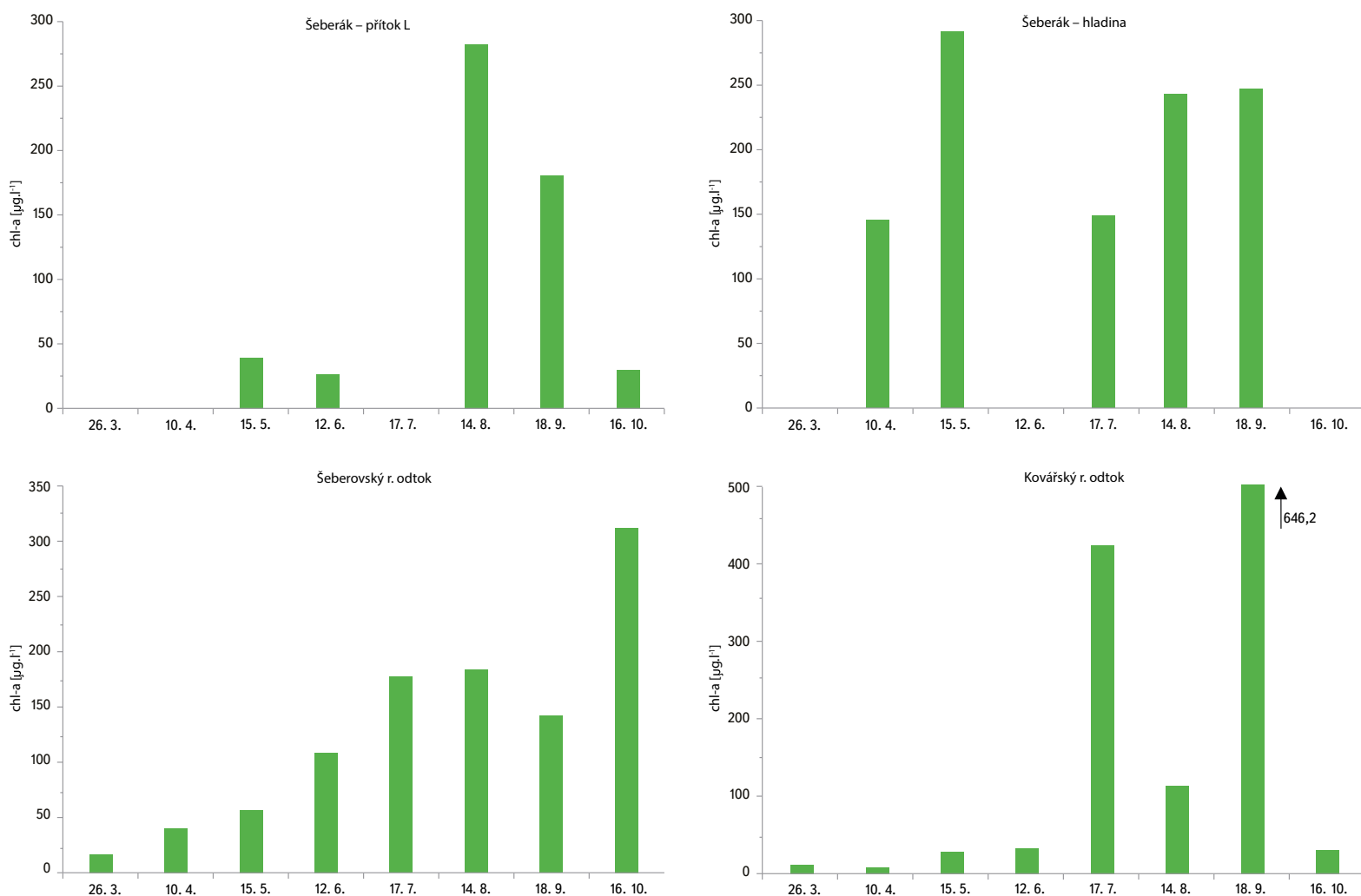
## Hydrobiologické ukazatele

### CHLOROFYL-A

#### Vestecský a Kunratický potok

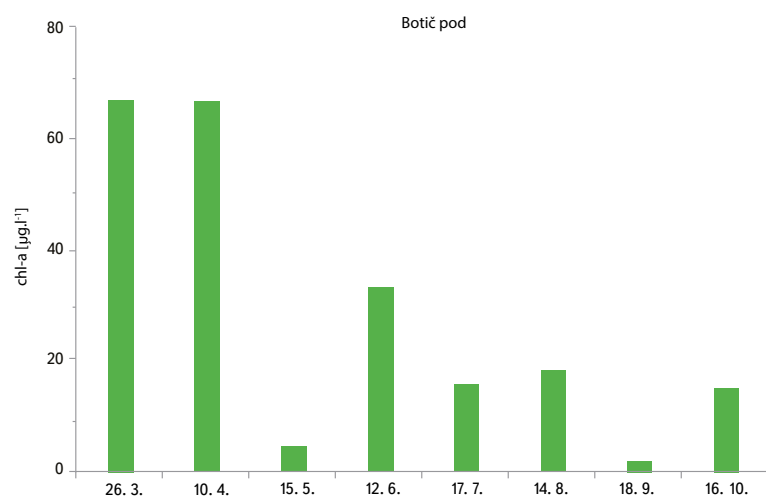
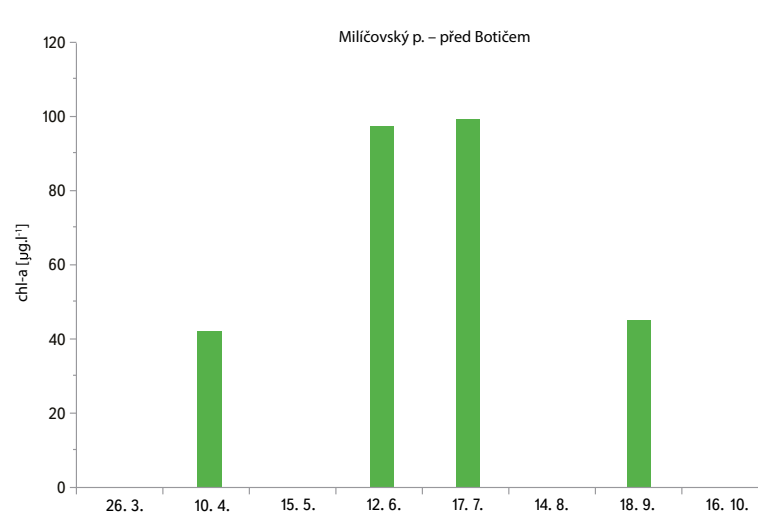
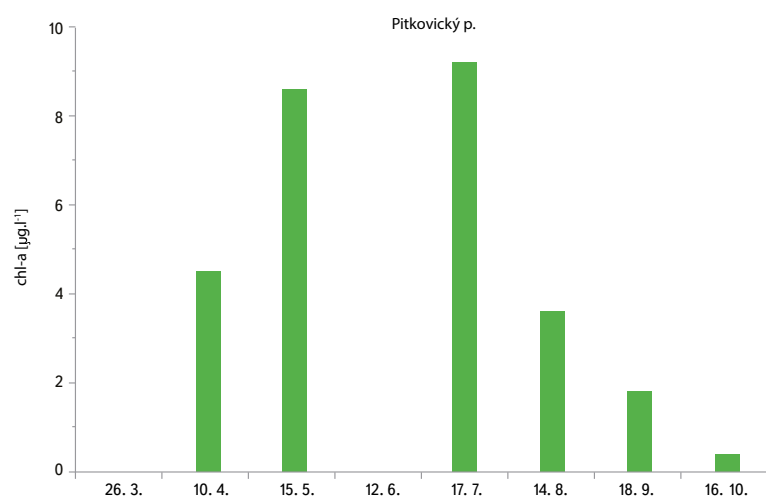
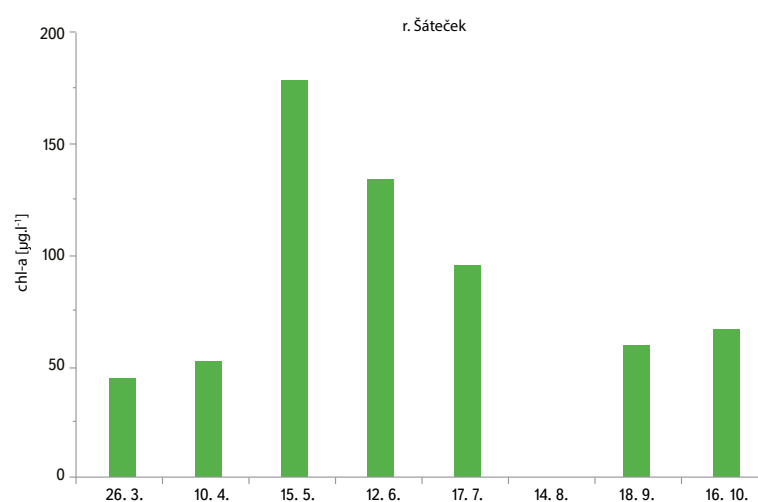
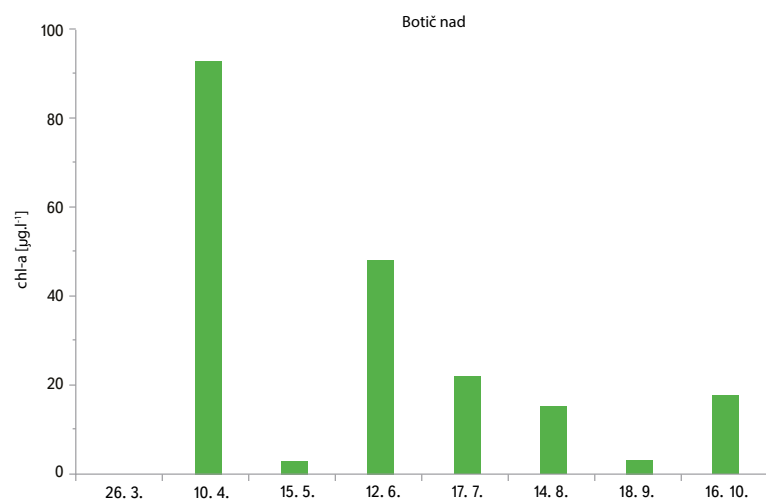
Na obr. 22 jsou graficky znázorněny změny obsahu chlorofylu-a během vegetační sezony (březen–říjen) ve vybraných profilech Vestecského a Kunratického potoka. Oba toky mají z hlediska biomasy fytoplanktonu významný vliv na kvalitu vody v rybníce Šeberák. Ve sledovaném profilu Šeberák – přítok L (Vestecský potok) byly v srpnu a září 2018 zjištěny vysoké hodnoty koncentrace chlorofylu-a 262,7 µg.l<sup>-1</sup> a 168,2 µg.l<sup>-1</sup>. Důsledkem přísunu vysokého množství živin a inokula řas dochází v rybníce Šeberák k silnému rozvoji fytoplanktonu. V období květen až září se hodnoty chlorofylu-a v hladinové vrstvě rybníka Šeberák pohybovaly v rozmezí 142,4–278,5 µg.l<sup>-1</sup> (obr. 22). Vysoká biomasa fytoplanktonu způsobila snížení průhlednosti vody až na 0,15 m. V rybníce došlo k vývoji mohutného vodního květu, který tvořila kokální sinice *Microcystis aeruginosa* doprovázená ojedinelými koloniemi druhu *Microcystis wesenbergii*.

Podobně také ve sledovaných profilech na Kunratickém potoce, který protéká několika rybníky, byly v průběhu vegetační sezony zjištěny nadměrné koncentrace chlorofylu-a (obr. 22). Dokladem je průběh změn koncentrace chlorofylu-a v profilu Šeberovský rybník – odtok. V letních měsících se koncentrace



Obr. 22. Sezonní změny koncentrace chlorofylu-a ve sledovaných profilech v povodí Šeberáku

Fig. 22. Seasonal changes of chlorophyll-a concentration in the studied profiles of the Šeberák catchment area



Obr. 23. Sezonní změny koncentrace chlorofylu-a ve sledovaných profilech v povodí přehradní nádrže Hostivař  
 Fig. 23. Seasonal changes of chlorophyll-a concentration in the studied profiles of the Hostivař reservoir catchment area

chlorofylu-a pohybovaly v rozmezí 108,4–183,3  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , maximální hodnota koncentrace 311,5  $\mu\text{g.l}^{-1}$  byla zjištěna na odtoku v závěru vegetační sezony. Hodnoty průhlednosti vody měřené v rybníce Šeberovský byly v rozmezí 0,10–0,25 m. V období červen–listopad se v rybníce vyskytoval vodní květ, který tvořila sinice *Microcystis aeruginosa*. Nadměrně vysoké koncentrace chlorofylu-a byly zjištěny i na odtoku z rybníka Kovářský. První polovina vegetační sezony, až do června, byla charakteristická přítomností nízké biomasy fytoplanktonu, následně došlo k jejímu enormnímu rozvoji. Koncentrace chlorofylu-a dosáhla v červenci hodnoty 413,5  $\mu\text{g.l}^{-1}$  a v září maxima 646,2  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Rozvoj biomasy fytoplanktonu vedl v rybníce ke vzniku vegetačního zákalu a poklesu průhlednosti vody. Vegetační zákal byl tvořen v první polovině léta zejména zástupci ze skupiny zelených řas (*Chlorophyceae*). Hodnoty průhlednosti vody měřené v rybníce se v této době pohybovaly kolem 0,15 m. V závěru vegetační sezony byla na odtoku z nádrže zjištěna nejvyšší hodnota koncentrace chlorofylu-a (646,2  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) ze všech sledovaných lokalit. Ve fytoplanktonu se v tomto případě vyskytovala pouze obrněnka *Ceratium hirundinella*, zástupce skupiny *Dinophyceae*.

### Botič a Milíčovský potok

Změny obsahu chlorofylu-a během vegetační sezony jsou pro vybrané profily Botiče a Milíčovského potoka znázorněny na obr. 23. Množství fytoplanktonu v potoce Botič bylo sledováno ve dvou profilech: nad soutokem s Pitkovickým potokem (Botič nad) a na vtoku do přehradní nádrže Hostivař (Botič pod). V místě pod soutokem byly hodnoty chlorofylu-a v Botiči mírně nižší než v profilu nad soutokem s Pitkovickým potokem, který měl díky svému nízkému obsahu fytoplanktonu v průběhu vegetační sezony (maximální zjištěná hodnota chlorofylu-a 9,2  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) ředící efekt pro vodu v Botiči. Přesto zejména v jarním období (březen–duben) byla biomasa fytoplanktonu v Botiči na vtoku do přehradní nádrže Hostivař poměrně vysoká (koncentrace chlorofylu-a cca 67  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ). Významné množství fytoplanktonu se do přehradní nádrže Hostivař dostává také Milíčovským potokem (obr. 23), který protéká soustavou rybníků v Milíčovském lese. Vodnost Milíčovského potoka je závislá na odtoku z rybníka Šáteček, ze kterého ve sledovaném období vzhledem k poklesu hladiny vody (důsledek nedostatku srážek a sucha) v některých termínech odběru vzorků voda neodtékala. Nicméně v červnu a červenci byla ve sledovaném profilu Milíčovského potoka zjištěna koncentrace chlorofylu-a 97,4–99,2  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Přímou v rybníce Šáteček se v květnu až červenci hodnoty chlorofylu-a pohybovaly v rozmezí 99,2–170,3  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Odtok z rybníka Šáteček Milíčovským potokem je významným zdrojem inokula fytoplanktonu pro blízkou přehradní nádrž Hostivař.

### Fytoplankton

Druhové složení fytoplanktonu sledovaných profilů bylo, s výjimkou potoků Botiče a Pitkovického, ovlivněno skladbou fytoplanktonu rybníků. V jarním období se vyskytovali především zástupci centrických rozsivek (*Cylocostephanos invisitatus*, *Aulacoseira granulata*, *Melosira varians*, *Stephanodiscus* spp.) a druhy rodů *Cryptomonas* (*Cryptophyceae*), *Chrysococcus* (*Chrysophyceae*) a *Trachelomonas* (*Euglenophyta*). V letním a podzimním období bylo složení společenstva fytoplanktonu velmi pestré s přítomností řady taxonů, zejména zelených řas (*Chlorophyceae*). Ze skupiny kokálních zelených řas se vyskytovaly druhy rodů *Actinastrum*, *Ankyra*, *Coelastrum*, *Crucigenia*, *Desmodesmus*, *Dictyosphaerium*, *Monoraphidium*, *Oocystis*, *Pediastrum*, *Scenedesmus*, *Tetraedron*. Bičíkovci byli zastoupeni druhy rodů *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Pandorina*, *Phacotus*, *Pteromonas*. Vodní květ, tvořený kokální sinicí *Microcystis aeruginosa*, byl v průběhu sledování zaznamenán na odtoku z rybníků Šeberák a Šeberovský. Výskyt ojedinělých vloček vláknité sinice *Aphanizomenon flos-aquae* byl zjištěn ve fytoplanktonu rybníků Šeberák a Kovářský.

### Zooplankton

Kvalitativní složení společenstva zooplanktonu bylo v roce 2018 orientačně sledováno v rybnících v povodí Kunratického potoka (Šeberovský, Brůdek, Kovářský) a Botiče (Homolka, Vrah, Šáteček) v červenci a říjnu. Oproti rybníkům a nádržím v povodí Motolského a Litovického potoka v západní části Prahy [1] bylo složení zooplanktonu v těchto rybnících velmi uniformní, indikuje vysokou rybí obsádku. Ve všech sledovaných rybnících v obou termínech odběrů v jeho složení dominovali zástupci skupin:

- Rotifera: ve všech rybnících dominovali zástupci rodů *Keratella* (především *K. quadrata*, *K. cochlearis*), *Brachionus* (*B. calyciflorus*, *B. urceolaris*), *Asplanchna priodonta*.
- Copepoda (především malé druhy): *Microcyclops bicolor*, *Cyclops strenuus*, *Paracyclops* sp., *Thermocyclops* sp.). Méně – v letním období – se v některých rybnících hojněji vyskytoval *Eudiaptomus gracilis* (Šeberovský, Kovářský). Ve všech lokalitách se trvale vyskytovala kopepoditová a naupliová stadia.
- Cladocera: ve všech sledovaných rybnících trvale dominovala *Bosmina longirostris*; s mnohem nižší abundancí se vyskytovala *Ceriodaphnia* sp. Perloočka *Daphnia galeata* byla v nízkých počtech přítomna v rybnících Brůdek, Kovářský, Šáteček a Vrah.



Obr. 24. Vodní květ sinic – rybník Šeberák  
Fig. 24. Cyanobacteria water bloom – Šeberák pond



Obr. 25. Vodní květ sinic – přehradní nádrž Hostivař  
Fig. 25. Cyanobacteria water bloom – Hostivař reservoir

## ZÁVĚR

Sledování přítoků do koupališť na jihovýchodě Prahy (rybník Šeberák, přehradní nádrž Hostivař) probíhalo v teplotně nadprůměrném a srážkově chudém roce 2018. Všechny přítoky (Vestecský a Kunratický potok, Botič) charakterizuje vysoký přísun živin (N, P), který svým projevem následně značně omezuje jejich rekreační využití. Podle údajů Hygienické stanice hl. m. Prahy [13] byla v sezonách 2017 a 2018 (především z důvodu nadměrného rozvoje sinic) voda obou koupališť charakterizována následovně:

- A. rybník Šeberák (23 údajů, z toho):
- vhodná ke koupání: 0x,
  - zhoršené smyslově postižitelné vlastnosti vody: 0x,
  - zhoršená jakost vody; nevhodná ke koupání pro vnímavé jedince: 4x,
  - voda nevhodná pro koupání: 3x,
  - zákaz koupání: 16x.
- B. přehradní nádrž Hostivař (26 údajů, z toho):
- vhodná ke koupání: 1x,
  - zhoršené smyslově postižitelné vlastnosti vody: 2x,
  - zhoršená jakost vody; nevhodná ke koupání pro vnímavé jedince: 15x,
  - voda nevhodná pro koupání: 7x,
  - zákaz koupání: 1x (obr. 24 a 25).

Je zřejmé, že hlavním důvodem této situace je vysoký přísun živin z přítoků s negativními důsledky pro obě nádrže. Bez opatření v jejich povodí lze jen stěží očekávat zlepšení podmínek pro rekreační využití obou lokalit.

## Poděkování

*Příspěvek vznikl za podpory projektu CZ.071.02/0.0/0.0/16\_040/0000382: Rekreační potenciál vody v Praze – stav a výhledy; řešeného v rámci operačního programu Praha – pól růstu II.*

## Literatura

- [1] DESORTOVÁ, B., HAVEL, L. a ŠTASTNÝ, J. Kvalita vody pražských potoků. Část 1: Motolský a Litovický potok. *VTEI*, roč. 61, č. 2, s. 20–29.
- [2] Dostupné z: [www.praha-priroda.cz/vodni-plochy-a-potoky](http://www.praha-priroda.cz/vodni-plochy-a-potoky).
- [3] Mapa vodních toků a nádrží, lesů a chráněné přírody hl. m. Prahy, 2017
- [4] MARŠÁLKOVÁ, E., PETŘÍK, P. a MARŠÁLEK, B. Pošli to dál – aneb z čeho Průhonický park vyrábí biomasu sinic pro nádrž Hostivař? *VTEI*, roč. 61, č. 1, s. 15–20.
- [5] ČSN EN ISO 5667-6 (75 7051). Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 6: Návod pro odběr vzorků z řek a potoků. Praha: ÚNMZ, 2017.
- [6] ČSN ISO 5667-4 (75 7051). Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 4: Návod pro odběr vzorků z jezer a vodních nádrží. Praha: ÚNMZ, 2018.
- [7] ČSN ISO 7150-1 (75 7451). Jakost vod – Stanovení amonických iontů – Část 1: Manuální spektrofotometrická metoda. Praha: ČNI, 2007.
- [8] ČSN EN ISO 10304-1 (75 7391). Jakost vod – Stanovení rozpuštěných aniontů metodou kapalinové chromatografie iontů – Část 1: Stanovení bromidů, chloridů, fluoridů, dusičnanů, dusitanů, fosforečnanů a síranů. Praha: ÚNMZ, 2009.
- [9] ČSN EN ISO 6878 (75 7465). Jakost vod – Stanovení fosforu – Spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonickým. Praha: ČNI, 2005.
- [10] ČSN ISO 10 260 (75 7575). Jakost vod – měření biochemických ukazatelů – Spektrofotometrické stanovení koncentrace chlorofylu-a. Praha: ČNI, 1996.
- [11] KOMÁRKOVÁ, J. Metodika odběru a zpracování vzorků fytoplanktonu stojatých vod. Praha: MŽP ČR, 2006.
- [12] PŘÍKRÝL, I. Metodika odběru a zpracování vzorků zooplanktonu stojatých vod. Praha: MŽP ČR, 2006.
- [13] Dostupné z: [www.hygp Praha.cz](http://www.hygp Praha.cz)

## Autoři

**RNDr. Ladislav Havel, CSc.**

✉ [ladislav.havel@vuv.cz](mailto:ladislav.havel@vuv.cz)

**RNDr. Blanka Desortová, CSc.**

✉ [blanka.desortova@vuv.cz](mailto:blanka.desortova@vuv.cz)

**Mgr. Jan Štastný, Ph.D.**

✉ [jan.stastny@vuv.cz](mailto:jan.stastny@vuv.cz)

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.

Příspěvek prošel lektorským řízením.

## WATER QUALITY OF THE PRAGUE'S STREAMS. PART 2: TRIBUTARIES TO THE ŠEBERÁK POND AND TO THE HOSTIVAŘ RESERVOIR

**HAVEL, L.; DESORTOVA, B.; STASTNY, J.**

TGM Water Research Institute, p.r.i.

**Keywords:** Prague streams — water quality — nutrients — phytoplankton — zooplankton

The possibility of a recreational use of some of the Prague reservoirs is limited mainly by the quality of the tributaries. The article follows the previous one and sums up the results of the water quality monitoring in selected profiles of the tributaries of the Šeberák pond (the Vestecský and the Kunratický streams) and of the Hostivař dam (the Botič and the Pitkovický streams) during 2018. The monitoring was focused on main nutrients (phosphorus, nitrogen) in the tributaries, chlorophyll-a concentrations and qualitative composition of phytoplankton and zooplankton in the reservoirs of the river basin. The amount of nutrients in the tributary limits primarily the recreational use of the Šeberák pond (mainly because of the Vestecský stream) – in years 2017 and 2018 the swimming in the pond was forbidden due to the excessive content of the blue-green algae in the course of the recreational season. The Botič stream brings less but also significant amount of nutrients into the Hostivař reservoir (worsened water quality for swimming was recorded during most of the 2017–2018 recreational season). The Milíčovský stream, which flows into the upper part of the Hostivař reservoir, is the main source of phytoplankton.

# Matematické stanovení batymetrie vodního toku – software Bathy\_supp

**BUREŠ LUDĚK, PETRA SYCHOVÁ, LENKA PAVLÍČKOVÁ, ŠTĚPÁN MARVAL, FILIP URBAN, RADEK ROUB**

**Klíčová slova:** letecké laserové skenování – hydrodynamický model – batymetrie – vodní tok – digitální model terénu – povodně

## SOUHRN

Topografické údaje hrají klíčovou roli v otázce přesného hydrodynamického modelování povodňových událostí. Často je vyžadován přesný digitální model terénu (DMT), který obsahuje popis říční batymetrie. DMT může být získán z různých zdrojů dat, jako jsou pozemní měření nebo metody dálkového průzkumu země. Pořízení pozemních, zejména geodetických, dat bývá často finančně nákladné a časově náročné. Další alternativou získání dat DMT jsou satelitní zdroje, ty však zpravidla nedosahují přesností, které jsou vhodné pro korektní hydrodynamické modelování. Jako nejvíce vhodná se proto jeví data pořízená technologií leteckého laserového skenování (LLS).

Pro sběr dat LLS se v ČR využívá snímání infračerveným laserovým paprskem. Omezením ve využití této technologie pro hydrodynamické modelování je fakt, že infračervený laserový paprsek je pohlcován vodní hladinou. V praxi to znamená, že nelze získat výškopisnou informaci o morfologii terénu pod vodní hladinou. Při tvorbě DMT z dat LLS tak dochází k vytvoření modelu, který zanedbává průtočnou plochu zaměřovaného koryta vodního toku.

V tomto příspěvku jsou prezentovány výsledky z vyvíjeného softwaru Bathy\_supp, který stanovuje batymetrii přirozeného říčního koryta. Batymetrie je stanovena pomocí analytických křivek, které popisují průběh příčných profilů. Následně je provedena prostorová interpolace mezi odhadnutými profily, jejímž výsledkem je batymetrická bodová síť. Vytvořenou batymetrickou bodovou síť lze spojit např. s daty LLS a vytvořit tak DMT vhodný pro hydrodynamické modelování. V příspěvku je prezentován praktický příklad testování softwaru na pilotní lokalitě. Dosažené výsledky ukazují, že výsledky softwaru Bathy\_supp výrazně zlepšují model terénu vytvořený z dat LLS.

## ÚVOD

Klíčovou znalostí pro hydrodynamické modelování povodní je morfologie terénu. Přesnost a využitelnost hydrodynamických modelů závisí na charakteru, dostupnosti a přesnosti zdrojových topografických dat, ze kterých je generován výsledný DMT [1].

Relevantní výškopisné údaje o morfologii koryt vodních toků a přilehlého inundačního území je možné získat různými, navzájem často kombinovatelnými metodami. Jednou z metod získání zdrojových dat pro DMT je měření pomocí družicových polohových systémů. Tato data však nejsou, díky svému rozlišení, pro hydrodynamické modelování dostatečně přesná. Naopak velmi přesnou metodou získání dat pro DMT je pozemní geodetické měření, tato metoda je nicméně časově i finančně velmi náročná. Třetí, nejmodernější, metoda spočívá ve využití technologie LLS, která má široké uplatnění v celé řadě oborů. Běžně se využívá při pořizování prostorových geografických dat pro potřeby

v geodézii, ve stavebnictví, v lesnictví, v archeologii atp. Významnou možností využití LLS je i oblast vodního hospodářství, příkladem je zpřesňování polohy os vodních toků a vodních ploch [2] nebo tvorba map povodňových rizik [3].

Metoda LLS [4] využívá technologii LiDARu (Light Detection and Ranging). Princip této technologie spočívá v měření doby návratu vyzařovaného laserového paprsku. Analýzou této doby je pak určena vzdálenost měřicí jednotky (na palubě letadla) od snímaného objektu (povrchu Země), resp. nadmořská výška mapovaného zemského povrchu. Výhodou LLS je jednak rychlost získání dat, dále vysoká přesnost a vysoké prostorové rozlišení vznikajícího DMT. Skenery používané k celoplošnému mapování využívají laser o vlnové délce blízké infračervenému spektru, přičemž voda toto záření zcela pohlcuje [5]. To sice umožňuje přesnou identifikaci hranice vodních ploch, nicméně informaci o batymetrii dna nepodává. Proto byla vyvinuta duální forma LiDARu (DiAL – Differential Absorption Lidar), která kombinuje dva laserové paprsky vyzařované v různých vlnových délkách, v infračerveném spektru (1 064 nm) pro mapování topografie terénu a v zeleném (zeleno-modrém) spektru (532 nm), které proniká pod vodní hladinu [6, 7]. Tento specifický typ LLS, známý rovněž pod označením letecké batymetrické laserové skenování (LBLS) nebo v anglickém originále Airborne Lidar Bathymetry (ALB), se používá především v mělkých příbřežních mořských vodách [8].

Stále však přetrvávají jistá omezení, míra proniknutí zeleného paprsku vodním sloupcem závisí na průhlednosti, resp. zákalu a proudění vody [9, 10]. Někteří autoři [6–8] deklarují, v závislosti na vnějších podmínkách (průhlednost vody, zákal, ...) že reálná batymetrická data lze získávat až do hloubky 50 m pod vodní hladinu s horizontální přesností  $\pm 2,5$  m a s vertikální přesností  $\pm 0,25$  m [7]. Guenther a kol. [8] navíc doporučuje věnovat maximální pozornost správnému načasování snímání a případně mapování opakovat. V podmínkách ČR byly, parametricky obdobným vybavením, testovány vybrané vodní nádrže a 6 km dlouhý úsek vodního toku. Relevantní výsledky byly ovšem dosaženy pouze do hloubky 1,5–2 m pod vodní hladinou v případě vodní nádrže a do hloubky 0,8 m v případě vodního toku [11].

Důsledkem nejistoty získání relevantních výsledků LBLS mohou být nespolehlivá zdrojová data. Konkrétně může dojít k zanedbání hloubky a tvaru koryta, což je zásadní problém pro hydrodynamické modelování říčních toků a správné posouzení ekologických a geomorfologických vlastností vodních toků [12].

Další možností tvorby vysoce přesného a batymetricky korektního DMT je kombinace dat LLS s daty pozemního měření charakterizující tvar koryta vodních toků. Dodatečným zdrojem batymetrických dat může být geodetické zaměření vodního toku nebo zaměření s využitím SONARu (SOund Navigation And Ranging), tedy zařízením využívající akustických vln jednak k navigaci a zaměřování objektů pod vodou, ale také k měření hloubek [13]. Specifickým přístrojem pro získání batymetrických dat je přístroj ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) využívající Dopplerova jevu. Primárně je určen pro měření



průtoku v otevřených korytech řek, jeho sekundárním využitím je pak batymetrické mapování [13]. Všechny tyto metody jsou však časově i finančně náročné.

Nabízí se otázka alternativního zjištění tvaru příčného profilu vodního toku, resp. velikosti průtočné plochy, tedy hlavních vstupních dat pro hydrodynamické modely. Existují různé metody doplnění chybějících dat charakterizujících tvar koryt vodních toků v jejich přirozeném tvaru.

Caletka [14] popisuje metodu lineární extrapolace chybějících dat z původních rastrů na základě sklonu břehů v rámci příčných profilů, kde je schematizace prováděna na základě volby vhodného geometrického obrazce, který by ideálně vystihoval řešený příčný profil. Výsledky využití této metody zatím ukazují mírné nadhodnocování minimální úrovně dna koryta vodního toku.

Další možností využití softwarových metod pro doplnění chybějících batymetrických dat je software CroSolver [15, 16]. Ten nahrazuje říční batymetrii korytem lichoběžníkového nebo obdélníkového průřezu. Model koryta vodního toku je následně spojen s daty LLS a vzniká tak zpřesněný DMT.

Inovativním přístupem ke stanovení reálné profilace vodního toku je vývoj softwarového prostředí Bathy\_supp. Software využívá matematického stanovení tvaru příčných profilů na základě jejich rozmístění v modelované oblasti. Následně dopočítává kompletní batymetrii modelovaného úseku vodního toku. Takto získaná batymetrická data jsou posléze spolu se vstupními topografickými daty (TOPO) využita pro tvorbu celistvého DMT.

## PROGRAM BATHY\_SUPP

Program Bathy\_supp je vytvořen jako samostatně spustitelný program v programovacím jazyku C++ a je určen pro stanovení batymetrie vodního toku. Koryto vodního toku může být určeno v programu na základě zobrazení dat TOPO, nebo jako seznam souřadnic příčných profilů, definujících geometrii budoucího koryta vodního toku. Výstupem je seznam souřadnic definujících (výškově i polohově) novou batymetrii koryta v textovém formátu. Tento výstup může být nadále použit v geografických informačních systémech (GIS) k samotné syntéze dat z programu Bathy\_supp a dat TOPO pro tvorbu celistvých DMT.

### Vstupní data

Jak již bylo řečeno, základními vstupními údaji jsou data TOPO, v našem případě získaná metodou LLS. Tento vstup je ve formě seznamu diskretních bodů o souřadnicích XYZ. Tato data musí být v textovém formátu s koncovkou „\*.txt“ nebo „\*.xyz“, shodně řazenými v pořadí XYZ. Dalšími vstupními daty jsou informace o průtoku v říčním korytě v době pořízení dat TOPO a drsnostní charakteristika koryta.

### Popis programu

Batymetrický výpočet je proveden na základě virtuálních příčných profilů, jejichž rozmístění definuje uživatel v rámci modelovaného úseku řeky. V těchto profilech je z dat TOPO určena nadmořská výška hladiny vody, na jejímž základě jsou následně odvozeny jednotlivé profily, definované souřadnicemi XYZ. Podle zvolené schematizace jsou pak mezi profily interpolovány souřadnice nových batymetrických bodů. Tímto postupem vzniká bodová síť, ze které je možné za použití běžných interpolačních technik vytvořit 3D batymetrický model koryta vodního toku.

### GEOMETRIE VODNÍHO TOKU

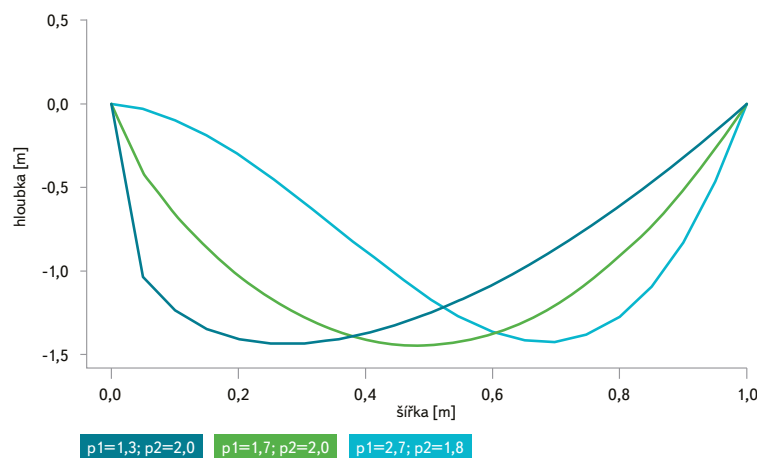
Prvním krokem po spuštění programu je nahrání dat TOPO. Na základě zobrazení dat TOPO je možné v grafickém okně programu zvolit umístění modelovaných

příčných profilů. Poloha těchto profilů definuje geometrii modelované části vodního toku, proto je nutné pečlivě zvažovat jejich rozmístění v modelovaném prostoru. Profily musí být definovány v po sobě jdoucím pořadí, a to od nejvýše umístěného profilu. Délka profilů definuje šířku koryta, pro níž bude batymetrický výpočet proveden. Rozstup profilů musí být volen s ohledem na výběr schematizačního algoritmu (viz kap. Meziprofilová interpolace). Počet zadávaných profilů je volen uživatelem. Alternativou je možnost nahrát umístění profilů formou seznamu jejich definičních bodů.

### ZAHLOUBENÍ MODELOVANÝCH PŘÍČNÝCH PROFILŮ

Pro modelované příčné profily je odečtena z dat TOPO nadmořská výška hladiny v místě profilu. Toho je docíleno tak, že v okolí koncových bodů každého profilu je programem vyhledán bod s nejnižší nadmořskou výškou. Tato nadmořská výška je vybrána jako výška hladiny vody v době pořízení dat TOPO. Po určení nadmořské výšky hladin v profilech program automaticky zkontroluje celkový podélný profil hladiny toku, případně nadmořské výšky hladin v profilech automaticky upraví.

Zahloubení koryta je provedeno na základě analytické křivky. Jedná se o dvou-parametrickou křivku, jejíž prohnutí (schopnost popsat průběh příčného profilu) závisí na velikosti jejích parametrů (obr. 1). Parametry jsou určeny regresní rovnicí na základě náklonu profilů a břehových vzdáleností po sobě jdoucích modelovaných příčných profilů. Parametry regresní rovnice je možné v programu upravovat a tím průběh příčného profilu ovlivňovat. Program také umožňuje manuální korekci regresních parametrů na základě uživatelem vloženého reálného vzorového profilu. Zahloubení je provedeno tak, aby bylo dosaženo ekvivalentní průtočné plochy v modelovaném profilu. Ekvivalentní průtočná plocha je určena výpočtem za využití Chézyho rovnice. Pro tento výpočet uživatel zadává průtok v modelovaném říčním úseku a Manningův součinitel drsnosti ze dne pořízení dat TOPO. Podélný sklon je automaticky určován ze vzdálenosti a rozdílů nadmořských výšek hladin v po sobě jdoucích profilech. Počet bodů, z nichž se budou modelované profily skládat, definuje uživatel.



Obr. 1. Příklady prohnutí analytické křivky  
Fig. 1. Examples of deflection of the analytical curve

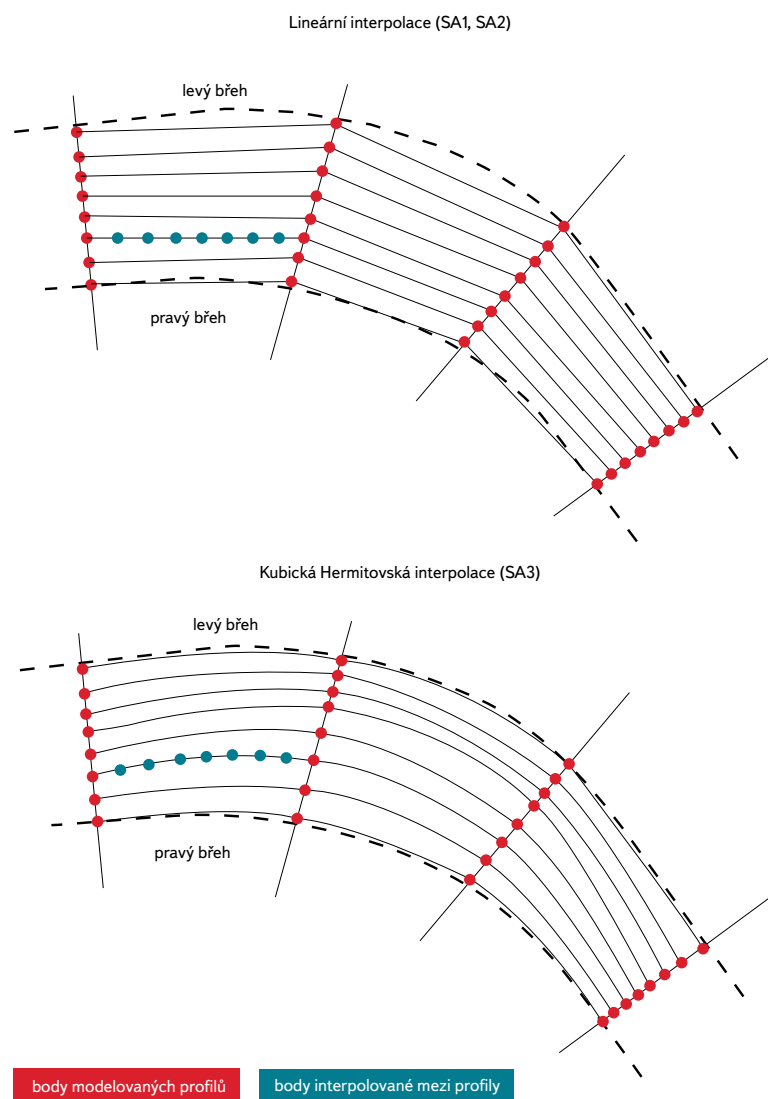
### MEZIPROFILOVÁ INTERPOLACE

Pro vytvoření batymetrie vodního toku je nutné provést prostorovou interpolaci mezi modelovanými příčnými profily. Celková batymetrie vodního toku je v programu schematizována bodovou 3D sítí. Hustota této sítě závisí na počtu bodů v modelovaných příčných profilech a počtu bodů mezi profily. Oba parametry určuje uživatel. Pro vytvoření 3D sítě z 3D modelovaných profilů lze využít celkem tři algoritmy pro tvorbu sítě (obr. 2).

První algoritmus (SA1) [17] používá pro podélnou (prostorovou) interpolaci mezi profily lineární interpolační algoritmus. Ten provádí interpolaci mezi odpovídajícími si body v po sobě jdoucích profilech. To znamená, že nově vzniklé body leží na přímce mezi výchozími body. Pro interpolaci nadmořských výšek je použita také lineární interpolace.

Druhý algoritmus (SA2) [18] modelovaný profil nejdříve převzorkuje. Touto úpravou dojde ke změně rozestupu bodů tak, aby na obě strany od nejhlubšího místa v profilu ležel stejný počet bodů. Původní tvar profilu však zůstává zachován. Díky převzorkování je respektována spojnice míst s nejnižší hloubkou v profilech. To má za následek reálnější schematizaci průběhu hloubek mezi profily. Poté je opět využito lineární interpolace pro dopočet bodů mezi profily a jejich nadmořských výšek.

Třetí algoritmus (SA3) [19] využívá také převzorkování modelovaného profilu a navíc pro prostorové rozmístění nových bodů mezi profily využívá kubické hermitovské interpolace (CHS). Nové body tak nevznikají na přímkové spojnici, ale jsou interpolovány po obloukové křivce. To zajišťuje věrohodnější popis koryta mezi modelovanými profily zejména v říčních obloucích. Pro interpolaci nadmořských výšek je opět použita lineární interpolace.



Obr. 2. Interpolace mezi profily

Fig. 2. Interpolation between cross-sections

## APLIKACE SOFTWARU BATHY\_SUPP

### Pilotní území

Jako pilotní území byl vybrán úsek řeky Otavy v Písku (obr. 3), především z důvodu dostupnosti topografických a hydrologických dat (ve studovaném úseku se nachází měrný profil č. 127). Vybraný úsek je 1,65 km dlouhý a je lokalizován v úseku mezi 22,83–24,48 říčního kilometru (ř. km). Šířka toku ve studovaném území se pohybuje mezi 25–35 m. Průměrná hloubka toku je 0,94 m. Průměrný roční průtok je 23,4 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Průměrná nadmořská výška hladiny se pohybuje okolo 354,84 m n. m. Přehled povodňových událostí v tomto říčním úseku je uveden v *tabulce 1*. Návrhové průtoky ( $Q_N$ ) pro tento úsek jsou uvedeny v *tabulce 2*.

Tabulka 1. Povodňové události ve studovaném úseku

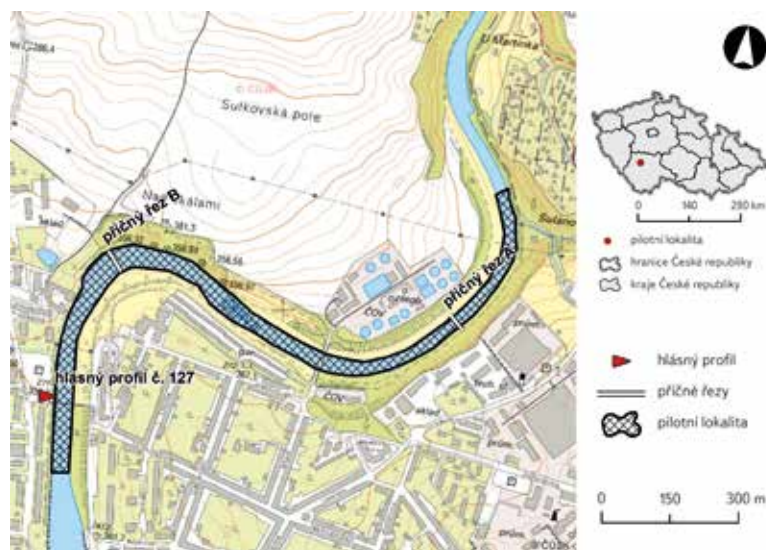
Table 1. Flood events in study river reach

Datum	Poloha hladiny [m n. m.]	Průtok [m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ]
9. 7. 1954	359,83	800
11. 6. 1965	357,28	290
23. 8. 1977	357,4	308
23. 7. 1980	357,28	338
20. 7. 1981	358,18	500
3. 8. 1991	357,46	247
21. 12. 1993	358,98	520
13. 8. 2002	362,7	1 175

Tabulka 2. Návrhové průtoky  $Q_N$ 

Table 2. N-year flow discharges

Doba opakování $Q_N$	$Q_1$	$Q_5$	$Q_{10}$	$Q_{50}$	$Q_{100}$
Průtok [m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ]	146	300	394	680	837



Obr. 3. Zájmové území

Fig. 3. The area of interest

## Vstupní data

Data TOPO pochází z digitálního modelu reliéfu 5. generace (DMR 5G), který představuje zobrazení přirozeného nebo lidskou činností upraveného zemského povrchu [20]. Data DMR 5G jsou standardně dodávána v požadovaném formátu s koncovkou „\*.xyz“. Data byla pořízena dne 18. 4. 2011 ve 13:00 hod. Průtok v řece Otavě v tuto dobu byl  $36,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Hodnota Manningova drsnostního součinitele ( $0,025 \text{ s} \cdot \text{m}^{-1/3}$ ) byla zjištěna kalibrací hydrodynamického modelu se zaměřenou topografií.

## Tvorba DMT pro hydrodynamické modelování

Na základě vstupních dat byl programem Bathy\_supp proveden výpočet tří batymetrických sítí (SA1–SA3), které byly v prostředí ArcGIS spojeny s daty DMR 5G. Následně byly vytvořeny celistvé modely terénu, kde batymetrické sítě popisují prostor v korytě řeky a DMR 5G definuje její široké okolí. Celkově bylo vytvořeno pět modelů terénu (viz obr. 4). Model ADCP, který byl vytvořen syntézou reálného zaměření koryta toku pomocí přístroje RiverSurveyor M9 a dat DMR 5G, byl s ohledem na svou přesnost zvolen jako referenční. Model 5G byl vytvořen pouze na základě dat DMR 5G a neobsahoval žádné dodatečné informace o batymetrii koryta. Modely S1, S2 a S3 byly vytvořeny na základě syntézy příslušné batymetrické sítě (SA1, SA2 a SA3) s daty DMR 5G. Odhad příčných profilů pro tvorbu batymetrických sítí SA1–SA3 byl totožný.

## Hydrodynamické modelování

Pro hodnocení DMT z hlediska hydrodynamického modelování byl použit 1D model HEC-RAS, který byl použit v mnoha studiích hodnotících vliv různých zdrojů topografických dat na stanovení inundačních území [5, 21–24].

Hydrodynamické simulace provedené v této studii se liší pouze topografickým zdrojem dat (5G, S1, S2, S3). Na sestavení říční geometrie modelů bylo použito 24 příčných profilů. Manningův koeficient pro koryto řeky byl nastaven na  $0,025 \text{ s} \cdot \text{m}^{-1/3}$ . Zvolené hodnoty Manningova koeficientu byly zjištěny kalibrací modelu na průtok blízký hodnotě  $Q_{100}$ . Jednalo se o průtok z 9. 7. 1954, jehož hodnota byla  $800 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (tabulka 1). N-leté návrhové průtoky ( $Q_N$ ,  $Q_{50}$  a  $Q_{100}$ ) byly použity jako horní okrajové podmínky. Kritická hloubka byla použita jako dolní okrajová podmínka. V této studii byly všechny simulace vypočteny v režimu ustáleného nerovnoměrného proudění [25, 26].

Výsledky vypočtené hydrodynamickým modelem byly následně zpracovány v programu ArcGIS za pomoci extenze HEC-GeoRAS, odkud byly exportovány hodnoty pro porovnání polohy hladiny (viz kap. Porovnání polohy hladiny) a velikosti inundační oblasti (viz kap. Porovnání velikosti inundační oblasti) [27].

## Vyhodnocení kvality DMT

Kvalita výsledných DMT byla hodnocena formou detekce vertikálních rozdílů mezi testovanými a referenčním DMT. Jako referenční DMT byl zvolen ADCP z důvodu garance přesnosti jeho zdrojových dat. Pro hodnocení byly použity dvě metody výsledných DMT, jednou z nich bylo porovnání příčných průřezů, druhou pak porovnání podélného profilu dna v ose toku. Pro porovnání příčných průřezů bylo zvoleno 29 srovnávacích řezů, které byly náhodně rozmístěny v modelované oblasti. Umístění těchto řezů bylo identické pro všechny hodnocené DMT. Střední kvadratická chyba (RMSE) a střední absolutní chyba (MAE) byly použity při hodnocení kvality DMT. Rovnice pro tato kritéria hodnocení jsou následující:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Elev_{DMT} - Elev_{REF})^2} \quad (1)$$

$$MAE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |Elev_{DMT} - Elev_{REF}| \quad (2)$$

kde  $Elev_{DMT}$  je hodnota nadmořské výšky (m) odvozená z modelů 5G, S1, S2 a S3,  
 $Elev_{REF}$  odpovídající referenční hodnota odvozená z modelu ADCP,  
 N počet bodů definujících daný průřez nebo osu toku.

## Vyhodnocení vlivu vstupních dat DMT při hydrodynamickém modelování

Za účelem vyhodnocení vlivu dat DMT byla zkoumána rozloha inundační oblasti (IA) a nadmořské výšky hladin (WSE).

Použité hodnotící kritérium rozsahu inundační oblasti (IA):

$$IA_{dif} = \frac{|IA_{DEM} - IA_{REF}|}{IA_{REF}} \cdot 100 \quad (3)$$

kde  $IA_{dif}$  je rozdíl v rozsahu inundačních ploch v procentech,  
 $IA_{DEM}$  inundační plocha ( $\text{km}^2$ ) produkovaná výstupními DMT,  
 $IA_{REF}$  referenční (ADCP) inundační plocha ( $\text{km}^2$ ).

IA a WSE byly hodnoceny pro N-leté průtoky  $Q_N$ ,  $Q_{50}$  a  $Q_{100}$ . Pro toto hodnocení byl použit stejný přístup, jako je popsán v kapitole Hydrodynamické modelování. Model ADCP byl opět zvolen jako zdroj referenčních údajů. Chyba WSE byla hodnocena pomocí rovnic 1 a 2.

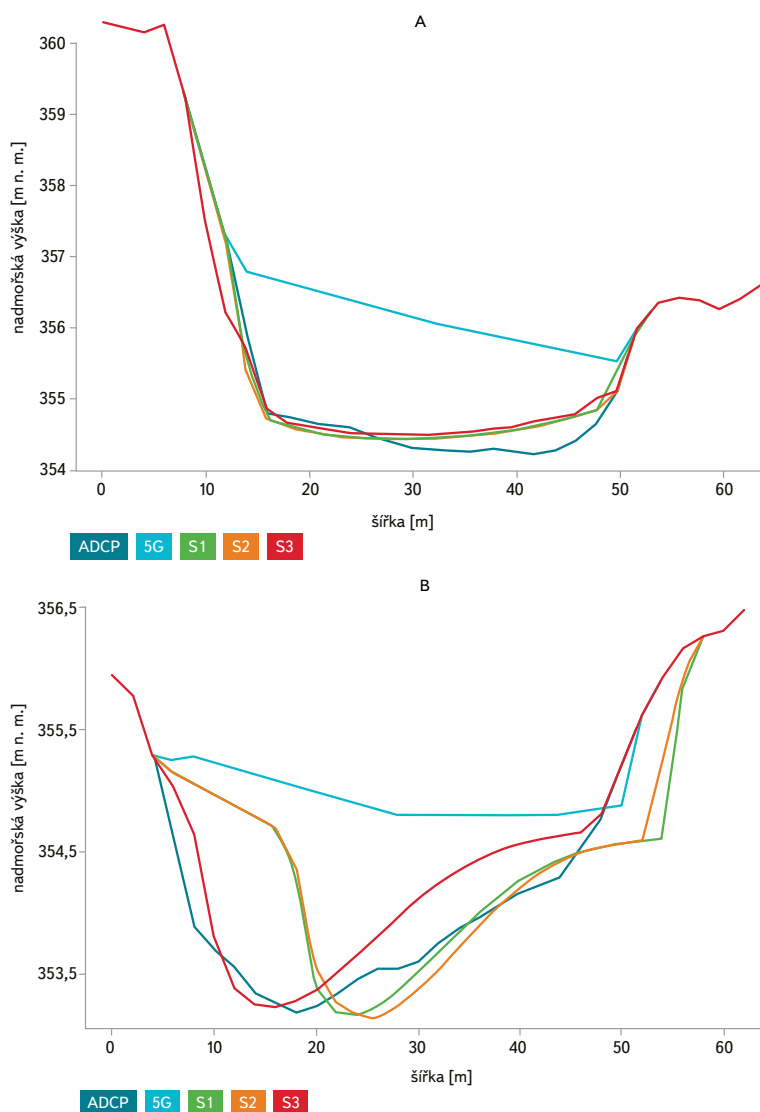
## VÝSLEDKY

Program Bathy\_supp na základě uživatelem definované geometrie vodního toku nejprve odhaduje příčné profily a z nich je následně tvořena batymetrická síť. Ta je následně spojena s daty TOPO a je vytvořen výsledný DMT.

## Shoda v příčných profilech

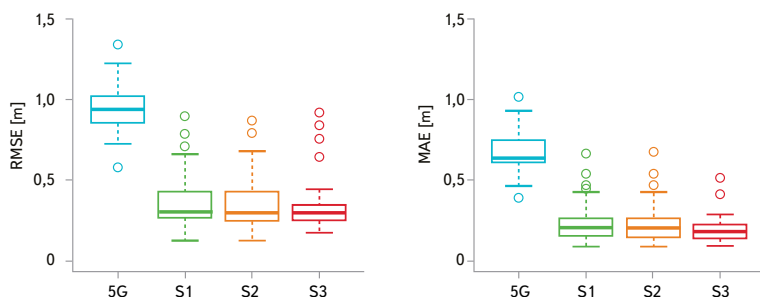
Vizuální porovnání průřezů odvozených z hodnocených DMT je uvedeno na obr. 4. Část A ukazuje příčný řez terénem v rovném úseku řeky. Modely S1–S3 zde vykazují podobné výsledky blízké referenčnímu modelu ADCP. Model 5G vykazuje zásadní odchýlení. V části B je vyobrazen příčný řez říčním obloukem. Modely S1–S3 vykazují tvarovou podobnost, ale modely S1 a S2 jsou vychýleny mimo osu toku. Model 5G opět vykazuje zanedbání velké části koryta toku.

Obrázek 5 popisuje rozptyl v hodnotách RMSE a MAE dosažených pro všechny srovnávací průřezy. Z výsledků vyplývá, že chyby modelů S1, S2 a S3 jsou srovnatelné. Model 5G se od ostatních modelů opět výrazně liší. Jak je patrné z tabulky 3, celková hodnota RMSE modelu 5G byla 0,96 m. Pro S1, S2 a S3 to bylo 0,44 m, 0,43 m a 0,34 m. Celková hodnota MAE modelu 5G byla 0,68 m, zatímco hodnoty S1, S2 a S3 byly 0,25 m, 0,25 m a 0,2 m. Z výsledků je patrné, že nejmenších chyb dosahoval model S3.



Obr. 4. Příčné řezy terémem; část A – řez v rovném úseku řeky; část B – řez v říčním oblouku

Fig. 4. Cross-sectional cuts; part A, cut in the straight section of the river; part B, cut in the river arc



Obr. 5. Rozptyl hodnot střední kvadratické chyby (RMSE) a střední absolutní chyby (MAE) při porovnávání průřezů

Fig. 5. Variance of root mean square error (RMSE) and mean absolute error (MAE) values when comparing cross-sections

Tabulka 3. Hodnoty středních kvadratických chyb (RMSE) a středních absolutních chyb (MAE) pro porovnávané modely DMT (srovnání průřezů)

Table 3. Root mean square error (RMSE) and mean absolute error (MAE) values for the compared DEMs (cross-sectional comparison)

	5G	S1	S2	S3
RMSE (m)	0,96	0,44	0,43	0,34
MAE (m)	0,68	0,25	0,25	0,2

## Hloubka dna v ose koryta

Vizuální srovnání řezů vedených osou vodního toku (podélný profil) je znázorněno na obr. 6 a posouzení shody je uvedeno v tabulce 4. Hodnota RMSE pro model 5G byla 1,50 m. Hodnoty RMSE pro modelované sítě S1, S2 a S3 byly 0,44 m, 0,45 m a 0,44 m. Hodnota MAE pro model 5G byla 1,47 m a pro modelované sítě S1, S2 a S3 0,34 m, 0,34 m a 0,35 m. Z výsledků je patrné, že modely S1, S2 a S3 vykazovaly srovnatelné chyby, které však byly výrazně nižší než chyby modelu 5G.

## Porovnání polohy hladiny

Obrázek 7 popisuje odchylky v rozdílech WSE mezi srovnávanými DMT (5G, S1, S2, S3) a referenčními DMT. Výsledky ukazují, že nejhoršího výsledku bylo dosaženo modelem 5G a že variabilita v rozdílech WSE se u tohoto modelu s rostoucím průtokem zvyšuje. Nejlepší mediánová hodnota a nejnižší variabilita v WSE byla poskytnuta modelem S3, který dosahuje nejlepších výsledků bez ohledu na modelovaný průtok. Posouzení velikosti chyb z porovnání vypočtené výšky hladiny je uvedeno v tabulce 5.

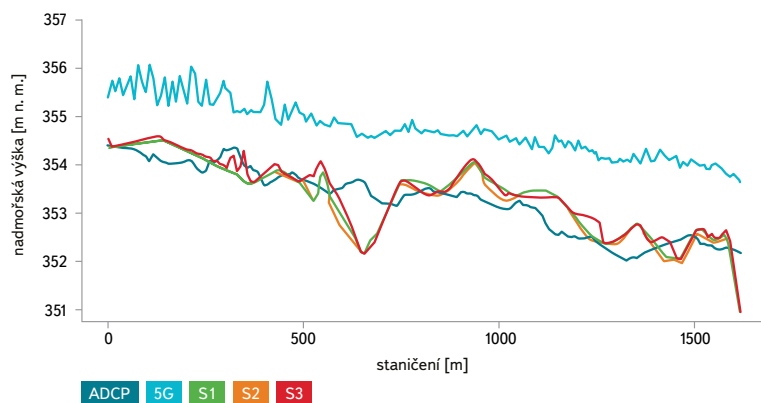
## Porovnání velikosti inundační oblasti

Výsledky porovnání IA jsou uvedeny v tabulce 6. Ve všech případech model významně nadhodnocuje rozsah IA. Pro průtoky  $Q_{50}$  bylo toto nadhodnocení až o téměř 15 %. Zbylé modely výsledky mírně podhodnocovaly. Srovnatelných výsledků dosáhly modely S1 a S2, které podhodnocovaly s chybou menší než 5 %. Nejlepších výsledků dosáhl model S3, jehož maximální chyba byla menší než 2 %.

## DISKUSE

Prezentovaný postup pro matematický odhad říční batymetrie vyžaduje posouzení nejistot spojených s danými přístupy. Podobné posouzení vyžaduje i následná syntéza vypočtené říční batymetrie s daty TOPO a celková tvorba výsledného DMT určeného pro hydrodynamické modelování.

Výsledná přesnost při určení batymetrie je primárně závislá na přesnosti vstupních dat TOPO, která definují výškovou přesnost přilehlých inundačních území. Na území ČR jsou v současnosti standardně dostupná data TOPO získaná metodou LLS ve formě DMR 5G. Deklarovaná úplná střední chyba těchto dat je 0,18 m pro vertikální přesnost v otevřeném terénu a 0,30 m v zalesněném terénu [29]. Poloha hladiny určená pro zahloubení koryta toku zatížena touto chybou zanáší stejnou nejistotu i do přesnosti určení dna v korytě toku. Při použití jiných zdrojů vstupních dat, jako jsou například družicová data, se může tato nejistota lišit v závislosti na použité technologii snímání zemského povrchu. Lze ale předpokládat, že s technologickým pokrokem bude docházet



Obr. 6. Srovnání řezů v ose koryta  
Fig. 6. Comparison of cuts in the channel axis

Tabulka 4. Hodnoty středních kvadratických chyb (RMSE) a středních absolutních chyb (MAE) pro porovnávané DMT (srovnání řezů v ose toku)

Table 4. Root mean square error (RMSE) and mean absolute error (MAE) values for the compared DEMs (channel axis comparison)

	5G	S1	S2	S3
RMSE (m)	1,50	0,44	0,45	0,44
MAE (m)	1,47	0,34	0,34	0,35

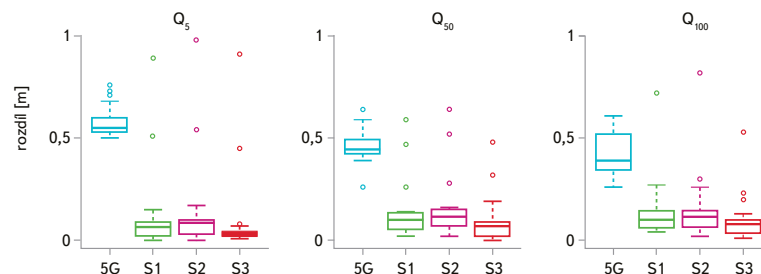
ke zpřesňování metod pro snímání zemského povrchu a tím i k postupnému snižování této nejistoty. Nicméně data TOPO získaná metodou LLS jsou v současné době hojně využívána jako velmi přesný zdroj topografických dat pro hydrodynamické modelování [16–19, 26].

Na obr. 6 jsou vidět ve staničení cca 600 a cca 1 600 dvě místa s výrazným odchýlením dna od reálného průběhu. Tyto odchylky mohou být způsobeny právě určením sklonu hladiny, který je vypočítáván z použitých dat TOPO. Určení špatného sklonu čáry energie má za následek nesprávný výpočet průtočné plochy daného profilu Chézyho rovnicí, tj. ustáleným rovnoměrným prouděním. Software pak nadměrně, nebo naopak nedostatečně zahlubí modelované koryto.

Koeficienty regresní rovnice jsou úzce spjaty s charakterem modelovaného toku. Pro uživatele jsou tyto koeficienty neznámé, a proto je nutné je odhadovat na základě podobnosti toků. Pro několik různých typů toků jsou v softwaru tyto regresní koeficienty i s fotodokumentací uvedeny. Nejistota v určení regresních koeficientů je předmětem navazujícího výzkumu.

Zjištění průtoků potřebných pro výpočet batymetrické sítě zajišťuje především síť hydrografických stanic na významných vodních tocích. Pro určení průtoků u nepozorovaných vodních toků může být využito metody hydrologické analogie. Je otázkou, zda nepřesnosti této metody u střední velikosti toků mohou výrazně ovlivnit výsledky hydrodynamického modelování, při kterém jsou modelované průtoky zpravidla vyšší i o několik řádů. Použití hydrologické analogie u malých vodních toků může zanášet již značnou chybu.

Volba metody schematizace říčního koryta může značně ovlivňovat celkovou kvalitu výsledků. Při nevhodném rozmístění virtuálních příčných profilů může docházet k tomu, že modelované koryto může být, zejména v říčních obloucích, vedeno přibližně zónou namísto v prostoru reálného koryta. Tento případ je znázorněn na obr. 4, část B. Jedná se o jev typický pro síť SA1 a SA2 (obr. 2), což je dáno využitím lineární interpolace mezi jednotlivými profily. Tato zkráslení lze eliminovat zejména vhodným rozmístěním profilů a redukcí jejich vzdáleností.



Obr. 7. Porovnání WSE v ose koryta  
Fig. 7. Comparison of WSE in the channel axis

Tabulka 5. Chyby ve výšce hladin (WSE) při použití vybraných digitálních modelů terénu (DMT) v porovnání s referenčním DMT pro vybrané N-leté průtoky

Table 5. Water surface elevation (WSE) errors when using selected digital elevation models (DEMs) compared to the reference DEM for the chosen N-year flow rates

		Q <sub>5</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>100</sub>
RMSE (m)	5G	0,59	0,47	0,43
	S1	0,22	0,19	0,19
	S2	0,24	0,20	0,21
	S3	0,21	0,14	0,14
MAE (m)	5G	0,58	0,47	3,42
	S1	0,11	0,13	0,13
	S2	0,12	0,15	0,14
	S3	0,09	0,09	0,09

Tabulka 6. Plochy inundačních oblastí a jejich rozdíly od referenční hodnoty vypočtené hydrodynamickým modelem pro vybrané N-leté průtoky

Table 6. Inundation areas and their differences from the reference value calculated by the hydrodynamic model for selected N-year flows

		Q <sub>5</sub>	Q <sub>50</sub>	Q <sub>100</sub>
Inundační oblast (IA) (km <sup>2</sup> )	ADCP	0,1129	1,1355	0,1544
	5G	0,1208	0,1556	0,1751
	S1	0,1120	0,1293	0,1492
	S2	0,1117	0,1293	0,1488
	S3	0,1126	0,1335	0,1515
Rozdíl v ploše inundační oblasti (%)	ADCP	–	–	–
	5G	7,00	14,83	13,41
	S1	-0,80	-4,35	-3,37
	S2	-1,06	-4,58	-3,63
	S3	-0,27	-1,48	-1,88

## ZÁVĚR

Cílem příspěvku je představení nových možností matematické schematizace reálného tvaru koryta vodního toku. Metoda je založena na matematickém odhadu reálného vzhledu příčných profilů a následném vytvoření batymetrické sítě celého říčního úseku. Metoda využívá při tvorbě celistvého DMT syntézy dat TOPO s hydrologickými daty (průtok a drsnost koryta v době snímko- vaní dat LLS).

Prezentované výsledky ukazují, že tvorba batymetrie koryta vodního toku pomocí softwaru Bathy\_supp přináší nové možnosti a výrazné zjednodušení procesu přípravy DMT pro navazující hydrodynamické modelování.

Pro hodnocení nejistoty vstupních veličin softwaru Bathy\_supp byly zpracovány citlivostní analýzy vlivu jednotlivých parametrů na spolehlivost určení tvaru a průtočné plochy modelovaných příčných profilů. Výsledky těchto analýz ukazují, že předložený přístup přináší výrazné zpřesnění výsledného modelu terénu použitého pro samotné hydrodynamické modelování povodňových scénářů. Zpracování rozsáhlé citlivostní analýzy bude předmětem navazující publikační činnosti.

Výhodou daného přístupu je jeho celosvětová aplikovatelnost. Přístup není omezen pouze na využití dat LLS jako vstupu, ale i ostatních dat dálkového snímání země. Díky tomu může být využit i v místech, kde probíhá pouze satelitní snímání povrchu. Jedinou podmínkou je dostatečná hustota topografických bodových dat pro model Bathy\_supp.

Autoři si uvědomují, že přesnost popsaného způsobu tvorby říční batymetrie má svá omezení. Hlavním omezením je nejistota v určení výšky hladiny a jejího sklonu ve virtuálních příčných profilech. Ta je závislá na deklarované přesnosti dat LLS. Stejnou nejistotou je zatížen i parametr sklonu pro Chézyho rovnici. Lze ale předpokládat, že s technologickým rozvojem metod pro snímání zemského povrchu bude docházet ke snižování této chyby.

## Poděkování

Tento příspěvek vznikl za podpory Technologické agentury ČR, projektu číslo TJ01000132 Pokročilé zpracování dat leteckého laserového skenování za účelem schematizace vodních toků pro potřeby matematického modelování.

## Literatura

- [1] MERWADE, V., OLIVERA, F., ARABI, M., and EDLEMAN, S. Uncertainty in Flood Inundation Mapping: Current Issues and Future Directions. *Journal of Hydrologic Engineering*, 2008, vol. 13, No. 7, p. 608–620.
- [2] UHLÍŘOVÁ, K. a ZBOŘIL, A. Možnosti využití Laserového snímání povrchu pro vodohospodářské účely. *Vodní hospodářství*, 2009, roč. 59, č. 12, s. 11–15.
- [3] PAVLÍČKOVÁ, L., NOVÁK, P., ROUB, R. a HEJDUK, T. Využití geografických informačních systémů a územně plánovací dokumentace při modelování povodňového rizika. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2012, roč. 54, č. 4, s. 1–6, příloha Vodního hospodářství č. 8/2012.
- [4] BALTSAVIAS, E.P. Airborne laser scanning: basic relations and formulas. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 1999, vol. 54, No. 2–3, p. 199–214.
- [5] CASAS, A., BENITO, G., THORNDYCRRAFT, V.R., and RICO, M. The topographic data source of digital terrain models as a key element in the accuracy of hydraulic flood modelling. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2006, vol. 31, No. 4, p. 444–456.
- [6] HILLDALE, R.C. and RAFF, D. Assessing the ability of airborne LiDAR to map river bathymetry. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2008, vol. 33, p. 773–783.
- [7] CAVALLI, M. and TAROLLI, P. Application of LiDAR technology for river analysis. *Italian Journal of Engineering Geology and Environment*, 2011, Special Issue I, p. 33–44.
- [8] GUENTHER, G.C., CUNNINGHAM, A.G., LAROQUE, P.E., and REID, D.J. Meeting the accuracy challenge in airborne Lidar bathymetry. Proceedings, 20th EARSeL Symposium Workshop on Lidar Remote Sensing of Land and Sea. Dresden, Germany, June 16–17, 2000, 28 p.
- [9] SKINNER, K.D. Evaluation of LiDAR-Acquired Bathymetric and Topographic Data Accuracy in Various Hydrogeomorphic Settings in the Lower Boise River, Southwestern Idaho, 2007. Scientific Investigations Report 2009 – 5260. US Geological Survey. 20 p.

[10] BAILLY, J.S., COARER, Y., LANGUILLE, P., STIGERMARK, C.J., and ALLOUIS, T. Geostatistical estimations of Bathymetric LiDAR errors on rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2010, vol. 35, No. 10, p. 1199–1210.

[11] NOVÁK, P., ROUB, R., VYBÍRAL, T., MARVAL, Š., HEJDUK, T. a BUREŠ, L. Letecké batymetrické laserové skenování. *Geodetický a kartografický obzor*, 2017, roč. 63/105, č. 10, s. 197–209.

[12] MERWADE, V., COOK, A., and COONROD, J. GIS techniques for creating river terrain models for hydrodynamic modeling and inundation mapping. *Environmental Modelling and Software*, 2008, vol. 23, No. 10–11, p. 1300–1311.

[13] NOVÁK, P., ROUB, R., VYBÍRAL, T., HLAVÁČEK, J., HEJDUK, T., BUREŠ, L. a REIL, A. Nové technologie batymetrie vodních toků a nádrží. *Vodní hospodářství*, 2015, 65, s. 13–20.

[14] CALETKA, M., Možnosti extrapolace digitálního modelu terénu z rastru DMR 5G. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2017, 5, s. 18–23.

[15] ROUB, R., HEJDUK, T., and NOVÁK, P., Automating the Creation of Channel Cross Section Data from Aerial Laser Scanning and Hydrological Surveying for Modeling Flood Events. *J. Hydrol. Hydromech.*, 2012, vol. 60, No. 4, p. 227–241.

[16] ROUB, R., URBAN, F., HAVLÍČEK, V., NOVÁK, P., HEJDUK, T., BUREŠ, L. a REIL, A. Vývoj softwarových nástrojů CroSolver a CroSolver for ArcGIS pro přípravu výpočetní tratě hydrodynamických modelů. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2015, roč. 57, č. 1, s. 5–13.

[17] VETTER, M., HÖFLE, B., MANDELBURGER, G., and RUTZINGER, M. Estimating changes of riverine landscapes and riverbeds by using airborne LiDAR data and river cross-sections. *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues*, 2011, 55.2, p. 51–65.

[18] CHEN, W. and LIU, W., Modeling the influence of river cross-section data on a riverstage using a two-dimensional/three-dimensional hydrodynamic model. *Water*, 2017, 9.3, p. 203.

[19] CAVIEDES-VOULLIÈME, D., MORALES-HERNÁNDEZ, M., LÓPEZ-MARIJUAN, I., GARCÍA-NAVARRO, P. Reconstruction of 2D riverbeds by appropriate interpolation of 1D cross-sectional information for flood simulation. *Environmental Modelling & Software*, 2014, 61, p. 206–228.

[20] BRÁZDIL, K. Projekt tvorby nového výškopisu území České republiky. *Geodetický a kartografický obzor*, 2009, 55.97, s. 145–151.

[21] BRUNNER, G.W. HEC-RAS river analysis system: hydraulic reference manual. US Army Corps of Engineers, Institute for Water Resources, Hydrologic Engineering Center, 2010.

[22] WERNER, M.G.F., A comparison of flood extent modelling approaches through constraining uncertainties on gauge data. *Hydrology and earth system sciences*, 2004, 8.6, p. 1141–1152.

[23] SCHUMANN, G., MATGEN, P., CUTLER, M.E.J., BLACK, A., HOFFMANN, L., and PFISTER, L. Comparison of remotely sensed waterstages from LiDAR, topographic contours and SRTM. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2008, 63.3, p. 283–296.

[24] YAN, K., DI BALDASSARRE, G., and SOLOMATINE, D.P. Exploring the potential of SRTM topographic data for flood inundation modelling under uncertainty. *Journal of Hydroinformatics*, 2013, 15.3, p. 849–861.

[25] COOK, A. and MERWADE, V. Effect of topographic data, geometric configuration and modeling approach on flood inundation mapping. *Journal of Hydrology*, 2009, 377.1–2, p. 131–142.

[26] ROUB, R., KURKOVÁ, M., HEJDUK, T., NOVÁK, P., and BUREŠ, L. Comparing a hydrodynamic model from fifth generation DTM data and a model from data modified by means of CroSolver tool. *AUC Geographica*, 2016, 51.1, p. 29–39.

[27] ACKERMAN, C.T. HEC-GeoRAS; GIS Tools for support of HEC-RAS using ArcGIS. United States Army Corps of Engineers, Davis, 2005.

[28] HORRITT, M.S. and BATES, P.D. Evaluation of 1D and 2D numerical models for predicting river flood inundation. *Journal of hydrology*, 2002, 268.1–4, p. 87–99.

[29] BRÁZDIL, K. Technická zpráva k digitálnímu modelu reliéfu 5. generace (DMR 5G). Zeměměřický úřad, Vojenský geografický a hydrometeorologický úřad, 2012.

## Autoři

**Ing. Luděk Bureš<sup>1</sup>**

✉ buresl@fzp.czu.cz

**Ing. Petra Sychová, Ph.D.<sup>1</sup>**

✉ sychova@fzp.czu.cz

**Ing. Lenka Pavlíčková<sup>1</sup>**

✉ pavlickova@fzp.czu.cz

**Ing. Štěpán Marval<sup>2</sup>**

✉ marval.stepan@vumop.cz

**Ing. Filip Urban<sup>3</sup>**

✉ urban@vrv.cz

**Ing. Radek Roub, Ph.D.<sup>1</sup>**

✉ roub@fzp.czu.cz

<sup>1</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí

<sup>2</sup>Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i.

<sup>3</sup>Vodohospodářský rozvoj a výstavba, a. s.

Příspěvek prošel lektorským řízením.

## MATHEMATICAL ESTIMATION OF WATERCOURSE BATHYMETRY – BATHY\_SUPP SOFTWARE

**BURES, L.<sup>1</sup>; SYCHOVA, P.<sup>1</sup>; PAVLICKOVA, L.<sup>1</sup>; MARVAL, S.<sup>2</sup>; URBAN, F.<sup>3</sup>; ROUB, R.<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences

<sup>2</sup>Research Institute for Soil and Water Conservation

<sup>3</sup>Water Management Development and Construction

**Keywords:** airborne laser scanning – hydrodynamic model – bathymetry – river channels – digital elevation model – floods

Topographic data play an important role in the hydrodynamic modelling of flood events. An accurate and precise digital elevation model (DEM) with a bathymetric description of the river channel is often required. DEMs can be derived from various data sources, e.g. ground surveying or remote sensing techniques. It is often costly and time-consuming to perform ground surveys, and especially to obtain geodetic data. Source data for DEM can also be obtained from satellites; however, these DEMs are insufficiently accurate for precise hydrodynamic modelling. Aerial laser scanning (ALS) appears to be the most appropriate method for obtaining relevant source data.

An infrared laser beam is widely used in the Czech Republic for collecting ALS data. A limitation on the use of this technology for the purposes of hydrodynamic modelling is that an infrared laser beam is absorbed by water. In practice, this means that there is a lack of precise and complete information on the topography of the streambed below the water level of the stream. A DEM created from ALS data results in a model that neglects the flow areas of the river channel.

Our study presents results from the development of the Bathy\_supp software tool, which determines the bathymetry of natural river channels. The bathymetry is determined with the use of analytical curves describing the course of cross-sections. Subsequently, spatial interpolation among the estimated cross-sections is made, resulting in bathymetric point network. This bathymetric point network can be combined, for example, with ALS data to create a DEM suitable for hydrodynamic modelling. This paper presents a practical example of software tests on a study area. Bathy\_supp software provides significantly better results than a terrain model created from ALS data.





# Sledování formování odtoku na svazích Jizerských hor a Šumavy pomocí stopovacích experimentů, které jsou podkladem pro použití modelu MIPs

**ALENA KULASOVÁ, ŠÁRKA BLAŽKOVÁ, LUKÁŠ VLČEK, BOHUMÍR JANSKÝ**

**Klíčová slova:** MIPs – model odtoku ze svahu – pokusy se stopovači – odtokové procesy – sledování dráhy částic

## SOUHRN

Příspěvek prezentuje pokusy s umělým deštěm a stopovačem v Jizerských horách, které jsou nezbytné pro modelování svahu modelem MIPs (Multiple Interacting Pathways [1]). Jsou podrobně popsány pokusy na několika svazích v povodí Lužické Nisy v Jizerských horách a na jednom svahu na Šumavě. MIPs je model založený na sledování dráhy částic. Cesty proudění jsou v něm popisovány pravděpodobnostně. Pracuje s částicemi (balíčky vody) v různých cestách proudění definovaných rozdělením rychlostí a maticí přechodu, která reprezentuje výměnu vody mezi jednotlivými cestami. Výstupy modelu MIPs byly předvedeny na experimentálním svahu na louce ve formě výpočtu scénáře postupného nasycování svahu při srážkových epizodách, zvláště první epizody po suchém období. V terénních pokusech je vidět rozdíl v procesech odtoku mezi lučním a zalesněným svahem. Přestože bylo stříkáno vysokými intenzitami i velkými objemy vody, na lesních svazích byl stále rozhodující vliv vysoké infiltrační kapacity v lese. Je tady zřejmý podstatný vliv preferenčních cest.

## ÚVOD

Model MIPs byl vytvořen pro hornaté oblasti, ve kterých jsou infiltrační kapacity vysoké ve srovnání se srážkovými intenzitami a úhrny. Pokud půdní profil v těchto oblastech není nasycen vodou až do úrovně terénu, je povodňová odezva tvořena převážně podpovrchovým odtokem (tj. jedná se o mělkou podzemní vodu). Takové podmínky jsou časté zvláště na zalesněných svazích v mírném vlhkém klimatu s propustnými půdami a relativně příkrými svahy [2].

Pokud chceme porozumět geochemickým procesům v povodích a jejich závislosti na hydrologii, je nutné, aby odtokový proces byl dobře popsán. Je třeba mít adekvátní představu o cestách proudění v terénu, kterou je obtížné získat třeba i jen pro jediný svah. Je také nutné mít hydrologický model, který toto proudění vhodně popisuje. Model MIPs [1, 3] je pokusem o takové řešení. Cesty proudění v terénu je zřejmě v současnosti možno prozkoumat pouze s využitím stopovačů. Nestačí tedy mít k dispozici jen hydrogram odtoku, protože z něj nelze zpětně soudit o podstatě procesů, které proběhly ve svahu nebo v povodí. Pro odtok z povodí mohou být rozhodující preferenční cesty [4–7], tj. obchvaty nebo zkratky, kterými voda obejde půdní matici. Stopovače je možno použít v průběhu srážkoodtokové epizody jako v případě lokality Gardsjon [3]. To však

předpokládá dlouhý výzkumný projekt. My jsme použili metodu experimentů – skrápění části svahu vysokou intenzitou, kdy byl do vody přidáván stopovač NaCl.

Procesy důležité pro tvorbu odezvy jsou v nenasycené zóně: intenzita vstupu v úrovni terénu, změny vlhkosti půdy, rychlost fronty zvlhčení, hloubka hladiny podzemní vody, doba nutná k dosažení hladiny podzemní vody; v nasycené zóně: postupivost vlny, vzdálenost od toku, doba nutná k dosažení toku. Cesty odtoku, kterými srážkový vstup prochází, závisí na struktuře a předcházející nasycenosti půdy. Srážková voda vstoupí do půdní matrice a teče svisle v závislosti na místních vodivostech a gradientech. Část vody může jít obchvaty a zkratkami a vyhnout se tak půdní matici. Tyto preferenční cesty jsou spojeny s puklinami, kanálky po kořenech nebo jinými makropóry nebo se může jednat o oblasti vyšší propustnosti půdy. Preferenční cesty mohou mít různou hloubku, šířku, křivost a spojitost. Pro jednoduchost je možno předpokládat, že dominantní směr proudění v nenasycené zóně je svislý [1, 8].

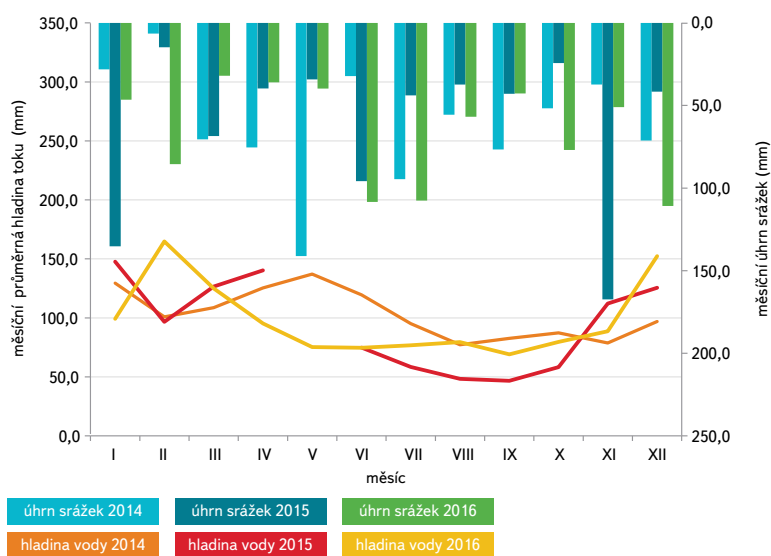
Mnohočetné cesty proudění v nenasycené zóně jsou reprezentovány funkcí rozdělení svislých rychlostí, která závisí na hloubkách a časech vyplývajících ze vzájemného působení rozdělení vstupních intenzit a cest proudění v půdě, jež se mezi sebou také vzájemně ovlivňují [1].

Dále model pracuje s rozdělením hloubek k hladině podzemní vody v příslušných místech, které bude záviset na předcházejících podmínkách, odvodnění části svahu nad zkoumaným úsekem a tvaru svahu (rozbíhání nebo sbíhání proudnic). Z těchto údajů a rozdělení rychlostí můžeme dostat rozdělení dob dotoku v nenasycené zóně. Výsledné rozdělení bude ve vzájemném vztahu k prostorovému rozdělení nasycených hydraulických vodivostí, z čehož získáme rozdělení dob dotoku v nasycené zóně. Ty budou v obecném případě záviset na dotaci z nenasycené zóny [1, 8].

Aby bylo možno smysluplně pracovat s modelem MIPs, je tedy třeba provést průzkum na vybraných svazích s využitím stopovačů.

Základní výzkumnou otázkou pro nás stejně jako pro více hydrologických týmů v Evropě a USA je bližší poznání procesů podpovrchového odtoku, který v povodích s vegetačním pokryvem, zejména zalesněných, tvoří většinu přírodního odtoku při menších (častějších) povodních. Výzkum v tomto směru bude pokračovat v několika dalších letech.

Cílem tohoto příspěvku tedy je ukázat na příkladu typ výstupů z modelu MIPs a jeho využitelnost v Jizerských horách. K tomu bylo třeba vybrat, zřídit a vystrojit pokusné svahy a provést pokusy se zkrápěním a stopovači. Jedná se o náš první článek v časopise k tomuto typu modelování a nutně experimentální části výzkumu.



Obr. 1. Měsíční úhrny srážek a průměrné výšky hladiny vody ve stanici ČVUT v Dolních Lučanech v Jizerských horách 2014–2016

Fig. 1. Monthly precipitation totals and average water level depths in Czech Technical University station in Dolní Lučany in Jizera Mountains 2014–2016 (úhrn srážek – precipitation total; výška hladiny vody – water level depth; měsíční – monthly)

## Vysvětlení pojmů

- MIPs (Multiple Interacting Pathways) – mnohočetné vzájemně se ovlivňující cesty odtoku
- Particle tracking – sledování dráhy částic
- Random particle tracking – rychlosti částic jsou vzorkovány z náhodných rozdělení
- Bypassing – obchvat, zkrácení tzv. preferenčními cestami, část proudění se vyhne půdní matici
- Tracing – použití stopovačů
- Transition probabilities – matice přechodu obsahující pravděpodobnosti výměny vody mezi jednotlivými cestami
- Tipping bucket – překlápěč pro měření objemů srážek nebo průtoku
- Conductivity – konduktivita – vodivost

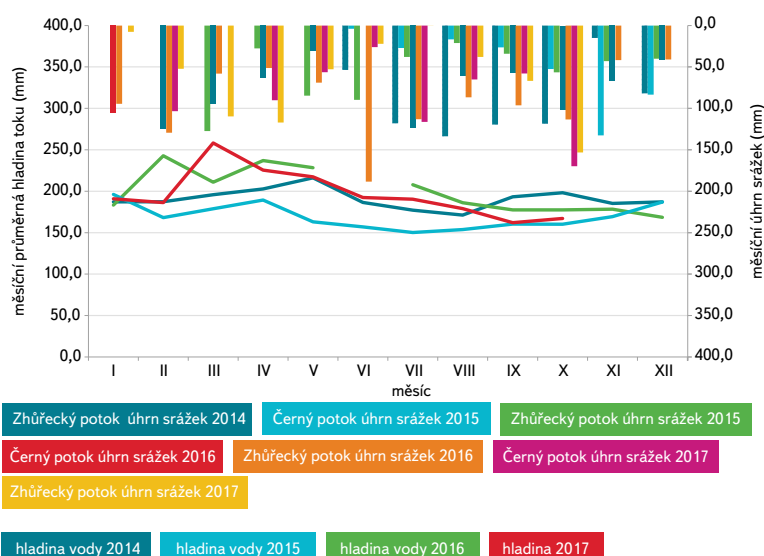
## METODY

### Model MIPs

Prvním článkem o MIPs je příspěvek viz [1], inspirovaný pokusy se stopovači na Bear Brook ve státě Main [12]. V článku viz [5] je popsán případ transientního proudění experimentálním svahem v povodí Gardsjon ve Švédsku.

V modelu MIPs jsou cesty proudění vody popisovány pravděpodobnostně [1, 13]. Sledování drah částic, přičemž rychlosti jsou vzorkovány z náhodného rozdělení, pracuje s částicemi (balíčky) vody v různých cestách proudění definovaných rozdělení rychlostí a maticí přechodu, která reprezentuje výměnu vody mezi jednotlivými cestami. Předpokládá se exponenciální pokles nasycené hydraulické vodivosti s hloubkou [5].

Počáteční zásoba vody ve svahu a vstupy (děšť) během epizody jsou simulovány velkým množstvím diskretních částic. V každém časovém kroku se částice pohybují v možných cestách proudění. Rychlost je částicím přisuzována náhodně z rozdělení rychlostí. Tímto způsobem lze modelovat účinek preferenčního



Obr. 2. Měsíční úhrny srážek a průměrné výšky hladiny vody ve stanicích PřF UK Černý potok a Zhůřecký potok na Šumavě 2014–2017

Fig. 2. Monthly precipitation totals and average water level depths in CUNI stations Černý potok and Zhůřecký potok at Šumava Mountains 2014–2017 (úhrn srážek – precipitation total; výška hladiny vody – water level depth; měsíční – monthly)

proudění a obchvatu (zkrácení) dráhy ve svahu bez explicitní znalosti geometrie cest proudění. Kontinuita je zajištěna bilancováním počtu částic [1, 5, 8].

K tomu, abychom mohli pracovat s modelem MIPs, potřebujeme tedy mít možné cesty odtoku prozkoumány s využitím stopovačů. Dále popisujeme pokusy, které jsme za tímto účelem provedli.

## Vybraná povodí

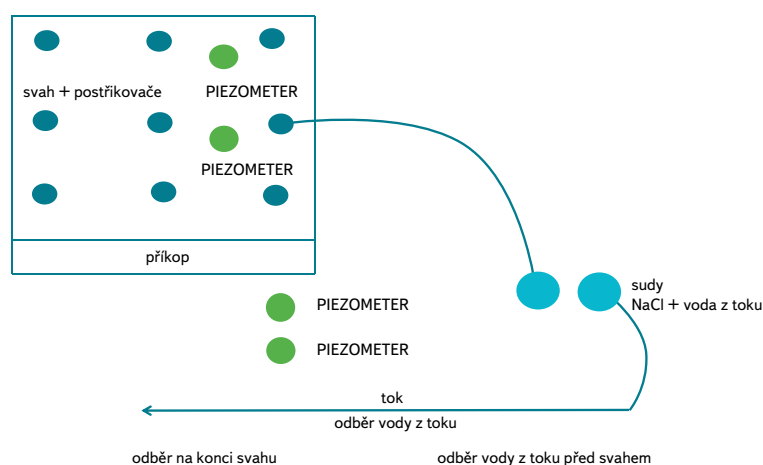
Pro pokusy na experimentálním svahu byla vybrána dvě povodí.

1. Horní část povodí Lužické Nisy v Jizerských horách, konkrétně oblast v Dolních Lučanech. Tok Lužická Nisa pramení v údolí rozkládajícím se na sever od Černostudičnického hřebene v nadmořské výšce 639 m n. m. Ve vzdálenosti cca 2 km od pramene se nachází závěrový profil ČVUT – FSv Dolní Lučany, kde je sledována hladina a teplota vody, teplota a vlhkost vzduchu a úhrn srážek od roku 2013 (obr. 1). V roce 2014 jsme zde instalovali automatickou sněhoměrnou stanicí LDSS [9]. Experimentální svah se nacházel cca 150 m proti proudu od závěrového profilu na pravé straně toku. Na podzim 2014 zde byly provedeny dva experimenty. V roce 2015 byl ve stejném povodí vybudován nový svah ve vzdálenosti asi 500 m od bývalého svahu, ve vzrostlém lese s převahou smrku ztepilého.
2. Povodí Černého potoka na Šumavě. Toto povodí patří celým územím do II. zóny ochrany a je hospodářsky využíváno. Převážnou část tvoří les s převahou smrku ztepilého, doplněný porostem jedle bělokoré, buku lesního, javoru kleny a břízy bělokoré. Podrost je tvořen porostem borůvky a travinou bikou lesní. Zamokřené plochy jsou porostlé rašeliníkem a sítinou rozkladitou.

V rámci diplomové práce [10] byly v povodí vyhloubeny půdní sondy za účelem odběrů půdních vzorků. Nejčastějším půdním typem v povodí je kryptopodzol s různými podtypy, dále pak ranker, podzol nebo glej. Půdní typy jsou zde ovlivněny hlavně vegetací a sklonitostí. Sklonitost je v celém profilu víceméně podobná. Hloubky půdy se pohybují kolem 40–50 cm. Půdy mají velké množství skeletu. Srážky a hladiny v potocích jsou v obr. 2.



Obr. 3. Experiment na louce, Dolní Lučany, drážky 20 a 50 cm od povrchu  
Fig. 3. Experiment on the meadow, Dolní Lučany, troughs 20 and 50 cm from the surface



Obr. 4a. Schéma experimentu na louce v Dolních Lučanech – Jizerské hory  
Fig. 4a. Diagram of meadow experiment in Dolní Lučany – Jizera Mountains (svah – slope, postřikovače – sprinklers, příkop – trench, tok – stream, sud – barrel, voda z toku – stream water, odběr vody z toku – stream water sampling sites, před svahem – before slope, na konci svahu – at the end of slope)

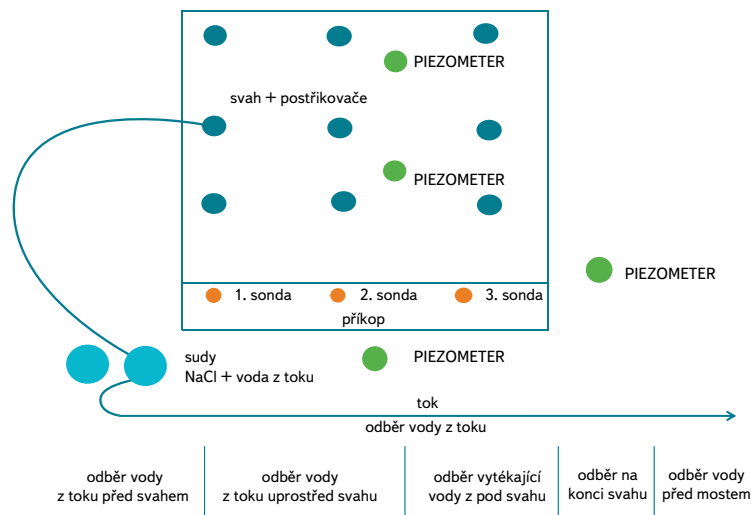
## Schéma pokusů na louce a v lese pro potřeby modelu MIPs

Celková plocha byla ohraničena vyšším plůtkem a na konci plochy se svah zařídil do hloubky 80–120 cm. V zářezu byly vyříznuty drážky dovnitř svahu hluboké cca 10 cm ve výškách 20 a 50 cm (obr. 3, 4a, 4b a 4c). Stékající voda z drážek byla odváděna okapem do velkých překlápěčů.

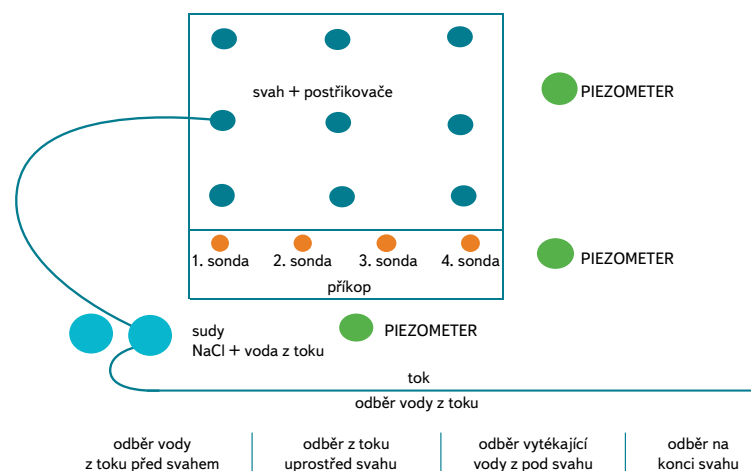
V první fázi pokusu bylo obvykle skrápění prováděno čistou vodou z toku. Jako značkovač pro zjištění cest odtoku byla použita NaCl, která se rozpouštěla v sudech v koncentraci 5 mg/l (průměrná vodivost se pohybovala kolem 9,8 mS.cm<sup>-1</sup>), a tímto roztokem se skrápěla pokusná plocha.

Vodivost se měřila přístrojem firmy Hach s přesností  $\pm 0,5\%$ .

Předpokládalo se, že vzorky odtékající vody budou odebrány z překlápěčů, ze sondy pod svahem a z blízkého toku: před pokusným svahem, ve středu pokusného svahu, z výtoku ze svahu (pokud byl rozeznatelný) a ve vybraném vzdálenějším místě. Ve vzorcích vody a v toku byla průběžně měřena elektrická vodivost. V laboratoři byla provedena analýza vzorků na množství NaCl.



Obr. 4b. Schéma experimentu v lese v Dolních Lučanech – Jizerské hory  
Fig. 4b. Diagram of forest experiment in Dolní Lučany – Jizera Mountains (svah – slope, postřikovače – sprinklers, příkop – trench, tok – stream, sonda – dug well, sud – barrel, voda z toku – stream water, odběr vody z toku – stream water sampling sites, před svahem – before slope, uprostřed svahu – middle of slope, odběr vytékající vody z pod svahu – sampling water flowing into stream from the bank, i.e. a distinctly visible flow under stream water table, na konci svahu – at the end of slope, před mostem – before bridge)



Obr. 4c. Schéma pokusu v lese v povodí Černého potoka  
Fig. 4c. Diagram of forest experiment in Černý potok catchment – Šumava Mountains (svah – slope, postřikovače – sprinklers, příkop – trench, tok – stream, sonda – dug well, sud – barrel, voda z toku – stream water, odběr vody z toku – stream water sampling sites, před svahem – before slope, uprostřed svahu – middle of slope, odběr vytékající vody z pod svahu – sampling water flowing into stream from the bank, i.e. a distinctly visible flow under stream water table, na konci svahu – at the end of slope)

## Automatický rozstřikovací systém pro simulaci deště

Na vytyčené ploše 25 m<sup>2</sup> se instaluje do čtverce devět trysek postřikovače. Voda je přiváděna hadicí pomocí čerpadla z blízkého zdroje (toku, cisterny). Množství vody sledoval vodoměr s přesností  $\pm 1$  cm. Připojený datalogger zaznamenával úhrn srážek ze srážkoměru s přesností  $\pm 0,1$  mm a vlhkost půdy z čidla Virrib s přesností  $< \pm 0,01$  m<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>. Toto čidlo bylo instalováno buď v hloubce 25 cm, nebo v hloubkách 20 a 50 cm [11].

## VÝSLEDKY EXPERIMENTŮ PRO ZÍSKÁNÍ DAT DO MODELU MIPS

### Experimenty v lese

#### EXPERIMENTY V LETECH 2015 A 2016 V LESE V DOLNÍCH LUČANECH

Na jaře 2015 byl vybudován experimentální svah ve vzrostlém lese s převahou smrku ztepilého. Svah se nalézal 1 m od toku. Pod svahem byl instalován piezometr na sledování hladiny podpovrchové vody [10]. Na této lokalitě bylo v letech 2015 a 2016 provedeno celkem pět pokusů.

Rok 2015 (druhý rok delšího suchého období) byl sušší než rok předešlý. Sněhová pokrývka se vyskytovala přes celé zimní období, ale úhrn srážek od března do října činil jen 44,2 % dlouhodobého úhrnu. Nejnižší hladiny v toku byly zejména v letních měsících. Nedostatek vody významně ztěžoval práce na pokusu.

Pro instalování překlápěčů byly vyhloubeny jámy, které se po skrápění začaly plnit vodou. K protékání do žlabů bohužel nedošlo a jámy pod svahem byly použity jako sondy (obr. 4a, 4b a 4c). Současně byla měřena výška podpovrchové vody v piezometru pod svahem, která kolísala podle skrápění.

První pokus byl proveden od 12. 5. do 14. 5. 2015, kdy plocha byla nejdříve skrápěna čistou vodou, aby se zvětšila nasycenost půdního profilu. Poslední den byl aplikován postřik se solí. Souběžně byla měřena vodivost toku před pokusným svahem, v polovině svahu, na konci svahu a u mostku cca 5 m od svahu. Pod svahem vyvěrala za 2 dny voda, a tak byly vyvrtány další dvě sondy hluboké 40 cm. Z těchto sond byly odebírány vzorky po dobu všech pokusů. Voda ze sond se ihned ztrácela po skončení skrápění.

Další opakování pokusu 25. 6.–30. 6. 2015 bylo provedeno v době, kdy voda v toku stoupla po předešlých srážkách. Z důvodu nedostatku vody se pokus opakoval v říjnu od 15. 10. do 19. 10. 2015. Průběh experimentu byl obdobný (obr. 5a, 5b a 5c).

Nejvyšší vodivosti byly dosahovány v obou experimentech v sondě (jámě) pod svahem, ale oproti předešlému pokusu v roce 2014 byly zaznamenány změny v toku zejména v místě u konce svahu, kdy ze břehu pod hladinou viditelně vytékala voda.

Rok 2016 byl bohatší na úhrn srážek zejména na sniž (57 % dlouhodobého úhrnu). První experiment se konal v květnu 14.–21. 5. 2016. Svah byl skrápěn nejdříve 3,5 dne pouze vodou a potom 3,5 dne s roztokem soli. Pravidelně byla měřena vodivost ve vybraných profích v toku. V době skrápění roztokem soli byly odebírány i vzorky vody.

Půdní profil byl vyschlý a ani po skrápění nedošlo k odtoku vody do okapů, pouze voda začala vyvěrat v sondě pod svahem, ze které byly odebírány vzorky, a pravidelně byla měřena vodivost. Ve vzorcích bylo zjištěno velké množství soli a samozřejmě vodivost byla také vysoká.

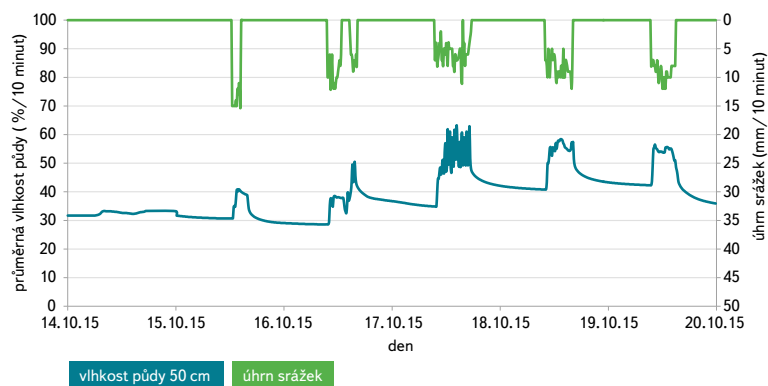
Nejvyšší hodnoty vodivosti a nejvyšší hodnoty NaCl se vyskytovaly ve vzorcích odebíraných v toku těsně u břehu v blízkosti experimentálního svahu (výtok), kdy viditelně odtékala voda pod hladinou z břehu do toku.

V poslední den skrápění došlo k přivalovému dešti, který ovlivnil konec experimentu (snížila se vodivost toku, voda stékající po povrchu se dostala do sondy).

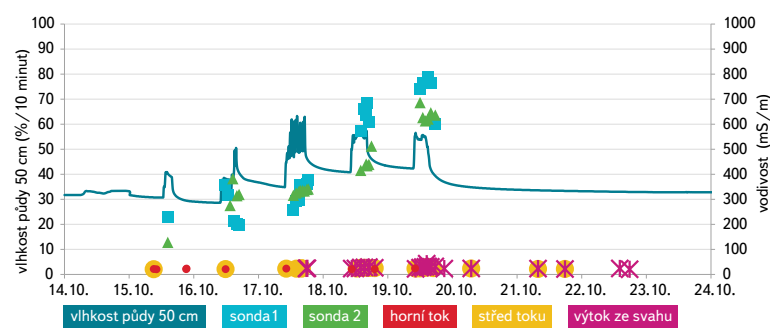
Obdobný průběh experimentu byl zaznamenán 17. 7.–24. 7. 2016.

#### EXPERIMENT V POVODÍ ČERNÉHO POTOKA – ZÁŘÍ 2017

Začátkem září 2017 byl vybudován experimentální svah v horní části povodí Černého potoka na Šumavě (oblast Hůrka) ve vzrostlém lese (buk, smrk ztepilý, javor) v blízkosti turistické cesty na břehu potoka. Experiment začal 2. 9. 2017 a skončil 6. 9. 2017. Výška zářezu byla 120 cm, drážky byly ve výšce 15 cm a 50 cm od rostlinného pokryvu (20 cm a 50 cm od povrchu). Vzdálenost svahu od toku

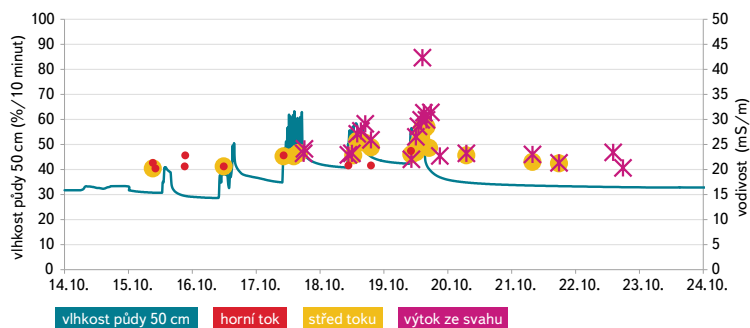


Obr. 5a. Povodí Nisa – les, Dolní Lučany – průběh skrápění a vlhkosti půdy 14. 10.–20. 10. 2015  
Fig. 5a. Nisa catchment – forest, Dolní Lučany – sprinkling (mm per 10 minutes) and soil moisture (% per 10 minutes) 14<sup>th</sup>–20<sup>th</sup> Oct. 2015



Obr. 5b. Jizerské hory – Dolní Lučany – les, průběh vodivosti v sondách a v toku a vlhkost půdy 14. 10.–24. 10. 2015

Fig. 5b. Jizera Mountains – Dolní Lučany – forest, conductivity (mS.m<sup>-1</sup>) and soil moisture at 50 cm (% per 10 minutes) 14<sup>th</sup>–24<sup>th</sup> Oct. 2015 (sonda – dug well, horní tok – upstream, střed toku – middle of stream, výtok ze svahu – flow from slope)



Obr. 5c. Jizerské hory – Dolní Lučany – les, průběh vodivosti v toku 14. 10.–23. 10. 2015 – detail  
Fig. 5c. Jizera Mountains – Dolní Lučany – forest, conductivity in stream 14<sup>th</sup>–23<sup>rd</sup> Oct. 2015 – detail (vlhkost půdy – soil moisture, horní tok – upstream, střed toku – middle of stream, výtok ze svahu – flow from slope)

činila cca 1,5 m. Vzorky z toku byly odebírány před experimentálním svahem, na jeho středě a za ním. Výtok ze svahu byl rovněž vzorkován. Schéma rozmístění postřikovačů, piezometrů a odběrných míst v toku a umístění sond je na obr. 4c.

Na obr. 2 jsou graficky znázorněny měsíční úhrny srážek a průměrné měsíční výšky hladin z povodí Černého Potoka a Zhůreckého Potoka ve stanicích Přf UK na Šumavě (2014–2017).

Pokus probíhal spíše za deštivého počasí. Druhý den experimentu se začala objevovat voda v sondách pod svahem. Další den prosakující voda v dolním

levém rohu svahu vytékala jako povrchový odtok po kameni velkou rychlostí. Postupně vyvěrala voda i v dalších sondách. Ani v tomto případě však netekla z drážek do překlápěčů. Průběh pokusu je graficky znázorněn na obr. 6a, 6b a 6c.

## Experimenty na louce – 2014

Rok 2014 patřil mezi velmi suchá období (69 % dlouhodobého průměru za období III–X). Nedostatek srážek v zimě, v létě i na podzim se projevil nízkou hladinou v toku. Průměrné nejnižší hladiny toku byly dosaženy v srpnu a v podzimních měsících (obr. 1).

Experimentální svah byl instalován cca 5 m od toku. Byly provedeny dva pokusy: 7. 10.–9. 10. 2014 a 20. 10.–21. 10. 2014.

Období první třetiny října bylo velmi suché (48 % dlouhodobého průměru). Hladina toku byla velmi nízká a vlhkost půdy v hloubce 50 cm činila 21 % objemové půdní vlhkosti. K odtékání z půdního profilu do žlabů docházelo až třetí den (9. 10.). Při druhém pokusu za 14 dnů do vlhčí půdy (asi 30 %) odtok nastal hned první den. Součástí pokusu bylo sledování hladiny podpovrchové vody v piezometrech pod svahem. Současně se odebíraly vzorky povrchové vody z toku před pokusným svahem a za svahem. Schéma svahu s odběrnými místy je znázorněno na obr. 4a.

Na obr. 1 jsou graficky znázorněny měsíční úhrny srážek a průměrné měsíční výšky hladiny naměřené ve stanici ČVUT v Dolních Lučanech v Jizerských horách (2014–2016).

### POKUS 7. 10. DO 9. 10. 2014

Svah se skrápěl tři dny pouze roztokem NaCl. Voda ze svahu začala protékat až třetí den skrápění, tj. 9. 10. 2014, a to nejprve ze spodního žlabu (9. 10. od 10:50) a později i z horního od 11:50 (obr. 7a).

Nejvíce vody odtéklo z dolního žlabu a současně zde byla naměřena nejvyšší vodivost 9. 10. 2014 ve 14:30 807  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

### POKUS 20. 10. DO 21. 10. 2014

První den byl svah skrápěn pouze vodou a druhý den skrápění pokračovalo s roztokem soli. K odtékání ze svahu došlo již na začátku prvního dne z dolního okapu – voda odtékala do spodního překlápěče. V poledne začala voda odtékat i z horního okapu do horního překlápěče. Druhý den pokračovalo skrápění roztokem NaCl+H<sub>2</sub>O (5 mg.l<sup>-1</sup>) a od začátku skrápění voda odtékala do obou překlápěčů. Dne 21. 10. byla naměřena nejvyšší hodnota vodivosti ve 12:15 v dolním žlabu (okapu) 8 270  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . V horním žlabu byly nejvyšší vodivosti dosahovány ve vzorcích odebraných 20. 10. 2014 16:00 hod. 8 700  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

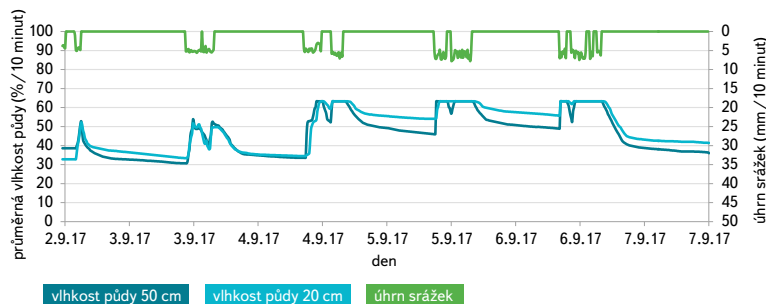
Současně byla měřena vodivost i v toku, ale vzhledem k vzdálenosti pokusného svahu od toku se vodivost téměř neměnila. Hodnoty NaCl byly změřeny jen u několika vzorků, a proto je neuvádíme. Nebyla naměřena žádná změna hladiny podpovrchové vody v instalovaných piezometrech (hloubka v blízkosti svahu byla 50 cm, v blízkosti vody 40 cm).

## SCÉNÁŘ VSAKOVÁNÍ VYDATNÉ SRÁŽKY DO SUCHÉ PŮDY

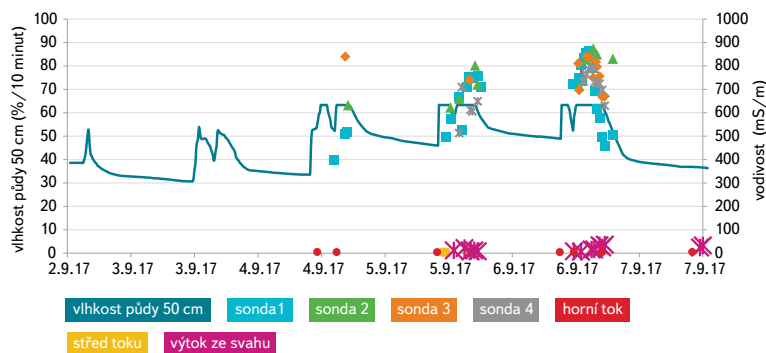
Na obr. 7a a 7b je příklad výstupu modelu MIPs, který ukazuje sycení experimentálního svahu umělým deštěm.

Experimentální svah má plochu 5x5 m. Ve vstupech do modelu je délka svahu 5 m rozdělena na oddíly po 0,5 m, tzn. že svah má 10 oddílů, které vidíme na vodorovné ose na obr. 7b. Na svislé ose je vykresleno množství částic v příslušném časovém kroku a v příslušném oddílu. Jedna „částice“ má ve výpočtu objem 1 litr. Časový krok výpočtu je stejný jako časový krok měření, tj. 10 minut.

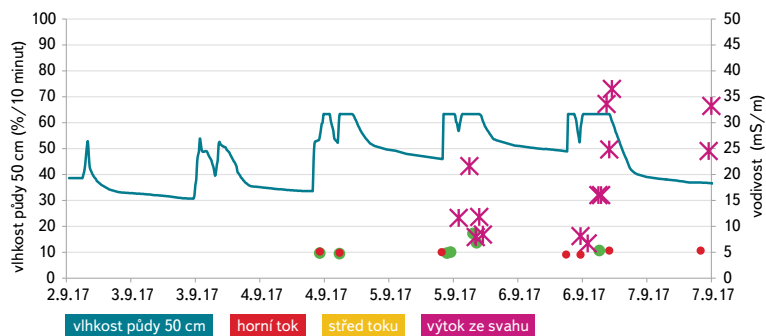
V horních obrázcích je vykreslena nenasycená (proměnlivě nasycená) zóna, ve spodních nasycená zóna (mělká podzemní voda). Označení A, B, C odpovídá označení na obr. 7a, tedy jsou to počty částic v době, kdy skončil postřik.



Obr. 6a. Povodí Černého Potoka – les, průběh skrápění a vlhkosti půdy 2. 9.–7. 9. 2017  
Fig. 6a. Černý potok catchment – forest, sprinkling (mm per 10 minutes) and soil moisture (% per 10 minutes) 2<sup>nd</sup>–7<sup>th</sup> Sept. 2017



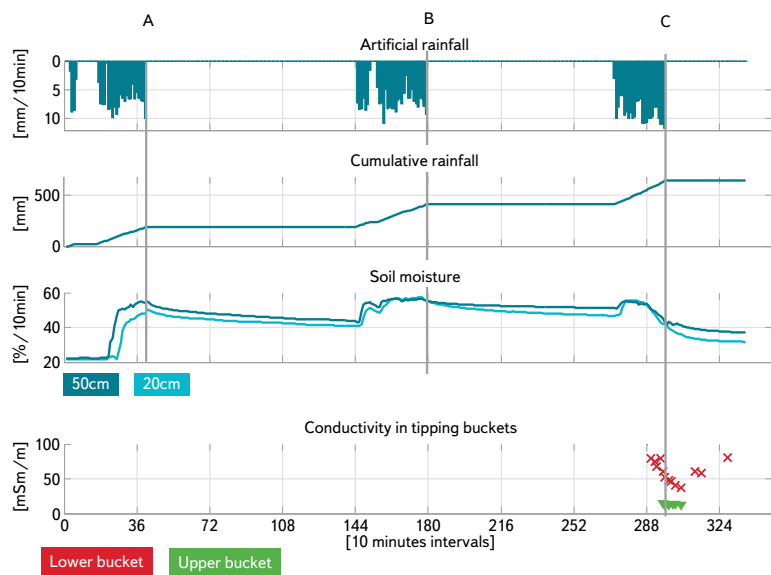
Obr. 6b. Šumava – Povodí Černého Potoka – les, průběh vodivosti v sondách a v toku 2. 9.–7. 9. 2017  
Fig. 6b. Šumava Mountains – Černý potok catchment – forest, conductivity in dug wells and in stream 2<sup>nd</sup>–7<sup>th</sup> Sept. 2017 (vlhkost půdy – soil moisture, sonda – dug well, horní tok – upstream, střed toku – middle of stream, výtok ze svahu – flow from slope)



Obr. 6c. Šumava – Povodí Černého Potoka – les, průběh vodivosti v toku 2. 9.–7. 9. 2017 – detail  
Fig. 6c. Šumava Mountains – Černý potok catchment – forest, conductivity in stream 2<sup>nd</sup>–7<sup>th</sup> Sept. 2017 – detail (vlhkost půdy – soil moisture, horní tok – upstream, střed toku – middle of stream, výtok ze svahu – flow from slope)

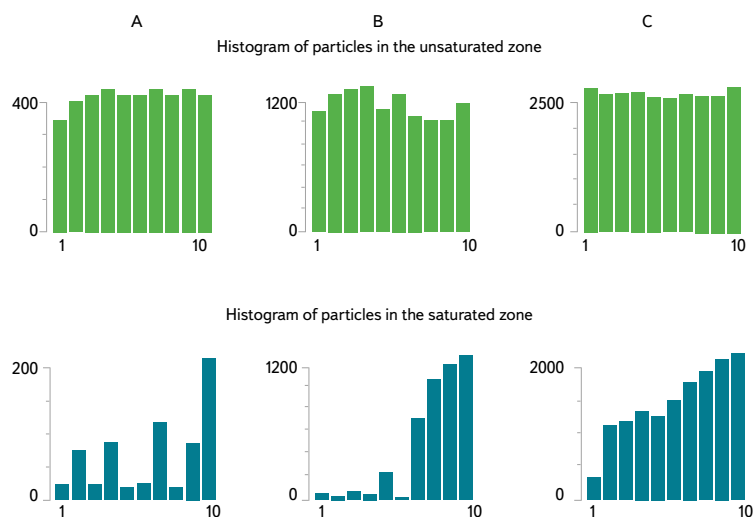
Modelem je možno vyjádřit scénáře zvětšení klimatických extrémů – velmi vydatná srážka do suché půdy – a ověřovat hypotézy podle experimentů v terénu. V našem případě jsme tedy modelovali srážky o velikosti 185,5, 223 a 231,6 mm (je možno srovnat s maximálním denním úhrnem 345 mm v ČR, naměřeným na Nové Louce v Jizerských horách).

Při modelování odtoků ze srážek je první vlna po suchém období zpravidla zatížena velkou chybou (v desítkách procent), což je způsobeno velkou nelinearitou proměnlivé nasycené půdní zóny. Bylo tomu tak i předtím, než se začal projevovat vliv klimatické změny. Scénáře vsakování vydatných srážek do suché půdy a tvorba povodňového odtoku modelem MIPs, založeném na jiném aparátu než Richardsova rovnice [14], může tedy přispět k rozboru problému tvorby odtoku v podmínkách klimatické změny.



Obr. 7a. Dolní Lučany, louka: umělý déšť, kumulativní déšť, vlhkost ve 20 a 50 cm, vodivost v překlápěčích, A, B, C časové okamžiky ukončení deště

Fig. 7a. Dolní Lučany, meadow: artificial rain, cumulative rain, conductivity in tipping buckets, A, B, C times of rainfall end



Obr. 7b. Histogramy počtu částic v časech A, B a C (viz obr. 7a), horní obrázky (zeleně) – nenasycená zóna, dolní obrázky (modře) – nasycená zóna, na vodorovné ose délka svahu dělená po 0,5 m

Fig. 7b. Histograms of numbers of particles at times A, B and C (fig. 7a), horizontal axis is subdivided by 0.5 m

## ZHODNOCENÍ A ZÁVĚRY

Tabulka 1 uvádí období skrápění, spotřebu čisté vody, spotřebu roztoku vody a NaCl (koncentrace v průměru 5 g.l<sup>-1</sup>, tj. průměrný úhrn v mm). Tabulka 2 uvádí maximální hodnoty vodivosti a koncentrace v odebraných vzorcích u všech experimentů.

Z uvedených dosažených výsledků vyplývají následující závěry.

### Vlhkost půdy a odtok vody

Vlhkost půdy ve všech experimentech se zvyšovala v závislosti na délce skrápění.

Nejdelší skrápění bylo provedeno při experimentech v roce 2016, kdy se nejdéle skrápělo čistou vodou v období 18. 7.–23. 7. 20:36 hodin a v období 14. 5.–20. 5. nejvíce roztokem NaCl (21:28 hod), viz tabulka 1.

Při kratších skrápěních (Dolní Lučany na louce) maximální vlhkost půdy dosahovala 56,5 %, ale při delších obdobích skrápění byly od 3.–5. dne stabilně maxima 63,3 %, např. obr. 6a.

Při prvním experimentu na louce začal odtok vody do překlápěčů až třetí den (9. 10.), ale při opakování (20. 10.–21. 10.) již první den voda protékala oběma překlápěči. Na skrápěné ploše docházelo, na málo propustném povrchu, také k povrchovému odtoku.

Při lesních experimentech, i přes delší období skrápění, voda do překlápěčů neodtékala, ale vyvěrala těsně pod zářezem svahu. Pro sledování vodivosti a koncentrace NaCl byly v těchto místech vyhloubeny sondy cca 30–40 cm hluboké, viz obr. 4b. K povrchovému odtoku v lese ani přes velké úhrny srážek nedocházelo. Zřejmě je důvodem větší přítomnost preferenčních cest (makropóry, dutiny po kořenech a žízálech apod.) a tedy větší propustnost půdy.

### Konduktivita vody

V době experimentu byly několikrát za den odebírány vzorky z toku před pokusným svahem. Na Lužické Nise v Dolních Lučanech se vodivost pohybovala od 14,5 do 18,6 mS.m<sup>-1</sup> a na Šumavě byla kolem 5 mS.m<sup>-1</sup>.

Při prvním ani druhém experimentu na louce v Dolních Lučanech se neprojevilo žádné vliv na vodivost v toku. Svah byl ve větší vzdálenosti od toku a byl zde vykopán příkop pro plynové potrubí, který narušil přirozený terén. Z tohoto důvodu byly další experimenty přeneseny do blízkého lesa.

V lese při skrápění docházelo k zřetelnému výtoku ze břehu pod hladinou do koryta v blízkosti svahu. Vodivost v tomto místě začala stoupat 3.–4. den skrápění. Příklad průběhu vodivosti v toku je vykreslen na obr. 5c. Nejvíce se projevil odtok ze svahu do toku v posledním roce pokusu v povodí Černého potoka na Šumavě, viz obr. 6c a tabulka 2.

Vodivost v odebraných vzorcích z překlápěčů a ze sond postupně stoupala a největší byla v posledním dni skrápění roztokem NaCl. Nejvyšší maximální hodnota byla naměřena v posledním pokusu na Šumavě.

Odtok vody ze svahu závisí především na preferenčních cestách, kdy v lesním porostu je velké množství cest po kořenech a makropórách. Voda prosakuje spíše do spodních vrstev půdního profilu a stéká po málo propustném podloží laterálně do toku. Objevuje se u paty svahu v sondách a ve výtoku (pod hladinou) ze břehu do koryta. Na louce se laterální pohyb odehrával v menší hloubce, popř. po povrchu po nepropustných plochách. Podstatný je též sklon terénu a nepropustné nebo málo propustné podloží.

Tabulka 1. Lokality, období skrápění, spotřeba čisté vody, spotřeba roztoku vody a NaCl (v průměru 5 g/l), průměrný hodinový úhrn v mm  
 Table 1. Sites, sprinkling period, volume clean water used (litres), volume NaCl solution (about 5 g/l), average rain total (mm per hour)

Lokality	Období	Objem použité vody [l]		Doba skrápění [hod.]		Celkový úhrn [mm/hod.]	
		H <sub>2</sub> O	H <sub>2</sub> O + NaCl	H <sub>2</sub> O	H <sub>2</sub> O + NaCl	H <sub>2</sub> O	H <sub>2</sub> O + NaCl
<b>Jizerské hory – Dolní Lučany</b>							
louka 2014	7.–9. říjen 2014	4 359	10 401	03:13	12:10	54,3	34,3
	20.–21. říjen 2014	6 948	6 817	05:52	06:31	50,3	43,2
les 2015	25.–30. červen 2015	7 642	18 133	09:10	20:10	33,6	36,1
	15.–19. říjen 2015	10 883	23 069	11:20	18:47	40,1	49,2
les 2016	14.–20. květen 2016	17 810	28 488	09:26	21:28	76,9	53,5
	18.–23. červenec 2016	25 232	18 100	20:36	19:09	49,6	36,4
<b>Šumava – Černý potok</b>							
les 2017	2.–6. září 2017	8 505	19 991	09:54	11:37	35,66	48,9

Tabulka 2. Dosažené maximální hodnoty vodivosti v překlápěčích, sondách, v toku a ve výtoku při experimentech 2014–2017  
 Table 2. Maximum conductivity in tipping bucketes, dug wells, in stream and in outflow from slope during experiments 2014–2017

Lokality	Období	Konduktivita [mS.m <sup>-1</sup> ]			
		překlápěče	sondy	tok	odtok ze svahu
<b>Jizerské hory – Dolní Lučany</b>					
louka 2014	7.–9. říjen 2014	60,4 (9. říjen 11:50)		14,8	žádný odtok
	20.–21. říjen 2014	870 (21. říjen 12:15)		15,5	žádný odtok
les 2015	25.–30. červen 2015		798 (30. červen 18:00)	17,0	18,8 (29. červen 12:20)
	15.–19. říjen 2015		788 (19. říjen 15:00)	23,7 (19. říjen 10:10)	42,3 (19. říjen 14:30)
les 2016	14.–20. květen 2016		774 (20. květen 10:30)	17,2 (19. květen 10:40)	21,4 (17. květen 16:00)
	18.–23. červenec 2016		773 (23. červenec 14:09)	18,6 (20. červenec 14:50)	32,7 (23. červenec 16:09)
<b>Šumava – Černý potok</b>					
les 2017	2.–6. září 2017		862 (6. září 14:30)	36,5 (6. září 17:30)	36,5 (6. září 17:30)

## Modelování

Model MIPs [2, 5] je založen na metodě sledování dráhy částic. Nepracuje s Richardsovou rovnicí [14] pro nenasycenou půdní zónu a je tedy alternativou k modelům duální pórovitosti [15]. Právě nenasycená zóna svojí nelinearitou způsobuje největší potíže při modelování odtoku. První povodňová epizoda po suchém období (i po běžném sezonním suchu) bývá obvykle špatně vystižena.

MIPs je vhodným nástrojem ke zkoumání v tomto směru. K tomu přispívá i vizualizace procesů – je možno sledovat pohyb jednotlivých částic (rozumí se balíčků vody o objemu např. 1 litr) mezi povrchovým a podpovrchovým odtokem, mezi nasyčenou a nenasycenou zónou apod. To ovšem neznamená, že nejistoty spojené s proměnlivě nasycenou půdní zónou zmizí. Výpočty MIPs bude vhodné provádět v rámci odhadu nejistot. Model MIPs je výpočetně náročný a vyhodnocení nejistot tuto náročnost ještě znásobí. Model duální pórovitosti je ovšem náročný také. To plyne z velké variability přírodních podmínek, zejména proměnlivě nasycené půdní zóny.

MIPs bude vhodný i ke zkoumání pohybu znečištění v půdním prostředí (pokud je založen na datech z průzkumu se stopovači). V podmínkách klimatické změny se zřejmě zvětšuje extremita povodní a sucha. Lze se tedy obávat přívalových srážek do půdy vyschlé dlouhotrvajícím suchem.

## Poděkování

*Příspěvek byl zpracován v projektu GA ČR 13-32133S. Druhá autorka děkuje prof. Bevenovi za poskytnutí programu MIPs. Dále děkujeme ČHMÚ a FSv ČVUT za poskytnutí dat a anonymním oponentům za cenné připomínky.*

## Literatura

- [1] BEVEN, K., HORNBERGER, G.M., and GERMANN, P. *Hillslope hydrology, a multiple interacting pathways model*. Paper presented at Second National Hydrology Symposium, 1989. British Hydrological Society, Sheffield, U. K.
- [2] DUNNE, T. Field studies of hillslope flow processes. In: Kirkby, M.J., ed. *Hillslope Hydrology*, New York: Wiley, 1978, p. 227–293. ISBN 047199510X.
- [3] DAVIES, J., BEVEN, K.J., NYBERG, L., and RODHE, A. A discrete particle representation of hillslope hydrology: hypothesis testing in reproducing a tracer experiment at Gardsjön, Sweden. *Hydrological Processes*, 2011, 25, p. 3602–3612. DOI:10.1002/hyp.8085
- [4] CÍSLEROVÁ, M. a VOTRUBOVÁ, J. CT derived porosity distribution and flow domains. *Journal of Hydrology*, vol. 267, No. 3–4, October 2002, p. 186–200.
- [5] BEVEN, K.J. and GERMANN, P.F. Water flow in soil macropores II. A combined flow model. *European Journal of Soil Science*, 1981, 32(1), p. 15–29.
- [6] BEVEN, K.J. and GERMANN, P.F. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research*, 1982, 18(5), p. 1311–1325.
- [7] BEVEN, K.J. and GERMANN, P.F. Macropores and water flow in soils revisited. *Water Resources Research*, 2013, 49(6), p. 3071–3092. DOI:10.1002/wrcr.20156.
- [8] BEVEN, K.J. MIPs model, R-code, Lancaster University.
- [9] KULASOVÁ, A. a kol. Vývoj přístroje a metodiky na kontinuální stanovení vodní hodnoty sněhu v terénu. Projekt TAČR TA01020673, 2014.
- [10] VLČEK, L. Retence vody půdou v experimentálních povodích se zaměřením na organozemě. Diplomová práce, 2011.
- [11] BAGAL, Z. In: Blažková, Š. a kol. *Kritické zdrojové oblasti fosforu v povodí jako rozhodující faktory transportu – pokus o vyjádření v závislosti na zdrojových oblastech odtoku a způsobu hospodaření*. Projekt MŠMT LH12017, 2012.
- [12] HORNBERGER, G.M., GERMANN, P.F., and BEVEN, K.J. Throughfall and solute transport in an isolated sloping soil block in a forested catchment. *Journal of Hydrology*, 1991, 124, p. 81–99.
- [13] KULASOVÁ, A. a BLAŽKOVÁ, Š.D. Vliv extrémního deště na odtok z experimentálního svahu. *Konference Hydrologie malého povodí*, 2017.
- [14] RICHARDS, L.A. Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1931, 1, p. 318–333.
- [15] VOGEL, T., GERKE, H.H., ZHANG, R., and VAN GENUCHTEN, M.T. Modeling flow and transport in a two-dimensional dual-permeability system with spatially variable hydraulic properties. *Journal of Hydrology*, vol. 238, No. 1–2, November 2000, p. 78–89.

## Autoři

**Ing. Alena Kulasová<sup>1</sup>**  
✉ alenakulas@email.cz

**Ing. Šárka Blažková, DrSc.<sup>1</sup>**  
✉ sarka.blazkova@vuv.cz

**RNDr. Lukáš Vlček, Ph.D.<sup>2</sup>**  
✉ lukas.vlcek@natur.cuni.cz

**prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc.<sup>2</sup>**  
✉ bohumir.jansky@natur.cuni.cz

<sup>1</sup>Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.  
<sup>2</sup>Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy

Příspěvek prošel lektorským řízením.

## RUNOFF GENERATION MONITORING ON THE HILLSLOPES OF JIZERA AND ŠUMAVA MOUNTAINS USING TRACING EXPERIMENTS FOR MIPs MODEL

**KULASOVA, A.<sup>1</sup>; BLAZKOVA, S.<sup>1</sup>; VLCEK, L.<sup>2</sup>; JANSKY, B.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>TGM Water Research Institute, p.r.i.

<sup>2</sup>Faculty of Science, Charles University

**Keywords:** MIPs – hillslope model – tracing experiments – run-off processes – particle tracking

The contribution presents experiments with artificial rainfall and a tracer in the Jizera Mountains which are indispensable for hillslope modelling with MIPs (Multiple Interacting Pathways [1]). Experiments on 2 hillslopes in the Lužická Nisa catchment in the Jizera Mountains and on one hillslope in the Šumava Mountains are described in detail. MIPs is based on the particle tracking technique and distribution of probabilities. It works with particles (packages of water) in different pathways defined by velocity distribution and transition matrix which represent exchange of water between individual pathways. Output of the MIPs model was shown for experimental slope on the meadow as a computation of the scenario of gradual saturation of slope during rain events, in particular of the first event after a dry period. The results from the field experiments show the difference between the runoff from meadow and forest slopes. In spite of using high intensities and large volumes of water on forest slopes the high infiltration capacities played the decisive role in the forest. The important effect of preferential pathways is probably the main reason.



# Způsoby nakládání s bioodpadem v Praze a ve vybraných hlavních městech států Evropské unie

DAGMAR VOLOŠINOVÁ, ROBERT KOŘÍNEK, ELŽBIETA ČEJKA

**Klíčová slova:** bioodpad – nakládání s odpadem – oběhové hospodářství – kompostování – anaerobní digesce – Evropská unie

## SOUHRN

Bioodpad neboli odpad podléhající anaerobnímu nebo aerobnímu rozkladu se díky způsobu využívání zelených ploch zejména ve velkých městech s velkou hustotou osídlení stal problematickou složkou komunálního odpadu. Na bioodpad lze pohlížet jako na zdroj nebezpečného methanu uvolňovaného při skládkování, ale díky principům oběhového hospodářství se navracíme k jeho podstatě – zdroji živin a organické hmoty pro zemědělskou půdu a městskou zeleň. Úspěšnost sběru bioodpadu, zpracování a návratu do životního prostředí se mezi jednotlivými hlavními městy členských států Evropské unie liší. Článek popisuje, jak efektivně se s danou problematikou vypořádává Praha ve srovnání s ostatními vybranými hlavními městy států Evropské unie.

## ÚVOD

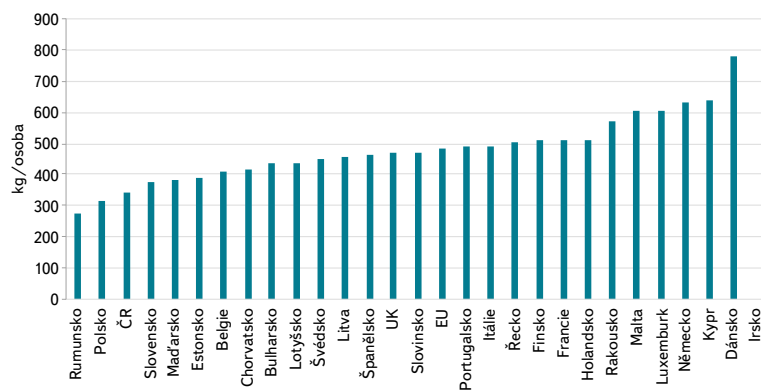
Bioodpad řadíme mezi biologicky rozložitelný odpad (BRO), který definuje směrnice Evropského parlamentu a Rady 1999/31/ES o skládkách odpadů jako *odpad podléhající anaerobnímu nebo aerobnímu rozkladu, jako jsou potravinářské a zahradní odpady a rovněž papír a lepenka*. Historicky byl BRO považován spíše za materiál, který byl spotřebován v místě svého vzniku. Postupem času, kdy hospodářské využití zelených ploch a zahrad jako zdroj píce pro chovaná hospodářská zvířata a pěstování ovoce a zeleniny ustoupilo obytnému a volnočasovému využití, se na BRO začalo nahlížet jako na nepotřebný odpad, jehož způsob nakládání bylo potřeba upravit právními předpisy.

Evropská unie (EU) v současnosti upravuje nakládání s BRO dvěma hlavními předpisy: směrnicí Rady 1999/31/ES o skládkách odpadů a Rámcovou směrnicí Evropského parlamentu a Rady č. 98/2008/ES o odpadech. Problematiku BRO živočišného původu upravují nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 1069/2009 Sb., o hygienických pravidlech pro vedlejší produkty živočišného původu a získané produkty, které nejsou určeny k lidské spotřebě (nařízení o vedlejších produktech živočišného původu) a nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 853/2004 Sb., kterým se stanoví zvláštní hygienická pravidla pro potraviny živočišného původu.

Směrnice Rady 1999/31/ES o skládkách odpadů ze dne 26. dubna 1999 má za cíl předcházet nebo maximálně omezit negativní dopady skládek na povrchové vody, podzemní vody, půdu, ovzduší a lidské zdraví. Směrnice také požaduje omezení skládkování biologicky rozložitelných komunálních odpadů v letech 2006, 2009 a 2016 na úroveň 75 %, 50 % a 35 % produkce roku 1995. Státy jako Česká republika, Slovensko a Polsko, které v roce 1995 ukládaly na skládky více než 80 % tuhých komunálních odpadů, požádaly o výjimku a povinnost splnění daných cílů jim byla posunuta o 4 roky.

Produkce komunálního odpadu (obr. 1) je ovlivněna životní úrovní obyvatelstva, zavedeným systémem odpadového hospodářství země a v neposlední řadě osvětou a ekologickým smýšlením obyvatel. Je nutné si také uvědomit, že v zemích EU bioodpad tvoří největší složku komunálního odpadu (KO). Ve smíšeném komunálním odpadu (SKO) se vyskytuje i více než z 50 % a z toho 30 % představují zbytky potravin, slupky od ovoce a zeleniny, z 12 % biologický odpad ze zahrad a 10 % je tvořeno papírem a kartonem [1].

Mezi BRO spadají i odpady ze zemědělského, lesnického a potravinářského průmyslu, ale v tomto článku se budeme zabývat pouze biologicky rozložitelnými odpady spadajícími pod komunální odpad často zkráceně nazývanými komunální bioodpad. Směrnice Evropského parlamentu a Rady č. 98/2008/ES o odpadech uvádí, že bioodpad je tvořen biologicky rozložitelným odpadem ze zahrad a parků, potravinářskými a kuchyňskými odpady z domácností, restaurací, stravovacích a maloobchodních zařízení a srovnatelným odpadem ze zařízení potravinářského průmyslu.



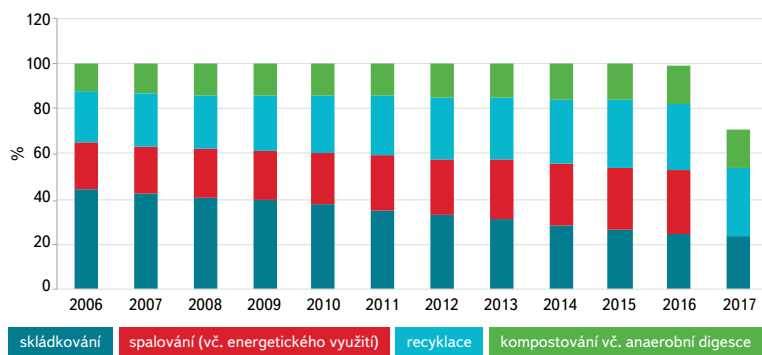
Obr. 1. Produkce komunálního odpadu na jednotlivce ve státech EU v roce 2017 [2]

(pozn.: Irsko nedostupná data)

Fig. 1. Generation of municipal solid waste per capita in EU countries in 2017 [2]

(note: Ireland unavailable data)

Přestože celkové procento skládkovaného odpadu v zemích EU klesá (obr. 2), mezi jednotlivými státy EU jsou velké rozdíly ve způsobech nakládání s KO, které souvisí se zavedeným odpadovým hospodářstvím. Rakousko, Nizozemsko, Dánsko, Německo, Švédsko a Belgie patří mezi lídry cirkulární ekonomiky. Mají komplexní systémy sběru odpadu, na skládky ukládají méně než 5 % svého odpadu, mají dobře vyvinuté recyklační systémy, dostatečnou kapacitu technologií pro zpracování vytríděných složek KO a dobře nakládají i s biologicky rozložitelným odpadem.



Obr. 2. Vývoj způsobů nakládání s komunálním odpadem v zemích EU [2]

(pozn.: rok 2017 spalování – nedostupná data)

Fig. 2. Development of municipal waste management in EU countries [2]

(note: year 2017 incineration – unavailable data)

Na opačném konci pomyslného žebříčku se nacházejí státy jižní a východní Evropy, mezi které patří Řecko následované Bulharskem, Maltou, Litvou, Rumunskem a Kypr. Hlavními nedostatky jsou špatné nebo neexistující systémy předcházení vzniku odpadů, nedostatek pobídek k přesměrování odpadu ze skládek a nedostatečná infrastruktura nakládání s odpady. Velké množství členských států svůj SKO převážně skládkuje, navzdory lepším alternativám a dostupnosti evropských strukturálních fondů pro pořízení technologií splňujících hierarchii nakládání s odpady a principy oběhového hospodářství. Některé státy jako problém pro zavedení ekologičtějších alternativ označily ekonomickou nekonkurenceschopnost nových technologií vůči skládkování [3].

## ZPŮSOBY SBĚRU A NAKLÁDÁNÍ S BIOODPADEM

Sběr bioodpadu lze provádět dvěma postupy. První, finančně i časově náročnější pro zavedení, je oddělený sběr. Nicméně jde o sběr s čistším výsledným materiálem a se sníženým rizikem kontaminace nebezpečnými látkami. Oddělený sběr lze provádět buď pomocí sběrných nádob, nebo pytlů na úrovni domácností, restaurací, jídelen apod., svozovým systémem „door to door“ (tzn. od domu k domu), dále pomocí kontejnerů ve sběrných hnízdech tříděného odpadu, velkoobjemovými kontejnery pravidelně přistavovanými do ulic anebo donáškou do sběrných dvorů.

Vytříděný bioodpad, jehož úroveň čistoty souvisí s mírou osvěty a spolupráce jednotlivých obyvatel, lze kompostovat anebo zpracovat anaerobní digescí (AD) v bioplynových stanicích. Kompostování podle rozsahu rozdělujeme na domácí, vermikompostování, komunitní kompostování, na kompostování v malých zařízeních (do 10 tun na jednu zakládku) a v centrálních kompostárnách. Anaerobní digesce probíhá centrálně v uzavřených technologiích, které podle vlhkosti vstupního materiálu rozdělujeme na mokrou (max. 12 % sušiny) a suchou (min. 20 % sušiny).

Při druhém postupu je bioodpad součástí SKO a k jeho zpracování lze použít technologii mechanicko-biologické úpravy, jejímž cílem je zmenšit objem SKO a stabilizovat ho tak, aby po uložení na skládku nedocházelo k výluhu nebezpečných látek, nevznikal methan, případně požáry. Pro zabránění takovýchto rizik lze SKO s příměsí BRO energeticky využít v závodech energetického využití odpadů (ZEVO) nebo spálit. Tímto způsobem však znehodnotíme materiálovou složku BRO. V České republice vyhláška č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu limituje podíl biologické složky SKO pro rok 2020 na 35 %.

## BIOODPAD V HLAVNÍCH MĚSTECH ČLENSKÝCH STÁTŮ EU

Ve velkých městech, kde je vysoká hustota obyvatel, restaurací, jídelen, hotelů a podobných zdrojů bioodpadů, je nakládání s bioodpadem složitější, ale lze říci, že míra úspěšnosti plnění principů oběhového hospodářství hlavních měst je shodná s úspěšností států.

Hlavní města států EU podle zavedených systémů nakládání s bioodpadem lze rozdělit do tří skupin. Do první patří ty, které dodržují hierarchii nakládání s odpady a principy oběhového hospodářství ještě před zavedením recyklačních a skládkových limitů výše uvedenými směrnici. Bioodpad zpracovávají kompostováním, anaerobní digescí nebo kombinací obou. Digestát se po ukončení procesu vyhnívání většinou stává součástí kompostové zakládky a fugát je využit jako tekuté hnojivo pro zemědělské pozemky. Kompost je prodáván zemědělcům nebo je využíván v městské zeleni, eventuálně je zdarma rozdávan obyvatelům města. Neustálou osvětou jsou obyvatelé motivováni k preventivním opatřením zabraňujícím vzniku odpadu a ke kompostování na vlastních pozemcích či v rámci komunit. Svozem separovaného bioodpadu jedenkrát týdně „door to door“ je obsluhováno 100 % obyvatelstva. Řadíme sem Brusel, který vyvíjí velké úsilí pro osvětu a motivaci rezidentů k vlastnímu kompostování. Berlín preferuje anaerobní digesci, z důvodu uzavřené bezzápachové technologie. Vzniklý bioplyn je využíván pro pohon svozových aut a za rok ušetří až 2,5 milionů litrů nafty. Amsterdam splňuje limity spalněním veškerého zbytkového KO bez separace bioodpadu, která je zavedena pouze v jedné městské čtvrti. Kodaň v současnosti skládkuje méně než 2 % vyprodukovaného odpadu, přestože většinu energeticky využije. Odpad, který lze spálit je zakázáno skládkovat. Cena za skládkování je desetkrát větší než za spalování. Od roku 2017 má Kodaň nejvýkonnější spalovnu v Evropě a soustřeďuje se také na maximální recyklaci. Jako přístavní město zavádí program pro separaci bioodpadu z lodí, vede osvětové kampaně pro prevenci vzniku bioodpadů zejména „gastro“. Lucemburk na rozdíl od ostatních, kteří využívají systémy třídění „door to door“ doplněné o možnost využití sběrných dvorů, preferuje donášku do kontejnerových hnízd. Vídeň třídí bioodpad od rezidentů i od právnických osob od roku 1991 a má 100% obslužnost. Přestože provozuje ZEVO, snaží se o maximální materiálové využití bioodpadu a o návrat cenných živin zpět do půdy [4–11].

Do druhé skupiny řadíme města, která zavedla třídění až na základě požadavků právních předpisů EU. Například Londýn plní limity pomocí energetického využívání, které, na rozdíl od první skupiny hlavních měst, v poslední době stoupá. Sběr tříděného odpadu řeší pomocí pytlového nebo nádobového sběru „door to door“, nicméně není plošně zaveden pro celé město. Stejně tak i v Lisabonu je již od roku 2005 bioodpad separován pouze od třetiny obyvatel, není možnost odevzdat bioodpad ve sběrném dvoře a přednostně jsou za úplaty obsluhováni podnikatelé. Řím má odpadové hospodářství dobře nastavené, ale velký vliv na jeho fungování mají politické změny jak ve státě, tak v městském zastupitelstvu. Pro splnění limitů odklonu odpadů od skládkování využívá kapacit rakouských ZEVO, kam v roce 2017 vlaky z Říma týdně vozily až 700 tun SKO. Helsinky se řadí mezi nejlepší „třídíče“ odpadů, a to díky masivnímu informačnímu systému (informace jsou podávány ve finštině, angličtině, ruštině, kurdštině, somálštině a arabštině), 75 % obslužnosti obyvatel je realizováno systémem „door to door“ a také díky poplatkům motivujícím k třídění. Separovaný bioodpad rozdrťí a rozdělí na dvě frakce. Jemná frakce (6–8 mm), která představuje 70 % nashromážděného bioodpadu je zplyněna a hrubší frakce je kompostována. Paříž nemá plošný sběr vytříděného bioodpadu, nicméně disponuje 187 veřejně dostupnými kompostovacími místy. V současnosti Paříž zavádí několik projektů pro separaci jak „gastro“ (tzn. biologicky rozložitelný odpad z kuchyně a stravoven), tak zahradního bioodpadu, který by měl být upraven pomocí anaerobní digesce a navrácen v podobě hnojiva do půd. Sběr „door to door“ by měl probíhat i pomocí biorozložitelných sáčků firmy Novamon. Nadále má být podporováno individuální kompostování rezidenty.

Stockholm přes 50 % vyprodukovaného odpadu energeticky využívá. Skládkuje pouze 1 % odpadu. Bioodpad separuje systémem „door to door“ pouze od 12 % rezidentů. Nově stavěné bytové domy jsou opatřeny drtiči kuchyňského odpadu, který je shromažďován u paty domu, odkud je odvážen do bioplynové stanice. Kromě získání organické hmoty vidí Stockholm přínos ve snížení počtu svozů SKO [12–28].

Ve třetí skupině jsou města Talin, Budapešť, Bukurešť, Sofie, Athény, Dublin, Valletta, Záhřeb, Varšava, Vilnius, Bratislava, která, stejně jako celé jejich státy, mají se splněním limitů stanovených předpisy EU velké problémy. Jako příklad za všechny lze uvést Madrid, který celkově recykluje pouze 19,6 % KO a odděleně sbírá pouze plast, kov a nápojový karton systémem „door to door“. Separaci bioodpadu a konečné zpracování kompostováním a anaerobní digestí plánuje zavést od roku 2019 [29–39].

## BIOODPAD V PRAZE

Kraj hl. m. Praha za rok 2017 celkem vyprodukoval 430 300 tun komunálního odpadu, z toho přibližně 83 % využil, a to 27 % materiálově a 56 % energeticky. V roce 2017 bylo na skládku uloženo 12,7 % komunálního odpadu [40].

Zájemci o svoz bioodpadu si mohou od Pražských služeb pronajmout kompostejnery, které jsou za úplaty svázeny v sezoně (od 1. 4. do 30. 11.) jednou za dva týdny [41]. Svoz bioodpadu používá již přes 13 tisíc pražských domácností [42]. Zahradnictví a domácnosti, kde je bioodpad produkován po celý rok, si mohou nasmlouvat celoroční svoz s frekvencí 1x za 14 dní. Mnoha osvětovými akcemi je podporováno domácí kompostování. Praha v rámci projektu „Podpora domácího kompostování na území hl. m. Prahy“ poskytuje zdarma zájemcům – fyzickým osobám – zapůjčení kompostérů. Ve všech pražských částech jsou do ulic v pravidelných intervalech přistavovány velkoobjemové kontejnery na posečenou trávu, listí, ořezané větve. Po celý rok mohou rezidenti zdarma odvézt svůj bioodpad do 27 sběrných dvorů. V sídlištích Prahy 13 a 15 byl zaveden pilotní projekt svozu tříděného bioodpadu. Bioodpad je kontrolován a zpracováván v kompostárnách a převážně „gastro“ odpad je odvážen do bioplynové stanice Příbyšice.

V rámci prací na projektu CZ.071.02/0.0/0.0/16\_040/0000379 Odpady a předcházení jejich vzniku – praktické postupy a činnosti při realizaci závazků Krajského Plánu odpadového hospodářství hlavního města Prahy byla mimo jiné monitorována efektivita sběru a čistota separovaného bioodpadu na sídlištích Prahy 15 a současně bylo analyzováno složení SKO z této lokality.

Monitoring na sídlišti probíhal v měsíčních intervalech. Byla sledována využitelnost kompostejnerů, čistota separovaného bioodpadu a složení SKO ze stejné oblasti bylo z kapacitních důvodů zjišťováno jednou za dva měsíce. Nicméně byla pokryta všechna roční období.

Síť kompostejnerů je na sídlišti velmi hustá. Nacházejí se buď v blízkosti kontejnerů pro SKO, nebo v blízkosti kontejnerových hnízd pro separovaný odpad. Donášková vzdálenost je menší než doporučených 100 metrů.

Rozbor SKO probíhal v areálu ZEVO Malešice Pražské služby, a. s., pomocí síť. Byly mimo jiné separovány dvě složky bioodpadu – zahradní odpad a „gastro“ odpad, resp. ty složky, které nelze konzumovat, ale jsou vhodné pro kompostování.

Kontejnery nikdy nebyly plné a lze říci, že četnost vyvážení je optimálně nastavená. Jako problematické se jeví ponechávání bioodpadů v plastových sáčcích nebo zeleniny a ovoce v původním plastovém obalu, v kterém jsou prodávány. Často se v kompostejnerech nacházel SKO. Další komplikací je znečištění kontejnerů po vyprázdnění, kdy zejména v teplých ročních obdobích je doprovázeno zřetelným výskytem hmyzu.



Obr. 3. Zahradní (vlevo) a gastro (vpravo) bioodpad  
Fig. 3. Gardening (left) and food (right) biowaste



Obr. 4. Bioodpad s příměsí SKO (vlevo) a čistý bioodpad (vpravo)  
Fig. 4. Biowaste with MSW (left) and clean biowaste (right)

Obsah bioodpadu v SKO byl oproti analyzovanému SKO z Prahy 1 a z Újezdu nad Lesy až o 5 % nižší. V případě Újezdu nad Lesy zvýšené množství bioodpadu představuje zahradní odpad jako listí, posekaná tráva, pařezy, větve a to i přes to že i zde je propagováno domácí kompostování a možnost pronájmu kompostejneru. V Praze 1 je zvýšené množství „gastro“ odpadu v bioodpadu způsobeno velkým množstvím restaurací, prodejen rychlého občerstvení a ubytovacích zařízení pro turisty. Z rozboru SKO ze sídlišť Prahy 15 je vidět, že obyvatelé mají povědomí o důležitosti třídění bioodpadu, ale stále jsou zde rezervy jak sběr zlepšit. Je častým jevem, že bioodpad je vytříděn zvláště v sáčku, nicméně zůstane v SKO. Domníváme se, že je to způsobeno specifíčkou tohoto druhu odpadu, který rychle podléhá rozkladu. Vznikající zápach a výskyt hmyzu spojený s neochotou minimálně denního vynášení zabraňuje lepšímu třídění. Možným řešením by mohly být nezaměnitelné biologicky rozložitelné sáčky jako v Paříži, které by mohly být dostupné v supermarketech, domácích potřebách nebo obecním úřadě tak jako v Bruselu.

## ZÁVĚR

Zásadní otázkou pro udržitelnost měst je nakládání s odpady. V cirkulární ekonomice se obvykle jedná o tři etapy: snížení produkce, zlepšení sběru a opětovné získání materiálu a/nebo energie. Tyto tři etapy musí probíhat současně. Rozdílnost mezi jednotlivými městy/státy je způsobena dostupností finančních prostředků, politickou a společenskou vůlí, technickými dovednostmi, vhodným plánováním, vymahatelnými právními předpisy a řadou dalších sociálních, demografických, kulturních a administrativních faktorů. Ochrana životního prostředí se stává stále důležitější globální prioritou a politické, obchodní a zdravotní výhody efektivního nakládání s odpady jsou jasné. Tyto skutečnosti by měly dát zemím stimuly, které potřebují k efektivnímu nakládání s jejich odpady.

Po prvním roce řešení projektu vyplývá, že kraj Hl. m. Praha má zavedeno velmi dobré odpadové hospodářství. Spolu s Pražskými službami, a. s., se snaží o nastavení co nejefektivnější sítě sběrných nádob jak pro separované složky komunálního odpadu, tak i smíšeného komunálního odpadu, kterou lze srovnávat s hlavními městy západní Evropy. Dostupnost a šíření informací o způsobech nakládání s odpady pro obyvatelstvo, osvětové akce v předškolních a školních zařízeních jsou na velmi dobré úrovni. Jak lze vidět u států, které jsou na špičce v zavádění oběhového hospodářství, je to nekončící proces. Praha má v této oblasti stále rezervy, ale snaží se celý proces nakládání s bioodpady trvale zlepšovat. Jak efektivní zavedená opatření jsou, budeme moci říct na konci projektu v polovině roku 2020.

## Poděkování

*Příspěvek vznikl za podpory projektu CZ.071.02/0.0/0.0/16\_040/0000379 Odpady a předcházení jejich vzniku – praktické postupy a činnosti při realizaci závazků Krajského Plánu odpadového hospodářství hlavního města Prahy.*

## Literatura

- [1] BIDLINGMAIER, W., SIDAINE, J.M., and PAPADIMITRIOU, E.K. Separate collection and biological waste treatment in the European Community. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* [online], 2004, vol. 3, No. 4, p. 307–320. ISSN 1569-1705, 1572-9826. Dostupné z: doi:10.1007/s1157-004-2334-1
- [2] *Database – Eurostat* [online]. [citováno: 12. března 2019]. Dostupné z: <https://ec.europa.eu/eurostat/data/database>
- [3] Komunalniji atlieku tvarkymo infrastruktūros plėtra. *Vilniaus Apskrities Atlieku Tvarkymo Centras* [online]. [citováno: 14. března 2019]. Dostupné z: <http://www.vaatc.lt/projektaikomunalniju-atlieku-tvarkymo-infrastrukturos-pletra/>
- [4] *Waste* [online]. 28. November 2016 [citováno: 5. března 2019]. Dostupné z: <https://www.brussels.be/waste>
- [5] *Startseite* [online]. [citováno: 13. března 2019]. Dostupné z: <https://www.bsr.de/index.php>
- [6] AMSTERDAM. Waar laat ik mijn tuinafval? *Amsterdam.nl* [online]. [citováno: 7. března 2019]. Dostupné z: <https://www.amsterdam.nl/veelgevraagd/>
- [7] *Circular Organic Waste in Amsterdam* [online]. [citováno: 13. března 2019]. Dostupné z: <http://organicwasteamsterdam.nl/>
- [8] PETERSEN, S.T. Biowaste Non-Sorters – Who Cares. 2018, p. 79.
- [9] New Efforts to Sort Organic Waste in Copenhagen. *State of Green* [online]. 8. February 2017 [citováno: 13. března 2019]. Dostupné z: <https://stateofgreen.com/en/partners/state-of-green/news/new-efforts-to-sort-organic-waste-in-copenhagen/>
- [10] Recycling in Luxembourg – Luxembourg. *Angloinfo* [online]. [citováno: 13. března 2019]. Dostupné z: <http://www.angloinfo.com/how-to/luxembourg/housing/setting-up-home/recycling>
- [11] CITY OF VIENNA. *Waste management in Vienna* [online]. B.m.: City of Vienna. Dostupné z: <https://www.wien.gv.at/umwelt/ma48/service/publikationen/pdf/abfallwirtschaft-en.pdf>
- [12] PERCHARD, E. 'Urgent' need for London to curb incineration, says London Assembly. *Resource Magazine* [online]. 15. February 2018 [citováno: 13. března 2019]. Dostupné z: <https://resource.co/article/urgent-need-london-curb-incineration-says-london-assembly-12405>
- [13] About waste management in London | London Councils. *London Councils* [online]. [citováno: 13. března 2019]. Dostupné z: <https://www.londoncouncils.gov.uk/our-key-themes/environment/waste-and-recycling/about-waste-management-london>

- [14] *Lisbon City Council: Partners: Regions for Recycling* [online]. [citováno: 13. března 2019]. Dostupné z: [http://www.regions4recycling.eu/partners/Lisbon\\_City\\_Council](http://www.regions4recycling.eu/partners/Lisbon_City_Council)
- [15] *Sítio da Câmara Municipal de Lisboa: Waste Separation Rules* [online]. [citováno: 13. března 2019]. Dostupné z: <http://www.cm-lisboa.pt/en/living-in/urban-cleaning/waste-disposal/waste-separation-rules>
- [16] *guidaFAMIGLIE\_BUTTAbene\_OLGIATA-ing\_WEB.pdf* [online]. [citováno: 3. března 2019]. Dostupné z: [http://www.amaroma.it/public/files/pap/guidaFAMIGLIE\\_BUTTAbene\\_OLGIATA-ing\\_WEB.pdf](http://www.amaroma.it/public/files/pap/guidaFAMIGLIE_BUTTAbene_OLGIATA-ing_WEB.pdf)
- [17] BELL, B. Why Rome sends trains filled with rubbish to Austria. *BBC News* [online]. 2017 [citováno: 13. března 2019]. Dostupné z: <https://www.bbc.com/news/world-europe-39641761>
- [18] Treatment of biowaste | HSY. *Helsinki Region Environmental Services Authority – HSY* [online]. 24. May 2018 [citováno: 4. března 2019]. Dostupné z: <https://www.hsy.fi:443/en/experts/waste-management/ammassuo-waste-treatment-centre/Pages/Treatment-of-biowaste.aspx>
- [19] Waste management regulations | HSY. *HSY-Helsinki Region Environmental Services Authority* [online]. 11. August 2018 [citováno: 4. března 2019]. Dostupné z: <https://www.hsy.fi:443/en/residents/sorting/waste-management-regulations/Pages/default.aspx>
- [20] KOUVO, P., A. KAINULAINEN, and K. KOIVUNEN. Separate Collection System of Recyclables and Biowaste Treatment and Utilization in Metropolitan Area Finland. *International Journal of Environmental and Ecological Engineering*. no date, vol. 2017, No. 6, p. 6. ISSN ISBN:0000000091950263.
- [21] DE CLERCQ, G. Paris restaurants turn food scraps into biogas. *Reuters* [online]. 2014 [citováno: 4. března 2019]. Dostupné z: <https://www.reuters.com/article/us-biogas-france-restaurants-idUSBREA1B1A020140212>
- [22] *Tri-collecte-traitement-des-biodechets.pdf* [online]. [citováno: 13. března 2019]. Dostupné z: <https://www.sycotom-paris.fr/fileadmin/mediatheque/documentation/doc/Tri-collecte-traitement-des-biodechets.pdf>
- [23] CONTRIBUTOR. Paris Parks & Gardens: Composting in Paris. *France Revisited – Life in Paris, Travel in France* [online]. 7. November 2017 [citováno: 4. března 2019]. Dostupné z: <http://francerevisited.com/2017/11/paris-parks-gardens-composting/>
- [24] Paris rolls out separate food waste collection. *Resource Magazine* [online]. 5.2017 [citováno: 4. března 2019]. Dostupné z: <https://resource.co/article/paris-rolls-out-separate-food-waste-collection-11873>
- [25] *rapport\_sur\_le\_prix\_et\_la\_qualite\_du\_service\_public\_de\_gestion\_des\_dechets\_2017.pdf* [online]. [citováno: 4. března 2019]. Dostupné z: [http://filer.paris.fr/parisfr/rapport\\_sur\\_le\\_prix\\_et\\_la\\_qualite\\_du\\_service\\_public\\_de\\_gestion\\_des\\_dechets\\_2017.pdf](http://filer.paris.fr/parisfr/rapport_sur_le_prix_et_la_qualite_du_service_public_de_gestion_des_dechets_2017.pdf)
- [26] DAHLÉN, L., VUKICEVIC, S., MEIJER, J.E., et al. Comparison of different collection systems for sorted household waste in Sweden. *Waste Management* [online], 2007, vol. 27, No. 10, p. 1298–1305. ISSN 0956053X. Dostupné z: doi:10.1016/j.wasman.2006.06.016
- [27] The Swedish recycling revolution. *sweden.se* [online]. 15. November 2013 [citováno: 6. března 2019]. Dostupné z: <https://sweden.se/nature/the-swedish-recycling-revolution/>
- [28] *Wastecosmart – STOCKHOLM REGION CLUSTER, SE* [online]. [citováno: 6. března 2019]. Dostupné z: <http://www.wastecosmart.eu/en/cluster-regions/sweden>
- [29] *Sofia :: Partners :: Regions for Recycling* [online]. [citováno: 5. března 2019]. Dostupné z: <http://www.regions4recycling.eu/partners/Sofia>
- [30] Municipal waste management in Croatia – race against time. *Balkan Green Energy News* [online]. 7. February 2018 [citováno: 5. března 2019]. Dostupné z: <https://balkangreenenergynews.com/municipal-waste-management-croatia-race-time/>
- [31] Néa. *Athens biowaste* [online]. [citováno: 11. března 2019]. Dostupné z: <http://www.biowaste.gr/site/links/>
- [32] *WasteServ Malta – Organic* [online]. [citováno: 7. března 2019]. Dostupné z: <https://www.wasteservmalta.com/organic>
- [33] MARKOVIĆ, D., SCHNEIDER, D.R., and STEFANOVIĆ, G. Life cycle assessment of solid waste management: Case study of Zagreb, Croatia. In: *2nd Conference of Sustainable Development and Climate Changes / 2. konferencija Održivi razvoj i klimatske promene: Proceedings of the 2nd Conference of Sustainable Development and Climate Changes* [online]. Niš, Srbija: Faculty of Mechanical Engineering, University in Nis, 2010, p. 110–117 [citováno: 5. března 2019]. ISBN 978-86-6055-004-2. Dostupné z: <http://bib.irb.hr/prikazi-rad?rad=499600>
- [34] *www.urbanbiogas.eu – City of Zagreb* [online]. [citováno: 5. března 2019]. Dostupné z: <https://www.urbanbiogas.eu/city-of-zagreb>
- [35] *City of Warsaw | Introduction of bio-waste collection* [online]. 8. September 2018 [citováno: 4. března 2019]. Dostupné z: <http://www.acrpl.org/fr/actualites/actualites-de-nos-membres/1729-warsaw-introduction-of-bio-waste-collection>
- [36] New rules of waste management in Poland. *JustAsk Poland* [online]. 8. July 2017 [citováno: 4. března 2019]. Dostupné z: <https://www.justaskpoland.com/new-rules-of-waste-management-in-poland/>
- [37] *pl\_Report\_Waste-management-in-Poland.pdf* [online]. [citováno: 4. března 2019]. Dostupné z: [http://nlchamber.com.pl/wp-content/uploads/2014/01/pl\\_Report\\_Waste-management-in-Poland.pdf](http://nlchamber.com.pl/wp-content/uploads/2014/01/pl_Report_Waste-management-in-Poland.pdf)
- [38] Vilniaus Apskrities Atlieku Tvarkymo Centras. *VAATC* [online]. Dostupné z: <http://www.vaatc.lt/projektaikomunalniju-atlieku-tvarkymo-infrastrukturos-pletra/&prev=search>
- [39] Bratislava | Triedeny odpad. *Bratislava* [online]. [citováno: 4. března 2019]. Dostupné z: <https://bratislava.sk/sk/triedeny-odpad>

[40] Souhrnné informace o produkci a nakládání s odpady v hl.m. Praze (Portál životního prostředí hlavního města Prahy) [online]. [citováno: 14. března 2019]. Dostupné z: [http://portalzp.praha.eu/jnp/cz/odpady/souhrnne\\_informace/index.xhtml](http://portalzp.praha.eu/jnp/cz/odpady/souhrnne_informace/index.xhtml)

[41] Sezonní svoz bioodpadu – Pražské služby, a. s. [online]. [citováno: 5. April 2019]. Dostupné z: <https://www.psas.cz/index.cfm/sluzby-firmam/odpady/svoz-bioodpadu/uzavreni-smlouvy-online/navrh-sezenni-smlouvy/>

[42] TV PRAHA, T.P. Svoz bioodpadu využívají Pražané stále častěji | PRAHA | Zprávy | PRAHA TV. Praha TV [online]. 11 2018 [citováno: 15. března 2019]. Dostupné z: <http://prahatv.eu/zpravy/praha/praha/8872/svoz-bioodpadu-vyuzivaji-prazane-stale-casteji>

## Autoři

**Ing. Dagmar Vološinová**

✉ [dagmar.volosinova@vuv.cz](mailto:dagmar.volosinova@vuv.cz)

**Ing. Robert Kořínek, Ph.D.**

✉ [robert.korinek@vuv.cz](mailto:robert.korinek@vuv.cz)

**Ing. Elžbieta Čejka**

✉ [elzbieta.cejka@vuv.cz](mailto:elzbieta.cejka@vuv.cz)

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.

Příspěvek prošel lektorským řízením.

## WAYS OF BIOWASTE MANAGEMENT IN PRAGUE AND IN SELECTED MAJOR CITIES OF THE EUROPEAN UNION

**VOLOSINOVA, D.; KORINEK, R.; CEJKA, E.**

TGM Water Research Institute, p.r.i.

**Keywords:** biowaste – waste management – circular economy – composting – anaerobic digescion – European Union

Biowaste or waste subject to the anaerobic or aerobic decomposition has become a problematic component of the municipal waste due to the use of green spaces, especially in the large cities with a high population density. Biowaste can be seen as a source of the hazardous methane released by land-filling, but thanks to the principles of the circular economy we return to its essence – a source of nutrients and organic matter for agricultural land and urban greenery. The success of biowaste collection, treatment and return to the environment varies between the major capitals of the Member States of the European Union. The article describes how effectively Prague deals with the issue compared to other selected major capitals European Union.



# Autoři VTEI

## Ing. Luděk Bureš

ČZU v Praze

✉ [buresl@fzp.czu.cz](mailto:buresl@fzp.czu.cz)  
[www.fzp.czu.cz](http://www.fzp.czu.cz)



Ing. Luděk Bureš ukončil v roce 2013 magisterský obor Environmentální modelování na Fakultě životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze. V současné době je studentem doktorského studijního programu se zaměřením na hydrodynamické modelování. Podílel se na řešení projektů, např. Pokročilé zpracování dat leteckého laserového skenování za účelem schematizace vodních toků pro potřeby matematického modelování, Nové technologie batymetrie vodních toků a nádrží pro stanovení jejich zásobních kapacit a sledování množství a dynamiky sedimentů, Geografické informační systémy pro podporu řešení krizových situací a jejich propojení na automatické vyznamovací systémy.

## Ing. Šárka Blažková, DrSc.

VÚV TGM, v. v. i.

✉ [sarka.blazkova@vuv.cz](mailto:sarka.blazkova@vuv.cz)  
[www.vuv.cz](http://www.vuv.cz)



Ing. Šárka Blažková, DrSc., vystudovala Fakultu stavební ČVUT a zde také obhájila kandidátskou a doktorskou vědeckou hodnost. Absolvovala několik stáží v zahraničí. Od roku 1980 je zaměstnána ve VÚV TGM, v. v. i. Spolupracovala s několika zahraničními pracovišti, zejména dlouhodobě s univerzitou v Lancasteru. Řadu let vedla dílčí projekt ve FRIENDu Unesco pro extrémní povodně. Účastnila se několika projektů EU. Byla členkou řady rad a komisí zabývajících se hydrologií doma i v zahraničí. Publikovala řadu prací v domácích i zahraničních impaktovaných časopisech, z nichž některé jsou mnohokrát citovány. Specializovala se zejména na odvození hydrologických podkladů pro bezpečnost přehrad a na koordinaci interdisciplinárního projektu Labe.

## RNDr. Ladislav Havel, CSc.

VÚV TGM, v. v. i.

✉ [ladislav.havel@vuv.cz](mailto:ladislav.havel@vuv.cz)  
[www.vuv.cz](http://www.vuv.cz)



RNDr. Ladislav Havel, CSc., vystudoval Přírodovědeckou fakultu UK, obor Biologie, specializace Hydrobiologie. Po absolvování rigorózního a kandidátského studia pracoval v letech 1982–1990 jako vedoucí biologické laboratoře Hydroprojektu Praha. Zaměstnancem VÚV TGM, v. v. i., v Praze je od roku 1991; v současné době pracuje v oddělení hydrobiologie odboru analýz a hodnocení složek životního prostředí. Zabývá se kvalitou vody, provádí analýzy hydrobiologických složek povrchových, podzemních a odpadních vod. Je členem Technické normalizační komise (TNK 104 – Jakost vod; Česká agentura pro standardizaci) a věnuje se zpracování a posuzování norem a metod hydrobiologického rozboru vod. Jako řešitel nebo jako člen řešitelského týmu se v rámci VÚV TGM, v. v. i., podílí či podílel na řešení řady výzkumných projektů i externích zakázek.

## Ing. Dagmar Vološinová

VÚV TGM, v. v. i.

✉ [dagmar.voloshinova@vuv.cz](mailto:dagmar.voloshinova@vuv.cz)  
[www.vuv.cz](http://www.vuv.cz)



Ing. Dagmar Vološinová je zaměstnancem VÚV TGM, v. v. i., v Praze od roku 2002. Absolvovala Českou zemědělskou univerzitu v Praze, Fakultu agronomickou. V rámci svého působení v Centru pro hospodaření s odpady (CeHO) se zabývá problematikou odpadového a oběhového hospodářství. V současnosti se podílí na řešení projektu Odpady a předcházení jejich vzniku – praktické postupy a činnosti při realizaci závazků Krajského Plánu odpadového hospodářství hlavního města Prahy.



## Rozhovor s Ole Frijs-Madsenem, velvyslancem Dánského království v České republice

**Dánsko a Česko jsou z hlediska zeměpisných a vodních zdrojů zcela odlišné. Myslíte si, že existuje prostor pro spolupráci mezi našimi odborníky na vodu? Existuje nějaká oblast, kde by se Dáni mohli učit od nás?**

My, Dánové, jsme velmi hrdí na dánská udržitelná vodohospodářská řešení, která snižují spotřebu vody a jsou šetrná k životnímu prostředí. I když věříme, že máme nejlepší technologii, co se týče průměrné spotřeby vody v domácnostech, jsou Češi o něco lepší. Měli bychom se od českých domácností naučit, jak ještě více šetřit vodou. Průměrná domácí spotřeba v Česku je 86,2 litrů na osobu a den a v Dánsku 104 litrů na osobu a den. Dánské společnosti sídlící v České republice nám navíc často říkají, že obě naše země mají srovnatelné výsledky ve ztrátách vody ve vodovodní síti, ale trend poklesu ztrát vody v Česku je rychlejší. Totéž platí pro hydroinformatiku. Dánsko je o něco napřed, ale Česko je v zavádění hydroinformatiky dynamičtější.

**Většina dánské sladké vody pochází z podzemních zdrojů, které jsou v některých oblastech nadměrně využívány, zejména na Sjællandu. Jak řeší tento problém vláda?**

Ano, Sjælland jako region s nejvyšší hustotou obyvatelstva čelí problémům s podzemními vodami. Vláda věnovala velkou pozornost ochraně zdrojů podzemních vod v celém Dánsku. Už v roce 1988 byl schválen nový zákon, který stanovil povinnost, že je třeba získat a pravidelně obnovovat povolení pro odběr podzemních vod a jednou ročně nahlásit odběr vody státním orgánům. Vláda také prováděla kampaně na úsporu vody a zavedla daň z vody. Během posledních dvaceti let se tak snížil odběr podzemních vod o více než třetinu.

Navíc v roce 1997 vláda, respektive dánské okresy vymezily oblasti se zvláštními zájmy pitné vody. Ty tvoří 35 % země. Zbývající plochy byly označeny za cenné odběrové plochy a oblasti s omezeným zájmem o odběr vody. O rok



později začalo Dánsko provádět hydrogeologické mapování zdrojů podzemních vod, zejména v oblastech se zvláštními zájmy pitné vody. Vypadá to tak, že vrtulník skenuje podzemní vody do hloubky 300 metrů. Za toto mapování platí spotřebitelé příplatek 0,07 EUR za m<sup>3</sup>. Čtyřčlenná rodina tak zaplatí za mapování zhruba 12 € ročně.

**I přes výrazné zlepšení od roku 1988 zůstává kvalita vody v Dánsku problémem, zejména v důsledku znečištění z intenzivního zemědělství – hnojiv a pesticidů. Bylo pro zemědělce obtížné přizpůsobit zemědělskou praxi a pomohla jim vláda?**

Ano, snižováním používání pesticidů se dánská vláda také zabývá a má to přímý dopad na zemědělce. V roce 1994 schválila vláda desatero o pesticidech. V něm stojí, že pesticidy škodlivé pro zdraví a nebezpečné pro životní prostředí musí být odstraněny z trhu, aby je zemědělci nemohli koupit. Pak jsme zavedli daň z pesticidů. Funguje tak, že přípravky, které jsou více škodlivé pro zdraví a životní prostředí, podléhají vyšším daním, zatímco méně škodlivé přípravky podléhají relativně nižším daním. Vláda se rovněž rozhodla podpořit ekologické zemědělství a vést dialog se zemědělci. Mimochodem, Dánsko má nejvyšší podíl na trhu ekologických produktů na světě, přičemž v roce 2018 tvořily biopotraviny zhruba 12 % celkového maloobchodního trhu s potravinami. Jeden ze tří litrů mléka zakoupeného dánskými spotřebiteli je bio a biovejce představují čtvrtinu celkové produkce vajec. Zemědělci se tedy začali více zabývat ekologickým zemědělstvím.

Přizpůsobení se novým podmínkám vždy vyžaduje čas a výjimkou není ani případ omezení používání pesticidů v zemědělství. V roce 2012 u nás propukla rozsáhlá kauza týkající se pašování pesticidů, která zahrnovala desítky farmářů po celé zemi. Pašovali z Německa pesticidy, které byly v Dánsku zakázány.

**Významné místo v oběhové ekonomice mají zejména odpadní vody. Jak postupuje Dánsko v této oblasti? Dánové jsou také vnímáni jako otevření lidé. Jak by podle Vašeho názoru obyvatelstvo reagovalo na opatření opětovného použití vody (vody z toalety do kohoutku)?**

Nezaznamenal jsem v Dánsku debatu o opětovném použití vody z toalety do kohoutku. Myslím, že je to proto, že Dánové mají dostatek kvalitních přírodních podzemních vod. Většina vody dokonce není chlorována (s výjimkou Kodaně s dlouhými přenosovými sítěmi) a kvalita vody z vodovodu je často lepší než voda z láhve. Pokud Dány nestihne extrémní sucho, myslím, že budou stále pít podzemní vodu.

**Cena za metr krychlové vody v Dánsku je téměř 500 Kč, což je zhruba pětikrát vyšší než v Česku a řadí se mezi nejdražší na světě. Platí Dánové spravedlivou cenu?**

Doufám, že ano. Neslyšel jsem, že by si lidé stěžovali na ceny vody. Ano, platíme hodně, ale věříme, že platíme za kvalitní služby. Čištění vody je relativně složité. Kvalita a dostupnost podzemních vod není zadarmo. Jak jsem již zmínil, už jen hydrogeologické mapování stojí čtyřčlennou rodinu ročně 12 eur. Mimochodem, skutečnost, že je voda drahá, také motivuje naši společnost nabízet lepší technologická řešení šetřící vodu. Drahá voda nás může připravit na časy, kdy čelíme suchu.

**My Češi jsme hrdí na kvalitu své vody z vodovodu. Pijete vodu z vodovodu nebo ji servírujete hostům na velvyslanectví v Praze? Jsme také pyšní na naše pivo. Je české pivo k dispozici také na vašich recepcích nebo zůstáváte věrní svým národním pivovarům?**

Stejně jako v Dánsku pijeme vodu z vodovodu, pijeme ji také na velvyslanectví. Naším hostům podáváme vodu z vodovodu. No, a když pořádně rauty a recepce, nabízíme různé nápoje z různých zemí. Doufám, že Vás nezklamou, když řeknu, že je víno častější volbou. Když jsme ale pořádně konferenci o technologiích ve vodním hospodářství v Plzni, mohli si účastníci dopřát i české tančkové pivo. Jsme rádi, že můžeme našim hostům nabídnout české či dánské pivo, zkrátka cokoli, co mají rádi.

Ing. Radek Oborný

# Biouhel – nová perspektiva v technologii dočišťování odpadních vod, nebo slepá ulička?

## SOUHRN

Biouhel (biochar) má mnohostranné využití v oboru technologie vody, a to nejen jako součást technologického řešení čištění a úpravy vod, ale i jako materiál vyráběný z odpadních produktů této technologie. V článku se zamýšlíme nad perspektivou této aplikace a nad možností a potřebou jejího výzkumu.

## ÚVOD

V článku se pokoušíme shrnout poznatky o „biouhlu“ (biochar) z hlediska jeho využití v technologii čištění odpadních vod. Protože jde ve velké většině o nadšené informace výrobců tohoto materiálu, nebo o dílčí výzkum formou diplomových a doktorandských prací, u kterých je také důležitý pozitivní výsledek, je třeba být trochu skeptický.

Dosud získané poznatky jsou nicméně velmi pozitivní. Protože článek není výsledkem vlastního výzkumu, není jeho součástí metodika ale pouze souhrn informací s kritickým rozбором, co je třeba ověřit a kde jsou případná slabá místa použití tohoto materiálu.

## METODIKA

Jak je uvedeno v úvodu, metodický postup byl pouze ve zpracování rešerše z publikovaných informací o biouhlu, jejíž přehled je uveden v literatuře článku.

## VÝSLEDKY A DISKUSE

Biochar (česky tedy biouhel) je zuhelněná biomasa, která vznikla termickou přeměnou (nízkoteplotní pyrolyza, karbonizace), nikoli spalováním z organických hmot. V podstatě jde o obdobu dřevního nebo aktivního uhlí, ale vyrobeného ze zbytkové a odpadní biomasy. Základní složkou je chemicky stabilní uhlík, který nepodléhá dalšímu rozkladu ani oxidaci. Tento materiál má použití ovšem všestrannější než obyčejné aktivní uhlí. Důležité, z hlediska technologie vody a obecně ochrany životního prostředí, je především to, že zdrojem jeho výroby může a musí být odpadní biomasa, jejíž využití se tím stává mnohem lépe dostupné a potřebné.

V našem případě jde o to najít a ověřit možnosti využití biocharu v oblasti technologie vody a odpadů, a to nejen jako zdroje (technologie přeměny bioodpadů na biochar), ale i jako součást technologie úpravy vody, čištění a stabilizace odpadních vod a kalů a likvidace odpadů.

Z předností možností využití biouhlu se nabízí v prvé řadě jeho vlastnost základní – dobrá koexistence s přírodním prostředím. Ukládáním tohoto materiálu do půdy se zásadně zlepšuje její kvalita [1–3]. Uhlík v něm obsažený váže živiny a další důležité látky (dusík, fosfor, draslík), které se následkem toho z půdy nevyplavují. Má velkou retenční schopnost, takže zadržuje v půdě i vodu. Ukládání biocharu do půdy má ale i další globální přínos: dochází k odebírání CO<sub>2</sub> z atmosféry. Samozřejmě tato tvrzení nejsou tak úplně pravdivá, existují ale zdroje, které je potvrzují [4–11]. V minulosti se samozřejmě využívalo zuhelněné biomasy popela k hnojení půdy. Klasické je „žďáření“ lesa používané

i nyní v tropických lesích Jižní Ameriky, Afriky a Asie, což ovšem není zrovna doporučovaný způsob polního hospodářství. V minulosti jako zahájení kultivace polí bylo „žďáření“ i v českých zemích běžným postupem.

## Možné použití biouhlu v technologii vody

Pokud jde o využití v oblasti čištění odpadních vod, je důležitá možnost výroby biouhlu z kalů vzniklých při této činnosti. Pokud by bylo možné používat je po této úpravě s výhodou v zemědělství, odpady by stávající problémy s likvidací kalu a navíc by se stala jeho produkce na ČOV opět přitažlivá pro sektor zemědělství, jak tomu bylo v minulosti před zprůsňením předpisů o ochraně zemědělské půdy. S tím souvisí i možnost (při bezprostředním zpracování přebytečného kalu z ČOV na biochar) využití naakumulovaného fosforu v kalu (v případě použití technologie biologické eliminace fosforu na ČOV) v zemědělství, což nyní není možné bez chemického srážení fosforu (a tedy tvorby pro rostliny hůře dostupných sloučenin fosforu) [1–3, 11].

Další možností využití biocharu je dekontaminace při sanaci tzv. starých zátěží. Půdní přídatek pro sanaci půd (s využitím především na bývalých dolech, skládkách a v bývalých vojenských prostorech) je samozřejmě vhodný. Opět jde o lepší (a přírodě bližší) možnost likvidace kalů z ČOV, než je spalování a skládkování či kompostování popela.

Ve velkém je možné využít biouhel (opět i vyrobený z čistírenských kalů) [11, 12] k budování ochranných bariér, zabraňujících vyplavování pesticidů do povrchových vod, kdy okraje polí (kontaminovaných použitím pesticidů) a nebo vodních toků a nádrží v jejich sousedství mohou být vybaveny 30–50 cm hlubokou bariérou, vytvořenou z biouhlu pro odfiltrování pesticidů.

Voda v přírodních nádržích může být díky tomu, že biouhel dobře adsorbuje pesticidy a hnojiva a také zlepšuje oxyličování vody, ošetřena dávkováním biouhlu (opět z kalů v ČOV) s výsledkem sorpce znečišťujících látek nevratně do sedimentů na dně rybníků a nádrží. To se samozřejmě týká i přírodních nádrží určených ke koupání.

Přímo na ČOV je možné biouhel používat jednak jako substrát a katalyzátor procesu výroby bioplynu přidáváním jako příměs biomasy ve fermentaci (vyhňování), samozřejmě nejen na ČOV, ale i na bioplynových stanicích. Podle výsledků specializovaných výzkumů [12, 13] to zvyšuje účinnost procesu výroby bioplynu a také stabilitu vzniklých kalů.

Podle výsledků se přidáváním biouhlu do fermentované heterogenní biomasy zvyšují výnosy metanu, přičemž se zároveň snižuje množství CO<sub>2</sub> a amoniaku v získaném bioplynu. Mimo to přidávkou biocharu do fugátu při procesu výroby bioplynu dochází k lepší fixaci nutrientů na vzniklý kal, a tím se snižuje tvorba emisí.

Využití biouhlu ve vlastní technologické lince čištění a hlavně dočišťování odpadních vod je nasnadě. Poměrně dobře ověřený postup využití přídatných filtrů s náplní z aktivního uhlí je možné a vzhledem k výhodám dostupnosti materiálu i vhodné aplikovat s koncovkou, kdy náplní filtrů bude biochar. Efekt tohoto postupu dočišťování odpadních vod se dá považovat za ověřený a jde i o stabilní a funkční technologii. Z výsledků pokusů [14, 15] srovnávacích filtrací na biouhelných filtrech s filtrací přes aktivní uhlí vyplynulo, že efekt je srovnatelný, zatímco na filtrech s biouhlem se lépe eliminoval fosfor, na aktivním uhlí dusík, nicméně efekt byl i u druhého nutrientu vysoký.



Využití biouhlu je také možné v náplni tzv. kompostovacích toalet. Tedy řešení přechodného znečištění vody na stavbách, akcích armády, turistických, kulturních a sportovních pořádaných v přírodě a také do autobusů a karavanů.

Vedle čištění odpadních vod se nabízí i použití těchto filtrů jako součásti úpravy vod povrchových a nebo mikropolutanty a jiným (běžnými technologickými postupy úpravy vod) těžko odstranitelným znečištěním na vodu užitkovou nebo pitnou.

Ve velké míře by se mohl tento postup uplatnit především v rozvojových zemích, u nás a v jiných zemích s rozvinutou technologií by tento technologický postup našel uplatnění především u malých lokálních zdrojů a nebo v případě sanací u vod z kontaminovaných studní.

## Možné nevýhody použití biouhlu

Je třeba ovšem zdůraznit, že všechny možnosti použití biouhlu v technologii čištění odpadních vod a samozřejmě i zpracování kalů z ČOV na biochar a jeho použití v zemědělství či při sanacích je podmíněno. Existují dvě možné překážky masového využití biouhlu.

V první řadě jde o legislativní předpisy upravující podmínky aplikace kalů z ČOV na zemědělskou půdu (což se samozřejmě může, při určitém způsobu výkladu, týkat i sanačních prací, nebo i budování bariér k ochraně vody a půdy). Nová vyhláška o podmínkách využití upravených kalů na zemědělské půdě stanovuje jednoznačné předpisy pro provozovatele zařízení na úpravu kalu [16, 17]. Jsou v ní určeny přísnější limitní hodnoty pro ukazatele znečištění v kalech, pokud jde o indikátory mikrobiologického znečištění ovšem při úpravě pomocí řízeného spalování snadno dosažitelné. Nicméně hlavně je v ní zavedena jednoznačná povinnost zpracovatele porovnat kontaminaci upravovaného materiálu před a po úpravě formou rozboru kontrolních vzorků. To může vést ke zdražení i nyní poměrně finančně náročného postupu řízení tepelné úpravy.

Dalším faktorem je, oproti ostatním postupům úpravy kalů, právě finanční náročnost řízeného spalování na biouhel. Pokud má být zachováno složení výsledné hmoty, což je nezbytné pro aplikace typu sanací a výroby náplně do filtrů, je třeba kontrolovat stav kalu používaného k výrobě biouhlu a v případě kontaminace jej zředit jinými šaržemi tohoto materiálu, nebo kontaminovaný materiál z procesu vyřadit. To nutně zdražuje výrobu biouhlu z kalů z ČOV proti jeho výrobě z jiných biologických materiálů s víceméně konstantním složením.

Obě tyto znevýhodňující podmínky vedou k tomu, že vlastní výzkum použití biouhlu (především jeho výroby z čistírenských kalů) musí být prováděn v silné návaznosti na ekonomická kritéria jeho výroby. Přesněji cílem nemůže být jen nalézt optimální postup výroby biouhlu vedoucí k nejlépe, v daných technologických podmínkách, použitelnému materiálu – tedy k nejvyššímu efektu v technologii či optimálnímu využití při sanacích či aplikaci do půdy, ale také hledání optimalizace nákladů při zpracování tedy i nejlevnějšího možného postupu při výrobě biouhlu s požadovanými vlastnostmi.

To ovšem nebude tak jednoduché. Hlavní překážkou je požadavek stabilní likvidace, či v tomto případě znovu využití kalů, kde může vysoká cena výroby stát v cestě odbytu materiálu, tedy nikoli aplikaci biouhlu jako takového, kde nesporné výhody převažují, ale aplikaci biouhlu vyrobeného z kalů vzniklých na ČOV, kde je nutné před aplikací kontrolovat jeho obsah znečištění (především těžké kovy) více než u jiných odpadních materiálů (například u dřevěných štěpků).

Dá se tedy říci, že výzkum optimalizace vlastností biouhlu vzniklého řízeným spalováním čistírenských kalů je potřebný, ale využití tohoto typu biouhlu ve větším měřítku nelze zatím očekávat. Samozřejmě využití menších šarží biouhlu při filtraci na menších ČOV a u kompostovacích WC nebo při sanaci menších nádrží je možné už nyní a hledání optimální aplikace pro praktické užití je zde na místě bez jakýchkoli omezení. Pokud se podaří optimalizovat cenu výroby, pak bude možné i masové použití biouhlu v zemědělství a při ochraně vody a půdy před kontaminací.

## ZÁVĚR

Biouhel má v oblasti technologie vody široké možnosti použití. Lze jej používat k sanaci povrchových vod, dočišťování odpadních vod, zlepšování vlastností vyráběného plynu i při úpravě povrchových vod.

Z hlediska technologie jeho nejlepší varianta užívání tedy výroba biouhlu z čistírenských kalů k dalšímu použití na ČOV a obecně v oblasti technologie vody má ovšem meze dané požadavky na kvalitu materiálu k výrobě biouhlu a bude nutné se pokusit najít cestu k optimalizaci nákladů. Nejde jen o nevyrovnanou kvalitu šarží kalů z hlediska koncentrace znečištění, ale i o náklady, které jsou oproti běžnému spalování u řízeného spalování poněkud vyšší.

Ověřování vlastností biouhlu vyrobeného z čistírenských kalů a optimalizace ceny jeho výroby, a to nejen úsporou energie – hledáním co nejnižší teploty spalování pro dosažení optimálních vlastností, ale i optimalizací produktu (kalů z ČOV) s cílem snížit vhodným výběrem či mixováním šarží kalu jeho kontaminaci znečišťujícími látkami, by tedy mělo pokračovat. Přestože výsledky zahraničních měření jsou zdánlivě uzavřené, je třeba ověřit kvalitu biouhlu vyráběného z domácích kalů a především meze jeho užití včetně ekonomického aspektu.

Rozhodující pro využívání biocharu bude možnost jeho výroby z čistírenských kalů, a proto je třeba zaměřit pozornost na tuto část problematiky. Dá se říci, že nejde o ověření vlastností biouhlu, ale o nalezení optimálního postupu jeho výroby z dostupného materiálu – kalů z ČOV, a tím i elegantní způsob jejich masového využití.

## Poděkování

Článek byl z podpory Ministerstva životního prostředí na výzkum určený pro Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.

## Literatura

- [1] BŘENDOVÁ, K., TLUSTOŠ, P., and SZÁKOVÁ, J. Biochar immobilizes cadmium and zinc and improves phytoextraction potential of willow plants on extremely contaminated soil. *Plant, Soil and Environment*, 2015, 61(7), p. 303–308. Doi:10.17221/181/2015-PSE.
- [2] BŘENDOVÁ, K., TLUSTOŠ, P., and SZÁKOVÁ, J. Can biochar from contaminated biomass be applied into soil for remediation purposes? *Water, Air, and Soil Pollution*, 2005, vol. 226, No. 6. Doi:10.1007/s11270-015-2456-9.
- [3] BŘENDOVÁ, K., TLUSTOŠ, P., SZÁKOVÁ, J., a BOHUNĚK, M. Využití biouhlí (biocharu) k úpravě půdních vlastností. *Biom.cz* [online], 2015. Dostupné z: <http://biom.cz/cz-biodopady-a-kompostovani/odborne-clanky/vyuziti-biouhli-biocharu-k-uprave-pudnich-vlastnosti>. ISSN 1801-2655.
- [4] SCHMIDT, H.-P. 55 *Anwendungen von Pflanzenkohle* von Hans-Peter Schmidt. Dostupné z: <http://www.ithaka-journal.net/55-anwendungen-von-pflanzenkohle>
- [5] CERNANŠKY, R. State of the art soil: A charcoal-rich product called biochar could boost agricultural yields and control pollution. *Nature*, 2015, 517, p. 258–260.
- [6] CUMMING, G.S., BUERKERT, A., HOFFMANN, E.M., SCHLECHT, E., VON CRAMON-TAUBADEL, S., and TSCHARNTKE, T. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature*, 2014, 515, p. 50–57.
- [7] HINA, K., HEDLEY, M., CAMPS-ARBESTAIN, M., and HANLY, J. Comparison of Pine Bark, Biochar and Zeolite as Sorbents for NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N Removal from Water. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 2015, 43, p. 86–91.
- [8] KAHILUOTO, H., SMITH, P., MORAN, D., and OLESEN, J.E. Enabling food security by verifying agricultural carbon. *Nature Climate Change*, 2014, 4, p. 309–311.
- [9] SCHOLZ, S.M. et al. *Biochar Systems for Smallholders in Developing Countries*. (World Bank, 2014).
- [10] KOS, M. Termochemické zpracování čistírenských kalů. *SOVAK*, 2015, 2, s. 20–23.
- [11] KOS, M. Čistírenský kal obnovitelný zdroj pro výrobu paliva a hnojiva. *SOVAK*, 2016, 1, s. 16–20.
- [12] KOS, M. O solární sušení kalů – klasická technologie v moderním provedení. *SOVAK*, 2018, 10, s. 8–11.
- [13] UCHIMIYA, M., LIMA, I.M., KLASSON, K.T., CHANG, S.C., WARTELLE, L.H., and RODGERS, J.E. Immobilization of heavy metal ions (Cu-II, Cd-II, Ni-II and Pb-II) by biochar-derived biochars in water and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2010, 58, p. 38–44. ISSN 0021-8561.

[14] FANG, C., ZHANG, T., LI, P., JIANG, R.F., and WANG, Y.C. Application of magnesium modified corn biochar for phosphorus removal and recovery from swine wastewater. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2014, vol. 11, No. 9. ISSN 9217-9237, Doi:10.3390/ijerph110909217.

[15] BERGER, CH. Biochar and activated carbon filters for greywater treatment – comparison of organic matter and nutrients removal. Examensarbete. *Uppsala 2012*, 2012, 14. ISSN 1654-9392.

[16] Vyhláška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady a změně vyhlášky č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady).

[17] MATĚJŮ, L. a ŠTĚPÁNKOVÁ, M. Nová vyhláška o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, staré a nové limity. *SOVAK*, 2016, 3, s. 60–64.

## Autor

**Ing. Václav Šťastný**

✉ [vaclav.stastny@vuv.cz](mailto:vaclav.stastny@vuv.cz)

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.



# Diskusní fórum Hospodaření s vodou v krajině

Dne 28. března 2019 uspořádaly na Novotného lávce v Praze společně Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost a Česká limnologická společnost diskusní fórum, jehož tématem bylo „Hospodaření s vodou v krajině“. Hlavním cílem této akce, které se zúčastnilo 44 odborníků z obou společností, bylo vzájemně diskutovat o problematice vodního režimu krajiny, hospodaření se zdroji vody v povodí a hledání vhodných opatření k omezení následků hydrologických extrémů.

V dopoledním bloku programu byly prezentovány úvodní vystoupení vyzvaných odborníků na téma hydrologické bilance povodí, vlivu stavu půdy na odtokový režim, opatření k zadržení vody v krajině, hospodaření se zdroji vody v povodí a snižování rizika povodní. V odpoledním diskusním bloku pak zaznělo 11 doplňujících mikroprezentací a probíhala rozsáhlá, nicméně velmi korektní diskuse k probíraným okruhům. Vstupem do této diskuse bylo společně prohlášení výborů obou společností, které vyjadřuje náš společný zájem na řešení otázek spojených s hospodařením s vodou v krajině a hledáním cest ke zmírňování negativních dopadů sucha a povodní.

doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.  
místopředseda ČLS, z. s.

Dr. Ing. Antonín Tůma  
místopředseda ČVTVHS, z. s.

## SPOLEČNÉ PROHLÁŠENÍ ČESKÉ LIMNOLOGICKÉ SPOLEČNOSTI A ČESKÉ VĚDECKOTECHNICKÉ VODOHOSPODÁŘSKÉ SPOLEČNOSTI K HOSPODAŘENÍ S VODOU V ČESKÉ REPUBLICE

Dopady dlouhodobého sucha na krajinu a vodní zdroje se stále prohlubují. Sucho meteorologické v podobě nedostatku a nerovnoměrného rozdělení srážek doprovází sucho zemědělské a následně i sucho hydrologické. Vodu postrádáme v krajině, ve vodních tocích, mokřadech, lužních lesích, vodních nádržích a hlavně v podzemí, kde je monitorován stálý pokles hladin podzemních vod. Vodní zdroje jsou omezené, zásoby podzemních vod nejsou schopny pokrýt potřebu pitné vody pro obyvatelstvo, a proto je v České republice napojeno 5,5 mil. obyvatel na povrchové vodní zdroje – na vodárenské nádrže.

Vodohospodáři a limnologové hledají společnou cestu, jak naší krajině pomoci udržet na našem území ničím nenahraditelnou vodu pro přírodu a člověka a zmírnit dopady sucha a povodní. Obě zájmové skupiny sice naplňují odlišné povinnosti, mají jiná práva, cíle i zodpovědnost, ale společný mají zájem o udržení tří klíčových společenských priorit. Je to jednak kvalitní životní prostředí s funkční a zdravou krajinou poskytující produkční, regulační a kulturní ekosystémové služby, pro což je voda nutným předpokladem, jednak zajištění zásobování obyvatelstva a klíčových sektorů hospodářství kvalitní vodou jako základní služba v moderní společnosti a konečně, na stejné úrovni, i ochrana zdraví a majetku před negativními účinky hydrologických extrémů (povodní a sucha).

Jsme si vědomi, že hospodaření s vodou v naší zemi je závislé na srážkách, jako jediném zdroji vody. Jejich množství je však omezené a může se v čase a prostoru významně měnit. Navíc v průměru 70 % vody spadlé na zem ve srážkách se vrací ve formě výparu a transpirace rostlin. V suchých a horkých

letech to v některých povodích je až 90 %. Musíme být tedy schopni tyto omezené a zranitelné zdroje efektivně využívat pro zvyšování kvality života v České republice a zvyšování naší odolnosti vůči vznikající nejistotě. To se neobejde bez změny přístupu!

Proto vodohospodáři a limnologové vnímají krajinu jako celek, kde zemědělská půda, lesy, rybníky, nádrže, mokřady, vodní toky a jejich nivy, ale i zástavba a podzemní vody zasahují do vodního koloběhu a tento koloběh ovlivňují. Společným cílem není jen řešení důsledků – dopadů sucha, ale i podpora koloběhu vody od první kapky, která spadne na zem, až po využití odtékající vody systémem vodních toků.

Koloběh vody je člověkem negativně ovlivněn, což spolu se zvyšujícími se teplotami, extrémním nárůstem počtu tropických dnů i nocí vede k vysokým ztrátám vody z celého území. Nápravu je třeba hledat na počátku tohoto koloběhu, v půdě, kde začíná cesta vody po každém dešti. Necitlivým způsobem změněná krajina a špatnou zemědělskou praxí utužená zemědělská půda nejsou schopny vodní vláhu udržet, umožnit infiltraci povrchové vody do podzemí, bránit povrchovému odtoku a následné erozní činnosti. Ta umocňuje vyplavování živin, odplavování organické hmoty a ze zemědělské úrodné půdy se stává horninové prostředí s nepropustným izolátorem utužené zeminy v hloubce pod úrovní orby. Důsledkem je zhoršené doplňování zásob podzemních vod, negativně ovlivněný malý vodní cyklus a mikroklima v krajině, zvyšující se teploty ve volné krajině a snížení kvality povrchových vod v síti vodních toků a nádržích.

Společným zájmem vodohospodářů a limnologů je pozitivní ovlivnění koloběhu vody včetně její ochrany ve všech částech vodního cyklu, ale rovněž ochrany před negativními účinky vodního živlu. Toho je třeba dosáhnout opatřeními přírodě blízkými i technickými, která se budou vzájemně doplňovat.

Společně vyzýváme českou společnost k novému pohledu a podpoře při zadržování vody v krajině a při ochraně před jejími extrémními, kde prioritou musí být:

- změna hospodaření na zemědělské půdě,
- zadržování vody v krajině a zpomalení jejího odtoku,
- infiltrace povrchových vod do vod podzemních,
- zvýšení akumulace povrchových vod ve vodních nádržích,
- účelné a efektivní hospodaření se zdroji povrchových a podzemních vod v hydrologicky ucelených povodích.

Výše uvedený systém bude zohledňovat základní cíle rozdělené na samostatná opatření:

- k překlenutí krátkodobého sucha (revitalizace, systém drobných nádrží, mokřadů a přírodě blízkých opatření),
- k překlenutí dlouhodobého sucha (infiltrace povrchových vod do vod podzemních, akumulace povrchových vod v zásobních prostorách vodních nádrží apod.),
- ke snížení rizika povodní (omezení povrchového odtoku a erozních jevů v krajině, retence v nádržích, ochrana sídel).

Tato opatření společně tvoří synergický efekt, vzájemně si nekonkurují a společně zmírňují dopady změny klimatu na naše území. Systém je nezbytné doplnit o doprovodná opatření ke zmírnění dopadů zejména na biotu výstavbou přednádrží, litorálních pásem, zahrnující zmírňující opatření u významných vodohospodářských staveb a doprovodná kompenzační opatření v navazujících vodních útvarech.

V Praze 28. března 2019

# Putovní výstava ke 100. výročí založení VÚV TGM

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., si Vás jménem svého ředitele, Ing. Tomáše Urbana a autora výstavy RNDr. Tomáše Hrdinky, Ph.D., dovoluje co nejrdečněji pozvat na putovní výstavu při příležitosti 100. výročí založení naší instituce. Putovní výstava je prostřednictvím 12 veřejných vysokých škol zacílena především na studenty, kteří s vodou v různých podobách přicházejí při svých studiích denně do styku, ať už na poli hydrauliky, technologie vody, fyzické geografie, vodního hospodářství, chemie, hydrobiologie, nebo životního prostředí. Výstava sestávající ze 14 velkoformátových fotografických panelů tak umožňuje nejen studentům nahlédnout do historie i současnosti VÚV TGM, v. v. i., a pestrých oborů jeho činností a zaměření v oblasti studia, pochopení a kultivace vodní složky krajiny. Níže je uveden itinerář zastavení výstavy po vysokých školách, v první polovině září se výstava zastaví i v Poslanecké sněmovně Parlamentu České republiky pod záštitou ministra životního prostředí Mgr. Richarda Brabce.

Autor výstavy by na tomto místě velmi rád poděkoval všem kolegům a spolupracovníkům, kteří pro účely výstavy poskytli odborný a fotografický materiál z řešených i živých projektů a umožnili tak detailní vhled do problematiky, které se věnují. Pro více detailů o činnosti VÚV TGM, v. v. i., bude součástí výstavy i představení naší instituce formou zbrusu nové doprovodné publikace. Věříme, že se Vám výstava bude líbit.

## Autor

**RNDr. Tomáš Hrdinka, Ph.D.**

✉ [tomas.hrdinka@vuv.cz](mailto:tomas.hrdinka@vuv.cz)

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.





## PŘEHLED ZASTÁVEK VÝSTAVY:

**1. 4.–12. 4. 2019**

Praha, Univerzita Karlova, Geografická sekce Přírodovědecké fakulty

**15. 4.–26. 4. 2019**

Ostrava, Ostravská univerzita, Přírodovědecká fakulta

**29. 4.–10. 5. 2019**

Praha, České vysoké učení technické, Fakulta stavební

**13. 5.–24. 5. 2019**

Praha, Vysoká škola chemicko-technologická, Fakulta technologie ochrany prostředí

**27. 5.–7. 6. 2019**

Praha, Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí

**2. 9.–13. 9. 2019**

Praha, Poslanecká sněmovna Parlamentu České republiky, atrium v přízemí

**30. 9.–11. 10. 2019**

Brno, Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta

**14. 10.–25. 10. 2019**

Brno, Mendelova univerzita, Lesnická a dřevařská fakulta

**29. 10.–8. 11. 2019**

Olomouc, Univerzita Palackého, Přírodovědecká fakulta

**11. 11.–22. 11. 2019**

Ústí nad Labem, Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, Fakulta životního prostředí

**25. 11.–6. 12. 2019**

Plzeň, Západočeská univerzita, Fakulta pedagogická

**9. 12.–20. 12. 2019**

České Budějovice, Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta a Fakulta rybářství a ochrany vod

**3. 2.–28. 2. 2020**

Brno, Vysoké učení technické, Fakulta stavební



Vernisáž putovní výstavy ke 100 letům VÚV TGM před Geografickou knihovnou Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze

# Workshop „Vodní stopa“

Dne 22. května 2019 Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., v pražském areálu pořádal workshop tuzemských a zahraničních expertů zabývajících se problematikou posuzování vodní stopy (WF). Jedním z cílů setkání bylo představení zkušeností zúčastněných výzkumných institucí s hodnocením vodní stopy ať z hlediska bilančního, či dopadového a jejich srovnání se současným a očekávaným vývojem výzkumu jak v České republice, tak ve světě. Dále byly formou prezentací uvedeny plány směřování výzkumu WF na jednotlivých pracovištích, publicita WF a možnosti vzájemné spolupráce.

Zpráva s konkrétními informacemi o stavu posuzování vodní stopy bude zveřejněna v příštím vydání časopisu VTEI.

## Autor

**Ing. Dagmar Vološinová**  
✉ [dagmar.volosinova@vuv.cz](mailto:dagmar.volosinova@vuv.cz)

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.



# VTEI/2019/3

*Od roku 1959*

**VODOHOSPODÁŘSKÉ  
TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE  
WATER MANAGEMENT  
TECHNICAL AND ECONOMICAL INFORMATION**

Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti vodního hospodářství. Je uveden v Seznamu recenzovaných neimpaktovaných periodik vydávaných v ČR.

## Ročník 61



VTEI.cz

**Vydává:** Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce, Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6

### Redakční rada:

Ing. Petr Bouška, Ph.D., RNDr. Jan Daňhelka, Ph.D., doc. Dr. Ing. Pavel Fošumpaur, Mgr. Róbert Chrištof, Mgr. Vít Kodeš, Ph.D., Ing. Jiří Kučera, Ing. Milan Moravec, Ph.D., Ing. Jana Poórová, Ph.D., Mgr. Mark Rieder, RNDr. Přemysl Soldán, Ph.D., Dr. Ing. Antonín Tůma, Mgr. Lukáš Záruba

### Vědecká rada:

Ing. Petr Bouška, Ph.D., doc. Ing. Martin Hanel, Ph.D., prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc., prof. Ing. Radka Kodešová, CSc., RNDr. Petr Kubala, Ing. Tomáš Mičanič, Ph.D., Ing. Michael Trnka, CSc., Mgr. Zdeněk Venera, Ph.D., Dr. rer. nat. Slavomír Vosíka

### Šéfredaktor:

Bc. Lenka Michálková  
T: +420 220 197 465  
E: lenka.michalkova@vuv.cz

### Kontakt na redakci:

E: info@vtei.cz

### Autoři fotografií tohoto čísla:

Archiv VÚV

### Grafická úprava, sazba, tisk:

ABALON s. r. o., www.abalon.cz

Náklad 1500 ks

Příští číslo časopisu vyjde v srpnu.

Pokyny autorům časopisu jsou uvedeny na [www.vtei.cz](http://www.vtei.cz).

**ISSN 0322-8916**

**ISSN 1805-6555 (on-line)**

**MK ČR E 6365**



## SPONGILLA LACUSTRIS

Pod hladinou našich stojatých vod můžeme na různých potopených větvích a předmětech narazit na útvary vzdáleně připomínající mořské korály. Jedná se houbu rybníční (Spongilla lacustris). Houby mají nejčastěji žlutavé až hnědošedé zbarvení, při dostatku slunečního světla se zbarví do zelených tónů symbiotické řasy. Houby se živí prvky a planktonem, rozmnožují se nepohlavně za pomoci gemulí. U nás je možná záměna s houbou říční, která ovšem nevytváří tak členité povlaky a vyskytuje se převážně v dolních tocích řek. *Text a fotografii dodal Rostislav Štefánek, [www.zezivotaryb.cz](http://www.zezivotaryb.cz).*

VÝZKUMNÝ ÚSTAV  
VODOHOSPODÁŘSKÝ  
T.G. MASARYKA

veřejná výzkumná instituce

VTEI.cz