

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

STANOVENÍ MINIMÁLNÍCH ZÚSTATKOVÝCH PRŮTOKŮ

Pavel Balvín, Magdalena Mrkvičková

Klíčová slova

minimální zůstatkový průtok – hydrologická metoda – metodika stanovení MZP

Souhrn

V souvislosti s novelizací vodního zákona (konkrétně paragrafu 36) bylo rozhodnuto, že stanovení minimálních zůstatkových průtoků (MZP) bude schváleno formou nařízení vlády ČR. Vzhledem k tomu, že tato problematika je v gesci MŽP, byl VÚV TGM, v.v.i., v rámci výzkumného záměru pověřen vypracováním nové metodiky zabývající se stanovením MZP.

Nová metodika by měla zvoleným výpočetním postupem analyzovat hydrologické poměry posuzovaného povodí z dlouhodobého pohledu a zohlednit sezonní a regionální aspekty hydrologických poměrů. Metodika se bude dále zabývat analýzou nejistot hydrologických dat, stanovováním výjimek pro vybrané typy odběrů vody a bude testována na několika pilotních povodích v ČR, především však na povodí Vltavy, kde jsou k dispozici potřebná data o odběrech.

Legislativa a metody stanovení minimálních zůstatkových průtoků v ČR

Zásady stanovení MZP ve vodních tocích podle metodického pokynu č. ZP16/98

Účelem Zásad stanovení hodnot MZP ve vodních tocích je přispět k zachování základních vodohospodářských a ekologických funkcí vodních toků v úsecích pod vodohospodářskými díly apod. odběry vody.

Pro účely těchto zásad bylo definováno:

- Průtok Q_{364d} , Q_{355d} , Q_{330d} je průtok v daném profilu vodního toku, který byl dosažen nebo překročen průměrně 364, 355 nebo 330 dní v roce, vypočtený z řady průměrných denních neovlivněných průtoků z let 1931–1980. Nejsou-li tyto neovlivněné průtoky k dispozici, použije se řada průměrných denních průtoků z let 1931–1960.
- Zůstatkový průtok je průtok, který zůstane ve vodním toku v daném profilu nebo úseku po jednom nebo více odběrech vod nebo jejich jiném užívání.
- Minimální zůstatkový průtok je minimální průtok, který je nutno ponechat ve vodním toku v daném profilu nebo úseku pro udržení jeho základních vodohospodářských a ekologických funkcí.

Směrné hodnoty MZP se v ZP16/98 stanoví podle tabulky 1.

Tabulka 1. Stanovení MZP podle metodického pokynu ZP16/98

Průtok Q_{355d}	Minimální zůstatkový průtok
menší než $0,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	Q_{330d}
$0,05 - 0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	$(Q_{330d} + Q_{355d}) \cdot 0,5$
$0,51 - 5,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	Q_{355d}
větší než $5,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	$(Q_{355d} + Q_{364d}) \cdot 0,5$

Metodický pokyn ZP16/98 v dalších bodech zahrnuje rovněž postup pro hodnocení jednotlivých případů nakládání s vodami, postup ve zvláštních případech, postup během suchých období a nouzových řešení situací a kontrolu MZP.

Novela vodního zákona – zákon č. 150/2010 Sb.

Paragraf 36 novely vodního zákona říká:

(1) Minimálním zůstatkovým průtokem je průtok povrchových vod, který ještě umožňuje obecné nakládání s povrchovými vodami a ekologické funkce vodního toku.

(2) Minimální zůstatkový průtok stanoví vodoprávní úřad v povolení k nakládání s vodami. Vodoprávní úřad přitom přihlédne k podmínkám vodního toku, charakteru nakládání s vodami a vychází z opatření k dosažení cílů ochrany vod přijatých v plánu povodí podle § 26. Dále stanoví místo a způsob měření minimálního zůstatkového průtoky a četnost předkládání výsledků těchto měření vodoprávnímu úřadu.

(3) Způsob a kritéria stanovení minimálního zůstatkového průtoky podle odstavce 2 stanoví vláda nařízením.

Touto novelou se výrazně změnil přístup k měření MZP, jelikož z odstavce (2) jasně vyplývá povinnost měřit MZP a zaznamenávat jeho stav. Nicméně odstavce (2) neříká, zda se jedná o měření kontinuální nebo nahodilé. Předpokládá se, že doporučení pro vodoprávní úřady, za jakých okolností zvolit kontinuální a kdy nahodilé, bude součástí zpracovávané metodiky.

Metody používané ke stanovení MZP v zemích EU a ve světě

V zemích EU a ve světě existuje široká škála různých metod pro stanovování minimálních zůstatkových průtoků. Tyto metody lze v zásadě rozdělit do několika skupin – na metody založené na hydrologických charakteristikách, metody založené na hydraulických charakteristikách, metody založené na kombinaci hydrologických a morfologických charakteristik nebo metody experimentální založené na vícekritériálním rozhodování zohledňujícím ekologická kritéria (SHMÚ, 2010).

Česká republika

Kromě hydrologické metody, která je popsána v metodickém pokynu MŽP, se ve složitějších případech v České republice uplatňuje experimentální metoda „Instream Flow Incremental Methodology“ (IFIM) a její modelový nástroj „Physical Habitat Simulation Software“ (PHABSIM).

IFIM je jednou z metod, která dovoluje posouzení či návrh minimálního průtoky nebo průtokového režimu na základě biologických kritérií. Oproti ostatním metodám spočívá její výhoda v komplexnosti a relativní exaktnosti. I přes známé nedostatky jako pracnost řešení a značný objem prací poskytuje metoda kvantitativní a především konzistentní, navzájem porovnatelné výsledky, na jejichž základě mohou všechny zúčastněné strany vést dialog.

Metoda vychází z předpokladu, že produkční funkce toku lze pro vybrané cílové druhy (obr. 1) a jejich jednotlivá životní stadia nahradit mírou dostupnosti jejich fyzického habitatu, která je funkcí průtoky. Tato míra je definovaná jako tzv. vážená využitelná plocha (Weighted Usable Area – WUA) vztahem (např. Milhous, Updike a Schneider, 1989; Bovee, 1995):

$$WUA_k = \sum_{i=1}^n (\pi_j S_{jk})^x \frac{A_i}{L}$$

kde S_{jk} je hodnota j -té křivky vhodnosti pro k -té životní stadium cílového druhu, A_i je plocha hladiny i -té buňky koryta, L (1000 ft) je jednotková délka a x je exponent ($x = 1$).

Křivky vhodnosti vyjadřují preference jednotlivých charakteristik (hloubky, rychlosti proudění, substrátu dna, resp. úkrytu a popř. teploty) fyzického habitatu (mikrohabitatu) pro dané životní stadium cílového druhu.

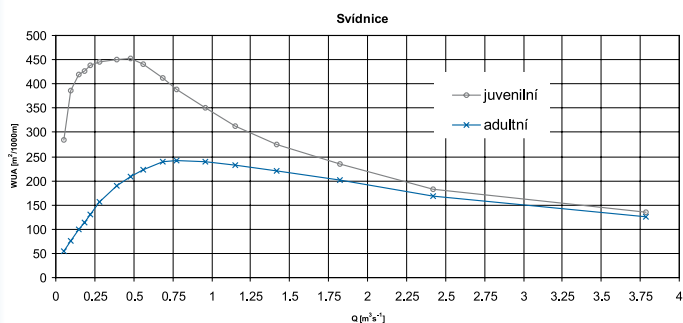
Vlastní aplikace metody IFIM spočívá v sekvenci postupných kroků (detailní popis viz např. Bovee, 1995; Mattas et al, 1998):

- rekognoskace zájmového úseku, otypování habitatu, volba měrných úseků a profilů,
- sběr hydraulických dat (průtok, svislicové rychlosti, podélný sklon hladiny, substrát),
- příprava naměřených hydraulických dat pro model PHABSIM,
- kalibrace modelu PHABSIM,
- produkční výpočty (odvození rychlostních polí pro jiné stavy než měřené),
- simulace habitatu (WUA) v závislosti na průtocích,
- analýza vztahu průtok – WUA.

Dosažené výsledky (obr. 2) umožňují vést odborný dialog mezi jednotlivými zájmovými skupinami (např. vlastníci malé vodní elektrárny, vodoprávní úřad, ochránci přírody) s cílem, kterým je dosažení kompromisu při koneč-



Obr. 1. Živočišné druhy (střechatka, pstruh), pro které byl v nedávné minulosti MZP na území ČR stanovován



Obr. 2. Závislost vážené využitelné plochy na průtoku pro pstruha pro celý posuzovaný úsek Svidnice

ném stanovení MZP, například pod odběrem na malou vodní elektrárnu. Metoda byla rovněž úspěšně použita při řešení problematiky MZP na hraničních vodách se Spolkovou republikou Německo. I přes zmíněné nedostatky, jako je delší doba řešení způsobená sběrem biologických a hydraulických dat, je metoda celosvětově používána a v rámci připravované metodiky bude uvedena jako jedna z možných experimentálních metod, které mohou být aplikovány u zvláště složitých a sporných případů, jako jsou vleklé soudní spory nebo lokality s výskytem ohroženého živočišného druhu.

Slovenská republika

Na Slovensku jsou podobně jako v České republice využívány především hydrologické metody a metoda simulace habitatu (IFIM + PHABSIM). V loňském roce byla ve Slovenském hydrometeorologickém ústavu v Bratislavě vypracována studie zaměřená na problematiku kvantity povrchových vod v období malých vodních stavů, která rovněž zdůrazňuje potřebu aktualizace stávajících hydrologických metod tak, aby byla zohledněna přirozená proměnlivost průtoků v čase při zachování daného dolního limitu, aby nedocházelo k porušení hydraulického propojení podzemních a povrchových vod, aby byl zachován teplotní režim atd. (SHMÚ, 2010).

Spolková republika Německo

Hydrologické metody Q_{347} a simulace habitatu. Každá spolková země k této problematice přistupuje individuálně a používá jiné přístupy a experimentální metody.

Republika Rakousko

Hydrologické metody a kvantitativní simulace habitatu (IFIM).

Švýcarsko

Hydrologické metody. Švýcarský vodní zákon: Po odběru z trvale tekoucího vodního toku musí být minimální reziduální průtok:

do $60 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$50 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$
pro každých dalších $10 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$8 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$
do $160 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$130 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$
pro každých dalších $10 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$4,4 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$
do $500 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$280 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$
pro každých dalších $100 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$31 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$
do $2\,500 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$900 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$
pro každých dalších $100 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$21,3 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$
do $10\,000 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$2\,500 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$
pro každých dalších $1\,000 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$150 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$
od $60\,000 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} Q_{347}$	$10\,000 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$

Velká Británie

V rámci EU jde o zemi s největšími zkušenostmi se stanovováním a studiem problematiky minimálních zůstatkových průtoků.

Vzhledem k tomu, že Rámcová směrnice pro vodní politiku (2000/60/ES) ukládá členským státům Evropské unie dosáhnout dobrého ekologického

stavu vodních útvarů do roku 2015, byla ve Velké Británii v krátkém časovém období vypracována čtyřstupňová studie zaměřená na stanovení environmentálních standardů. Studie zahrnuje následující problematiku:

1. identifikaci fyzikálních parametrů,
2. klasifikaci recipientů do skupin,
3. vytvoření ekologických základů pro standardy,
4. definici výsledných environmentálních standardů pro každou skupinu vodních útvarů.

Postup odvození environmentálních standardů pro odběry vody z vodních toků ve Velké Británii popsal Ackerman aj. (2008).

Výsledkem dlouhodobého studia problematiky minimálních zůstatkových průtoků je i modelový nástroj Low Flows 2000, který je široce používán Agenturou pro životní prostředí (Environment

Agency) a také Skotskou agenturou pro ochranu životního prostředí (SEPA – Scottish Environment Protection Agency). Program lze užít, pokud je potřeba určit množství vody pro povolení, ohodnocení environmentálních dopadů nebo potenciál pro využití vodní energie.

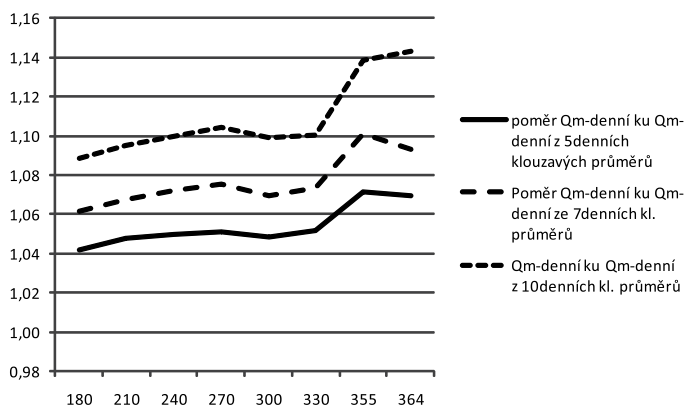
Navržená metodika pro stanovení MZP

Nově navrhovaná metodika pro stanovení minimálních zůstatkových průtoků vychází, podobně jako původní metodický pokyn MŽP, především z hydrologických poměrů v dotčeném úseku toku. Základem pro odvození MZP budou hodnoty m-denních průtoků stanovených pro referenční období 1981–2010. Cílem dílčího projektu výzkumného záměru VÚV TGM, v.v.i., je diferencovat stávající přístup jak v rámci časového hlediska, tak prostorově (regionálně). Do současného konceptu je třeba zapracovat sezonnosti přirozených průtoků a rovněž navrhnout rozdílné přístupy pro charakteristické typy vodních útvarů.

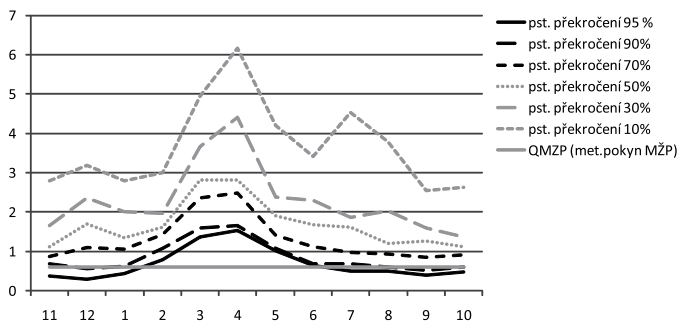
V počáteční fázi řešení projektu byla uvažována možnost využívat pro stanovení MZP hodnoty m-denních průtoků stanovených nikoliv z denních pozorování průtoků, ale z dat vyhlazených klouzavými průměry pro pět až deset dní. Tímto přístupem by bylo možné snížit vliv nejistoty stanovení m-denních průtoků, která je významná především pro velké hodnoty počtu dní překročení. Tento přístup byl uplatňován např. při řešení projektu Labe (Kulasová aj., 1993), tématu se rovněž věnoval Kašpárek aj. v roce 2001.

Graf na obr. 3 znázorňuje poměr mezi průtoky s danou pravděpodobností překročení (v počtu dní v roce) stanovenými z pěti-, sedmi- a desetidenních klouzavých průměrů denních průtoků k hodnotě stanovené standardním způsobem z denních pozorování. Z grafu je patrné, že především pro velké hodnoty pravděpodobnosti překročení vychází hodnota minimálního průtoků v rozsahu o pět až patnáct procent větší. Tato odchylka je vyšší s vyšším počtem dní použitých pro výpočet klouzavých průtoků. Jedná se o průměrné hodnoty pro šestnáct vodoměrných stanic s hodnotou ovlivnění do patnácti procent. Tato hodnota ovlivnění je považována za velice malou a stanice lze proto uvažovat jako neovlivněné.

Z analýzy vyplývá, že denní data mohou být zatížena několika málo vychýlenými hodnotami, které mohou souviset např. s nepříznivým vlivem hospodaření v povodí a které mohou významně ovlivnit výsledné hodnoty m-denních charakteristik. Vzhledem k tomu, že hodnoty m-denních průtoků stanovených z průtoků vyhlazených pomocí klouzavých průměrů nejsou součástí rutinního zpracování pozorovaných průtoků v ČHMÚ, muselo být od zvoleného přístupu upuštěno. Pro snížení vlivu nejistoty spojené se stanovením charakteristik minimálních průtoků budou pro metodiku aplikovány charakteristiky s menší hodnotou pravděpodobnosti překročení.



Obr. 3. Podíl hodnoty m-denních průtoků stanovených z klouzavých průměrů s různou délkou časového okna k m-denním průtokům stanoveným z denních pozorování – průměr pro 16 stanic s úplným pozorováním



Obr. 4. Pravděpodobnostní pole měsíčních průtoků Malše ve stanici Kaplice pro data z období 1979–2009

Podkladem, který je nezbytný pro představu o ročním chodu průtoků, jsou pravděpodobnostní pole měsíčních průtoků. Příklad pravděpodobnostního pole je uveden na obr. 4, kde je pro porovnání rovněž vykreslena hodnota MZP stanovená podle Metodického pokynu MŽP (plná černá čára) a hodnota MZP stanovená z m-denních charakteristik pro období 1979–2009 (přerušovaná černá čára). Jednotlivé křivky znázorňují velikost průměrného měsíčního průtoků s danou hodnotou empirické pravděpodobnosti překročení. Z grafu je patrné, že měsíční průtokové charakteristiky lze těžko se stávající hodnotou MZP porovnávat. Hodnota MZP vychází pod úroveň empirické hodnoty pravděpodobnosti překročení 95 %. Pro odvození metodiky bude klíčový především poměr mezi průtokem během jarních měsíců a během ostatních měsíců v roce, který by měl být v metodice pro stanovení MZP zohledněn.

Kromě časové variability průtoků během roku by upravená metodika měla rovněž zohledňovat prostorovou variabilitu hydrologických poměrů vodních toků, a to buď v podobě regionalizace území ČR, nebo v podobě stanovení parametrů jednotlivých vymezených typů vodních toků nezávisle na poloze sledovaného úseku toku v rámci ČR. Jako základní parametr, který by měl přispět k rozlišení různých typů vodních toků, byl nejprve využit parametr Base Flow Index (BFI), který udává dlouhodobý poměr mezi podzemním odtokem a celkovým odtokem z povodí.

O rozdílných hydrologických poměrech v souvislosti s rozdílnou hodnotou parametru BFI vypovídá obr. 5. Testovací soubor stanic s minimálním ovlivněním byl rozdělen do tří skupin podle velikosti parametru BFI. Pro každou skupinu byl stanoven průměr mezi poměrem průtoků v daném měsíci a dlouhodobým průměrným průtokem. Jak bylo možné předpokládat, stanice s malým podílem podzemních vod na celkovém odtoku vykazují větší variabilitu průtoků během roku než stanice s vyšší dotací z podzemních vod, které mají průběh vyrovnanější.

Počáteční analýza průtoků s minimálním ovlivněním vedla k výběru sady hydrologických charakteristik, které budou následně stanoveny pro rozsáhlejší soubor přibližně 160 stanic. Tyto stanice se již vyznačují rozdílnou mírou ovlivnění a velikostí povodí. Po konzultaci s ČHMÚ byly vybrány následující hydrologické charakteristiky, které budou dále využity pro zpracování upravené metodiky pro stanovení minimálních zůstatkových průtoků:

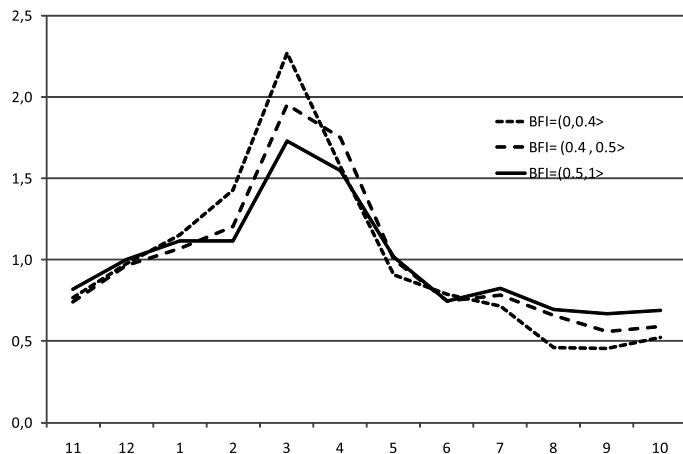
- časové období 1981–2010 – nové referenční období ČHMÚ,
- základní popisné statistiky C_v , C_s , Q_a ,
- m-denní průtoky z denních dat,
- dlouhodobé průměrné měsíční průtoky (1981–2010) s pravděpodobností překročení 50 %, 60 %, 70 %, 80 %, 90 %, 95 %, 98 %, 99 %, 99,9 %,
- C_v a C_s pro jednotlivé měsíce (1981–2010),
- průměrné srážky na povodí.

V další fázi bude nutno nastavit procentuální odchylky od tzv. přirozeného průtoků do tří hodnoticích kritérií: 1. dobrý stav, 2. vyhovující, 3. špatný (nevyhovující) stav. Tyto odchylky je nutno nastavit pro jednotlivé biologické druhy (ryby, bentos). K definování tzv. přirozeného průtoků bude použita analýza hydrologických charakteristik zpracovaných ČHMÚ a dále pak výsledky dosažené dlouholetou aplikací metodiky IFIM a jejího modelového nástroje PHASIM.

Metodika bude pro stanovení MZP v konečném výsledku používána pracovníky vodoprávních úřadů, a proto musí být v praxi snadno použitelná. Současná představa je taková, že jednotlivé charakteristické typy vodních toků (vodních útvarů) budou mít přiřazenu svoji hodnotu tzv. přirozeného průtoků, který bude vztažen k některé z hodnot m-denních průtoků. M-denní průtoky jsou data standardně poskytovaná ČHMÚ v libovolném profilu toku. Od této hodnoty budou následně odečteny nastavené procentuální odchylky a výsledkem je hodnota minimálního zůstatkového průtoků.

Závěry

Připravovaná metodika pro stanovení minimálních zůstatkových průtoků bude sestavena s využitím stávající hydrologické metody a bude doplněna o sezonní a regionální variabilitu charakteristickou pro daný vodní tok (vodní



Obr. 5. Poměr průměrného měsíčního průtoků za celé období k dlouhodobému průměrnému průtoků pro stanice rozdělené do tří skupin podle hodnot Base Flow Indexu

útvary). Metodika bude dokončena v říjnu 2011 a bude sloužit jako podklad pro nařízení vlády ČR, které vejde v platnost v srpnu 2012. Vzhledem k tomu, že se jedná o citlivou problematiku nejenom z hlediska odborného, ale i z hlediska možných ekonomických dopadů pro některé z odběratelů, je pravděpodobné, že v první polovině roku 2012, kdy bude metodika představena širší odborné veřejnosti, může dojít k dalším úpravám.

Literatura

- Metodický pokyn odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí k zásadám stanovení hodnot minimálních zůstatkových průtoků ve vodních tocích č.j. ZP16/98.
- Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- Škoda, P., Demeterová, B. aj. Implementácia rámcovej smernice: Kvantita povrchových vod. Nedostatek vody a hydrologické sucho (výzkumná zpráva). Bratislava : Slovenský hydrometeorologický ústav, 2010, 119 s.
- Ackerman, M. et al. Developing environmental standards for abstractions from UK rivers to implement the EU Water Framework Directive. *Hydrological Science Journal*, 2008, vol. 53, 6, p. 1105–1120.
- Kulasová, B. aj. Projekt Labe: Hydrologické podklady. Praha : ČHMÚ, 1993.
- Bovee, KD. (ed) (1995) A Comprehensive Overview of Instream Flow Incremental Methodology. National Biological Service, Ft. Collins, CO.
- Mattas, D. aj. (1998) Přírůstková metodologie proudění v toku. Metodický návod. Praha : VÚV TGM.
- Milhous, RT., Updike, MA., and Schneider, DM. (1989) Physical Habitat Simulation system. Reference Manual Version II. Instream Flow Information Paper 26. National Ecology Research Center, Fish and Wildlife Service, Ft Collins, CO.

Ing. Pavel Balvín, Ing. Magdalena Mrkvičková
VÚV TGM, v.v.i., Praha
Pavel_Balvin@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Determination of Minimum Residual Flow (Balvín, P.; Mrkvičková, M.)

Key words

minimum residual flow – hydrological method – methodology of determination of MRF

In connection with the amendment of the Water Act (specifically Section 36), minimum residual flow has been decided to be approved by a regulation of the Government. Given that the problematics of minimum residual flow is in the responsibility of the Ministry, the Water Research Institute has been commissioned by writing a new methodology dealing with the determination of minimum residual flow.

The new methodology will analyze the hydrology of the basin under consideration using a computational procedure and take into account seasonal and regional aspects of the hydrological conditions. The methodology will also deal with uncertainty analysis of hydrological data and with setting exemptions for selected types of water withdrawals. It will be tested in several pilot river basins in the Czech Republic, especially on the Vltava River, where the necessary data on withdrawals are available.

FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ POPULACI RAKA KAMENÁČE V ZÁKOLANSKÉM POTOCE

Jitka Svobodová

Klíčová slova

rak kamenáč – Zákolanský potok – jakost vody – račí mor – EVL

Souhrn

Zákolanský potok byl v rámci soustavy NATURA 2000 vybrán mezi evropsky významné lokality (EVL) vzhledem k výskytu kriticky ohroženého raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803). Lokalita má nejnižší nadmořskou výšku s výskytem tohoto druhu v České republice a vzhledem k tomu, že se jedná v současnosti o jediný přítok Vltavy s rakem kamenáčem, jde o jedinečnou populaci v povodí. Organické zatížení vody řadí tok mezi nejvíce znečištěné lokality s rakem kamenáčem v České republice. Vlivem znečištění a propuknutí račího moru (onemocnění způsobované oomycetem *Aphanomyces astaci*) došlo v posledních letech ke zdecimování raka kamenáče v Zákolanském potoce, přesto populace raků v horním úseku toku přežívá a dokonce se rozmnožuje. Protože není jasné, jak se nákaza račího moru na lokalitu dostala, a u dalších epizod není objasněna příčina hynutí raků, hrozba masových úhynů trvá i nadále a ohrožuje zbytkovou populaci raků v potoce. Šíření infekce račího moru mohou zpomalovat migrační bariéry bránící pohybu nakažených raků proti proudu toku. Zlepšení jakosti vody ovlivní výstavba čistíren odpadních vod a také dodržování zásad správné zemědělské praxe.

Úvod

Rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803) patří na území České republiky mezi vzácné živočichy a stejně jako náš druhý původní rak říční (*Astacus astacus* Linnaeus, 1758) je zařazen mezi druhy kriticky ohrožené podle přílohy č. III k vyhlášce č. 395/1992, která provádí některá ustanovení zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny ve znění pozdějších předpisů. Na našem území se vyskytují ještě další tři druhy raků, které však u nás nejsou původní. Jde o raka bahenního (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823), který pochází z východní Evropy, a dále jsou to dva druhy severoamerické – rak signální (*Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852) a rak pruhovaný (*Orconectes limosus* Rafinesque, 1817). Rak bahenní byl na našem území vysazen na konci 19. století, aby nahradil populaci raka říčního zdecimované tzv. račím morem (Štěpán, 1933; Mlíkovský a Stýblo, 2006). Rak signální k nám byl dovezen v roce 1980 a rak pruhovaný se na naše území začal šířit v 90. letech 20. století, a to migrací z německého úseku řeky Labe (Policar a Kozák, 2000; Mlíkovský a Stýblo, 2006). Invazní severoameričtí raci bývají dále vysazováni na nové lokality také nezodpovědnými či neinformovanými rybáři nebo akvaristy.

V současné době stále existuje celá řada vlivů, které mají negativní dopad na populaci našich původních raků. Mezi hlavní příčiny ohrožení patří změny v hydromorfologii toků způsobené regulací a nešetrnými úpravami vodních toků a také znečištění vody (např. Renz a Breithaupt, 2000; Kettunen a ten Brink, 2006). Rovněž predace norkem americkým (Fischer et al., 2009) či nevhodně zvolená rybní obsádka včetně nadměrného vysazování ryb vedou k oslabování populací našich raků. Hrozbou jsou také již zmíněné nepůvodní severoamerické druhy, rak pruhovaný a rak signální, neboť mohou přenášet původce račího moru, způsobovaného parazitem *Aphanomyces astaci* ze skupiny Oomycetes (Unestam, 1965). Toto onemocnění způsobuje hromadné úhyny raků a ztráty jejich celých populací (Kozubíková et al., 2008).

Do roku 2002 byly v České republice ověřeny pouze čtyři lokality s výskytem raka kamenáče (Kozák et al., 2002) a tento druh byl považován za téměř vyhynulý. Díky implementaci směrnice Rady č. 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a následnému rozsáhlému mapování výskytu raků byl rak kamenáč zjištěn na mnoha dalších lokalitách. K původním známým nálezkovým datům přibylo dalších 41 nových lokalit (Fischer et al., 2004; Štambergová et al., 2009; Vlach et al., 2009a; Vlach et al. 2009b); 13 nejcennějších z nich bylo zařazeno nařízením vlády č. 301/2007 Sb. a č. 371/2009 Sb. do národního seznamu evropsky významných lokalit (EVL) v rámci soustavy NATURA 2000.

Do národního seznamu EVL byl zařazen i Zákolanský potok. Jedná se o lokalitu s výskytem raka kamenáče, která má nejnižší nadmořskou výšku v České republice (240 m n. m.), a současně je to jediný tok s výskytem druhu, který se vlévá přímo do Vltavy. Špatná jakost vody v Zákolanském potoce v úseku od Dřetovického potoka až po soutok s Vltavou zapříčinila zřejmě dlouhodobou izolaci druhu v horní části toku. Znečištění Dřetovického potoka se datuje již od roku 1772, kdy byla zahájena těžba uhlí a od roku

1855 přibyl navíc ještě další zdroj znečištění – hutní výroba (Škorpil, 1895). S tímto průmyslovým rozvojem došlo k nárůstu osídlení v povodí a dalšímu zhoršování jakosti vody. Vliv má i zemědělské hospodaření v povodí, neboť pole zabírají 76 % území (CORINE Land Cover, verze 2000). V padesátimetrovém pásu podél toku tvoří zemědělská plocha 37 % území. Podle ČSN 75 7221 je tok dlouhodobě řazen do nejhorší kategorie jako velmi znečištěná voda (HEIS VÚV). V případě vyhynutí raka kamenáče v povodí Zákolanského potoka neexistuje v oblasti v současnosti žádná jiná populace raků kamenáčů, ze které by byla vhodná reintrodukce na tento tok.

První doložený záznam o výskytu raka kamenáče v povodí Zákolanského potoka je z roku 1972 z Týneckého potoka (Lohnský, 1984). Dále existují záznamy o výskytu druhu z let 1989–1991 přímo ze Zákolanského potoka mezi obcí Okoř a Novým Mlýnem (Mourek et al., 2006). V letech 2004–2006 proběhlo podrobné mapování v celém povodí Zákolanského potoka pod záštitou Agentury ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). Rak kamenáč byl nalezen v Dobrovízském potoce (přítok Zákolanského v horní části povodí) a jeho výskyt pokračoval až po soutok s Dřetovickým potokem, pod kterým již raci většinou nebyli zaznamenáni (obr. 1). V současné době je výskyt raků monitorován v pravidelných dvouletých intervalech Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR v rámci sledování lokalit soustavy NATURA 2000 (Štambergová et al., 2009). Maximální abundance z lokality nad Dřetovickým potokem z roku 2007 byla na Zákolanském potoce čtvrtá nejvyšší v České republice – 3,97 raků/m² (Vlach et al., 2009). Vyšší populační hustota raka kamenáče byla pouze na Oupošském (8,4 raků/m²), Hrádeckém (6,1 raků/m²) a Huníkovském potoce (4,6 raků/m²).

V některých úsecích Zákolanského potoka byl zaznamenán syntopický výskyt obou našich původních raků, raka kamenáče a raka říčního. Není však jasné, zda se zde rak říční vyskytuje přirozeně, nebo zda byl v minulosti uměle vysazen (Mourek et al., 2006). Rak říční se sice v potoce přirozeně rozmnožuje, ale jeho početnost je daleko nižší oproti raku kamenáčovi. Na rozdíl od raka kamenáče, který se obvykle vyskytuje v úsecích toků s dostatkem kamenů nebo vegetace lemující břehy, které mu slouží jako úkryty, si rak říční často hloubí nory v březích a ve dně toků (Pöckl, 1999; Štambergová et al., 2009). Na Zákolanském potoce si rak říční hloubí tvarově složité nory hlavně v úseku pod Čičovicemi. Tok v tomto místě protéká jílovitým podložím s malým množstvím kamenů. Rak kamenáč, který se zde také vyskytuje, zde pravděpodobně využívá k úkrytu opuštěné nory raka říčního. Nory hloubené rakem kamenáčem v ostatních úsecích toku jsou tvarově jednodušší a byly zaznamenány i v úsecích, kde se nevyskytoval rak říční.

Nejnižší a nejvyšší položená místa na toku s nálezem raka kamenáče dělí 13 kilometrů, výskyt druhu však není souvislý. V některých úsecích, hlavně pod většími obcemi nebo zemědělsky obhospodařovanými plochami, kde dochází k zanášení toku sedimentem pocházejícím z čistíren odpadních vod nebo splachem z polí, raci většinou nebyli nalezeni nebo se vyskytovali ve velmi nízké hustotě. Tyto bahnitě sedimenty zanášejí úkryty pro raky a rovněž v nich probíhají rozkladné procesy vedoucí k nedostatku kyslíku a ke vzniku látek, které jsou pro vodní organismy silně toxické (NH₃, NO₂).

Cílem práce bylo zjistit, zda se i po opakovaných hromadných úhynech raků v letech 2009 a 2011 v povodí Zákolanského potoka dále vyskytuje kriticky ohrožený rak kamenáč a rak říční. Zajímalo nás, jak dokáže rak kamenáč přežít vysoké koncentrace toxických látek v toku. Rak kamenáč byl dříve řazen mezi bioindikátory kvality vody díky své předpokládané malé toleranci ke znečištění (Machino a Füderer, 2005), což horní úsek Zákolanského potoka často nesplňuje, neboť zde dochází k epizodickému znečišťování vody, kdy jsou sice jen krátkodobě, ale zato extrémně překračovány imisní limity vhodné pro přežití obou našich původních raků, tedy raka kamenáče a raka říčního (Svobodová et al., 2008). Snažili jsme se zjistit, zda změna chování raka kamenáče, kdy si raci v některých úsecích Zákolanského potoka netypicky hloubí nory v místech s dostatečným množstvím jiných, vhodnějších úkrytů pro tento druh, souvisí s rozdílnou jakostí vody v toku a v norách.

Identifikace parazitů při úhynech raků

V létě roku 2009 došlo na Zákolanském potoce k hromadnému úhynu raků, při kterém byli odebráni uhybnulí jedinci z Podholí, tedy z úseku 1,5 km nad soutokem s Dřetovickým potokem a z úseku Nového Mlýna, který je vzdálený necelý kilometr proti proudu toku od Podholí (obr. 1). Tito raci byli podrobeni vyšetření na přítomnost původce račího moru v laboratoři katedry ekologie PŘF UK v Praze. Ke zjištění přítomnosti *A. astaci* byla použita metoda založená na analýze DNA podle Oidtmanna et al. (2006). K analýze byly použity vzorky spodní kutikuly ze zadečku a část ocasní ploutvičky. Veškerá DNA byla ze vzorků vyizolována pomocí komerčně dostupné izolační soupravy. Izoláty DNA byly dále analyzovány pomocí PCR (polymerázová řetězová reakce) umožňující namnožit krátký úsek DNA, který je specifický pro *A. astaci*. Výsledek byl zviditelněn elektroforézou na agarózovém gelu. Namnožená DNA byla dále sekvenována pro ověření výsledku. U dvou ze čtyř molekulárně analyzovaných jedinců raka kamenáče odebraných z toku v září 2009 byla zachycena DNA *A. astaci*, což ukazuje na přítomnost původce račího moru v uhybnulých racích. Oba pozitivní vzorky byly z lokality Podholí. U uhybnulého raka z lokality u Nového Mlýna, který byl nalezen mimo tok, se patogen nepotvrdil.

Na další lokalitě mezi obcemi Čičovice a Okoř, která je od Podholí vzdálena 3,5 km a kde na jaře roku 2009 došlo rovněž k úhynu raků, nebyly nalezeny žádné zbytky raků, které by mohly být podrobeny analýze DNA. Zda v tomto úseku došlo k vyhubení raků vysokými koncentracemi toxických látek ve vodě nebo rovněž račím morem, proto nebylo možné zjistit. Ani při úhynu raků v dubnu 2011 nebyl nalezen ideální materiál pro analýzu DNA. Raci již byli zčásti v rozkladu (jeden byl navíc nalezen na břehu částečně vysušený), takže přítomnost původce račích morů se nepotvrdila. Analýza DNA na uhynulých račích bude ještě ověřována dalšími metodami.

Sledování výskytu raka kamenáče

V roce 2010 byl uskutečněn podrobný monitoring raků v Zákolanském potoce reagující na úhyn raků v předchozím roce, a to až po soutok s Vltavou včetně všech přítoků. Cílem monitoringu bylo ověřit, zda račí mor zasáhl celý tok a zda se v povodí nacházejí nepůvodní druhy raků, které mohou být přenašeči tohoto patogenu. Monitoring byl prováděn v celém povodí, a to v mělkých úsecích toku ručním prohledáváním úkrytů, v nádržích byl odchyt prováděn s použitím vrší s návnadou.

V roce 2010, rok po hromadném úhynu račí mor, nebyli v Zákolanském potoce nad soutokem s Dřetovickým potokem nalezeni žádní raci. Výskyt raka kamenáče byl zaznamenán až od Nového Mlýna (1,4 rak kamenáč/m²), který je vzdálený cca 1 km od výskytu račích morů v Podholí, a raci se vyskytovali až k Okoři (1,0 r. kamenáč/m², 0,2 r. říční/m² – obr. 1). V tomto úseku byli raci přibližně ve stejné hustotě jako před propuknutím račích morů. V úseku pod Čičovicemi byla hustota populace velmi nízká (0,1 r. kamenáč/m², 0,2 r. říční/m²).

Přímo v Zákolanském potoce a jeho přítocích nebyl zaznamenán výskyt invazních raků přenášejících *A. astaci*. Nejblíže lokalita s výskytem raka pruhovaného se nachází v rybníčku ve Smečně, kam byl vysazen rybář, a také ve Vltavě, kam se rozšířil z Labe (obr. 1).

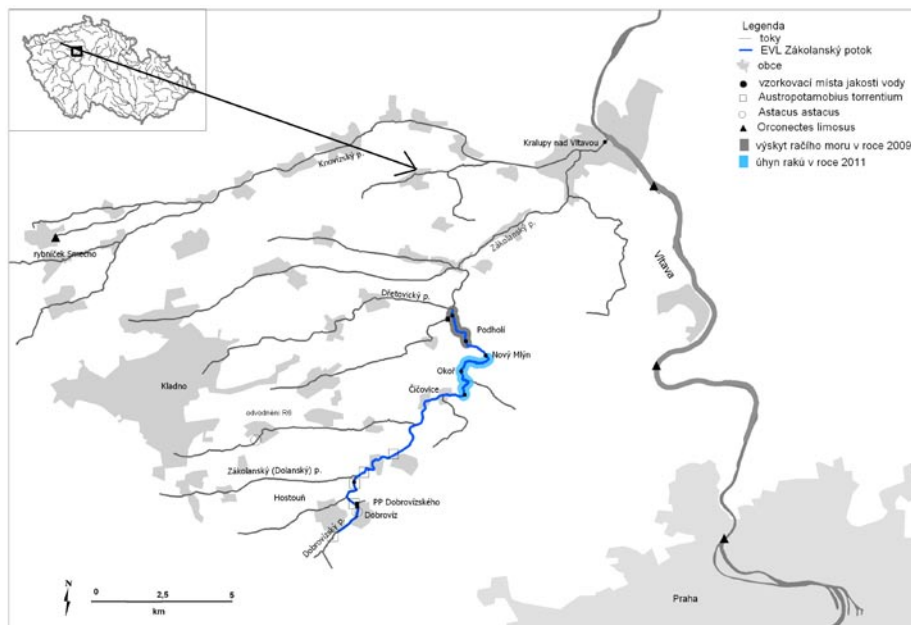
V dubnu 2011 na lokalitách dřívějšího výskytu raka kamenáče mezi Okoří a Novým Mlýnem již nebyli nalezeni žádní raci. Při posledním průzkumu toku, v květnu 2011, byli raci kamenáči nalezeni pouze v úseku toku nad Čičovicemi (obr. 1).

Sledování kvality vody

Jakost vody na Zákolanském potoce byla sledována v letech 2006–2011 Výzkumným ústavem vodohospodářským TGM, v.v.i., v rámci kontrolního monitoringu zvláště chráněných ohrožených druhů vodních organismů na osmi lokalitách (obr. 1). Rozbory vody ukázaly, že jakost vody v Zákolanském potoce značně kolísá, a to jak v závislosti na lokalitě, tak na ročním

Tabulka 1. Maximální a minimální hodnoty pro jednotlivé parametry jakosti vody v Zákolanském potoce v měrných profilech s výskytem raka kamenáče v letech 2006–2011

Ukazatel	Jednotky	Počet měření	Min. hodnota	Max. hodnota
teplota	°C	54	5	21,5
pH		46	7,1	9,3
O ₂	mg/l	45	2,8	15,1
Al	µg/l	25	45,6	253
BSK ₅	mg/l	35	1,2	9,2
Ca	mg/l	26	142	177
Cl	mg/l	41	58,4	114
Cu	µg/l	17	1,72	8,15
Fe	µg/l	23	2,26	450
CHSK _{cr}	mg/l	33	9,9	35
NH ₃	mg/l	43	0,00011	0,12133
NH ₄ ⁺	mg/l	43	0,024	3,49
nerozp. látky	mg/l	39	5,6	137
NO ₂ ⁻	mg/l	43	0,013	1,689
NO ₃ ⁻	mg/l	42	5,4	82,8
Pcelk.	mg/l	38	0,044	1,59
SO ₄ ²⁻	mg/l	30	91,5	173
vodivost	µS/cm	46	904	1121
Zn	µg/l	15	5,5	34
Mg	mg/l	46	19	38



Obr. 1. Výskyt raků v povodí Zákolanského potoka v roce 2011, vzorkovací místa jakosti vody, výskyt račích morů v roce 2009 a úhyn raků v roce 2011

období a s tím spojenými průtoky. V tabulce 1 jsou uvedeny minimální a maximální hodnoty ukazatelů na lokalitách s výskytem raka kamenáče, které mohou mít vliv na výskyt tohoto druhu. Toxických hodnot pro živočichy vázané na vodu dosahoval při některých měřeních například volný amoniak (0,12 mg/l), dusitaný (1,68 mg/l) a amonné ionty (3,4 mg/l). V některých úsecích byly zjištěny také nízké koncentrace rozpuštěného kyslíku (pokles až na 2,8 mg/l). Maximální hodnoty amonných iontů, dusitanů a nízké koncentrace kyslíku byly při nízkých průtocích naposledy zaznamenány v době hromadného úhynu raků v září roku 2009 v úseku pod Okoří. Jako hlavní příčina úhynu byl ale prokázán račí mor, ale pouze v úseku v Podholí nad přítokem Dřetovického potoka. Z hodnot je patrné, že jakost vody na lokalitách s rakem kamenáčem se podle ČSN 75 7221 pohybuje od neznečištěné až po silně znečištěnou vodu v případě (BSK₅, NH₄⁺) a podle některých ukazatelů až po vodu velmi silně znečištěnou (O₂, NO₃⁻). Kromě dusičnanů, které pro raky nejsou příliš toxické, mohou tyto extrémní hodnoty znamenat ohrožení jak pro raky, tak i pro další vodní organismy. Tyto vysoké hodnoty byly zaznamenány epizodicky většinou v období sucha při nižších průtocích. Vyšší koncentrace byly naměřeny převážně pod osídlenými oblastmi, naopak dlouhodobě nejlepší jakost vody byla nad Dřetovickým potokem.

Proti dřívějším letům nebyly již v roce 2010 zaznamenány nízké průtoky, které byly dříve pravidelné v letním období. Na některých místech, kde není potok zahloben, došlo dokonce k stálému rozlívání vody mimo koryto. Z tohoto období již také nebyly zaznamenány vysoké koncentrace výše uvedených toxických látek. V tuto dobu se naopak zvýšily koncentrace dusičnanů, hodnoty byly zaznamenány v rozmezí 40 až 83 mg/l oproti dřívějším nižším hodnotám mezi 5 až 25 mg/l. Zvýšily se také hodnoty nerozpustitelných látek (až 137 mg/l). Stejně vysoké zůstaly koncentrace vápníku, síranů a chloridů.

Při odběrech bylo také sledováno, zda se jakost vody v norách liší od jakosti vody v toku. Odběr vody z nor se ale ukázal jako velmi složitý, neboť na chemický rozbor je třeba velkého množství vzorku. Při odebrání potřebného množství vody, která vyplňovala noru, došlo k zalití nory vodou z toku. Odběr vody z nor komplikoval i úhyn raků, protože opuštěné nory byly zanášeny jemným sedimentem, takže z nich nebylo také vhodné vodu odebírat. U nor, které jsou obsazené raky, k zanášení sedimentem nedochází. Pro ověření jakosti vody v norách byl proto vybrán jeden drobný pramenný přítok, který ústí do Dobrovízského potoka. Těsně před zaústěním tohoto přítoku si rak kamenáč hloubí nory, a to přestože v hlavním toku jsou volně úkryty pod kameny. Nory v tomto přítoku nejsou epizodicky ovlivňovány znečištěnou vodou z čistíren odpadních vod. V potoce i v norách byly sledovány základní ukazatele jakosti vody, které mají vliv na populaci raků.

Vlivem vyšších průtoků v roce 2010 a 2011 a následného ředění vody v toku bylo zhoršeno sledování rozdílů mezi jakostí vody v toku a jakostí na malém přítoku v norách. Hodnoty amonných iontů (NH₄⁺), volného amoniaku (NH₃) a dusitanů (NO₂⁻) byly sice v tuto dobu v toku dvakrát vyšší než v přítoku s norami, ale již nedosahovaly koncentrací, které by ohrožovaly vodní organismy. V květnu 2011 navíc došlo k úniku chemických látek přímo do míst, kde si dříve raci hloubili nory (tabulka 2, lokalita 2, 19. 5. 2011). V době naměřených vysokých koncentrací (BSK₅, NH₄⁺, NH₃, NO₂⁻, CHSK_{cr}) byly již všechny račí nory na přítoku prázdné.

Diskuse

Zákolanský potok patří k velmi silně antropogenně zatíženým tokům. Husté osídlení s nedostatečně účinnými čistírnami odpadních vod, ale i intenzivní zemědělská činnost v povodí mají za následek organické znečištění vody. K tomu se přidávají další negativní vlivy, které snižují přirozený výskyt vodních organismů v toku, jako např. regulace toku, meliorace polních ploch a absence remízků či zatravněných pásů podél toků. V neposlední řadě působí negativně i odvodnění rychlostní komunikace R6 Praha–Karlovy Vary (obr. 1) zvýšenými průtoky a odnosem nerozpuštěných látek (NL – 137 mg/l, *tabulka 1*). V období sucha tak sice dochází k naředění splaškových vod ze sídel v povodí, což je pro raky pozitivní, zvýšené proudění však v toku způsobuje erozi jak dna, tak i břehových partií a odnášené nerozpuštěné látky zanášejí vhodné úkryty raků i dalších vodních organismů. Na populaci raka kamenáče a raka říčního působí negativně i intenzivní chov ryb v rybnících a s tím spojené zanášení úkrytů raků v toku uvolněnými sedimenty ze zabahněných rybníků.

Naopak příznivé pro račí populaci je nízké zastoupení ryb v toku (Anonymus, 2003) coby predátorů raků a částečně také přítomnost migračních bariér. Jedním z důvodů, proč se úhyn raků na račí mor v roce 2009 nerozšířil z Podholí dále proti proudu toku, mohou být jezy, které mohou bránit migraci nakažených raků, a tím přenosu infekce na zdravé jedince. Proto by se vzhledem k fatálnímu nebezpečí račího moru do budoucna nemělo prosazovat zprůchodnění celých toků, a to hlavně v místech s výskytem raka kamenáče nebo raka říčního. Současné populace původních raků se nejspíš zachovaly právě díky migračním bariérám nebo i nepojitému výskytu populace v podélném profilu toku, které již v minulosti mohly zastavit šíření *A. astaci*. Šíření nákazy v Zákolanském potoce by mohly ovlivňovat i koncentrace hořčíku, které jsou vyšší než hodnoty běžné na ostatních tocích (*tabulka 1*). Vyšší množství hořčíkových iontů totiž omezuje produkci infekčních stadií (zoospor) u *A. astaci*. K úplnému zastavení přenosu infekce na další raky by však bylo potřeba alespoň 25 mM MgCl₂ (Rantamäki et al., 1992), tedy přibližně 20x vyšších, než byly na Zákolanském potoce naměřeny.

V případě úhynu raků pod Čičovicemi v dubnu roku 2009 a 2011 není jisté, zda úhyn způsobil račí mor, ale vzhledem k nálezům několika živých jedinců raků na podzim roku 2009, lze předpokládat, že úhyn byl alespoň v roce 2009 způsoben přítomností látek toxických pro vodní organismy (NH₃, NO₂, vysoké organické zatížení), jejichž zvýšené koncentrace byly i dříve zaznamenány v tomto úseku toku. Ani vzorky raků z roku 2011 nebyly úplně vhodné pro test přítomnosti račího moru, proto budou testy opakovány za použitých dalších metod.

Zdrojem nákazy račího moru v Podholí v roce 2009 mohli být raci pruhovaní, známí jako přenašeči *A. astaci*, kteří jsou ale mnohem odolnější vůči této nemoci. Nejbližší populace těchto raků se vyskytují ve Vltavě, do které se Zákolanský potok vlévá, a v návesním rybníčku v obci Smečno (Petrušek et al., 2006). Zmíněný rybníček je v povodí Knovízského potoka, který ústí do Zákolanského potoka před soutokem s Vltavou. Téměř 100 % testovaných jedinců z této lokality bylo nakaženo původcem račího moru (Kozubíková

Tabulka 2. Porovnání jakosti vody v Dobrovízském potoce (lokality 1) a v pramenném přítoku s norami (lokality 2)

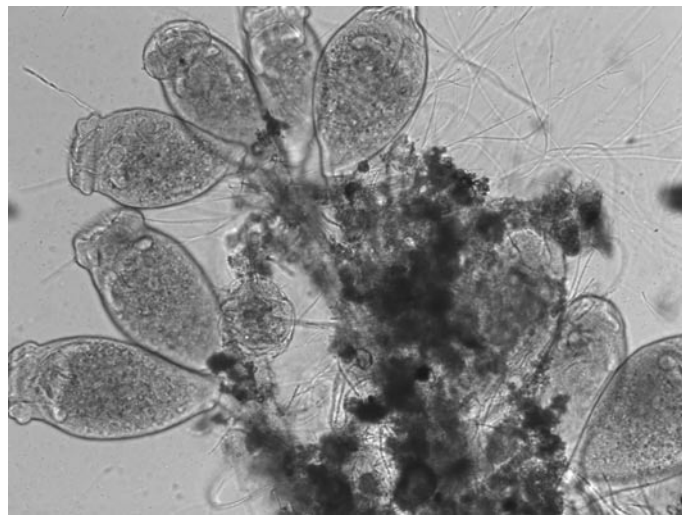
Ukazatel	Jednotky	Lokalita 1	Lokalita 2	Lokalita 1	Lokalita 2	Lokalita 1	Lokalita 2	Lokalita 1	Lokalita 2
Datum		12.10.2010	12.10.2010	6.4.2011	6.4.2011	19.5.2011	19.5.2011	31.5.2011	31.5.2011
t	°C	11	11,8	11,4	12,1	15,4	15,9	18,4	17,8
pH		9,3	8,6	7,5	7,1	8,0	7,7	8,0	8,0
vodivost	µS/cm	1071	1084	1022	1078	1021	1161	1007	1090
O ₂	mg/l	10,4	9,4	10,3	9,4	9,3	7,4	9,0	8,4
BSK ₅	mg/l	1,8	1,5	1,9	1,7	1,7	17,0	2,0	1,4
NL	mg/l	27	45	20	12	29	31	55	40
NH ₄ ⁺	mg/l	0,083	0,073	0,093	0,042	0,103	8,070	0,177	0,079
NH ₃	mg/l	0,0234	0,0056	0,0006	0,0001	0,0028	0,1136	0,0059	0,0025
NO ₂	mg/l	0,057	0,013	0,089	0,038	0,123	4,700	0,1510	0,0460
NO ₃	mg/l	63,7	82,9	60,9	123,9	58,6	88,6	60,8	93,3
Pcelk.	mg/l	0,044	1,590	< 0,02	1,110	0,043	2,850	0,630	3,270
Cl	mg/l	73	62	101	80	89	67	91	96
Ca	mg/l	175	148	177	152	181	170	183	149
SO ₄ ²⁻	mg/l	128	111	170	150	151	122	152	133
CHSK _{cr}	mg/l	10	8	12	16	12	40	12	22
Al	µg/l	94	65	94	< 40	134	71	125	99
Fe	µg/l	206	136	77	< 20	77	< 20	91	75

et al., 2009; Matasová et al., 2011). K přenosu infekce mohlo teoreticky dojít přímým kontaktem mezi raky pruhovanými a kamenáči v dolní části potoka (pokud se do těchto míst raci pruhovaní rozšířili, zatím zde však nebyli zaznamenáni), infikovanou vodou s násadou ryb nebo popřípadě prostřednictvím predátorů raků (např. norek americký, volavka popelavá), kdy zoospory *A. astaci* mohou být přeneseny i na mokré srsti nebo peří ze vzdálenějších oblastí. Dále je možnost, že invazní raci přenášející račí mor byli do toku vysazeni akvaristy nebo rybáři. V České republice je povolen prodej nepůvodních raků. Ti se po čase mohou stát pro akvaristy nepohodlnými a skončit v potocích nebo rybnících. Přežití zimního období rakem červeným (*Procambarus clarkii* Girard, 1852), který v České republice patří k nejoblíbenějším a nejčastěji prodávaným rakům a zároveň může být přenašečem račího moru, sice nebyl zaznamenán, ale k přenosu nákazy na naše původní raky by mohl stačit i krátký kontakt. Tento rak se dokáže obratně pohybovat i mimo vodu (Kerby et al., 2005), takže v případě vysazení raka červeného do zahradního rybníčku není vyloučený jeho únik po souši do přilehlého toku. Další možností je i přenesení raků se sedimentem z koryta jiného toku při vodohospodářských úpravách.

Závažným problémem v Zákolanském potoce je špatná jakost vody, potok patří k nejvíce znečištěným tokům s výskytem raka kamenáče v České republice (Svobodová et al., 2009; Štambergová et al., 2009). Naměřené koncentrace amonných iontů a volného amoniaku zde mnohonásobně překračovaly povolené limity pro kaprové vody, které jsou na úseku Zákolanského potoka vyhlášeny podle nařízení vlády č. 71/2003 Sb. Například v úseku pod obcí Okoř byla naměřena nejvyšší koncentrace amonných iontů v ČR ze všech toků s rakem kamenáčem (3,4 mg/l). Současně byl 5x překročen i imisní standard pro volný amoniak. Volný amoniak je pro vodní organismy toxicitější než amonné ionty, neboť nedisociovaná molekula NH₃ snáze proniká buněčnými membránami (Pitter, 1999). Toxické účinky volného amoniaku na



Obr. 2. Rak kamenáč pokrytý nálevníky rodu *Epistylis* sp. v červenci 2010



Obr. 3. Detail nálevníků rodu *Epistylis* sp. (foto J. Mourek)

vodní organismy se ještě více zvyšují při nízkých koncentracích kyslíku, které byly rovněž v inkriminovaném období v toku zaznamenány. Vlivem anoxických podmínek v okořském rybníce dochází navíc k redukci dusičnanů na toxické dusitany (1,3 mg/l). Účinky dusitanů mohou sice snižovat vyšší koncentrace chloridů (Svobodová et al., 1987), dlouhodobější působení však způsobuje oslabení obranného systému, což vede k větší náchylnosti k infekčním onemocněním (Yildiz, 2004). Extrémní hodnoty byly zjištěny většinou v období sucha takováto epizoda zatěžovala tok, se nedá přesně určit. Při zjištění takto vysokých koncentrací byl většinou do 14 dnů proveden opakovaný odběr vzorků, ale imisní limity již nebyly překročeny. Rovněž pokud byla jakost vody v Zákolanském potoce sledována pravidelně v období celého roku, v podzimních a zimních měsících nebyly naměřeny extrémní hodnoty. Jediným parametrem, který příznivě ovlivňuje populaci raka kamenáče a raka říčního v Zákolanském potoce, jsou vyšší koncentrace vápníku (*tabulka 1*). Ačkoliv v roce 2010 při monitoringu jakosti vody v Zákolanském potoce nebylo zaznamenáno organické znečištění toku, nález nálevníka rodu *Epistylis* sp. (*obr. 2, 3*) na raku kamenáči a i raku říčním naznačuje, že i v tomto roce mohlo dojít ke znečištění v tomto úseku. Tento komenzál byl v minulosti zaznamenán jen v chovných nádržích s rakem signálním (Adámek a Řehulka, 2000) nebo na raku červeném (Qualgjo et al., 2006) v organicky znečištěných vodách. Záznamy o výskytu nálevníka rodu *Epistylis* sp. na raku kamenáči jsou výjimečné, neboť tento rak se většinou nachází na lokalitách s optimálními přírodními podmínkami s dobrou kvalitou vody (Qualgjo et al., 2006). V České republice byl tento nálevník na raku kamenáči nalezen ještě na Rakovském potoce (Vlach, ústní sdělení). Rakovský potok je dalším tokem, kde si rak kamenáč hloubí nory (Vlach et al., 2009a).

Vzhledem ke změně podmínek v povodí Zákolanského potoka v letech 2010 až 2011 se nepodařilo zjistit, zda hloubení nor rakem kamenáčem souvisí s rozdílnou jakostí vody v norách a v toku. Díky zvýšeným průtokům se nepodařilo zachytit zhoršenou jakost vody pod čistírnami odpadních vod, a naopak ve sledovaném pramenném přítoku s norami došlo ke zvýšení koncentrací amonijových iontů, dusitanů a BSK₅ nejspíš po nešetřném zásahu na přilehlém poli (*tabulka 2*). Je pravděpodobné, že na poli byl použit přípravek DAM 390 (anonymus, ústní sdělení), jehož složení odpovídá zachycenému znečištění. Přestože se rozdílnou jakost v norách nepodařilo zjistit, můžeme se domnívat, že pokud je nora naplněná vodou a navíc je dotována čistší podpovrchovou (např. kapilární) nebo podzemní vodou, můžeme předpokládat, že krátkodobě znečištěná voda z toku (např. z čistírny odpadních vod) neovlivní jakost vody ve vyhloubeném úkrytu. Pokud se nora nachází na dostatečném zdroji podpovrchové nebo podzemní vody, jakost vody v noře může zůstat z části neovlivněná v řádu několika hodin až dnů. Zda jakost vody v noře může být odlišná od jakosti vody v toku, bude dále ověřováno. V České republice se nacházejí ještě další dva toky, na kterých si rak kamenáč hloubí nory (Vlach et al., 2009 a), a oba toky patří také ke znečištěným.

Závěr

Během posledního průzkumu potoka se podařilo ověřit, že i přes výskyt račího moru v Zákolanském potoce a dalších úhynů z nejasných příčin stále existuje životaschopná populace raka kamenáče v úseku potoka nad Čičovicemi. Populace raka kamenáče se dokonce rozšířila nad horní hranici EVL, těsně pod rybník v Hostouni.

Přenašeči račího moru – invazní američtí raci pruhovaní – se v povodí Zákolanského potoka vyskytují v rybníčku ve Smečně a dále pak ve Vltavě, do které potok ústí. Přestože nepůvodní raci nebyli nalezeni přímo v Zákolanském potoce a ani v blízkých nádržích, nelze vyloučit, že se méně početná populace v toku nebo rybnících vyskytuje. Vzhledem k nedostatečné znalosti příčin úhynů a nejasnému zdroji račího moru je možné, že úhyny raků budou pokračovat a celá populace bude ztracena. Průzkum této lokality se zaměření na rizikové faktory pro přežití raka kamenáče (zdroj račího moru, zdroj znečištění vody) by měl nadále pokračovat. V současné době je jako prevence proti šíření nákazy račího moru důležité informování veřejnosti o možných způsobech přenosu patogenu a zachování nebo i dostavění nových migračních bariér, které zabrání šíření nákazy mezi raky proti proudu do míst, kde nebyl zaznamenán úhyn raků. Výstavba dobře fungujících čistíren odpadních vod doplněných terciérním způsobem čištění (např. zemní filtr nebo kořenová čistírna) a dodržování správné zemědělské praxe zase přispěje ke zlepšení jakosti vody v toku.

Poděkování

Děkuji Mgr. Evě Kozubíkové, Mgr. Janu Mourkovi, Ph.D., Mgr. Davidu Fischerovi a Ing. Martině Beránkové za pomoc při monitoringu raků a za cenné připomínky k textu. Studie byla zpracována za podpory výzkumného záměru Ministerstva životního prostředí ČR (MZP0002071101).

Literatura

Adámek, Z. a Řehulka, J. (2000) Choroby a komenzalové raků zjištění v České republice v roce 1998. *Bulletin VURH Vodňany*, 36, 1–2, s. 28–32.

- Anonymus (2003) Program opatření na zlepšení jakosti povrchové vody vhodné pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů na období 2004–2009 pro úsek Zákolanský potok. (Nepublikovaná zpráva) Deponováno na Ministerstvu zemědělství ČR, 10 s.
- Fischer, D., Bádř, V., Vlach, P. a Fischerová, J. (2004) Nové poznatky o rozšíření raka kamenáče v Čechách. *Živa*, 2, s. 79–81.
- Fischer, D., Pavluvič, P., Sedláček, F., a Šálek, M. (2009) Predation of the alien American minck, *Mustela vison* on native crayfish in middle-sized streams in central and western Bohemia. *Folia Zoologica*, 58, s. 45–56.
- HEIS VUV, © Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i. Dostupné z <http://heis.vuv.cz/>
- Kerby, J.L., Riley, S.P., Kats, L.B., and Wilson, P. (2005) Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams. *Biological Conservation*, 126, p. 402–409.
- Kettunen, M. and ten Brink, P. (2006) Final report for the European Commission: Value of biodiversity. Institute for European Environmental Policy (IEEP). Brussels, Belgium, 131 p.
- Kozák, P., Ďuriš, Z., and Polícar, T. (2002) The stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank) in the Czech Republic. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 367, p. 707–713.
- Kozubíková, E., Petrušek, A., Ďuriš, Z., Martin, M.P., Diéguez-Urbeondo, J. and Oidtman, B. (2008) The old menace is back: Recent crayfish plague outbreaks in the Czech Republic. *Aquaculture*, 274, 2–4, p. 208–217.
- Kozubíková, E., Filipová, L., Kozák, P., Ďuriš, Z., Martín, M.P., Diéguez-Urbeondo, J., Oidtman, B., and Petrušek, A. (2009) Prevalence of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in invasive American crayfishes in the Czech Republic. *Conservation Biology* 23(5), p. 1204–1213.
- Lohnský, K. (1984) Poznámky k současnému výskytu raka kamenáče *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) v Čechách. *Casopis Národního muzea, řada přír.*, 153, 4, s. 195–200.
- Machino, Y. and Füreder, L. (2005) How to find a stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803): A biogeographic study in Europe. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 376–377, p. 507–517.
- Mattasová, K., Kozubíková, E., Svoboda, J., Jarošík, V., and Petrušek, A. (2011) Temporal variation in the prevalence of the crayfish plague pathogen, *Aphanomyces astaci*, in three Czech spiny-cheek crayfish populations. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 401, p. 14.
- Mlíkovský, J. a Stýblo, P. (eds) (2006) Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. Praha: ČSOP, 496 s.
- Mourek, J., Zavadil, V., Fischer, D., Štambergová, M. a Hoffmannová, K. (2006) Dva druhy raků v Zákolanském potoce. *Budeč 1 100 let. II. Příroda – krajina – člověk*, Kováry, s. 146–164.
- Oidtman, B., Geiger, S., Steinbauer, P., Culas, A., and Hoffmann, R.W. (2006) Detection of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish by polymerase chain reaction. *Diseases of Aquatic Organisms*, 72, p. 53–64.
- Petrušek, A., Filipová, L., Ďuriš, Z., Horká, I., Kozák, P., Polícar, T., Štambergová, M., and Kučera, Z. (2006) Distribution of the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic. Past and present. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 380–381, p. 903–918.
- Pitter, P. (1999) Hydrochemie. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 568 s.
- Polícar, T. a Kozák, P. (2000) Výskyt raků v ČR. *Bul. VÚRH JU Vodňany*, 1–2, p. 18–22.
- Pöckl, M. (1999) The distribution of native and introduced species of crayfish in Austria. *Freshwater Forum*, 12, 1, p. 4–17.
- Rantamäki, J., Cerenius, L., and Söderhäll, K. (1992) Prevention of transmission of the crayfish plague fungus (*Aphanomyces astaci*) to the freshwater crayfish *Astacus astacus* by treatment with MgCl₂. *Aquaculture*, 104, 11–18.
- Quaglio, F., Morolli, C., Galuppi, R., Bonoli, C., Marcer, R., Nobile, L., De Luise, G., and Tampieri, M.P. (2006) Preliminary investigations of disease-causing organisms in white clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* complex from streams of Northern Italy. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 380–381, p. 1271–1290.
- Svobodová, J., Štambergová, M., Vlach, P., Píček, J., Douda, K. a Beránková, M. (2008) Vliv jakosti vody na populace raků v České republice – porovnání s legislativou ČR. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 50, č. 6, s. 1–5, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2008.
- Svobodová, J., Douda, K. a Vlach, P. (2009) Souvislost mezi výskytem raků a jakostí vody v České republice. *Bulletin VÚRH, Vodňany*, 2–3, s. 100–109.
- Svobodová, Z., Gelnarová, J., Justýn, J., Krupauer, V., Šimanov, L., Valentová, V., Vykusová, B. a Wohlgemuth, E. (1987) Toxikologie vodních živočichů. Praha: SZN, 231 s.
- Štambergová, M., Svobodová, J. a Kozubíková, E. (2009) Raci v České republice. Praha: AOPK ČR, 255 s.
- Škorpil, F.B. (1895) Popis okresního hejtmantství Kladenského. Prameny k Hostivické historii – řada A: Staré publikace, svazek č. 8, 87 s.
- Štěpán, V.J. (1932) Soudobý stav rakařství v Čechách. *Československý rybář*, Vodňany, 20 s.
- Renz, M. and Breithaupt, T. (2000) Habitat use of the crayfish *Austropotamobius torrentium* in small brooks and in Lake Constance, Southern Germany. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 356, 139–154.
- Unestam, T. (1965) Studies on the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci*: I. Some factors affecting growth in vitro. *Physiologia Plantarum*, 18, 483–505.
- Vlach, P., Hulec, L., and Fischer, D. (2009a) Recent distribution, population densities and ecological requirements of stone crayfish. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 394–395, 13.

Vlach, P., Fischer, D., and Hulec, L. (2009b) Microhabitat preferences of the stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 394–395, 15.

Yildiz, H.Y. and Benli, A.C.K. (2004) Nitrite toxicity to crayfish, *Astacus leptodactylus*, the effects of sublethal nitrite exposure on hemolymph nitrite, total hemocyte counts, and hemolymph glucose. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, 370–375.

Právní předpisy

ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Český normalizační institut, 1998, 12 s.

Nařízení vlády č. 71/2003 Sb., o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod.

Nařízení vlády č. 301/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 132/2005 Sb., kterým se stanoví národní seznam evropsky významných lokalit.

Nařízení vlády č. 371/2009 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 132/2005 Sb., kterým se stanoví národní seznam evropsky významných lokalit, ve znění nařízení vlády č. 301/2007 Sb.

Směrnice Rady č. 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin („směrnice o stanovištích“, Habitats Directive).

Vyhláška č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů (ZOPK).

RNDr. Jitka Svobodová
VÚV TGM, v.v.i., Praha
Jitka_Svobodova@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD V OBLASTECH POVODÍ MORAVY A DYJE A SOUSEDNÍCH STÁTECH

Stanislav Juráň, Alžběta Petráňová

Klíčová slova

městské (komunální) odpadní vody – účinnost odstraňovaného znečištění – velikostní kategorie čistíren odpadních vod – porovnání legislativních předpisů

Souhrn

V článku jsou uvedeny výsledky porovnání účinností odstraňování znečištění na čistírnách odpadních vod v české části povodí řek Moravy a Dyje s bezprostředně sousedícími státy, kterými jsou Rakousko a Slovenská republika.

Přestože jsou všechny sousední státy České republiky členskými státy Evropské unie a platí pro ně směrnice Rady č. 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod, ze srovnání je patrné, že situace v uvedené oblasti je značně rozdílná.

Úvod

Jednou z nejvýznamnějších činností, eliminujících zátěž znečištění způsobeného obyvatelstvem a některými průmyslovými činnostmi, je čištění odpadních vod.

I když jsou v současnosti všechny sousední státy České republiky členskými státy Evropské unie a platí pro ně směrnice Rady č. 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod, jejíž znění bylo přejato do národních právních předpisů, skutečná situace je v uvedené oblasti značně rozdílná.

V rámci tohoto příspěvku jsme se zabývali porovnáním účinností odstraňovaného znečištění u 26 komunálních čistíren odpadních vod v České republice a Rakousku a v České republice a Slovenské republice, kde bylo porovnáváno odstraňované znečištění u 23 vybraných ČOV. V České republice byly vybrány komunální ČOV z oblastí povodí Moravy a Dyje na základě vysokého procenta přítékajících odpadních vod (dále OV) z průmyslu, a to takovým způsobem, aby byly zastoupeny všeobecně používané velikostní kategorie ČOV nad 2 000 ekvivalentních obyvatel (dále EO). V sousedních státech byly vybrány k posouzení obdobné ČOV na základě doporučení jejich expertů s tím, že informace o zatížení průmyslovými odpadními vodami se ze slovenské strany nepodařilo získat. Dále bylo provedeno porovnání obdobných legislativních předpisů, regulujících uvedenou oblast u nás a ve Slovenské republice ke konci roku 2010. Šlo o nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a nariadenie vlády SR č. 269/2010 Z.z.

Účinnost odstraňovaného znečištění na komunálních čistírnách odpadních vod – porovnání se situací v Rakousku

Podle metodického pokynu k nařízení vlády č. 229/2007 Sb. platí, že účinnost procesu E [%] je definována normou ČSN 75 6401 jako poměr mezi

Factors influencing the population of stone crayfish in Zákolanský brook (Svobodová, J.)

Key words

stone crayfish – Zákolanský brook – water quality – crayfish plague – SCI

Zákolanský brook was designated as the Site of Community Importance within the NATURA 2000 network for the critically endangered stone crayfish (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803).

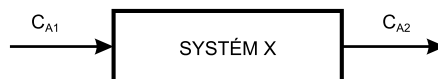
It is a locality with the lowest sea level where this species is found in the Czech Republic. As Zákolanský brook is the only Vltava tributary with stone crayfish occurrence this species population here is unique in the catchment.

Due to organic pollution the watercourse remains among the most polluted localities where the stone crayfish live in the Czech Republic. As a result of the pollution and crayfish plague (illness caused by *Aphanomyces astaci* oomycet) the population of stone crayfish in Zákolanský brook was decimated. In spite of that, the crayfish population in the upper part of the watercourse survives and is even reproducing.

As the origin of the crayfish plague infection in the region is unknown and the reason of other cases of the species dying there is not explained, too, the residual population in the brook is still in danger of massive death.

Spreading of the illness can be delayed by migration barriers which could prevent the movement of infected crayfish against the current of the watercourse. Water quality will be improved by the construction of wastewater treatment plants and also by establishing the codes of good agricultural practice.

odstraněnou koncentrací znečišťující složky (= rozdíl mezi koncentrací na vstupu a výstupu ze systému) a koncentrací složky vstupující do systému. Obecně lze místo koncentrací používat i látkové toky. V našem případě byly definovány hranice systému podle schématu na obr. 1.



Obr. 1. Definovaný systém

Účinnost E odstraňování složky A (E_A) v systému X se pak vypočítá podle vzorce:

$$E_A = \frac{C_{A1} - C_{A2}}{C_{A1}} \cdot 100 \text{ [%]},$$

kde

C_{A1} je hmotnostní koncentrace složky A na vstupu do systému v mg.l^{-1} ,

C_{A2} je hmotnostní koncentrace složky A na výstupu ze systému v mg.l^{-1} .

Informace a data z rakouské strany byly získány od společnosti Umweltbundesamt se sídlem ve Vídni. Rozdělení vybraných ČOV, jejichž účinnosti byly porovnávány podle velikosti zatížení, bylo následující: 5 ČOV z kategorie nad 100 tis. EO, 13 ČOV z kategorie 10 001–100 tis. EO a 8 ČOV z kategorií 2 001–10 tis. EO. V tabulce 1 je uvedeno průměrné orientační zastoupení průmyslu napojeného na komunální ČOV v jednotlivých velikostních kategoriích.

Tabulka 1. Průměrné zastoupení průmyslu na porovnávaných ČOV

	Kategorie ČOV [EO]	Počet ČOV	Napojený průmysl	
			počet ČOV	průměrné % napojení
CZ	nad 100 tis.	5	5	47
	10 001–100 tis.	13	13	50
	2 001–10 tis.	8	5	40
	celkem	26	23	46
AU	nad 100 tis.	5	2	48
	10 001–100 tis.	13	4	51
	2 001–10 tis.	8	5	29
	celkem	26	11	43

Výsledky porovnání

Z hlediska účinností odstraňovaného přítékajícího znečištění u vybraných ČOV byly hodnoceny čtyři základní ukazatele: BSK_{5s} , $CHSK_{Cr}$, N_{anorg} a P_{celk} . V tabulce 2 jsou uvedeny průměrné hodnoty účinností odstraňovaného znečištění u jednotlivých ukazatelů v závislosti na velikostní kategorii ČOV.

Z tabulky vyplývá, že ze souboru přibližně stejně zatěžovaných čistíren na české i rakouské straně je dosahováno velmi dobrých výsledků při odstraňování organického znečištění (BSK_{5s} , $CHSK_{Cr}$). Při porovnávání průměrných hodnot u ukazatele N_{anorg} a P_{celk} je zřejmé, že v ČR je dosahováno nižších účinností odstraňovaného znečištění, než je tomu v Rakousku.

Poznámka: Vybrané ČOV v ČR, jejich charakteristiky (kategorie, počty EO, napojení průmyslu), hodnoty produkovaného a vypouštěného znečištění a účinnosti čištění jsou uvedeny v průběžné zprávě úkolu (VaV SP/2e7/73/08 Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje, DÚ 5 – Identifikace antropogenních tlaků ze sídelních útvarů, závěrečná syntetická zpráva o řešení dílčího úkolu za období 2008–2010, VÚV TGM, v.v.i., listopad 2010), v rámci kterého byly informace pořízeny.

Právní stav a množství odpadních vod odváděných k čištění

Podle rakouského vodoprávního zákona z roku 1990, novelizovaného v roce 2003 (Wasserrechtsgesetz WRG 1959 idF BGBl. I Nr. 82/2003), je pro nakládání s vodami nutné licenční/koncesní povolení, striktní požadavky jsou pak pro nakládání s OV. V současnosti je v Rakousku platných více než 50 vyhlášek/nařízení, které se přímo vztahují k čištění odpadních vod. Novelizační zákona v roce 2003 byla do rakouských stanov zavedena/implementována směrnice Evropského parlamentu a Rady č. 2000/60/ES, stanovující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

Zatímco v ČR je v současnosti podle statistických údajů napojeno na veřejnou kanalizaci 81,9 % populace a na kanalizaci s koncovou ČOV asi 77 % všech obyvatel, situace v sousedních zemích je odlišná. V Rakousku bylo již v roce 2003 napojeno na komunální čistírny odpadních vod 89 % obyvatel země, což představuje produkci přibližně 1 090 milionů m³ odpadních vod při přetékajících na rakouské ČOV za rok. Z toho 95 % OV, tj. 1 030 m³rok⁻¹, bylo čištěno pomocí terciárních čistících systémů (tj. s odstraňováním nutričních P, N). Situace v připojení obyvatelstva na kanalizační systémy s koncovou ČOV se i po tomto období mírně zlepšovala. V současnosti asi 10 % všech obyvatel Rakouska využívá k čištění OV septiky nebo malé domovní čistírny odpadních vod a od 90 % obyvatel jsou odpadní vody odváděny k čištění na městské a obecní ČOV. Rakousko má pouze vybrané části svého území vyhlášené jako citlivou oblast, ale např. emisní standardy pro celkový fosfor jsou stanoveny pro komunální čistírny odpadních vod s kapacitou již nad 1 000 EO. Z tohoto pohledu se řadí tyto regulativy k nejpřísnějším v Evropě.

Účinnost odstraňovaného znečištění na komunálních čistírnách odpadních vod – porovnání se situací ve Slovenské republice

V rámci plánovaných prací bylo provedeno hodnocení účinností odstraňovaného produkovaného znečištění u 23 komunálních čistíren odpadních vod z oblasti povodí Moravy a Dyje a vybraných ČOV ve Slovenské republice. Výběr čistíren v ČR byl proveden již v roce 2009, kdy byla porovnáвана situace s Rakouskou republikou. Použitá data se vztahují k roku 2008 (z rakouské strany byla poskytnuta data za rok 2007). Porovnávaná data jsou průměrnými ročními koncentracemi v uvedeném roce. Množství napojeného průmyslu se u vybraných slovenských ČOV nepodařilo zjistit. Data byla poskytnuta slovenským Výskumným ústavem vodného hospodárstva v Bratislavě s tím, že zařazení do kategorií provedli rovněž experti tohoto ústavu. Hodnocení bylo provedeno pro čtyři základní ukazatele znečištění: pětidenní biologická spotřeba kyslíku s potlačením nitrifikace (BSK₅), chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanovou metodou (CHSK_{Cr}), celkový dusík (N_{celk}) a celkový fosfor (P_{celk}).

Výsledky porovnání

Tabulka 3 uvádí účinnosti odstraňovaného znečištění v závislosti na velikostních kategoriích ČOV.

Z tabulky vyplývá, že čistírny na české i slovenské straně dosahují rovněž velmi dobrých výsledků v odstraňování organického znečištění, vyjádřeného ukazateli BSK₅ a CHSK_{Cr}. Průměrné hodnoty účinností u ukazatelů BSK₅ a CHSK_{Cr} u jednotlivých velikostních kategorií s přehledem splňují hodnoty předepsané v příslušných nařízeních vlády. Odstraňované znečištění u ukazatelů N_{celk} a P_{celk} vykazuje v ČR vyšší průměrnou účinnost, než je tomu ve Slovenské republice. U P_{celk} je rozdíl v účinnostech odstraňovaného znečištění mezi ČR a SR výraznější. Průměrné účinnosti odstraňovaného znečištění u ukazatelů N_{celk} a P_{celk} uvedené v tabulce 3 naznačují, že ve všech čistírnách odpadních vod dosahují hodnot účinností vyžadovaných příslušnými vládními nařízením.

Právní stav a porovnání legislativních předpisů

Česká i Slovenská republika mají požadavky na vypouštění odpadních vod a jejich kvalitu formulovány v příslušných nařízeních vlády.

Celé území České i Slovenské republiky je zařazeno do tzv. citlivé oblasti. Citlivé oblasti jsou podle příslušných vodních zákonů (v ČR č. 254/2001 Sb., v SR č. 364/2004 Z.z.) definovány v souladu s legislativou EU (směrnice Rady č. 91/271/EHS). Pro citlivé oblasti platí přísnější požadavky k vypouštění odpadních vod.

Tabulka 2. Účinnosti odstraňování znečištění z odpadních vod u vybraných ČOV

Kategorie ČOV [EO]	BSK ₅	CHSK _{Cr}	N _{anorg}	P _{celk}	
	účinnost odstranění [%]				
CZ	nad 100 tis.	99	94	70	88
	10 001–100 tis.	97	94	51	87
	2 001–10 tis.	95	90	46	68
	průměr	97	93	56	81
AU	nad 100 tis.	98	94	81	89
	10 001–100 tis.	98	94	78	90
	2 001–10 tis.	98	95	84	88
	průměr	98	94	81	89

Tabulka 3. Účinnosti odstraňovaného produkovaného znečištění

Kategorie ČOV [EO]	Počet ČOV	BSK ₅	CHSK _{Cr}	N _{celk}	P _{celk}	
		účinnost odstranění [%]				
CZ	nad 100 tis.	5	98	96	80	88
	10 001–100 tis.	11	98	95	71	87
	2 001–10 tis.	7	94	90	59	68
	průměr		97	94	70	81
SK	nad 100 tis.	5	97	91	66	59
	25 001–100 tis.	5	94	92	62	62
	10 001– 25 tis.	6	98	96	70	75
	2 001–10 tis.	7	98	93	72	65
průměr		97	93	67	65	

Tabulka 4. Typy vzorků v ČR a SR

Typ vzorku/typ vzorky	Česká republika	Slovenská republika
A	dvouhodinový směsný vzorek získaný sléváním 8 dílčích vzorků stejného objemu v intervalu 15 minut	bodová vzorka
B	24hodinový směsný vzorek, získaný sléváním 12 objemově stejných dílčích vzorků odebíraných v intervalu 2 hodin	2-hodinová zlietaná vzorka, která se získá zlietaním minimálně pěti objemově rovnakých čiastkových vzoriek odoberaných v rovnakých časových intervalech
C	24hodinový směsný vzorek získaný sléváním 12 objemově průtoku úměrných dílčích vzorků odebíraných v intervalu 2 hodin	24-hodinová zlietaná vzorka získaná zlietaním minimálně 13 objemově rovnakých dílčích vzoriek odoberaných v rovnakých časových intervalech
D	není	24-hodinová zlietaná vzorka získaná zlietaním minimálně 13 čiastkových vzoriek úměrných průtoku odoberaných v rovnakých časových intervalech
poznámka	Bodový vzorek nemá písmenné označení V kategorii do 50 EO může vodoprávní úřad stanovit menší četnost odběrů, než je uvedeno pro kategorii do 500 EO	

Tabulka 5. Četnost vzorkování a typ vzorků

Česká republika			Slovenská republika		
Velikost zdroje [EO]	Typ vzorku	Minimální roční četnost odběrů vypouštěných městských OV	Velikost zdroje [EO]	Typ vzorky	Minimální počet odběrů vzoriek vo vypúšťaných splaškových a komunálních OV
< 500	A	4	do 50	A	1
–			51–500	B	4
500–2 tis.	A	12	501–2 tis.	B	6
2 001–10 tis.	B	12	2 001–10 tis.	C	V prvom roku 12 další rok 6
–			10 001– 50 tis.	C	12
10 001–100 tis.	C	26	50 001–100 tis.	C	24
> 100 tis.	C	52	nad 100 tis.	D	24

Nařízení vlády SR rozděluje čistírny odpadních vod do šesti kategorií podle velikosti zdroje, oproti pěti velikostním kategoriím v českém nařízení vlády. První definovanou kategorií v SR jsou zdroje znečištění do 50 EO, kdežto ČR má tuto hranici posunutou až na hodnotu méně než 500 EO. Od toho se odvíjí posunutí druhé kategorie. Třetí velikostní kategorie jsou v obou zemích shodné. Rozdíl znovu nastává u čistíren v kategorii 10 001–100 000 EO (ČR), kterou slovenská legislativa rozděluje na dvě kategorie. Česká legislativa prozatím neukládá provozovatelům čistíren do 50 EO sledování kvality vypouštěných odpadních vod. Ve Slovenské republice je tato povinnost vyžadována u odpadních vod vypouštěných do vod podzemních, a to v ukazatelích pětidenní biologická spotřeba kyslíku s potlačením nitrifikace (BSK₅) a nerozpuštěné látky (NL). Dalším rozdílem je označování vzorků a způsob jejich odběru, jak uvádí *tabulka 4*, i v četnosti odběru vzorků u jednotlivých velikostních kategorií (*tabulka 5*). V České republice jsou požadavky na vzorkování četnější.

Množství odpadních vod odváděných k čištění

Množství odváděných odpadních vod k čištění je ve Slovenské republice poměrně nízké a výrazně nižší než u nás a v Rakousku. V roce 2006 bylo na veřejnou kanalizaci napojeno celkem 3 111 tis. obyvatel, což je 57,7 % obyvatel Slovenska. Z toho na komunální ČOV byly odváděny OV od 3 028 tis. obyvatel, tj. od 56,2 % obyvatel země. Celkové množství vypouštěných odpadních vod činilo 452 milionů m³.rok⁻¹, z toho bylo na čistírny odpadních vod odváděno k čištění 441 milionů m³.rok⁻¹, což představuje přibližně 97,5 % veškerých odkanalizovaných OV. Do roku 2010 se situace výrazně zlepšila, přesné údaje však nejsou k dispozici. Plnění závazků vycházející z legislativy EU má být ve Slovenské republice ukončeno ve dvou etapách. První etapa byla již ukončena v roce 2010 pro ČOV velikostní kategorie nad 10 tis. EO,

POROVNÁNÍ ÚČINNOSTI ČIŠTĚNÍ BIOLOGICKÝCH NÁDRŽÍ VE VEGETAČNÍM A NEVEGETAČNÍM OBDOBÍ

Eva Mlejnská

Klíčová slova

biologická nádrž – účinnost čištění – sezonní kolísání – teplota – organické znečištění – dusík

Souhrn

Biologické nádrže jsou v České republice nejčastěji využívanou extenzivní technologií čištění odpadních vod z malých obcí. Podle platné legislativy je u čistíren ve velikostní kategorii do 500 EO vyžadováno stabilní čištění organického znečištění a nerozpuštěných látek. Ve velikostní kategorii od 500 do 2 000 EO je navíc vyžadováno i odstraňování amoniakálního dusíku. Do těchto velikostních kategorií spadají i mnohé extenzivní čistírny, kde jsou probíhající procesy čištění silně ovlivňovány nejen látkovým a hydraulickým zatížením, ale i celou řadou vnějších činitelů, jako je teplota, sluneční radiace, rychlost větru nebo rostlinný metabolismus. Ke zjištění rozdílů v účinnostech čištění mezi vegetačním a nevegetačním obdobím byla vyhodnocena data ze sledování (2006 až 2008) šesti biologických nádrží čistících odpadní vody z malých obcí.

Významné rozdíly v účinnostech čištění byly zjištěny nejen u amoniakálního dusíku, který je ve většině případů v nevegetačním období odstraňován hůře než ve vegetačním, ale i u organického znečištění, které je naopak v nevegetačním období odstraňováno lépe. To je způsobeno zejména přemnožením fytoplanktonu v teplejší části roku, který následně uniká do odtoku, a tak zhoršuje jeho kvalitu.

Úvod

Jednoduché biologické nádrže i jejich soustavy nacházejí uplatnění zejména při čištění splaškových odpadních vod z jednotlivých stavení či jejich skupin, rekreačních zařízení, menších obcí nebo organicky nízkozatížených splachů ze zemědělské půdy. Značný význam mají také při dočišťování odpadních vod. Z hlediska využití lze biologické nádrže rozdělit do čtyř základních skupin: anaerobní biologické nádrže, aerobní biologické nádrže (neprovzdušňované, provzdušňované v zimě, provzdušňované celoročně), dočišťovací biologické rybníky a nádrže s akvakulturami (Mlejnská aj., 2009).

Při vhodném uspořádání a dostatečném dimenzování mohou tlumit i srážkové odtoky a částečně čistit srážkové vody z obcí. K jejich nejvýraznějším kladům patří schopnost poradit si s výrazně zředěnými odpadními vodami a s nerovnoměrným hydraulickým i látkovým zatížením. Mezi nevýhody patří

kde má být zajištěn terciární stupeň čištění pro všechny ČOV v této kategorii. Následně druhá etapa by měla být ukončena až v roce 2015, kdy má být zajištěno čištění odpadních vod v aglomeracích nad 2 000 EO.

Ing. Stanislav Jurán, Ing. Alžběta Petráňová
VÚV TGM, v.v.i., pobočka Brno
stanislav_juran@vuv.cz, tel.: +420 541 126 322
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Key words

urban (municipal) wastewater – efficiency of eliminated pollution – population category of wastewater treatment plants – comparison of legislative regulations

Wastewater Treatment in the Morava and Dyje River Basin and Neighbouring Countries (Jurán, S.; Petráňová, A.)

One of the most significant activities, which eliminate pollution from population and some of the industrial activities, is wastewater treatment. Although nowadays all neighbouring countries of the Czech Republic are members of the European Union and these activities are regulated by Council Directive 91/271/EEC concerning urban wastewater treatment, situation in these regions is widely different. Content of the article presents results of comparison of the efficiency of eliminated pollution from wastewater treatment plants in the Czech part of Morava and Dyje River Basin and nearby states as Austria and the Slovak Republic.

především potřeba velké plochy na EO a také závislost účinnosti čištění na klimatických poměrech.

Cílem příspěvku je zhodnotit účinnost čištění biologických nádrží ve vegetačním a nevegetačním období v klimatických podmínkách České republiky, tedy v podstatě zjistit závislost dosahovaných účinností čištění pro CHSK, BSK₅, nerozpuštěné látky, dusík a fosfor na ročním období, resp. teplotě. Do tohoto vyhodnocení bylo zahrnuto i masivní tání sněhu na jaře roku 2006, které ovlivňuje výsledky ve vegetačním období. Za nevegetační období lze v klimatických podmínkách České republiky považovat období od poloviny října do konce března (Rozkošný, 2009).

Funkce biologických nádrží

Nutno zdůraznit, že před biologické nádrže by mělo být zařazeno vhodné mechanické předčištění přítékajících odpadních vod, a to i vzhledem k tomu, že jsou principiálně schopny přijímat vody nepředčištěné. V případě absence mechanického předčištění totiž dochází k rychlému zanášení biologických nádrží hrubými plaveninami a může docházet k jejich dlouhodobému látkovému přetěžování.

Biologické nádrže mohou být pravidelného (obdélníkového, čtvercového, lichoběžníkového) i nepravidelného tvaru. Nátok a odtok se většinou využívá jednoduchý, nejlépe diagonálně umístěný. Dno bývá zaizolováno jílovým těsněním, fóliemi z plastů nebo umělého kolmatací, aby nedocházelo k pronikání odpadních vod do podloží. Návodní svahy se zpevňují uměle (dlaždice, beton), nebo přírodními způsoby (mokřadní rostliny). Dno bývá navrhováno ve sklonu 0,5 až 1 % (Mlejnská aj., 2009). K hlavním procesům čištění v biologických nádržích patří mechanické, chemické a biologické procesy, které podrobně shrnuje *tabulka 1*.

Důležité je předcházet zkratovému proudění uvnitř nádrží. Torres aj. (1997) studovali hydrodynamické chování hluboké nádrže v zimě a v létě. Dospěli k závěru, že v nádrži existuje zkratové proudění i mrtvé prostory a zatímco v zimě je aktivní objem nádrže 70 %, v létě je to pouze 22 %. To je způsobeno teplotní stratifikací v nádrži, která je definována jako období, kdy je teplotní gradient větší než 0,6 °C.m⁻¹ (Badrot-Nico aj., 2009). K teplotní stratifikaci dochází nejen v oblastech s horkým klimatem, ale byla pozorována i v klimatických podmínkách Velké Británie. Ve větší míře se objevuje od března do srpna (Abis a Mara, 2006). Autoři Effenberger a Duroň uvádějí teoretickou dobu zdržení pro čištění odpadních vod v biologických nádržích alespoň pět dnů.

Účinnost čištění v biologických nádržích vedle návrhových parametrů (počet nádrží, velikost nádrží, doba zdržení, hydraulické a látkové zatížení atd.) do značné míry ovlivňují i vnější činitele, jako je vliv fytoplanktonu, vliv denní a sezonní dynamiky anebo vliv stárnutí systému.

Řasy (fytoplankton) v přírodě přispívají významnou měrou k procesu samočištění vody. Schopnost odstraňovat nutrienty bez přítomnosti organického uhlíku je využívána právě při čištění v biologických nádržích. Jako zdroj uhlíku při fotosyntéze je využíván oxid uhličitý, který produkují bakterie při dýchání. Bakterie naopak využívají kyslík vznikající při fotosyntéze řas (Schumacher a Sekoulov, 2003). Fotosyntéza je silně ovlivněna dostupností světla pod vodou (Weatherell aj., 2003), proto rozvoj řas podléhá sezonnímu kolísání. Z hlediska množství fytoplanktonu jsou biologické nádrže velmi citlivé, protože při nedostatečné populaci řas chybí kyslík, naopak přespělší

Tabulka 1. Procesy čištění v aerobních biologických nádržích (Šálek, 1997)

Složky	Mechanické		Chemické				Biologické			
	sedimentace	adsorpce	oxidace/ redukce	srážení	adsorpce	rozklad	metabolismus		příjem živin	rozklad
							bakteriální	rostlinný		
suspendované nerozpuštěné látky	I		II							
lehce rozložitelné látky, koloidní látky	II	II	II				I			
BSK ₅	III						I			
živiny					I*		I		I	
dusík	II				I				I	
fosfor	II			I	I				I	
těžké kovy	II			I	I				I	
organické látky			II		II	I	I	II		I
lehce rozložitelné	III		II		II	I	I	II		I
těžce rozložitelné	III		II		II	I	I	II		I
mikroorganismy	II					I		II		I

Legenda: I – primární (základní) procesy, I* – adsorpce amoniakálního dusíku, II – sekundární procesy, III – vedlejší procesy

bující fytoplankton žijící ve vzduchu způsobuje tzv. sekundární znečištění. Na odtoku z biologické nádrže může pak dojít k nárůstu BSK₅ o 60 až 90 % (Schumacher a Sekoulov, 2003).

Sezonní dynamika je obvykle zaznamenávána také v účinnosti odstraňování dusíku. Mikrobiální procesy, které ovlivňují eliminaci dusíku (amoniakace, nitrifikace a denitrifikace), jsou všechny známy svou citlivostí k teplotě, proto se snižuje efektivita odstraňování amoniakálního dusíku v zimních měsících (Šálek, 1997). Mechanismy odstraňování amoniakálního dusíku v letním a zimním období se podrobně zabývali také van der Linde a Mara (2010). Dospěli k závěru, že amoniakální dusík je rychle přijímán do biomasy (především řas) v nádrži a asimilován do buněčného materiálu, kde dochází k transformaci z anorganického dusíku na dusík organický. V létě je odstraňován více než dvojnásobek dusíku v porovnání se zimou. Také zdokumentovali, že odstraňování BSK₅ a nerozpuštěných látek nevykazuje významnou sezonní dynamiku. Výrazná sezonní změna se projeví, pouze pokud dojde k přebujelému nárůstu fytoplanktonu v létě (Schetrite a Racault, 1995) nebo k dlouhodobému zamrznutí hladiny neprovzdušňované nádrže v zimě. V tomto případě dochází k zastavení růstu řas, které produkují kyslík, a také k zamezení prostupu kyslíku hladinou. Nádrž pak přechází do anaerobních podmínek (Rockne a Brezonik, 2006). Anaerobní proces čištění sice dosahuje podobných účinností odstraňování organického znečištění, ale je doprovázen vznikem pachových závad a odtékající anaerobní voda následně nepříznivě ovlivňuje kyslíkový režim i oživení recipientu (Felberová, 2006; Vaňa aj., 2009). Takové situace je pak třeba řešit dosazením vhodného aeračního systému do nádrže.

Účinnost čištění také ovlivňuje stáří systému. Schetrite a Racault (1995) analýzou zjistili, že účinnost odstraňování dusíku během letního období byla u vybraných nádrží v průběhu dlouhodobého sledování stabilní, a to cca 70 %. Odstraňování dusíku během zimního období vykazovalo mírný trend poklesu účinnosti. Účinnost odstraňování fosforu ve vztahu ke stárnutí systému klesala od počátečních 80 % až na 35 % na konci pokusu. Snižování účinnosti zachycování fosforu je způsobeno tím, že se zvyšuje jeho akumulace v sedimentu a dochází k jeho příležitostnému vyplavování. Racault aj. (1995) výzkumem zjistili, že čistící schopnosti odbahněných nádrží jsou v průběhu prvních tří let po odstranění sedimentu velmi vysoké a konstantní. Teprve po třech letech se začíná projevovat regresní vztah mezi délkou období od posledního odbahnění a snižující se účinností čištění odpadních vod.

Popis sledovaných lokalit

V tabulce 2 jsou uvedeny vybrané parametry a charakteristiky sledovaných biologických nádrží. Návrhový počet EO nebyl na většině lokalit k dispozici, hodnota byla tedy vypočtena z průměrného denního množství ($Q_{24,h}$) a průměrného znečištění (BSK₅) přítékajících odpadních vod. Jednotlivé biologické nádrže byly podrobně sledovány v letech 2006 až 2008. Odebírány byly většinou dvouhodinové směsné vzorky. Vyhodnocením výsledků analýz dvouhodinových směsných vzorků odebíraných v cca měsíčním intervalu a prostých vzorků odebraných během 24 hodin bylo prokázáno, že rozdíly mezi dvouhodinovými směsnými vzorky odebíranými během roku jsou zpravidla větší než rozdíly mezi prostými vzorky odebíranými během 24 hodin (Wanner aj., 2008), proto je odběr dvouhodinových směsných vzorků pro sledování funkce biologických nádrží dostačující.

Odběrové profily byly voleny tak, aby bylo možné vyhodnotit účinnost čištění jednotlivých stupňů. Z naměřených průtoků a koncentrací BSK₅ byly vypočítány hodnoty hydraulického a látkového zatížení. Během sledování byly analyzovány následující základní fyzikální a chemické ukazatele: konduktivita, pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku, teplota vzduchu a vody, koncentrace nerozpuštěných látek (NL), BSK₅, CHSK, koncentrace amoniakálního dusíku (N_{amon}), dusičnanů (NO_3), dusitanů (NO_2), celkového

Tabulka 2. Charakterizace sledovaných čistíren

Lokalita	A	B	C	D	E	F
V provozu od	80. léta	90. léta	2003	1985	1998	2000
Počet EO	109	48	309	612	241	334
Nadmořská výška (m n. m.)	604	544	245	681	511	545
Typ kanalizace	J	J	J	J	J	J + O
Průměrný denní průtok $Q_{24,h}$ ($m^3 \cdot d^{-1}$)	157	174	286	593	540	280
Předčištění	ne	ne	ZUN	Č-LP-S	Č-LP-ŠN	Č-LP-ŠN
Počet nádrží	1	1	1	2	2	2
Aerace	ne	ne	ne	ano	ano	ano
Povrchová plocha nádrží (m^2)	3 600	4 950	5 000	4 980	5 500	4 710

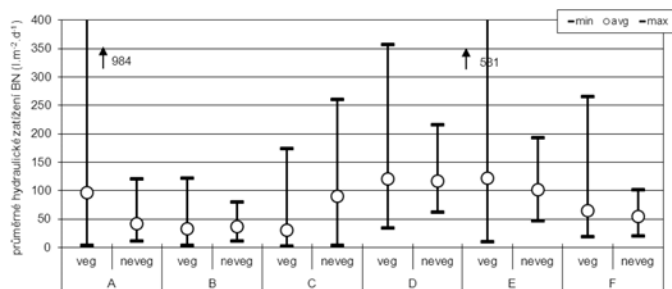
Legenda: J – jednotná kanalizace, O – oddílná kanalizace, Č – česle, LP – horizontální lapák písku, S – septik, ŠN – štěrbínová usazovací nádrž, ZUN – zemní usazovací nádrž

fosforu (P_5) a fosforečnanového fosforu (PO_4^{3-}). V období od dubna 2006 do října 2007 byly navíc z nádrží odebírány vzorky ke stanovení koncentrace chlorofylu-a.

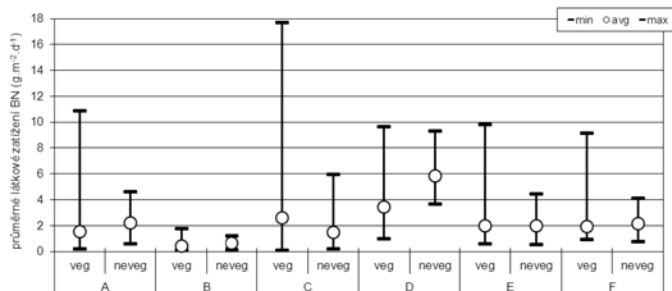
Vyhodnocení hydraulického a látkového zatížení

Přitékající množství i znečištění odpadních vod je značně různorodé. Grafy na obr. 1 a obr. 2 znázorňují kolísání celkového hydraulického a látkového zatížení pro jednotlivé sledované čistírny během vegetačního a nevegetačního období. Uveden je rozsah od minimálního (min) přes průměrné (avg) po maximální zatížení (max).

Velké výkyvy v hydraulickém zatížení biologických nádrží jsou způsobeny zejména podchyčením tání velké vrstvy sněhu v dubnu 2006 na pěti lokalitách v jižních Čechách, které významně zvýšilo hydraulické zatížení nádrží. Naměřený průtok byl 3krát až 23krát vyšší než dlouhodobá průměrná hodnota. Z grafů je také patrný vztah mezi průměrným hydraulickým a látkovým zatížením – s rostoucím hydraulickým zatížením klesá zatížení látkové (čtyři lokality z šesti).



Obr. 1. Rozsah hodnot hydraulického zatížení biologických nádrží během vegetačního (veg) a nevegetačního (neveg) období na sledovaných čistírnách



Obr. 2. Rozsah hodnot látkového zatížení biologických nádrží během vegetačního (veg) a nevegetačního (neveg) období na sledovaných čistírnách

Vyhodnocení kyslíkových poměrů

V zimním období byla většina nádrží provozována bez aerace, a to buď z důvodu úplné absence aerátorů, nebo z důvodu zamrznání povrchových aerátorů. V jednom případě (D) se jedná o atypický výrobek obdobný Kesenerovým válcům používaným u oxidačních příkopů, ve druhém potom o povrchový horizontální aerátor, tzv. BSK turbínu (E), oba tyto aerátory byly řízeny časově. Výjimku tvořila pouze poslední z čistíren (F), kde je instalována podpovrchová jemnobublinná aerace s dmýchadlem, která je řízena podle údajů z kyslíkové sondy a běží bez problémů po celý rok. Ale i přes tuto skutečnost fungovala většina čistíren se dvěma biologickými nádržemi v oxických podmínkách s výjimkou lokality D, kde došlo v nevegetačním období na přelomu roku 2006 a 2007 k poklesu koncentrace rozpuštěného kyslíku a přechodu druhé neprovzdušňované biologické nádrže do anoxických a později až anaerobních podmínek.

U čistíren s jednou biologickou nádrží byla situace značně rozdílná. Lokalita A byla prakticky po celou dobu sledování pokryta buď silnou vrstvou okřehku (nejčastěji *Lemna minor*), nebo ledu, koncentrace rozpuštěného kyslíku se velice často pohybovala pod 1 mg.l⁻¹ a nádrž se nacházela téměř neustále v anaerobních podmínkách. Také na lokalitě B rozvoj okřehku způsoboval pokles koncentrací rozpuštěného kyslíku v nádrži, ale nádrž fungovala větší část roku v oxických podmínkách. Lokalita C se nacházela téměř po celou dobu sledování v oxických podmínkách.

Průměrná teplota vody v nevegetačním období se pohybovala od 3,5 do 5,5 °C, ve vegetačním období potom od 12,2 do 22,3 °C. Tento poměrně velký rozptyl je způsoben umístěním jedné čistírny v údolí, navíc s velkým zastíněním okolním porostem.

Byla také sledována sezonní dynamika kolísání koncentrace chlorofylu-a, které je mezi jednotlivými lokalitami poměrně srovnatelné. Diametrální rozdíl je na lokalitě A, kde různé mocné vrstvy okřehku nebo ledu zcela zabraňuje přístupu nejen kyslíku, ale i světla, a tím omezuje růst fytoplanktonu. Koncentrace chlorofylu-a zde byla po celou dobu sledování prakticky nulová.

Specifická situace je také na lokalitě E, kde přitéká hodně zředěná odpadní voda. V obou nádržích lokality E dochází ve vegetačním období k masivnímu rozvoji fytoplanktonu, a tím k významnému zvyšování koncentrace rozpuštěného kyslíku.

Pro ilustraci právě výsledky z těchto dvou zcela odlišně fungujících lokalit shrnuje graf na obr. 3.

Vyhodnocení účinnosti čištění

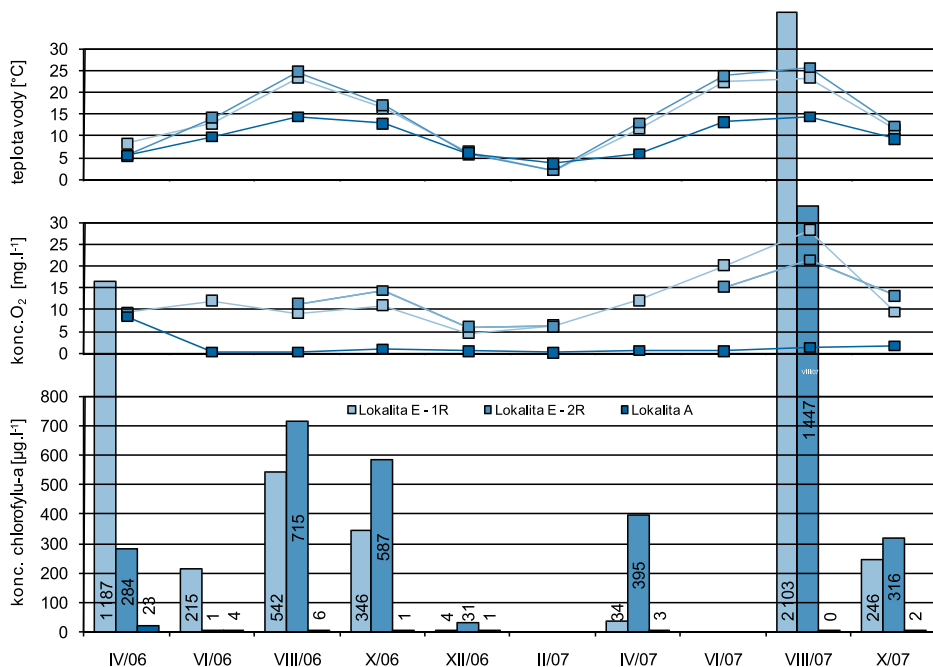
Byly vyhodnocovány průměrné účinnosti čištění jak vlastního biologického stupně, tak celé čistírny ve vegetačním a nevegetačním období. Vyhodnocení dat ukázalo, že mezi vegetačním a nevegetačním obdobím existuje rozdíl zejména v účinnostech odstraňování organického znečištění. Toto zjištění je zcela odlišné od rozdílu v účinnostech čištění u kořenových čistíren (Rozkošný a Mlejnská, 2010). Průměrné účinnosti čištění jsou uvedeny v tabulce 3 a koncentrace znečištění odtékajícího z jednotlivých čistíren pak v tabulce 4.

Závislost účinnosti čištění na hydraulickém a látkovém zatížení čistírny byla vyhodnocena pomocí lineární regrese. Na lokalitě A s rostoucím hydraulickým zatížením nádrže klesají účinnosti čištění pro NL, CHSK, N_{amon.} a P_c, a téměř se nemění pro BSK₅. S rostoucím látkovým zatížením roste účinnost čištění pro NL, BSK₅ a CHSK, pro N_{amon.} a P_c mírně klesá. Velice nízká účinnost čištění pro amoniakální dusík je způsobena anaerobními podmínkami v nádrži, které neumožňují nitrifikaci. Proto nedochází k odstraňování tohoto druhu znečištění.

Na lokalitě B s rostoucím hydraulickým zatížením nádrže roste účinnost čištění pro NL a CHSK, mírně klesá pro BSK₅ a téměř se

nemění pro N_{amon.} a P_c. S rostoucím látkovým zatížením roste účinnost čištění pro NL, BSK₅, CHSK i pro N_{amon.} a P_c. To je způsobeno faktem, že vody přitékající do nádrže jsou velmi zředěné (průměrná koncentrace BSK₅ v nevegetačním období 19 mg.l⁻¹, ve vegetačním období 15 mg.l⁻¹) a doba zdržení je vysoká. Protože jsou koncentrace znečištění na odtoku v podstatě stále stejné, se zvyšujícím se zatížením roste účinnost čištění.

Na lokalitě C s rostoucím hydraulickým zatížením nádrže klesá účinnost čištění pro NL, N_{amon.}, CHSK, BSK₅ i P_c. S rostoucím látkovým zatížením velice mírně klesá účinnost čištění pro NL, roste pro N_{amon.}, BSK₅ i P_c a téměř se nemění pro CHSK.



Obr. 3. Kolísání teploty, koncentrace rozpuštěného kyslíku a koncentrace chlorofylu-a během roku

Tabulka 3. Přehled průměrných účinností čištění biologického stupně (BS) a celé ČOV ve vegetačním a nevegetačním období

Ukazatel/ Lokalita	NL [%]		BSK ₅ [%]		CHSK [%]		N _{amon.} [%]		P _c [%]	
	veg	neveg	veg	neveg	veg	neveg	veg	neveg	veg	neveg
A	62	75	47	64	30	51	4	11	17	22
B	-28	24	31	44	11	37	43	44	40	41
C – BS	43	41	60	53	34	48	72	50	53	52
C – ČOV	57	36	77	67	50	46	82	55	68	51
D – BS	42	63	60	68	27	53	31	0	33	17
D – ČOV	56	71	78	75	49	60	34	11	36	13
E – BS	-182	37	19	64	-34	33	72	7	48	24
E – ČOV	-235	64	29	78	-44	53	75	12	60	36
F – BS	79	78	87	86	61	53	54	44	40	24
F – ČOV	86	77	92	85	74	64	61	16	51	24

Tabulka 4. Přehled emisních standardů a průměrných koncentrací znečištění na odtoku z ČOV

	NL [mg.l ⁻¹]		BSK ₅ [mg.l ⁻¹]		CHSK [mg.l ⁻¹]		N _{amon.} [mg.l ⁻¹]		P _c [mg.l ⁻¹]	
	p	m	p	m	p	m	průměr	m		
emisní standard	150	220	40	80	50	80	-	-	-	-
< 500 EO	125	180	30	60	40	70	20	40	-	-
Odtok z (druhé) biologické nádrže										
Období/Lokalita	veg	neveg	veg	neveg	veg	neveg	veg	neveg	veg	neveg
A	14	14	13	24	56	73	7,81	13,8	1,63	2,24
B	19	15	10	11	60	47	6,53	7,72	1,37	1,22
C	34	24	19	17	85	56	5,10	7,91	1,38	1,15
D	27	20	13	18	71	67	6,85	11,8	1,20	1,63
E	66	11	15	7,5	88	38	2,86	9,48	0,847	1,09
F	7,0	11	5,9	10	48	51	8,97	13,9	1,75	2,03

Legenda: p – přípustné hodnoty, m – maximální hodnoty koncentrace ukazatelů znečištění vypouštěných odpadních vod (převzato z přílohy č. 1 NV č. 61/2003 Sb., v platném znění)

Na lokalitě D s rostoucím hydraulickým zatížením čistírna rostou účinnost čištění pro NL, CHSK, BSK₅ i P_c, mírně klesá pro N_{amon.}. S rostoucím látkovým zatížením rostou účinnost čištění pro CHSK, NL, N_{amon.}, P_c i BSK₅.

Na lokalitě E s rostoucím hydraulickým zatížením rostou účinnost čištění pro NL a mírně i pro CHSK, pro ostatní parametry se téměř nemění nebo velice mírně klesá. S rostoucím látkovým zatížením rostou účinnost čištění pro NL, CHSK i BSK₅, téměř se nemění pro P_c a mírně klesá pro N_{amon.}. To je způsobeno stejně jako na lokalitě B faktem, že vody přitékající do nádrže jsou velmi zředěné (průměrná koncentrace BSK₅ v nevegetačním období 34 mg.l⁻¹, ve vegetačním období 21 mg.l⁻¹) a doba zdržení je velká. U těchto dvou lokalit také neplatí, že s rostoucím hydraulickým zatížením klesá zatížení látkové.

Na lokalitě F s rostoucím hydraulickým zatížením klesá účinnost čištění všech sledovaných parametrů, nejvíce pro N_{amon.}. S rostoucím látkovým zatížením se prakticky nemění účinnost čištění pro BSK₅, mírně klesá pro CHSK, klesá pro NL, P_c a N_{amon.}.

Rockne a Brezník (2006) uvádějí průměrnou účinnost čištění N_{amon.} v létě 86 %, v zimě pak 70 %, Racault aj. (1995) průměrnou účinnost čištění N_{amon.} 60 % a Kadlec (2003) účinnost čištění 61 %. Autoři, kteří sledovali biologické nádrže v České republice v povodí Želivky, uvádějí účinnosti čištění od 0 % do 60 % (Just aj., 1995). Průměrné účinnosti čištění N_{amon.} na námi sledovaných lokalitách jsou 50 % ve vegetačním období a 25 % v nevegetačním období.

Závěr

Plochu biologických nádrží jsou si, s výjimkou lokality A, všechny čistírny velmi podobné. Rozdíl je však v množství i charakteru přitékajících odpadních vod, ve způsobu jejich mechanického předčištění, v počtu a uspořádání nádrží a také ve způsobu aerace.

Vyhodnocení hydraulického zatížení jednotlivých čistíren ukazuje, že nejvýznamnější vliv má především masivní tání sněhu v jarních měsících, kdy může být průtok odpadní vody mnohonásobně vyšší, než je obvyklé. Prakticky na všech lokalitách, kde bylo toto tání podchyceno, je pak i průměrné hydraulické zatížení ve vegetačním období vyšší než v období nevegetačním. Ve většině případů s rostoucím hydraulickým zatížením klesá zatížení látkové. To je způsobeno naředováním přitékajících odpadních vod balastními vodami. Pouze ve dvou případech se projevil opačný efekt, a to u velmi málo látkově zatížených nádrží. Zde naopak s rostoucím hydraulickým zatížením rostlo i zatížení látkové, které je způsobeno vyplavováním usazených nečistot z kanalizace při vyšším průtoku odpadních vod.

V průběhu vegetačního období dochází na většině soustav biologických nádrží k bujení fytoplanktonu (zejména zelených řas). To je velice dobře dokumentováno měřením chlorofylu-a. Rozvoj zelených řas má pak v mnoha případech za následek zhoršování kvality odpadní vody na odtoku, především v parametrech CHSK, BSK₅ a nerozpuštěné látky. Výsledná účinnost čištění pak může vycházet až záporná. Ale vzhledem k situaci, že u některých čistíren přitéká velmi zředěná odpadní voda, nejsou koncentrace znečištění na odtoku významně vysoké. Průměrné hodnoty bez problému splňují emisní standardy uvedené v příloze č. 1 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb., v platném znění.

Analýzou dat bylo potvrzeno, že v klimatických podmínkách ČR je nutno počítat se zhoršením účinnosti čištění biologických nádrží pro organické znečištění ve vegetačním období, a to v případech, kdy v nich dochází k nadměrnému bujení fytoplanktonu. To je v souladu se zjištěním autorů Schetrite a Racaulta (1995). Pro amoniakální dusík je naopak nutné počítat s nižší účinností čištění odpadních vod v nevegetačním období, protože účinnost odstraňování amoniakálního dusíku je závislá na teplotě odpadní vody – tento závěr je v souladu s citovanou literaturou (Rockne a Brezník, 2006).

Literatura

- Abis, KL. and Mara, D. (2006) Temperature measurement and stratification in facultative waste stabilisation ponds in the UK climate. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 114, p. 35–47.
- Badrot-Nico, F., Guinot, V., and Brissaud, F. (2009) Fluid flow pattern and water residence time in waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, Vol. 59, No. 6, p. 1061–1068.
- Effenberger, M. a Duroň, R. (1989) Stabilizační nádrže pro čištění a dočišťování odpadních vod. Účelová publikace MLVH ČSR. Praha : Státní zemědělské nakladatelství, 69 s.
- Felberová, L. (2006) Zimní provoz biologických nádrží. *VTEI*, roč. 48, č. 3, s. 13–14, příloha *Vodního hospodářství* č. 10/2006.
- Heaven, S., Salter, AM., and Clarke, D. (2007) Influence of annual climate variability on design and operation of waste stabilization ponds for continental climates. *Water Science and Technology*, Vol. 55, No. 11, p. 37–46.
- Just, T., Mattiello, E., Sobota, J., Janda, S., Nachtman, T. a Wanner, J. (1995) Ochrana jakosti vody vodárenského zdroje Želivka. Dílčí úkol 02: Návrh účinných způsobů nakládání s odpadními vodami. Závěrečná zpráva dílčího úkolu. Praha : VÚV TGM, 126 p.
- Kadlec, RH. (2003) Pond and Wetland Treatment. *Water Science and Technology*, Vol. 48, p. 1–8.

Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudišová, D., Váňa, M., Wanner, F. a Kučera, J. (2009) Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Praha : VÚV TGM, 119 s. ISBN 978-80-85900-92-7.

Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o ctiivých oblastech, v platném znění.

Racault, Y., Boutin, C., and Seguin, A. (1995) Waste stabilization ponds in France: a report on fifteen years experience. *Water Science and Technology*, Vol. 31, p. 91–101.

Rockne, KJ. and Brezník, PL. (2006) Nutrient Removal in a cold-region wastewater stabilization pond: importance of ammonia volatilization. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 133, Issue 4, p. 451–459.

Rozkošný, M. (2009) Účinnost přírodních způsobů čištění (kořenových čistíren odpadních vod) v nevegetačním období. In Křiška, M., Šálek, J. a Plotěný, K. Přírodní způsoby čištění vod VI. Brno : CeERM, s. 48–57. ISBN 978-80-7204-655-3.

Rozkošný, M. a Mlejnská, E. (2010) Porovnání účinnosti čištění kořenových čistíren odpadních vod ve vegetačním a nevegetačním období. *VTEI*, 2010, roč. 52, č. 3, s. 10–13, příloha *Vodního hospodářství* č. 6/2010.

Schetrite, S. and Racault, Y. (1995) Purification by a natural waste stabilization pond: Influence of weather and ageing on treatment quality and sediment thickness. *Water Science and Technology*, Vol. 31, p. 191–200.

Schumacher, G. and Sekoulov, I. (2003) Improving the effluent of small wastewater treatment plants by bacteria reduction and nutrient removal with an algal biofilm. *Water Science and Technology*, Vol. 48, No. 2, p. 373–380.

Šálek, J. (1997) Vodní hospodářství krajiny I. Scriptorum, depon. in FAST VÚT Brno, 151 s.

Torres, JJ., Soler, A., Sáez, J., and Ortuño, JF. (1997) Hydraulic performance of a deep wastewater stabilization pond. *Water Research*, Vol. 31, No. 4, p. 679–688.

Van der Linde, ERC. and Mara, DD. (2010) Nitrogen removal during summer and winter in a primary facultative waste stabilization pond: preliminary findings from 15N-labelled ammonium tracking techniques. *Water Science and Technology*, Vol. 61, No. 4, p. 997–984.

Váňa, M., Hamza, M., Kučera, J. a Mlejnská, E. (2009) Průběh samočištění anaerobních odpadních vod po vypuštění do recipientu. *VTEI*, roč. 51, č. 4, s. 4–7, příloha *Vodního hospodářství* č. 8/2009.

Wanner, F., Váňa, M., Mlejnská, E. a Kučera, J. (2008) Srovnání vypovídací schopnosti dvouhodinových a 24-hodinových směsných vzorků. *Sborník z konference Odpadové vody 2008*, Štrbské Pleso, 15.–17. října 2008, s. 207–214. ISBN 978-80-89088-68-3.

Weatherell, CA., Elliott, DJ., Fallowfield, HJ., and Curtis, TP. (2003) Variable photosynthetic characteristics in waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, Vol. 48, No. 22, p. 219–226.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou výzkumného záměru MZPO002071101 dotovaného Ministerstvem životního prostředí. Poděkování patří také provozovatelům sledovaných čistíren za umožnění sledování účinnosti čištění.

Ing. Eva Mlejnská
VÚV TGM, v.v.i.

Eva.Mlejnska@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Comparison of stabilization ponds seasonal treatment efficiency (Mlejnská, E.)

Key words

stabilization pond – treatment efficiency – seasonal variations – temperature – organic matter – nitrogen

Stabilization ponds are frequently used extensive wastewater treatment technology in small villages in the Czech Republic. Stable cleaning of organic pollution and suspended soils are required for wastewater treatment plants in the size category to 500 PE under current Czech legislation. In the size category from 500 to 2 000 PE the removal of ammonia nitrogen is additionally required. Number of extensive wastewater treatment plants fall into these categories. Their efficiency depends not only on organic and hydraulic loading but also on external factors such as temperature, solar radiation, wind speed and plant metabolism. To identify differences in treatment efficiency during vegetation and non-vegetation period data from six stabilization ponds treating wastewater from small municipalities were compared.

Significant differences in treatment efficiency were found not only in ammonia nitrogen, which is in non-vegetation period removed with more difficulties than in the vegetation period, but also in organic pollution, which is removed with more difficulties in vegetation period. This is mainly due to the overgrowth of phytoplankton, which decreases the outflow quality.

POZAŽOVÉ KONCENTRACE ŘÍČNÍCH SEDIMENTŮ LABE A JEHO VÝZNAMNÝCH PŘÍTOKŮ PRO KOVY A METALOIDY

Petr Lochovský

Klíčová slova

říční sedimenty – geogenní pozadí – těžké kovy – kontaminace

Souhrn

Príspevek shrnuje výsledky průzkumných prací zaměřených na stanovení přirozených pozadových koncentrací kovů a metaloidů v říčních sedimentech Labe a jeho významných přítocích na základě odběru a analýzy hlubších, antropogenně nekontaminovaných horizontů sedimentových nánosů v říčních nivách. Práce byly provedeny na horním a dolním toku Jizery, dolní Vltavě a Bílině v letech 2006–2011 a na horním toku Vltavy, dolní Ohři a Labi v letech 1996–2000. U převážné většiny analyzovaných prvků (Be, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, P, Sb, Sc, Sn, V) byly zjištěny poměrně nevýznamné odchylky od globálních geogenních standardů pro jemné říční sedimenty (Turekian a Wedepohl, 1961). Zvýšené pozadové koncentrace bylo možno pozorovat u některých antropogenních prvků jako je Ag, As, Pb a Zn, naopak obecně nižší hodnoty byly pozorovány u Hg. Výrazněji zvýšené pozadové koncentrace byly zjištěny pouze v podhorské oblasti horního toku Jizery (Cd, Pb, As a Hg). Tyto koncentrace se zde již významně podílejí na vysoké zátěži recentních sedimentů, zejména u kadmia. Naopak u značně kontaminovaných recentních sedimentů vodního toku Bíliny nebyly zjištěny žádné významně zvýšené pozadové hodnoty. Zdrojem vysoké zátěže recentních sedimentů Bíliny jsou proto prakticky výlučně antropogenní činnosti v jejím povodí. Preindustriální sedimenty všech námi sledovaných toků vykazovaly výrazně zvýšené koncentrace Ag.

Úvod

K dosažení takzvaného dobrého stavu povrchových vod (ekologického a chemického) jsou Evropskou unií (popř. jednotlivými členskými státy) stanoveny normy environmentální kvality (EQS) pro jednotlivé anorganické a organické látky ve vodním prostředí. Stanovení se provádí na základě testů toxicity k vybraným skupinám organismů. Ve vodních útvech, které vykazují dobrý stav, nesmí být tyto normy překračovány. U synteticky vyrobených organických látek, které se v přírodních podmínkách nenacházejí, jsou zdrojem kontaminace vodního prostředí výlučně antropogenní činnosti. U anorganických prvků, zejména kovů, se však vedle zdroje antropogenního původu setkáváme i s přirozenými (pozadovými) koncentracemi, jejichž úroveň závisí na celé řadě faktorů, jako jsou geologické podloží, složení půdy, vegetace apod. Z hlediska negativního dopadu na vodní organismy i člověka (toxicita, karcinogenita atd.) nehraje samozřejmě původ těchto látek žádnou roli. Při hodnocení a klasifikaci stavu vodních útvarů a posuzování splnitelnosti EQS, zejména pak při řešení příslušných nápravných opatření v rámci vodohospodářského plánování, je však třeba přihlížet i k místním či regionálním anomáliím v přirozeném obsahu prvků v říčních sedimentech.

Tabulka 1. Vybrané lokality pro stanovení pozadových koncentrací kovů a metaloidů v Labi a jeho významných přítocích na základě odběru a analýzy sedimentových jader v říčních nivách

Vodní tok	Odběrová lokalita	Říční km	Břeh L-levý P-pravý	Mocnost sedimentových nánosů (m)	Počet sedimentových jader
Labe (střední tok)	Hradec Králové	990	L, P	4,0	3
Labe (dolní tok)	Roudnice nad Labem	811	P	5,0	2
Vltava (horní)	Hluboká (Černá louka)	231	L	3,3	2
Vltava (horní)	Planá	247	L	2,7	2
Vltava (dolní)	Lužec nad Vltavou	7	L		3
Ohře (dolní)	Píсты	15	P	3,3	2
Bílina (dolní)	Velvěty	18	P	2,5	1
Bílina (dolní)	Stadice	11	L	3,6	1
Jizera (dolní)	Otradovice	5	P	1,5	1
Jizera (dolní)	Sobětuchy	13	P	1,7	1
Jizera (střední)	Ptýřov	52	P	2,2	1
Jizera (střední)	Dalešice	45	P	1,6	1
Jizera (horní)	Dolní Tříč	133	L	1,2	1
Jizera (horní)	/Přívlačka	124	P	0,9	1
Jizera (horní)	Dolní Sytová	121	P	0,9	1

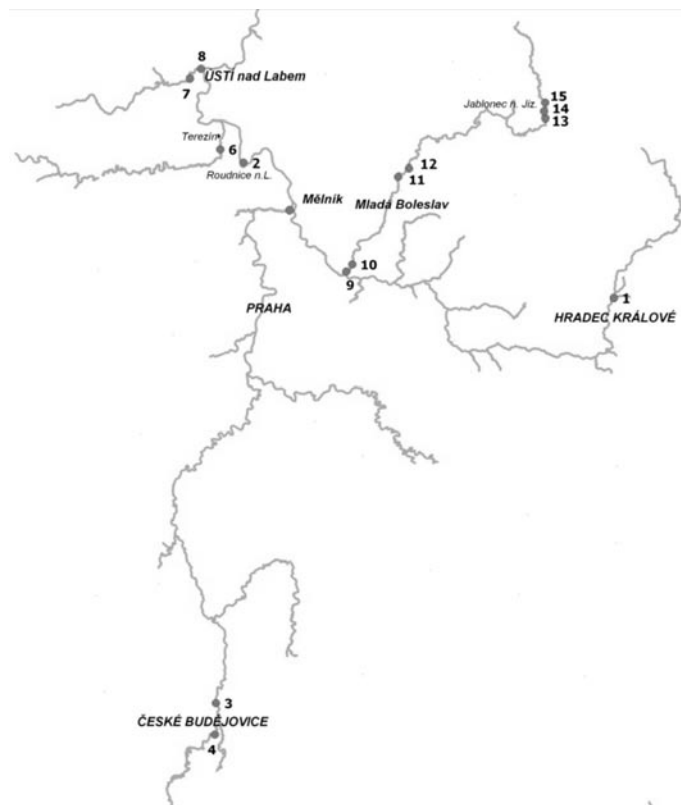
Kromě ekotoxikologického hlediska byla zejména v dřívějších letech kontaminace říčních sedimentů hodnocena a klasifikována na základě porovnání s tzv. globálním geochemickým standardem podle Turekiana a Wedepohla, 1961), který byl stanoven na základě výsledků rozsáhlých souborů dat z analýz jemných nekontaminovaných říčních sedimentů značného počtu vodních toků. Časem se však ukázalo, že ve vodohospodářské praxi není možno vystačit s těmito průměrnými globálními standardními hodnotami, zejména v oblastech přirozeně zvýšených nálezů kovových prvků v horských a podhorských oblastech.

Jednou z možností stanovení přirozených pozadových koncentrací pro kovy a metaloidy je odběr a analýza preindustriálních sedimentů říční nivy z hlubších, antropogenně nekontaminovaných horizontů (odběr sedimentových jader). Pozadové koncentrace jsou zde odvozeny na základě vyhodnocení koncentračních nálezů jednotlivých prvků ve vertikálních půdních profilech (po vyloučení úseků antropogenně kontaminovaných, popř. anomálií, které jsou geochemicky interpretovatelné – pH, E_{redox} , přítomnost uhličitánů, sulfidů, TOC, velikosti částic, vliv podzemní vody, obsah solí apod. Kritéria pro výběr vhodných lokalit k odběru sedimentových jader s metodikou zpracování vzorků a postupem při diferenciaci přirozených a antropogenně kontaminovaných sedimentů v odebraném půdním jádře byly popsány v pracích (Lochovský, 2008; Lochovský a Eckhardt, 2009). Vhodné odběrové lokality byly vybrány na základě družicových snímků povodí, map záplavových území, historických map z poloviny 19. století a zejména na základě podrobného průzkumu terénu vytipovaných lokalit.

Príspevek shrnuje výsledky průzkumných činností zaměřených na stanovení pozadových koncentrací kovů a metaloidů v říčních sedimentech Labe a jeho významných přítocích. Práce byly realizovány na horním a dolním toku Jizery, dolní Vltavě a Bílině v letech 2005–2011 (v rámci výzkumného záměru MZP0002071101) a na horním toku Vltavy, dolním toku Ohře a v Labi v letech 1996–2001 (v rámci německo-českého projektu 523 KFK 9402 ve spolupráci VÚV TGM a GKSS Geesthacht).

Experimentální část

Po podrobném průzkumu terénu pomocí půdního odběráku byl na vytipovaných lokalitách proveden odběr sedimentových jader vrtnou soupravou od německé firmy Stitz Gehrden. Sedimentová jádra byla odebrána po 1m úsecích do hloubky šterkového podloží. V laboratoři VÚV TGM, v.v.i., byl materiál odebraných jader rozdělen na jednotlivé segmenty, popsán a byly provedeny kvalitativní zkoušky na přítomnost uhličitánů a sulfidů a stanovena hodnota pH vodního výluhu. Poté byl sedimentový materiál zamražen a vysušen lyofilizací ve vakuu. Vysušený materiál byl síťováním rozdělen na



Obr. 1. Mapa vybraných lokalit pro odběr sedimentových jader (1 – Labe Hradec Králové, 2 – Labe Roudnice nad Labem, 3 – Vltava Hluboká nad Vltavou, 4 – Vltava Planá, 5 – Vltava Lužec nad Vltavou, 6 – Ohře Písta, 7 – Bílina Velvěty, 8 – Bílina Stadice, 9 – Jizera Otradovice, 10 – Jizera Sobětuchy, 11 – Jizera Ptýřov, 12 – Jizera Dalešice, 13 – Jizera Dolní Tříč, 14 – Jizera Přívlačka, 15 – Jizera Dolní Tříč)

jednotlivé frakce podle velikosti částic (> 200 µm, 20–63 µm a < 20 µm). K analýze byla použita frakce o velikosti částic < 20 µm (Ackermann, 1983). Rozklad sedimentového materiálu byl proveden v tlakových teflonových nádobkách v mikrovlnné peci lučavkou královskou (sedimenty z Jizery, dolní Vltavy a Bíliny) a směsí kyseliny fluorovodíkové, dusičné a peroxidu vodíku (sedimenty z horní Vltavy, Ohře a Labe). Oba uvedené postupy poskytují pro většinu antropogenních prvků shodné výsledky, výjimkou jsou např. chrom a vanad, kde rozklad kyselinou fluorovodíkovou poskytuje hodnoty přibližně o třetinu vyšší. Porovnání obou uvedených způsobů rozkladu bylo podrobně testováno v (Prange et al., 1997).

Recentní říční sedimenty byly odebrány v příbřežních místech toku z plochy nejméně 50 m², odběr byl proveden vzorkovačem na teleskopické tyči. Dílčí vzorky sedimentového materiálu byly zhomogenizovány ve skleněné nádobě a materiál byl poté převeden do plastových vzorkovnic o objemu 0,4 l, které byly do laboratoře transportovány v chladičích boxech. Z důvodu srovnatelnosti kontaminace recentních a preindustriálních sedimentů byl odběr recentních sedimentů ve vodním toku proveden vždy v blízkosti místa odběru sedimentových jader.

Odběrové lokality

V tabulce 1 je uveden seznam lokalit vybraných pro odběr sedimentových jader ke stanovení přirozených pozadových koncentrací kovů a metaloidů. Vedle údajů o říčních km jsou v tabulce rovněž uvedeny údaje o mocnosti sedimentových nánosů v místě odběru sedimentových jader a jejich počet. Na mapě na obr. 1 jsou tyto lokality zobrazeny.

Výsledky a diskuse

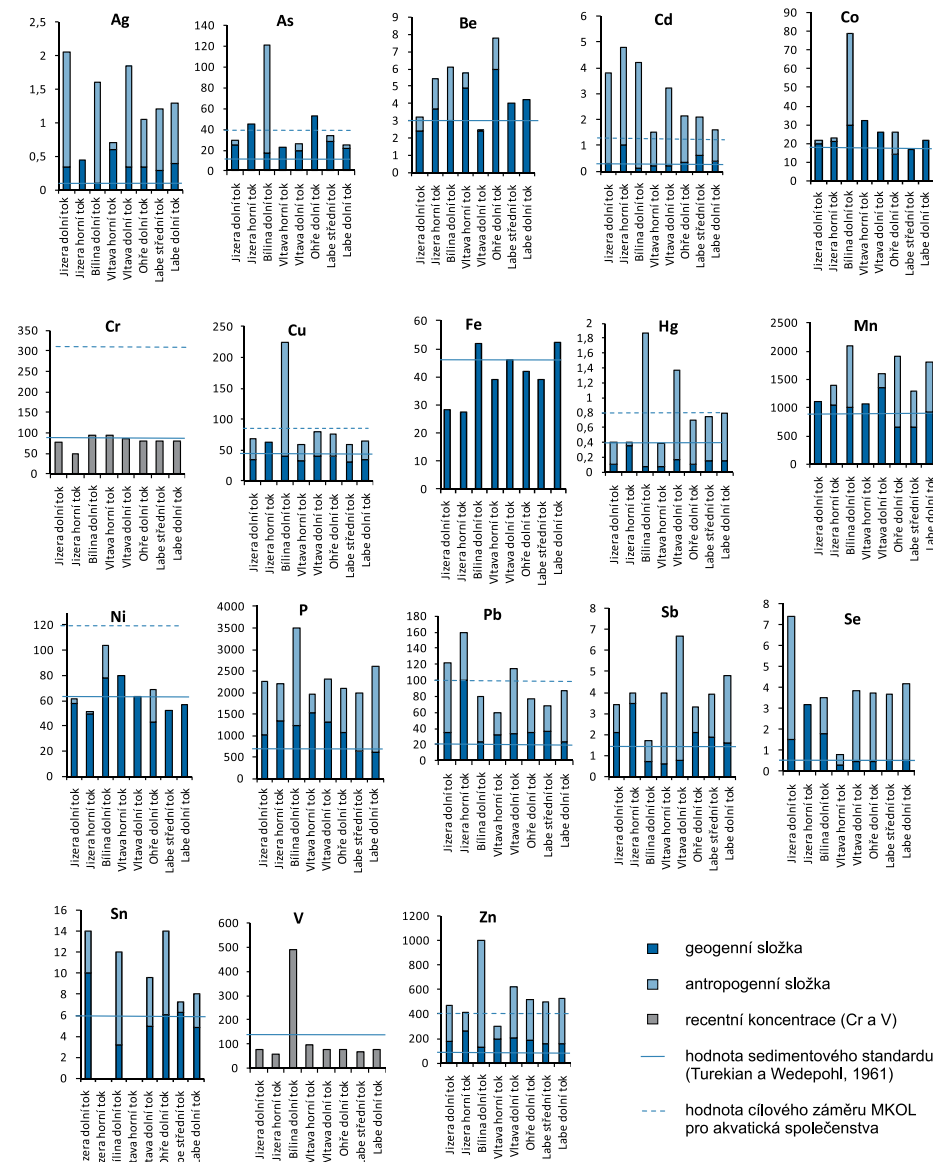
V tabulce 2 jsou uvedeny průměrné pozadové koncentrace stanovených prvků v říčních sedimentech sledovaných vodních toků v porovnání s globálními geogenními standardy Turekiana a Wedepohla a cílovými záměry Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL) z hlediska ochrany akvatického společenstva.

V tabulce 2 můžeme u většiny sledovaných prvků obecně pozorovat poměrně malé odchylky stanovených koncentrací od globálního geogenního standardu Turekiana a Wedepohla (Be, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, P, Sb, Sc, Sn, V). U As, Pb a Zn byly námi stanovené pozadové koncentrace mírně vyšší, naopak u Cd byly nálezy v některých vodních tocích mírně nižší, v porovnání s geogenním standardem. Značně odlišné nálezy lze pozorovat u Hg a zejména Ag. U Ag byly, s výjimkou Bíliny, zjištěny výrazně vyšší pozadové koncentrace v porovnání s geogenním standardem. U Hg byly stanovené koncentrace naopak nižší. Poměrně vysoká hodnota globálního geogenního standardu pro Hg (0,4 mg/kg) je v současné době zpochybňována (zřejmě nebyla v důsledku nedostatečně citlivé analytické techniky v době před 50 lety správně stanovena). Například Bowen (1979) uvádí průměrnou pozadovou koncentraci rtuťi pro jemné říční sedimenty 0,18 mg/kg.

Na horním toku Jizery (v podhorské oblasti Jizerských hor) byly v porovnání s ostatními sledovanými lokalitami zjištěny výrazněji zvýšené pozadové koncentrace některých prvků (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb, Se a Zn). Zdroj těchto vyšších nálezu je zřejmě geogenního původu. Sedimenty celého toku Jizery se obecně vyznačují nižším obsahem železa v porovnání s lokalitami a ostatními sledovanými tocích. Na obr. 2 je graficky znázorněn geogenní a antropogenní podíl zátěže recentních říčních sedimentů pro jednotlivé stanovené prvky. V grafech jsou pro porovnání uvedeny hodnoty globálních geogenních standardů Turekiana a Wedepohla

Tabulka 2. Průměrné pozadové koncentrace kovů a metaloidů v říčních sedimentech sledovaných vodních toků na území ČR v porovnání s globálními geogenními standardy Turekiana a Wedepohla (T&W) a cílovými záměry MKOL (c.z. MKOL) z hlediska ochrany akvatického společenstva

Chemický prvek	Jizera dolní tok	Jizera horní tok	Bílina dolní tok	Vltava horní tok	Vltava dolní tok	Ohře dolní tok	Labe střední tok	Labe dolní tok	BG T&W	c.z. MKOL
Ag	0,35	0,45	0,1	0,6	0,35	0,35	0,3	0,4	0,07	
As	25	45	17	23	20	53	28	22	13	40
Be	2,4	3,7	3,0	4,9	2,4	6,0	4,0	4,2	3,0	–
Cd	0,30	1,0	0,12	0,23	0,20	0,33	0,6	0,4	0,3	1,2
Co	20	21	30	32	26	14	17	22	19	–
Cr	71	49	90	137	89	105	110	124	90	320
Cu	35	62	40	33	41	40	31	35	45	80
Fe	28 400	27 400	52 000	39 300	46 000	42 100	39 300	52 500	47 200	–
Hg	0,10	0,35	0,07	0,08	0,17	0,10	0,15	0,15	0,4	0,8
Mn	1 100	1 050	1 000	1 060	1 350	650	660	930	850	–
Ni	58	49	78	80	63	43	52	57	67	120
P	1 020	1 350	1 240	1 520	1 320	1 075	625	620	700	–
Pb	35	100	24	32	33	35	36	23	20	100
Sb	2,1	3,5	0,7	0,6	0,8	2,1	1,9	1,6	1,5	–
Sc	13	10	14	–	13	–	17	20	13	–
Se	1,5	3,2	1,8	0,3	0,45	0,46	0,5	0,5	0,6	–
Sn	10	–	3,2	–	5,0	6,1	6,3	4,9	6,0	–
V	75	65	123	133	93	162	125	132	130	–
Zn	175	260	130	196	209	189	160	162	95	400



Obr. 2. Podíl geogenní a antropogenní složky zátěže říčních sedimentů kovy a metaloidy v Labi a jeho významných přítocích (u Cr a V jsou z důvodu odlišného postupu rozkladu vzorků uvedeny pouze výsledky analýz recentních koncentrací – lučavkový rozklad) (všechny koncentrace jsou uvedeny v mg/kg, pouze Fe v g/kg)

a pro některé antropogenní prvky hodnoty cílových záměrů Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL) pro akvatické společenstva. U Cr a V jsou v grafech uvedeny pouze koncentrace stanovené v recentních sedimentech na základě rozkladu vzorků lučavkou královskou. Pozadové koncentrace v Labi, horní Vltavě a Ohři byly odvozeny na základě rozkladu vzorků kyselou fluorovodíkovou. Jak již bylo zmíněno výše, neposkytují oba postupy rozkladu pro tyto prvky srovnatelné výsledky.

Z obr. 2 je obecně patrná značně vysoká zátěž sedimentů, zejména Cd, Ag, Hg, Pb, Sb a Zn. Pozadové koncentrace těchto prvků tvoří často jen velmi malý podíl na celkové recentní zátěži (Ag, Cd, Hg). Naopak u prvků jako je Co, Cr, Mn, Ni, Sn, V (s výjimkou Bíliny, která je vanadem významně antropogenně kontaminována) je jejich celková koncentrace v recentních sedimentech značně ovlivněna pozadovými hodnotami. K nejvíce kontaminovaným vodním tokům z hlediska těžkých kovů a arzenu patří Bílina (Cd, Hg, Ag, As, Cu, V, Zn). Vysoká recentní kontaminace říčních sedimentů je zde však vyvolána téměř výlučně antropogenními činnostmi, neboť preindustriální sedimenty nevykazují v porovnání s globálním geogenním standardem žádné významně zvýšené hodnoty. Naopak v podhorské oblasti Jizerských hor se na vysoké zátěži sedimentů některými těžkými kovy (Cd, Pb, Hg, Zn) do značné míry podílí i geogenní pozadí.

Závěr

Jedním z hlavních cílů současné vodní politiky (RS 60/2000 EU) je zlepšování životního prostředí v oblasti hydrosféry postupnou eliminací či alespoň redukcí stávajícího znečištění způsobeného antropogenními činnostmi. Na rozdíl od synteticky vyrobených organických polutantů, které se v antropogenně nekontaminovaném vodním prostředí nenacházejí, setkáváme se u kovů a metaloidů ve vodní fázi i sedimentech s určitými pozadovými koncentracemi, které jsou přirozeného původu a zvyšují celkovou zátěž uvedených složek vodního prostředí. Cílem provedených průzkumných prací bylo odvození pozadových (preindustriálních) koncentrací pro kovy a metaloidy na základě odběru a analýzy hlubších antropogenně nekontaminovaných sedimentových horizontů v říčních nivách. Pro převážnou většinu prvků byly zjištěny relativně nevýznamné odchylky od průměrných globálních standardů Turekiana a Wedepohla. Zvýšené pozadové koncentrace bylo obecně možno pozorovat u některých antropogenních prvků jako je stříbro, arzen, olovo a zinek, naopak nižší hodnoty byly zjištěny u rtuti. Přes značně vysokou zátěž recentních sedimentů Bíliny těžkými kovy i metaloidy nebyly u tohoto vodního toku zjištěny žádné významně zvýšené pozadové koncentrace. Současná sedimentová zátěž zde tudíž téměř výlučně padá na vrub antropogenním činnostem. Naproti tomu na horním toku Jizery byly zjištěny zvýšené pozadové koncentrace kadmia, olova, arzenu a rtuti, které se již významně podílejí na relativně značné zátěži recentních sedimentů, zejména kadmíem.

Příspěvek byl zpracován za podpory výzkumného záměru MZP0002071101 Výzkum a ochrana hydrosféry. Veškeré analýzy byly provedeny v Referenční laboratoři složek životního prostředí a odpadů VÚV TGM, v.v.i., Praha.

PROCESY ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD VE FILTRAČNÍCH KOŘENOVÝCH POLÍCH

Miloš Rozkošný

Klíčová slova

filtrační kořenové pole – kořenová čistírna – procesy čištění – konstanta úbytku znečištění – rychlost odstranění znečištění

Souhrn

Článek je zaměřen na prezentování výsledků sledování odezvy probíhajících čistících procesů v úbytku základních sledovaných ukazatelů znečištění (nerozpuštěné látky, organické znečištění, amoniakální dusík, celkový fosfor) během transportu vody prostředím filtračních kořenových polí (KP), v nichž probíhá transport komunálních odpadních vod v horizontálním směru pod povrchem filtrační náplně a průtok vod je kontinuální. Jedná se prakticky o prozatím jediný realizovaný způsob z možných uspořádání KP v České republice pro čistírny napojené na kanalizační sítě obcí a převládající způsob pro domovní čistírny, jejichž součástí jsou umělé mokřady. Dále jsou prezentovány výsledky výpočtů hodnot konstant úbytku znečištění a hodnot rychlosti odstranění znečištění, jež jsou součástí rovnic pro výpočet potřebné plochy KP pro odstranění definovaného množství znečištění komunálních odpadních vod.

Úvod

Filtrační kořenové pole (KP), také nazývaná „kořenové filtry“ (KF), „reed beds“ (RB), „treatment wetlands“ (TW), „constructed wetlands“

Literatura

- Ackermann, F. (1983) Monitoring of Heavy Metals in Coastal and Estuarine Sediments – A Question of Grain-Size: < 20 µm versus < 60 µm. *Environmental Technology Letters*, Vol. 4, p. 317–328.
- Bowen, H.J. (1979) Environmental chemistry of the elements. London : Academic Press.
- Lochovský, P. (2008) Stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů Bíliny pro kovy a metaloidy. *VTEI*, 2008, roč. 50, č. 5, s. 8–12, příloha *Vodního hospodářství* č. 10/2008.
- Lochovský, P. a Eckhardt, P. (2009) Recentní kontaminace říčních sedimentů Jizery kovy a metaloidy v porovnání s přirozeným pozadím. *VTEI*, 2009, roč. 51, č. 6, s. 19–21, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2009.
- Lochovský, P. und Schindler, J. Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen. Teilprojekt Tschechische Elbnebenflüsse, Abschlussbericht. Praha : VÚV TGM, Juni 2001.
- Turekian, K.H. and Wedepohl, K.H. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 72, 1961, p. 175.
- Prange, A. et al. Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung. *Abschlussbericht* 3/3, GKSS-FZ Geesthacht, Dezember 1997, ISBN 3-00-003186-3.

RNDr. Petr Lochovský
VÚV TGM, v.v.i., Praha
Petr.Lochovsky@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Natural background concentrations of heavy metals and metalloids in the sediments of the Elbe River and its significant tributaries (Lochovský, P.)

Key words

river sediments – geogenic background – heavy metals – sediment pollution

The article summarizes results of the survey dealing with the determination of natural background concentrations of heavy metals and metalloids in the sediments of the Elbe River and its significant tributaries. The survey was realised in the down- and upstream of the Jizera River, downstream of the Vltava and Bílina in the time period of 2006–2011 and in the upstream of the Vltava River, downstream of the Ohře and in the Elbe in the time period of 1996–2000. For the most analysed elements only insignificant deviations from global geogenic standards (Turekian and Wedepohl) could be observed. Increased background values were generally determined for Ag, As, Pb and Zn, on the contrary lower background values for Hg were determined. In the upstream of the Jizera River higher background concentrations of Cd, Pb, As and Hg could be observed. These background concentrations build already a significant part of the total recent contamination of the sediments.

(CW) a podobně, obvykle představují biologický stupeň čištění čistíren odpadních vod nazývaných v České republice „kořenové čistírny odpadních vod“ (KČOV (popř. i „vegetační kořenové čistírny odpadních vod“ – VKČ)). Filtrační kořenové pole je tedy zařízení pro pomalou biologickou filtraci odpadní vody předčištěné v hrubém předčištění a v septiku, usazovací nebo šterbinové nádrži. Může též sloužit k dočišťování odtoku z klasické mechanicko-biologické čistírny. V podstatě se jedná o typ biofiltrů charakteru těsněné nádrže vyplněné filtračním materiálem o definovaných vlastnostech a osázené vegetací emergentních makrofytních druhů rostlin (Šálek a Tlapák, 2006; Vymazal, 1995). Průtok odpadní vody filtračními kořenovými poli bývá kontinuální nebo diskontinuální, podpovrchový nebo povrchový, horizontální nebo vertikální.

Charakterem a také probíhajícími čistícími procesy jsou obdobou mokřadních biotopů, proto se obecně nazývají také umělé mokřady („constructed wetlands“). V Rakousku a Německu jsou používány termíny „bepflanzte Bodenfilter“, „Pflanzenkläranlagen“, resp. „Abwasserreinigung mit pflanzenbewachsenen Bodenfiltern“. Mezinárodní terminologii umělých mokřadů podrobně popisují Fonder a Headley (2010). Národní terminologii definují technické normy ČSN CEN/TR 12566-5 (2009), ČSN CEN/TR 12566-2 (2006), ČSN EN 1085 (1998), ČSN 75 0130 (1990) a částečně i ČSN 75 6402.

Článek je zaměřen na prezentování výsledků sledování odezvy probíhajících čistících procesů v úbytku základních sledovaných ukazatelů znečištění (nerozpuštěné látky, organické znečištění, amoniakální dusík, celkový fosfor) během transportu vody filtračním prostředím KP, v nichž probíhá transport komunálních odpadních vod v horizontálním směru pod povrchem filtrační náplně a průtok vod je kontinuální, i když s průběžným kolísáním podle zatížení dané čistírny. Jedná se prakticky o prozatím jediný realizovaný způsob z možných uspořádání KP v České republice pro čistírny napojené na kanalizační sítě obcí a převládající způsob pro domovní čistírny, jejichž součástí jsou umělé mokřady (Vymazal aj., 2008).

Dále jsou prezentovány výsledky výpočtů hodnot konstant úbytku znečištění a hodnot rychlosti odstranění znečištění, jež jsou součástí rovnic pro výpočet potřebné plochy KP pro odstranění definovaného množství znečištění komunálních odpadních vod.

Čisticí procesy v mokřadním prostředí

V mokřadním prostředí se na eliminaci znečištění, podobně jako v půdním prostředí, podílejí procesy fyzikální (filtrace, adsorpce, sedimentace), chemické (rozklad, iontová výměna, oxidace, redukce, srážení, těkání), biologické (mikrobiologické procesy, odčerpávání látek rostlinami a jejich zabudování do biomasy, predace a přirozený úhyn patogenních organismů aj.). Podrobnosti uvádějí Vymazal (1995), Šálek a Malý (2001), Hyánek a Bodík (2002), Kadlec a Wallace (2009).

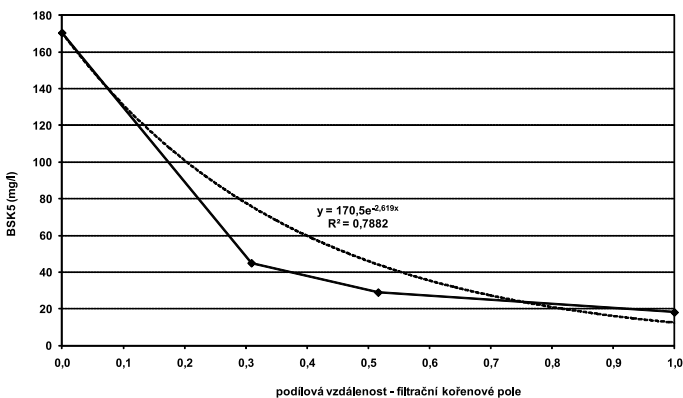
Samočisticí proces je založen na schopnosti bakterií degradovat organické znečištění na základě svého enzymatického vybavení. Tohoto procesu je využito také při návrhu KP KČOV, kde bakterie vytvářejí na kořenech makrofyt a na filtračním materiálu biologicky aktivní blánu.

Průběh jednotlivých procesů je závislý především na množství biologicky rozložitelného substrátu (organické znečištění) a na přítomnosti kyslíku. Činnost níže jmenovaných skupin bakterií dochází k následujícím procesům – rozkladu organické hmoty, nitrifikaci, denitrifikaci, amonifikaci atd.:

- desulfurikační bakterie – jejich činností dochází k redukci oxidovaných forem síry na sirovodík,
- denitrifikační bakterie – redukují dusičnany na dusitany a dále až na plynný dusík, proces probíhá v anaerobním prostředí,
- proteolytické bakterie – podílejí se na utilizaci bílkovin, předcházejí činnosti amonizačních bakterií,
- amonizační bakterie – rozkládají organické dusíkaté látky, zejména bílkoviny, jejich štěpné produkty, aminy, amidy, močovinu apod. Při procesu se uvolňuje dusík ve formě amoniaku, při rozkladu bílkovin některé druhy produkují i sirovodík,
- nitrifikační bakterie – jsou citlivé na přítomnost organických látek, jejich výskyt je ukazatelem konečné etapy samočisticích procesů, kdy již výrazně převažují mineralizační pochody. Oxidují ve dvou fázích amonné soli na dusitany a dusičnany.

Čisticí procesy probíhající ve filtračním prostředí kořenových polí jsou ovlivněny i vnějšími činiteli působícími na filtrační prostředí. Jejich rozdělení lze definovat takto:

- Meteorologické činitele – teplota vody, teplota vzduchu, vlhkost vzduchu a ostatní klimatické veličiny ovlivňují vývoj vegetace a mají vliv i na vodní bilanci KP.
- Hydrologické a hydraulické podmínky – velikost průtoku, srážky na plochu KP, transpirace vody z povrchu filtrační náplně a evapotranspirace vegetace, fyzikální, chemické a hydraulické vlastnosti filtrační náplně, provedení nátokové a odtokové zóny filtračního pole, způsob proudění vody. Tyto podmínky ovlivňují hydraulické a látkové zatížení a také dobu zdržení odpadní vody ve filtračním prostředí. Doba zdržení ovlivňuje také provedení nátokové a odtokové zóny filtračního pole, rovnoměrnost a způsob proudění vody ve filtračním prostředí.
- Vliv vegetace (makrofyt) na průběh čisticích procesů, včetně odběru živin, závisí na druhu a zdravotním stavu porostu, jeho hustotě a zapojení (včetně kořenové zóny KP), charakteru rozvoje biomasy, růstové fázi – aktuální části ročního období (Čížková, 1992; Květ aj., 2003). Zpočátku realizace KČOV byla tendence význam rostlin silně přeceňovat, zejména v možnostech odběru živin, které se později ukázaly jako méně významné (Just aj., 2004). Také v případě eliminace organického znečištění a mikrobiálního znečištění je podíl mokřadní vegetace na povrchu filtračních polí druhořadý, oproti aktivitě mikrobiálního společenstva vázaného na filtrační substrát (Mlejnská aj., 2009; Rozkošný a Mlejnská, 2010).
- Složení odpadní vody – informace o složení odpadní vody na přítoku jsou jedním z hlavních činitelů, které ovlivňují dimenze KP. Oproti teoretickým



Obr. 1. Průběh úbytku organického znečištění v podélném profilu filtračních polí s horizontálním podpovrchovým prouděním

hodnotám, které lze při výpočtu plochy KP použít, je s využitím reálných měření možné dosáhnout významných úspor v investičních prostředcích, jak je patrné ze srovnání výpočtů v *tabulce 1*.

- Přídavné technologické prvky – např. zařízení pro přídavnou aeraci ve filtračních polích. Čisticí proces ovlivňují přídavné technologické prvky, např. impulsní plnění a prázdňení filtračního pole, zařízení pro přídavnou aeraci aj. (Šálek a Malý, 2001; Šálek a Tlapák, 2006; Rozkošný, 2008; Kadlec a Wallace, 2009).

Metodika

Úbytek organického znečištění vyjádřeného ukazateli BSK₅ a CHSK-Cr, nerozpuštěných látek a amoniakálního dusíku byl sledován na poloprovozních modelech KČOV navržených s plochou povrchu pro 1 EO (5 m²). Šířka polí byla 1 m, délka 5 m. Na přítok byla přiváděna mechanicky předčištěná odpadní voda z jednotné kanalizace. Jeden model byl osazen rákosou obecnou, druhý model zůstal bez vegetačního pokryvu. Sondy pro odběr vzorků podél polí byly umístěny v podélném profilu po 1 m. Série měření byly prováděny v různých ročních obdobích.

Dále byla provedena série odběrů z kontrolních sond osazených v podélném profilu KP (délky cca 30 m) dvou komunálních čistíren odpadních vod, napojených na jednotné kanalizační síť, a to v obcích s přibližně 200 a 700 obyvateli. Sondy byly osazeny v pravidelných intervalech podél polí v intervalu cca 5 m. Podrobné informace o zmíněných čistírnách a KP uvádí Rozkošný (2008). Charakterizace čistíren, dosahované koncentrace na přítoku a na odtoku, látkové a hydraulické zatížení uvádějí v článku Rozkošný a Mlejnská (2010). Obdobně jako u poloprovozních modelů, i u realizovaných KP byly série měření prováděny v různých ročních obdobích. Úbytek znečištění vypočítaný z koncentrací ve vzorcích odebraných v sondách pak byl vztažen vždy k hodnotě relativní vzdálenosti sondy od začátku daného pole (*obr. 1–3*).

Pro výpočet hodnot konstant rychlosti odstranění znečištění vyjádřeného ukazateli BSK₅ a N-NH₄⁺ byly využity datové sady koncentrace znečištění v přítocích a odtocích filtračních kořenových polí, měření teploty vody, průtoku vody a aktuálních fyzikálních charakteristik filtračního prostředí (zejména hodnota pórovitosti), které byly získány měřeními a analýzami v období let 2000 až 2009.

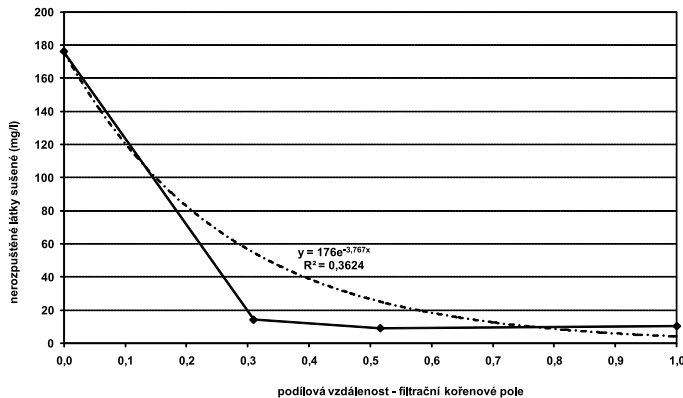
Jelikož je doba zdržení odpadní vody v KP až několik dní, je hodnocení založeno na zpracování dlouhodobých průměrných hodnot koncentrací jednotlivých ukazatelů.

Diskuse výsledků

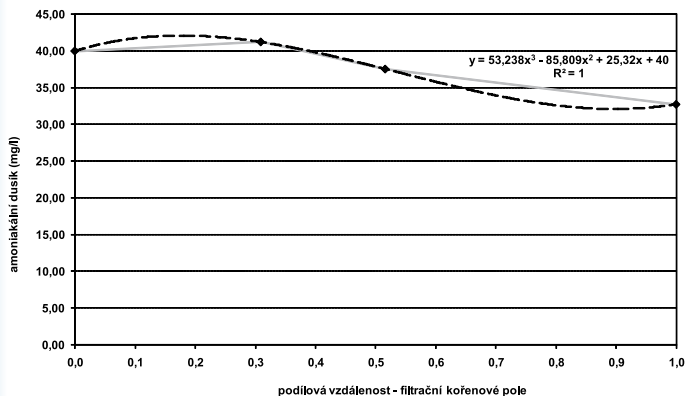
Nerozpuštěné látky a organické znečištění

Výsledky sledování na poloprovozních modelech KP a také KP dvou komunálních ČOV prokázaly exponenciální průběh úbytku znečištění pro ukazatele organického znečištění a pro nerozpuštěné látky. V KP komunálních ČOV byl zjištěn úbytek organického znečištění 60 % v relativní vzdálenosti 0,2 od přítoku (tj. ve vzdálenosti 8 až 10 m od nátokového rozdělovacího potrubí) a 80 % ve vzdálenosti 0,6 od přítoku (tj. ve vzdálenosti přibližně 25 m). V poloprovozních modelech pak byl zjištěn pokles organického znečištění biologicky odbouratelného o 70 % v relativní vzdálenosti 0,3 (v obou polích). Pro NL byl pro KP úbytek 80 % patrný v relativní vzdálenosti 0,3 (tj. ve vzdálenosti 12–15 m). V poloprovozních modelech pak byl zjištěn pokles koncentrace nerozpuštěných látek o více než 90 % v relativní vzdálenosti 0,3 (v obou polích). Podle měření jsou NL eliminovány prakticky v polovině délky KP. To odpovídá výsledkům zjištěným pro KP v zahraničí (Kadlec a Wallace, 2009).

Na *obr. 1 a 2* jsou zobrazeny aproximace průběhu úbytku organického znečištění a nerozpuštěných látek u poloprovozních modelů KP s horizontálním podpovrchovým prouděním mechanicky předčištěné vody o ploše 5 m² s porostem rákosy obecné stanovené z průměrných hodnot koncentrací.



Obr. 2. Průběh úbytku nerozpuštěných látek v podélném profilu filtračních polí s horizontálním podpovrchovým prouděním



Obr. 3. Průběh úbytku amoniakálního dusíku v podélném profilu filtračních polí s horizontálním podpovrchovým prouděním

Amoniakální dusík

Pro ukazatel amoniakální dusík má změna koncentrace podél KP spíše polynomiální charakter (obr. 3). Přibližně v první třetině až polovině délky pole dochází k nárůstu koncentrace $N-NH_4^+$ z důvodu přeměny dusíku přítomného ve vodě v organických formách na amonné ionty. Dále dochází k poklesu koncentrace amoniakálního dusíku v důsledku probíhajících čistících procesů. Jde o procesy nitrifikace v oxických zónách kolem kořenů makrofyt (Vymazal, 1995), těkání amoniaku a sorpce amonických iontů. Bez přítomnosti volné hladiny je však těkání amoniaku minimální, navíc pH odpadních vod je většinou příliš nízké na vznik plynného amoniaku. Obvyklá hodnota pH vody měřená na přítocích do KP je v rozmezí 6,0 až 8,0. Míra poklesu je závislá na aktuálních klimatických podmínkách ovlivňujících teplotu vody a mikrobiální aktivitu a také závisí na době zdržení vody v KP. Srovnání účinnosti čistění ve vegetačních a nevegetačních obdobích uvádějí Rozkošný a Mlejnská (2010).

Fosfor

Dosavadní výzkumy ukazují, že hlavním procesem eliminace fosforu z odpadní vody při průchodu filtračním prostředím KP KČOV s kontinuálním podpovrchovým horizontálním prouděním je sorpce na filtrační materiál a také na zachycené kalové částice. Během vegetačního období se na snižování množství fosforu v odpadní vodě podílí i odběr vegetací. Výzkum probíhající v Ústavu vodního hospodářství krajiny Fakulty stavební VUT v Brně ověřil porovnání sorpčních vlastností a možnosti využití běžného filtračního prostředí (říční štěrky, drcený vápenec, vodárenský písek) s netradičními filtračními materiály (drcená vysokopepní struska a škvára, písek syčený $KMnO_4$) při procesu poutání fosforu (Šálek, Kriška a Rozkošný, 2011). Několik autorů potvrdilo, že netradiční materiály dosahují v oblasti sorpce fosforu výrazných hodnot. Například struska jako vedlejší produkt průmyslové výroby dosahuje adsorpční kapacity až 44,2 g P na kg struskového materiálu (v závislosti na koncentraci železa v materiálu). Pro názornost, orníční vrstva půdy dosahuje běžně hodnot 4,2–5,2 g P na 1 kg půdy (Šálek, Kriška a Rozkošný, 2011). Filtrační materiál běžně používaný pro KČOV dosahuje sorpční kapacity 0,93–1,15 g P na 1 kg štěrkové náplně. Co se týče zeolitů (clinopriolitu), které jsou většinou používány pro odstranění amonických iontů z odpadní vody, byly naměřeny hodnoty 2,15 g P na 1 kg zeolitu (Malá a Vybíralová, 2003). Vzájemná vazba mezi adsorpcí fosforu a extrahovatelným železem a hliníkem ukazuje, že adsorpce fosforu je výraznější na extrahovatelných iontech hliníku ($r_2 = 0,890$) než železa ($r_2 = 0,736$). Podle výsledků lze soudit, že vybrané průmyslové materiály vedlejší produkce a speciální adsorpční materiály mohou být použity samostatně nebo v kombinaci s minerální náplní, což vede ke zlepšení čistícího účinku KČOV také v oblasti pH, hydraulické vodivosti a strukturální stability těchto materiálů (Šálek, Kriška a Rozkošný, 2011). Zahraniční zkušenosti s filtračními materiály s vyšší sorpcí fosforu uvádí např. Vohla aj., 2011. Maximální sorpční kapacitu filtračního materiálu lze určit pomocí Langmuirovy izotermy (Taylor a Ellis, 1978). Mezi další modely běžně používané v chemii půdy patří Freundlichova a Tempkinova izoterma (Reddy aj., 1999). Přestože adsorpční izotermy samy o sobě nenaznačují mechanismus, podílejí se na zobrazení vztahu mezi množstvím adsorbované a rozpuštěné látky za daných podmínek (Taylor a Ellis, 1978).

Hodnoty konstant úbytku znečištění ve filtračních kořenových polích

Ze souborů analýz vzorků odpadních vod a měření jejich fyzikálně-chemických charakteristik v terénu byl proveden výpočet hodnot konstant rychlosti K_1 úbytku znečištění na základě aktuálních doplněných časových řad z několika čistíren, včetně údajů z poloprovozních modelů filtračního pole. Plocha pole, hloubka a délka byly uvažovány jako konstantní parametry. Do výpočtu byly zahrnuty měřené hodnoty průtoku vody a koncentrací znečištění na přítoku a na odtoku z KP a aktuálně zjištěné charakteristiky

filtračních materiálů. Dlouhodobá průměrná hodnota konstanty K_1 byla vypočtena 0,16 1/d. Korelační analýza prokázala těsnou závislost hodnoty konstanty úbytku znečištění BSK_5 na aktuálním průtočném množství (korelační koeficient $r_2 = 0,53 - 0,98$). Dále byla korelace prokázána závislost na vstupní koncentraci znečištění a na teplotě vody. Pro amoniakální dusík byly vypočteny z údajů z několika čistíren průměrné hodnoty konstanty K_1 v rozpětí 0,08 až 0,16 1/d.

Při výpočtu plochy kořenových polí podle návrhového látkového a hydraulického zatížení se standardně uvažuje hodnota rychlosti odstraňování znečištění K_{BSK} 0,10 m/d. Tato hodnota byla doporučena v textu Evropské směrnice (Cooper, 1990) a vychází z britských zkušeností s navrhováním kořenových čistíren. Z našich podkladových dat byla spočtena hodnota nižší, a to 0,06 ~ 0,076 m/d (Rozkošný, 2008). Vzájemnou provázanost konstanty úbytku znečištění a rychlosti odstraňování znečištění ukazují rovnice [4] a [5].

Návrh plochy filtračních kořenových polí

Kořenová pole KČOV se navrhují na organické zatížení odpovídající uvažované produkci BSK_5 (g/os/d) a množství odpadních vod Q (m³/d). Základními rovnicemi používanými pro návrh filtračních polí s horizontálním podpovrchovým prouděním jsou následující rovnice, které byly odvozené z kinetiky prvního řádu pro odstranění BSK_5 za předpokladu pístového toku (Kadlec, 2000; Kadlec, 2007; Mitchell a McNevin, 2001):

$$C = C_0 \cdot e^{-K_T \cdot t} \quad [1]$$

Plocha KP se počítá podle rovnice:

$$A = Q \cdot (\ln C_0 - \ln C) / (K_T \cdot d \cdot n) \quad [2]$$

Při uvažování požadových hodnot koncentrace organického znečištění vyjádřeného ukazatelem BSK_5 má rovnice [2] tvar:

$$A = Q \cdot \ln [(C_0 - C^*) / (C - C^*)] / (K_T \cdot d \cdot n) \quad [3]$$

Závislost konstanty rychlosti odstraňování znečištění na teplotě vody podle následujícího vztahu uvádějí Conley aj. (1991):

$$K_T = K_{20} \cdot 1,06^{T-20} \quad [4]$$

Vztah mezi rychlostí odstraňování znečištění a proměnnými prostředí lze stanovit podle následující rovnice:

$$K_{BSK} = K_T \cdot n \cdot d \quad [5]$$

Legenda:

- A plocha filtračního kořenového pole (m²),
- Q průměrný denní průtok (m³/d),
- C koncentrace znečištění na odtoku (mg/l),
- C_0 koncentrace znečištění na přítoku (mg/l),
- C^* požadová hodnota koncentrace znečištění (mg/l),
- n pórovitost (-),
- d hloubka náplně filtračního kořenového pole (m),
- K_{BSK} rychlost odstraňování znečištění (m/d),
- K_T konstanta rychlosti odstranění znečištění (1/d),
- t doba zdržení vody ve filtračním kořenovém poli (d),
- T teplota vody (°C),
- K_{20} konstanta rychlosti odstranění znečištění pro $T = 20$ °C (1/d).

Evropská směrnice z roku 1990 doporučuje pro čistění městských splaškových vod hodnotu rychlosti odstraňování znečištění $K_{BSK} = 0,1$ m/d (viz rovnice na výpočet plochy kořenových polí [2] a [3]), což většinou dává návrhovou plochu KP 5 m²/EO. V současné době se v zahraničí používá hodnota 0,075–0,085 m/d pro zajištění vyšší účinnosti systému (Vymazal aj., 2008). Pro účinné odstraňování amoniakálního dusíku je nutné volit hodnotu rychlosti odstraňování výrazně nižší – cca 0,025 m/d (Vymazal aj., 2008), nebo je nutná úprava technologie či provozu KP. Na základě vlastního průzkumu projektové dokumentace asi třiceti KČOV bylo zjištěno, že se v České republice při návrhu KP počítá běžně s hodnotou $K_{BSK} = 0,1$ m/d (Šálek, Rozkošný a Kriška, 2008; Mlejnská aj., 2009). V tabulce 1 jsou uvedeny rozdíly v potřebné ploše KP na odstranění definovaného množství organického znečištění v závislosti na volbě hodnoty rychlosti úbytku znečištění K_{BSK} . Současně je možné provést srovnání nezbytné plochy KP v závislosti na koncentraci organického znečištění na přítoku.

Průměrná návrhová plocha filtračních kořenových polí KČOV je v České republice 5,7 m²/EO (Zavadiil, 2000). Terénní průzkumy však prokázaly, že skutečná hodnota je podstatně vyšší, neboť poměr skutečného a návrhového organického zatížení se pohybuje většinou v rozmezí 0,3–0,6 (Rozkošný a Mlejnská, 2010). Průměrné zatížení na přítoku do filtračních polí zjištěné během průzkumu v období 1992–2007 odpovídalo hodnotě 4,1 g BSK_5 /m²/d (údaje z 28 KČOV), což dává specifickou plochu 15 m²/EO (Zavadiil, 2000). Rozdíl mezi projektovaným a skutečným počtem EO je způsoben tím, že v současné době 1 EO v malých obcích většinou představuje dva připojené obyvatele (Vymazal aj., 2008). Výsledné hodnoty plochy KP modelových

příkladů uvedených v tabulce 1 ukazují, že při zahrnutí poznatku z terénních průzkumů míry znečištění odpadních vod v dané lokalitě je možné významně redukovat teoretickou hodnotu plochy KP na jednoho EO na 5 m². Při výpočtech potřebné plochy filtračních kořenových polí je však nutné brát ohled na výhledový počet připojených obyvatel. Kořenové čistírny, jejichž biologický stupeň čištění představují právě filtrační kořenová pole, musí být projektovány tak jako jiné typy čistíren na výhledový počet obyvatel, který je dán plánem rozvoje dané lokality. Ve většině případů tyto výhledy obsahují nárůst obyvatel, ve skutečnosti se však lze setkat i s pravým opakem a počet obyvatel postupně klesá, čímž samozřejmě narůstá specifická plocha. Pro zajištění bezproblémového a dostatečného odstranění nerozpuštěných látek (až k hodnotám okolo 90 %) je nutné věnovat pozornost správnému návrhu objektů mechanického předčištění odpadních vod, jejich provozu a údržbě. V případě požadavku na odstranění dusíku a fosforu je vhodnější volit úpravy technologie čištění (hybridní umělé mokřady s KP s vertikálním a horizontálním prouděním vody, systémy pulsního plnění a prázdňení polí, umělé provzdušňování, volba filtračních materiálů s vysokou sorpční schopností).

Technická norma ČSN 75 6402 uvádí jako návrhový parametr pro výpočet plochy KP s kontinuálním podpovrchovým horizontálním průtokem vody látkové zatížení organickým znečištěním vyjádřené ukazatelem BSK₅. Doporučené rozmezí látkového zatížení je 6–10 g BSK₅/1 m²/d. Při srovnání s hodnotami vypočtenými z návrhových hodnot pro jednotlivé ukazatele situace v tabulce 1 je patrné, že v několika případech by bylo vhodné plochu KP na 1 EO zvýšit, např. z hodnoty 2,5 m² na hodnotu 3 až 3,5 m² (4 EO, C₀ 200 mg/l). Potom bude látkové zatížení KP 10,0, respektive 8,6 g BSK₅/1 m²/d.

Závěr

Mezi čistící procesy podílející se na odstraňování znečištění odpadních vod při průchodu filtračními kořenovými poli KČOV patří zejména sedimentace, filtrace, sorpce, srážení a flokulace, rozklad, syntéza, oxidace a redukce. Rozhodující je činnost mikroorganismů porůstajících povrch filtrační naplně a kořeny rostlin. Mikroorganismy se podílejí na rozkladu dusíkatých organických látek, rozkladu celulózy, tuků, škrobů, cukrů a organických a anorganických sloučenin fosforu a na redukci sloučenin síry. Tyto mikroorganismy zajišťují především destrukci organického znečištění. Zpočátku realizace KČOV byla tendence význam rostlin silně přeceňovat, zejména v možnostech odběru živin, které se později prokázaly jako méně významné.

Z provedených terénních průzkumů vyplývá, že jednotková plocha KP u čistíren navrhovaných v České republice je v rozsahu od 0,8 do 10 m² na EO, přičemž nejčastěji je navrhována plocha cca 5 m² (Kočková aj., 2000; Zavadil, 2000; Vymazal, 2002; Šálek, Rozkošný a Křiška, 2008; Mlejnská aj., 2009). Základní návrhový parametr – jednotková plocha KP v m² na jednoho EO – je v průměru 5,7 m²/EO (Zavadil, 2000). Tato plocha má zaručit dostatečně a spolehlivě odstraňování nerozpuštěných látek a organických látek, jejichž koncentrace a látkové množství lze charakterizovat ukazateli BSK₅ a CHSK. Také celková plocha jednotlivých KP leží v širokém rozsahu od 20 do 3 900 m². Skutečná specifická plocha, zjištěná na základně skutečného zatížení, je však podstatně větší (od 3 do 108 m²/EO) s průměrem 30 m²/EO, což znamená, že přestože po stránce projektu je část filtračních kořenových polí KČOV poddimenzována, ve skutečnosti jde o předimenzovaná čistící zařízení. Průzkum složení a množství odpadních vod v dané lokalitě a využití zjištěných hodnot při návrhu dimenzí KP může vést k významným úsporám prostoru a investičních prostředků při jejich realizaci. Na druhou stranu je pak třeba zajistit adekvátní mechanické předčištění odpadních vod a v případě požadavku na odstraňování dusíku a fosforu přikročit ke změnám uspořádání či provozu KP.

V současnosti probíhají výzkumy zaměřené na intenzifikaci čistícího účinku KP, zejména pro odstraňování dusíku, a to pomocí pulsního plnění anebo prázdňení, využitím přídavné aerace (Kadlec a Wallace, 2009; Křiška, Rozkošný a Šálek, 2011), popř. i kompaktním návrhem kombinace části kořenového filtru s horizontálním kontinuálním prouděním a části s vertikálním prouděním s pulsním plněním (Kršňák a Douša, 2011; Vymazal a Kröpfelová, 2009; Garcia-Perez aj., 2008). Řešení v oblasti efektivního odstranění fosforu během procesu čištění odpadních vod v horských oblastech přináší pro malé ČOV možnost využití vhodných filtračních materiálů, poutajících fosfor výraznějším mírou než běžně používané přírodní materiály (Křiška, Rozkošný a Šálek, 2011). Tyto postupy mohou vést k podstatnému zvýšení účinnosti při odstraňování dusíku a k pozitivní změně redox potenciálu a obsahu kyslíku ve vyčištěné vodě na odtoku. To je významné z hlediska dopadu vypouštěných vod na vodní prostředí recipientů (Mlejnská aj., 2009).

Tabulka 1. Výpočet plochy filtračních kořenových polí podle odstranění organického znečištění

Zatížení KP	Průtok	Koncentrace na přítoku	Požadovaná odtoková koncentrace	Konstanta rychlosti úbytku znečištění	Plocha KP celková	Plocha KP na 1 EO	Hydraulické zatížení KP	Hydraulické zatížení KP	Látkové zatížení KP
	m ³ /d	mg/l	mg/l	m/d	m ²	m ² /EO	m ³ /m ² /d	cm/d	g/m ² /d
4 EO	0,6	400	40	0,1	14	~ 4,0	0,04	4	17,4
4 EO	0,6	200	40	0,1	10	~ 2,5	0,06	6	12,0
4 EO	0,6	100	40	0,1	6	~ 1,5	0,10	10	10,0
4 EO	0,6	400	40	0,075	18	~ 5,0	0,03	3	13,0
4 EO	0,6	100	40	0,075	7,3	~ 2,0	0,08	8	8,2
100 EO	15	200	30	0,1	285	~ 3,0	0,05	5	10,5
100 EO	15	100	30	0,1	180	~ 2,0	0,08	8	8,3
100 EO	15	50	30	0,1	77	~ 0,8	0,19	19	9,7
100 EO	15	200	30	0,075	379	~ 4,0	0,04	4	7,9
100 EO	15	50	30	0,075	106	~ 1,0	0,14	14	7,1
500 EO	75	200	30	0,1	1423	~ 3,0	0,05	5	10,5
500 EO	75	100	30	0,1	903	~ 2,0	0,08	8	8,3
500 EO	75	50	30	0,1	383	~ 0,8	0,20	20	9,8
500 EO	75	200	30	0,075	1897	~ 4,0	0,04	4	7,9
500 EO	75	50	30	0,075	511	~ 1,0	0,15	15	7,3

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

Literatura

- Conley, LM., Dick, RL., and Lion, WL. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. 63 *JWPEF*, 1991, 3, p. 239–247.
- Cooper, PF. (ed.) European Design and Operation Guidelines for Reed Bed Treatment Systems. Prepared for the European Community/European Water pollution Control Association Emergent Hydrophyte Treatment System Expert Contact Group. WRc Report UI 17. 1990, 33 p.
- Čížková-Končalová, H. Funkce kořenů rostlin v kořenové čistírně. In Účelové kultivace vodních a mokřadních rostlin. Třeboň : Botanický ústav AV ČR, 1992, s. 70–73.
- ČSN 75 0130 Názvosloví ochrany vod a procesu změn jakosti vod, 1990.
- ČSN 75 6402 Čistírny odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel, 1998.
- ČSN CEN/TR 12566-2 Malé čistírny odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel – Část 2: Zemní filtrační systémy, 2006.
- ČSN CEN/TR 12566-5 Malé čistírny odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel – Část 5: Filtrační systémy pro předčištění odpadní vody, 2009.
- ČSN EN 1085 Čištění odpadních vod – Slovník, 1998.
- Fonder, N., Headley, T. [Kap] Systematic Classification, Nomenclature and Reporting for Constructed Treatment Wetlands. Vymazal, J. (ed.) Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands. Springer Science+Business Media, 2010, p. 191–219. ISBN 978-90-481-9584-8.
- Garcia-Perez, A., Jones, D., Grant, W., and Harrison, M. Recirculating Vertical Flow Constructed Wetlands for Treating Residential Wastewater (informační materiál). Purdue University, 2008.
- Hyánek, I. a Bodík, I. Specifika domových čistíren odpadních vod. In Bodík, I. (ed.) Sborník ze semináře Domové čistírny odpadních vod. Trenčín, 12. 6. 2002, s. 8–21.
- Just, T., Fuchs, P. a Písařová, M. Odpadní vody v malých obcích. Publikace VÚV TGM, vydal Ústav pro ekopolitiku, 2004. 50 s.
- Kadlec, RH. Comparison of Free Water and Horizontal Subsurface Wetlands to Treat Nutrients and Pollutants. In Mander, Ú., Koiv, M., and Vohla, Ch. Publications Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 104. 2nd Intern. Symposium WETPOL 2007. Tartu, Estonia : Inst. of Geography, Univ. of Tartu, 2007, p. 9–11.
- Kadlec, RH. and Wallace, S. Treatment wetlands. 2nd ed. Boca Raton, Florida : CRC Press, 2009.
- Kadlec, RH., Knight, RL., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., and Haberl, R. Constructed Wetlands for Pollution Control. Scientific and Technical Report No. 8. London : IWA Publishing, 2000, 151 p. ISBN 1-900222-05-1.
- Kočková, E., Mlejnská, H. a Rozkošný, M. Nové konstrukční uspořádání kořenových čistíren odpadních vod (výzkumná zpráva pro MŽP ČR). Depon. in VÚV TGM, Brno, 2000, 110 p.
- Křiška, M., Rozkošný, M. a Šálek, J. Koncepte uspořádání malých ČOV využívajících přírodní způsoby čištění. In Plotěný, K. (ed) Sborník ze semináře „ČOV pro objekty v horách. Přírodní řešení nebo high tech?“, 19.–20. 5. 2011, Pec p. Sněžkou. Brno : CzWA, 2011, s. 19–28.
- Kršňák, J. a Douša, M. Projektování kořenových KČOV II. generace pro individuální objekty. In Plotěný, K. (ed) Sborník ze semináře „ČOV pro objekty v horách. Přírodní řešení nebo high tech?“, 19.–20. 5. 2011, Pec p. Sněžkou. Brno : CzWA, 2011, s. 29–36.
- Květ, J. aj. Úloha rostlin ve vegetačních čistírnách. In Malá, E. a Šálek, J. (eds) Přírodní způsoby čištění odpadních vod III. Brno : VUT FAST, s. 41–44.
- Malá, J. a Vybrálková, P. Odstranění amoniaku na odtoku z kořenových čistíren a biologických nádrží. In Malá, E. a Šálek, J. (eds) Přírodní způsoby čištění odpadních vod III. Brno : VUT FAST, 2003, s. 63–70.

Mitchell, C. and McNevin, D. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics. *Wat. Res.*, 2001, vol. 35, No. 5, p. 1295–1303.

Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudišová, D., Váňa, M., Wanner, F. a Kučera, J. Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Praha: VÚV, 2009, 119 s. ISBN 978-80-85900-92-7.

Reddy, KR., Kadlec, RH., Flaig, E., and Gale, PM. Phosphorus retention in stress and wetlands: a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Tech.*, 29, 1999, p. 83–146.

Rozkošný, M. a Mlejnská, E. Porovnání účinnosti čištění kořenových čistíren odpadních vod ve vegetačním a nevegetačním období. *VTEI*, 2010, roč. 52, č. 3, s. 10–13, příloha *Vodního hospodářství* č. 6/2010. ISSN 0322-8916.

Rozkošný, M. Hodnocení účinnosti vegetačních kořenových čistíren a návrhy zlepšení jejich funkce (disertační práce). Ústav vodního hospodářství krajiny, FAST VUT v Brně, 136 s. + příl.

Šálek, J. a Malý, J. Výzkum kyslíkového režimu a odstraňování amoniaku u vegetačních kořenových čistíren. In Valouchová, K. (ed.) *International Seminar on Water Management*. Brno: FAST VUT Brno, 2001, p. 187–192.

Šálek, J. a Tlapák, V. Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Praha: ČKAIT, 2006, 283 s. ISBN 80-86769-74-7.

Šálek, J., Kříška, M. a Rozkošný, M. Čistící procesy v půdním a mokřadním prostředí. In sborník přednášek ze semináře „ČOV pro objekty v horách. Přírodní řešení nebo high tech?“, Pec p. Sněžkou, 19.–20. 5. 2011, s. 8–18.

Šálek, J., Rozkošný, M. a Kříška, M. Poznatky z průzkumu kořenových čistíren odpadních vod v moravských krajích a části kraje Vysočina (výzkumná zpráva). Brno, 2008, 37 s., příl. č. 1–4, 86 s. (depon. in VÚV TGM)

Taylor, RW. and Ellis, BG. A mechanism of phosphate adsorption on soil and anion exchange resin surfaces. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42, 1978, p. 432–436.

Vohla, Ch., Koiv, M., Bavor, JH., Chazarenc, F., and Mander, U. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands. A review. *Ecol. Engineering*, 37, 2011, p. 70–89.

Vymazal, J. Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. Třeboň: ENVI, 1995. 147 p.

Vymazal, J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, 2002, 11, 633–646.

Vymazal, J., Beneš, J., Hrnčář, P., Rozkošný, M., Šálek, J., Kříška, M., Kröpfelová, L. a Schwarzková, R. Metodická příručka pro navrhování, budování, povolování, provoz

a kontrolu kořenových čistíren odpadních vod. Návrh pro MŽP ČR, 2008. 47 s. (depon. u autorů).

Vymazal, J. a Kröpfelová, L. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of the total environment*, 2009, 407, p. 3911–3922.

Zavadil, E. Shrnutí zkušeností ČIŽP s kořenovými čistírnami odpadních vod v ČR. Zpráva ČIŽP depon. in MŽP ČR, 2000. 6 s.

Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.
VÚV TGM, v.v.i.

Milos_Rozkosny@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Wastewater treatment processes in reed-beds (Rozkošný, M.)

Key words

reed-bed – constructed treatment wetland – treatment processes – removal rate constant – pollution removal velocity

The paper is focused on presenting the results of the ongoing response monitoring of treatment processes in the removal of basic monitored pollution indicators (suspended solids, organic pollution, ammonia nitrogen, total phosphorus) during the transport of municipal waste waters through filtration reed-beds (KP) with the horizontal subsurface continuous flow. It is now virtually the only implemented way of the possible arrangement of reed-beds in the Czech Republic for treatment plant connected to the municipal sewerage systems and the prevailing method for domestic wastewater treatment plants, which include constructed wetlands. Furthermore, the results of calculations are presented the values of removal rate constant and pollution removal velocity values, which are part of the equations needed to calculate the area of reed-beds to remove a defined amount of municipal wastewater pollution.

VZNIK POJMU POVRCHOVÉ VODY V ČESKÉM VODNÍM PRÁVU

Arnošt Kult

Klíčová slova

povrchové vody – podzemní vody – vodní zákon

Souhrn

Článek se věnuje pojmu povrchové vody a jeho odbornému užívání v českém vodním právu. S ohledem na zpracování tohoto článku bylo provedeno podrobné porovnání německého znění jak Obecného občanského zákoníku z roku 1811, tak říšského vodního zákona č. 93/1869 ř. z. s příslušnými českými překlady. Český vodní zákon č. 71/1870 čes. z. z. byl vydán jak v německé, tak v české verzi. To umožnilo rovněž provést obdobné porovnání. Zákon č. 11/1955 Sb., ve znění zákona č. 12/1959 Sb., a následně i zákon č. 138/1973 Sb., do určité míry, z výše uvedených zákonů pojmově vycházel – tak byl dán základ i pro definici povrchových vod obsaženou v § 2 zákona č. 254/2001 Sb.

Úvod

Tento poměrně stručný příspěvek předkládá výsledky provedené historicko-právní a lingvistické analýzy běžně užívaného pojmu *povrchové vody*. Zdánlivě se může čtenáři zdát, že se autor věnoval „ryze okrajové záležitosti“. V současnosti je samozřejmě možné označit za aktuálnější celou řadu klíčových technicko-administrativních problémů jak z oblasti veřejné správy, tak i stále aktuální problematiku spojenou s implementací některých evropských směrnic.

Největším problémem u každého zpracovatele odborných článků i publikací bývá především získání všech potřebných podkladů – nejinak tomu bylo i v tomto případě. Nejdříve je zapotřebí se zmínit o *Obecném občanském zákoníku*, který lze označit za základní právní dokument pro celé bývalé Předlitavsko. Určitý, byť nevelký, počet ustanovení měl *vodoprávní* (tím i *veřejnoprávní*) charakter. V současné době je dostupný (prostřednictvím sítě Internet) též původní německý text *říšského vodního zákona* č. 93/1869 ř. z. [7]. Lze jej porovnat s českým překladem uvedeným v publikaci J. Ševčíka [4]. Autorovi článku se podařilo rovněž získat německý text [2] tzv. vládní předlohy použitý k tvorbě českého *zákona zemského* č. 71/1870 čes. z. z. [5] a časově dřívější německou verzi téhož zákona (v příloze publikace A. Randy [3]). Vedle uvedených podkladů ryze právního

charakteru byla použita jak publikace [1], tak i *Staročeská textová banka* (*on-line*) [13].

Pojem voda ve staročeštině a češtině počátku 19. století

V první české kodifikaci obsažené ve *Vladislavském zřízení zemském* (z roku 1500) bylo stanoveno, že *splavné řeky*, stejně jako *silnice*, jsou *veřejné* (*obecným statkem*). Uvádíme citaci z publikace [1]:

„574. Nalezli vuobec za právo: Že silnice starodávnie svobodně býti mají každému a každý na svém gruntu má silnici opravovati. Neopraví-li, vyjedú-li podlé té cesty na jeho grunty, že toho hájíti žádný nemá, neb jest tú škodu sám sobě vinen, poněvadž silnice neopravil na gruntu svém. A také silnice na vodách, jezích v prostředku mají býti odevřeny svobodně tak, jakž od starodávna vždycky bývalo, bez překážky, tak aby lidé mohli doluov i nahoru jezdit bez útiskuov i bez překážky s lodimi i lesy.“

Dále je zapotřebí se zmínit rovněž o čl. 497 a 498 (podle nové edice):

„497 Nalezli vuobec za právo: Každý nápadní vodu na svém gruntu muož ji pojeti k své potřebě.“

„498 Nalezli vuobec za právo: Že každý muož vodu na svých gruntiech pojeti a po svých gruntiech ji vésti a zase též po gruntiech svých do starého toku ji pustiti.“

Pojem vody obsažený ve čl. 574 je zapotřebí chápat spíše jako *řeky* nebo *potoky* – podle dnešní terminologie (§ 43 zákona č. 254/2001 Sb. [11]) by se jednalo o *vodní toky*. Naopak u čl. 497 šlo spíše o *vodu* (v současnosti ji umíme definovat především jako H₂O). Na základě formulace čl. 498 je možné se spíše přiklonit k tomu, že zde jde o *vodu* (ve smyslu *substance – látky*), která je odebírána (převáděna). Díky dostupnosti *Staročeské textové banky* (*on-line*) [13] se podařilo prostřednictvím sítě Internet nalézt rovněž následující úryvky z textů:

„... přiblíží se k jedneji vodě. Ta voda Sázaava slove, ježto i dnes pod klášter plove.“¹

„Ta voda Tigris teče ottud do Kaldí, toho města, a to jest velmi veliké město a krásné.“²

Bylo by možné v tomto výčtu dále pokračovat. Z uvedeného je zřejmé, že ve staročeštině byla *voda* jednoznačně též synonymem pro pojem *řeka* (či *potok*). V pětiřádkovém *Slovníku česko-německém Josefa Jungmanna* (v současnosti dostupném prostřednictvím sítě Internet [14]) je na str.

1 [Legenda o svatém Prokopu]; 60. léta 14. století; edice; Hradecký rukopis; Patera, Adolf; Praha; 1881 strana_edice 13 folio 5v vers 169.

2 [Cestopis tzv. Mandevilla v překladu Vavřínce z Březové]; polovina 15. století; rukopis; Česko; Praha; Strahovská knihovna; DG III 7 folio 127r.

144–146 v pátém dílu podrobně pojednán pojem voda (woda). Na str. 145 se uvádí:³

„**§ WODA = shromážděný vody buď tekuté buď stogaté, a tedy tolik co potok, řeka, rybník, lůžka, jezero, moře, Waffer, Bach, Fluss, Teich, See, Meer. Wody, pl. Gewässer.**“

Nejdůležitější je závěr uvedené citace: „**Wody, pl. Gewässer**“ (die Gewässer)⁴.

Pojem Gewässer používaný v Obecném občanském zákoníku z roku 1811

V roce 1811 byl vydán *Obecný občanský zákoník – Allgemeines bürgerliches Gesetzbuch (ABGB)* [6] (byl vyhlášen patentem ze dne 1. června 1811 č. 946 sb. z. s.). V něm se nacházela rovněž vodoprávní ustanovení. Tento zákon u nás platil v období 1811–1950 (téměř 140 let). V Rakousku je dosud používán (byl částečně změněn – přibližně jen 1/4) – obdobně je platný i na území *Lichtenštejnska*. Připravoval se přes 40 let – k vyhlášení došlo až v roce 1797 (s ohledem na prověření jeho správnosti) jen pro *Halič*. Teprve po 14 letech se jej „odvážili“ vídeňští legislativci rozšířit na zbytek *Předlitavska*. Práce na zákoníku započaly za Marie Terezie, která k sestavení zákona ustavila odbornou komisi. Pojem *Gewässer* [vodstvo] se nacházel například v § 407:

„Wenn in der Mitte eines **Gewässers** eine Insel entsteht, so sind die Eigentümer der nach der Länge derselben an beiden Ufern liegenden Grundstücke ausschließend befugt, die entstandene Insel in zwei gleichen Teilen sich zuzueignen, und nach Maß der Länge ihrer Grundstücke unter sich zu teilen. Entsteht die Insel auf der einen Hälfte des **Gewässers**, so hat der Eigentümer des näheren Uferlandes allein darauf Anspruch. Inseln auf **schiffbaren Flüssen** bleiben dem Staate vorbehalten. [Vznikne-li uprostřed vody (**vodstva, vodního toku**) ostrov, jsou vlastníci pozemků, které leží na obou březích podél ostrova, oprávněni vylučně si přivlastnit vzniklý ostrov dvěma stejnými díly a rozdělit si ho podle poměru délky svých pozemků. Vznikne-li ostrov v jedné polovině vody (**vodstva, vodního toku**), má na něj nárok pouze vlastník bližšího břehu. Ostrovy ve **splavných řekách** zůstávají vyhrazeny státu.]“

Překlad byl autorem tohoto článku upraven do novější češtiny, podařilo se rovněž získat původní starý český text⁵:

„Vznikne-li uprostřed vody ostrov, jsou vlastníci pozemků, které na obou březích podél ostrova leží, vylučně oprávněni přivlastnit si vzniklý ostrov dvěma stejnými díly a rozdělit si ho podle délky svých pozemků. Vznikne-li ostrov v jedné polovině vody, má na něj vlastník bližšího břehu sám nárok. Ostrovy ve **splavných řekách** zůstávají vyhrazeny státu.“

S největší pravděpodobností je počátkem novodobého právního používání pojmu vody právě tento český překlad. V návaznosti na slovník Josefa Jungmanna [14] (str. 145 pátý díl) lze uvedené souvislosti z historického a jazykovědného hlediska zcela pochopit. To, že označení voda postupně ztrácelo význam řeky či potoka, však následně způsobilo mnohé obtíže. Další zákony (resp. překlady) již na zavedenou zvyklost navazovaly (resp. i musely), protože *ABGB* byl „základním kamenem“ celého tehdejšího právního systému. Na závěr této části uvedeme znění § 409 *ABGB* [6]:

„Wenn ein **Gewässer** sein Bett verläßt, so haben vor allem die Grundbesitzer, welche durch den neuen **Lauf** des Gewässers Schaden leiden, das Recht, aus dem verlassenen Bette oder dessen Werte entschädigt zu werden. [Opustí-li voda (**vodstvo, vodní tok**) své řečiště, mají především majitelé pozemků, kteří jsou novým tokem vody poškozeni, právo, aby se jim za opuštěné řečiště nebo z jeho ceny dala náhrada.]“

Překlad byl částečně upraven do novější češtiny – původní česká verze z 19. století byla tato:

„Opustí-li voda své řečiště, mají především držitelé pozemků, kteří novým tokem vody škodu berou, právo, aby se jim z opuštěného řečiště nebo z jeho ceny dala náhrada.“

Pojem voda vyskytující se v překladu říšského vodního zákona č. 93/1869 ř. z.

V roce 1869 vyšel *říšský vodní zákon č. 93/1869 ř. z.* [7], který sloužil v oblasti *vodního práva* jen jako zákon rámcový. V § 1 bylo stanoveno:

„Die rechtliche Eigenschaft **der Gewässer** ist nach den Grundsätzen des allgemeinen bürgerlichen Rechtes und insbesondere nach den Bestimmungen der §§ 2–7 dieses Gesetzes zu beurteilen.“

³ Poznámka: Písmeno „g“ se četlo jako j, naopak „j“ foneticky odpovídalo dnešnímu „ř“.

⁴ Zajímavá je i jiná souvislost. V latině se používala *aqua* nejen pro označení vody, ale i *vodních par* (mraků). Vyskytoval se častý obrat „*aqua et igni interdicere* [zapovědět užívání vody a ohně – tj. dát do klatby, poslat do vyhnanství]“. Pojem *aqua* se také používal vedle *lacus* i pro jezero – případně pro řeku a potok (vedle *flumen a rivus*). Často se *aqua* používala též k označení deště (velmi intenzivního). Rovněž vodovod se nazýval *aqua*. Plurál *aquae* [vody] byl používán pouze pro *léčivé prameny*, přeneseně pak pro *lázně*.

⁵ Jde o první polovinu 19. století – přesné datum vzniku se bohužel nepodařilo zjistit.

Česká verze, tj. oficiální překlad uvedený v publikaci *J. Ševčíka* [4], měl následující znění:

„Právní vlastnost **vod** posuzována buď dle pravidel obecného práva občanského a zvláště dle toho, co nařizeno v §§ 2–7 tohoto zákona.“

Paragraf 3 k tomu stanovil:

„Auch die nicht zur Fahrt mit Schiffen oder gebundenen Flößen dienenden Strecken der Ströme und Flüsse sowie Bäche und Seen und andere **fließende oder stehende Gewässer** sind öffentliches Gut, und soweit sie nicht in Folge gesetzlicher Bestimmungen oder besonderer Privatrechtstitel jemandem zugehören. Die den Besitz Schützenden Vorschriften des allgemeinen bürgerlichen Rechtes werden hierdurch nicht berührt.“

Odpovídající překlad obsažený v publikaci [4] byl formulován takto:

„Také části veleřek a řek, po kterých nejezdí lodí a vory, též potoky a jezera a jiné **vody tekoucí neb stojaté** jsou statkem veřejným, pokud podle zákonných ustanovení nebo z nějakého zvláštního titulu soukromoprávního někomu nenáleží. Tím nejsou dotčena ustanovení obecného zákona občanského, jež chrání držbu.“

Obdobně lze zmínit i § 5:

„Privatbäche und sonstige **fließende Privatgewässer** sind, in sofern nichts anderes nachgewiesen wird, als Zugehör derjenigen Grundstücke zu betrachten, und zwar nach Maßgabe der Uferlänge eines jeden Grundstückes.“

Překlad v publikaci [4] měl toto znění:

„Potoky a jiné **tekoucí vody soukromé** pokládány budte, neprokáže-li se nic jiného, za příslušenství pozemků, po kterých neb mezi kterými tekou, a to podle délky břehů každého pozemku.“

Bylo by možné pokračovat dále. Pouze u § 12 byl v české verzi použit pojem vodstvo:

„Voda, kterou majetník pozemku z **vodstva soukromého** odvedl a jí nespotřeboval, budiž, prve než přijde na pozemek cizí, vedena nazpět do původního řečiště, leč že by se jiným odvedením vody takové ostatním majetníkům právo k vodě majícím škody neucinilo.“

Vedle pojmu *Gewässer* [vodstvo] se v zákonu rovněž vyskytoval i pojem *Wasser* [voda] (například v § 4). Zákon znal *podzemní vodu* („v pozemku uzavřenou a z něho se prýšticí“), *vody z atmosférických srážek*, *vodu uzavřenou* (v studních, rybnících, cisternách, nádržích na soukromém pozemku, v kanálech, potrubí atd.). Naopak pojem vodstvo⁶ se používal pro řeky (včetně vedlejších ramen) a potoky – ve zkratce lze říci, že šlo o *tekoucí* (povrchové) vodstvo.

Český zákon zemský č. 71/1870 čes. z. z.

Na základě *říšského vodního zákona č. 93/1869 ř. z.* [7] byl vydán český zákon *zemský č. 71/1870 čes. z. z., o tom, kterak lze vody užívatí, jí svozovatí a jí se brániti* [4] a [5]. Ten platil (s menšími změnami) až do doby vydání zákona č. 11/1955 Sb., o vodním hospodářství [8].

Český zákon [5] (stejně jako zákon č. 93/1869 ř. z. [7]) členil vody (vodstvo) na veřejné a soukromé. Uvedená problematika byla pojednána v § 1–3 zákona zemského č. 71/1870 čes. z. z. [5]. Citaci již provádět nebudeme, tento předpis ve značné míře „doslovně“ přebíral jednotlivá ustanovení říšského zákona č. 93/1869 ř. z. [7].

Zákon č. 11/1955 Sb. – povrchové vody a vodní tok

Zcela zásadní změnou (ne však na základě lepší legislativní koncepce) bylo v českém vodním právu vydání zákona ze dne 23. března 1955 č. 11, ve znění zákona ze dne 20. února 1959 č. 12 Sb., o vodním hospodářství, v úplném znění podle přílohy vyhlášky č. 13/1959 Sb. [8]. Zde se také poprvé objevil pojem *povrchové vody*.

Jestliže zákon *zemský č. 71/1870 čes. z. z.* [5] přeložil (kromě jediné výjimky) pojem *Gewässer* jako *vody* – šlo sice o „nesrovnalost“ – při celkovém zaměření na problematiku vodstva (nikoliv na užívání vod v hospodářství) to v běžné vodoprávní praxi nezpůsobovalo až tak nepřekonatelné obtíže. Byl totiž používán převážně plurál *vody* – takto se označovaly převážně řeky či potoky, tj. *vodní toky* (podle dnešní terminologie – viz § 43 zákona č. 254/2001 Sb. [11]). Pojem *povrchové vody* (a též *podzemní vody*) lze nalézt (bez předcházející definice) hned v § 1 tohoto zákona:

„Veškeré **povrchové a podzemní vody** slouží k zabezpečení hospodářských a jiných společenských potřeb.“

Dále se použil v § 2:

„S **povrchovými a podzemními vodami** je třeba plánovitě hospodařit technicky i ekonomicky nejhodnějšími prostředky a způsoby tak, aby byla udržena rovnováha mezi kapacitou vodních zdrojů a potřebou vody a aby byl zachován vyhovující stupeň čistoty vody.“

⁶ Poznámka: Pojem *Gewässer* [vodstvo] je v původním německém znění uveden jak v singuláru *das Gewässer*, tak plurálu *die Gewässer*. V češtině (byť to nebývá často) se užívá pojem vodstvo – plurál však pro češtinu zní značně neobvykle. Označení *voda* (vody) proto není zcela ekvivalentní pojmu *Gewässer*.

Paragraf 6 měl následující znění:

„(1) Obyčejným způsobem, k němuž není třeba zvláštního zařízení, jako ke koupání, praní, mytí, napájení a plavení zvířat, k vodním a ledním sportům může užívat každý **povrchových vod** bez povolení nebo souhlasu vodohospodářského orgánu. Povolení nebo souhlasu vodohospodářského orgánu není třeba ani ke zřizování jednoduchých zařízení na jednotlivých nemovitostech **k zachycení vody** a k ochraně jednotlivých nemovitostí proti **škodlivým účinkům vod**. Obecným **užíváním vod** a jednoduchými zařízeními **k zachycení vod** a k ochraně nemovitostí nesmějí se poškozovat břehy, vodohospodářská zařízení, zařízení pro chov ryb, měnit odtokové poměry, zhoršovat **jakost vody**, ani poškozovat obecné zájmy a práva jiných.

(2) V případě obecného nebezpečí může vodohospodářský orgán upravit nebo i zakázat obecné užívání **povrchových vod** a provádění jednoduchých zařízení; v ostatních případech může tak učinit jen v součinnosti s dotčenými orgány.“

V tomto paragrafu byla obsažena formulace „k zachycení vody“ – na rozdíl od stávající obsažené v § 6 zákona č. 254/2001 Sb. [11] „k zachycování povrchových vod“; dále pak *obecné užívání vod* místo stávajícího *obecného nakládání s povrchovými vodami*. V daném případě šlo možná o převzetí příslušného ustanovení zákona č. 71/1970 čes. z. z. [5]. Do určité míry však nedůsledné – lze říci, že § 6 vůbec „nelokalizoval“ tzv. *obecné nakládání s vodami* (používáme pojem zákona č. 254/2001 Sb. [11]), tj. zda jde o užívání ve veřejném vodstvu (veřejné vodě) či v soukromém vodstvu (soukromých řekách a potocích).⁷ Paragraf 8 s názvem „Zvláštní užívání vod“ měl odstavec 1 s následujícím zněním:

„Povolení vodohospodářského orgánu je třeba:

- a) **k užívání povrchových vod**, k zachycování vod na jednotlivých nemovitostech a k ochraně nemovitostí proti škodlivým účinkům povrchových vod jiným způsobem, než jak je uvedeno v § 6 a 7, jakož i k užívání vod podzemních;
- b) k vypouštění odpadních vod do **povrchových nebo podzemních vod**;
- c) ke zřizování vodohospodářských děl a zařízení potřebných k účelům uvedeným pod písm. a) a b).“

Pojem *povrchové vody* se vyskytoval i v ustanovení § 12 odst. 1:

„Kdo jakýmkoli způsobem nakládá s **povrchovými nebo podzemními vodami**, je povinen pečovat o uchování jejich přirozeného stavu. Tyto vody se nesmějí znečišťovat, ani se nesmí uměle měnit jejich teplota, aby neutrpěly jejich *jakost, samočisticí schopnost a možnost použití pro účely, k nimž je jich třeba*. Uživatelé **vod** jsou povinni plánovitě odstraňovat dosavadní znečišťování vod výstavbou potřebných čistících zařízení, péčí o řádný provoz takových zařízení, soustavným prováděním a dodržováním opatření v technologii výroby ke snižování nečistot v odpadních vodách, vhodným rozmístováním výrobních zařízení, jakož i dodržováním podmínek stanovených příslušným vodohospodářským orgánem k ochraně čistoty **vody**.“

Rovněž lze citovat § 13:

„(1) **Povrchové a podzemní vody** je třeba chránit proti škodlivým účinkům některých zvláštních druhů vod, zejména vod radioaktivních, vod solných, důlních a smíšených se zemními oleji, a to již opatřením v závodě, ze kterého takové vody odtékají. Totéž platí pro použité i nepoužité odpadní vody z lázeňských a zřídlních zařízení.

(2) Ministerstvo energetiky a vodního hospodářství stanoví v dohodě s ministerstvem zemědělství a lesního hospodářství a s ostatními zúčastněnými ústředními úřady všeobecné podmínky pro ochranu **povrchových a podzemních vod**.“

Téměř na závěr této části článku uvedeme též znění § 18 odst. 1 bodu 5:

„Vodohospodářským orgánům přísluší v oboru jejich působnosti zejména:

5. pečovat o čistotu **povrchových a podzemních vod** z hlediska vodohospodářského a rozhodovat o nutných nebo účelných opatřeních k zamezení nebo omezení znečišťování vod;“

Povrchové vody se už jinde v zákonu nepoužily – toto slovní spojení vzniklo na základě pojmu *vody*⁸, před který bylo (bez znalosti historických a lingvistických souvislostí) předloženo adjektivum *povrchové*. Bez existence právní (legální) definice se začal tento pojem v běžné praxi používat – každý ho mohl libovolně interpretovat. Šlo o zjevné nedorozumění – nikdo už v té době nevěděl, že ve staročeštině **vody** (*wody*) značily rovněž **řeky**.⁹

⁷ Majetkoprávní otázky nebyly v té době samozřejmě rozhodujícím momentem.

⁸ Tento pojem se ve značném počtu nacházel v českém znění zákona č. 71/1970 čes. z. z. [5], avšak především ve smyslu *Gewässer* [vodstvo] (*velké řeky, řeky, potoky* – viz § 2 a 16 v německé verzi uvedené v příloze publikace A. Randy [3]).

⁹ Tvůrci zákona opominuli i to (s ohledem na klasické aristotelské vymezení *látky a formy*), že *látka* neoznačuje žádné *těleso* (např. H₂O jako *chemická látka* může být v kádince či vodovodním potrubí) – uvedený pojem označuje podstatu *těles* (v našem chápání jde o určení *kvality* – nikoliv *kvantity*). Definice *látky* musí být pouze v singuláru (např. rtuť, olovo, zinek, hliník, kyselina sírová atp.). Neříkáme: „hliníky jsou

S ohledem na pojem *vodní tok* (který se poprvé vyskytl až v tomto zákonu) je též možné citovat § 11 odst. 1:

„Pozemků, po nichž odtékají vody v tocích, a pozemků v opuštěných korytech může organizace, které náleží péče o **vodní tok**, popřípadě organizace upravující **vodní tok**, užívat bez náhrady ke zřizování, k provozu a udržování vodohospodářských děl a zařízení, k provádění vodohospodářských staveb nebo k provádění vodohospodářských prací a k jiným vodohospodářským účelům. Dojde-li k pochybnostem o tom, zda jde o takové pozemky a v jakém rozsahu je jich třeba použít, rozhodne vodohospodářský orgán.“

Obdobně je vhodné se zmínit rovněž o § 11 odst. 3:

„Organizace, které náleží péče o **vodní tok**, popřípadě organizace upravující **vodní tok**, může užívat pobřežních pozemků, pokud je to nezbytně nutné, ke zřizování, k provozu a udržování vodohospodářských děl a zařízení, k provádění vodohospodářských staveb nebo k provádění vodohospodářských prací a k jiným vodohospodářským účelům. Nedojde-li mezi vlastníkem (správcem), popřípadě uživatelem těchto pozemků, a organizací pečující o **vodní tok** nebo jej upravující k dohodě o použití pozemků a o náhradě, rozhodne o nich vodohospodářský orgán v součinnosti s dotčenými orgány. Při stanovení výše náhrady přihledne vodohospodářský orgán k prospěchu, který má vlastník (správce), popřípadě uživatel, z provedené úpravy. U organizací státního socialistického sektoru platí předpisy upravující vzájemné poskytování náhrad.“

Samotný pojem *vodní tok* však v zákonu č. 11/1955 Sb. [8] legálně definován nebyl.

Zákon č. 138/1973 Sb. a jeho definice „povrchových vod“ a „vodního toku“

Vlastní definice *povrchových vod* a *podzemních vod* byla obsažena v § 2:

„(1) **Povrchovými vodami jsou vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu**; podzemními vodami jsou vody v zemských dutinách a zvodnělých vrstvách zemských. Práva k těmto vodám upravuje tento zákon.

(2) **Za povrchové ani podzemní vody se nepovažují přírodní léčivé vody a přirozeně se vyskytující minerální stolní vody**, jakož i vody, které jsou podle horních předpisů **vyhrazenými nerosty a vodami důlními** (dále jen „**zvláštní vody**“).“

Definice neměla žádné upřesňující vymezení. Je možné si pouze povšimnout tvrzení, že šlo o „přirozený výskyt“; nebylo stanoveno, že jde o „všechny vody“, které se „přirozeně vyskytují“. Navíc – a to je zásadní – šlo o *vody*. Víme, že *voda* je *látka* – má v podstatě stále stejné chemické složení (byť je znečištěna) – H₂O. Přitom se v § 1 uváděla „potřeba vody“ v singuláru. Tedy *voda*, která se „potřebovala“ byla jiná, než *vody*, které se „přirozeně vyskytovaly“ – zároveň byly *vody* „odebírány“, aby zajistily – již „potřebu vody“.

V daném případě je tak možné si povšimnout (historicky daného) používání stejného tvaru *vody*, jak pro označení toho, co by bylo možné pojímat jako *Gewässer* [vodstvo] (případně i jako vymezený prostor *water body* [vodního útvaru]), tak pro označení *látky* (H₂O)¹⁰. *Vodní toky* (opět v plurále) byly definovány v § 31 odst. 1:

„**Vodní toky** jsou **vody trvale tekoucí po zemském povrchu mezi břehy** buď v korytě přirozeném (popřípadě upraveném), jako bystřiny, potoky, řeky, nebo v korytě umělém, jako průplavy, vodní kanály, nádrže apod., nebo vody nacházející se ve slepých ramenech vodních toků, včetně jejich koryt.“

Zákon č. 254/2001 Sb. a jeho definice povrchových vod a vodního toku

Definici *povrchových vod* obsaženou v paragrafu 2 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb. [11] pro přehlednost porovnejme i se starší definicí zákona č. 138/1973 Sb. [9]:

138/1973 Sb.: „Povrchovými vodami jsou vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu.“

254/2001 Sb.: „**Povrchovými vodami jsou vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu; tento charakter neztrácejí, protékají-li přechodně zakrytými úseky, přirozenými dutinami pod zemským povrchem nebo v nadzemních vedeních.**“

Novější formulace pamatovala též na možnost existence *přechodně zakrytých úseků*. Jinak je ve své první části zcela shodná se starším zněním. Veškeré výhrady, které byly uvedeny v předcházející části článku by bylo možné zopakovat i zde. Pojem *vodní toky* (opět formulace v plurále) je definován až v § 43 odst. 1:

...“, ale „hliník je ...“. Naopak lze např. použít formulaci: „řeky jsou součástí ...“

¹⁰ Poznámka: Bylo by to možné ve staročeštině, nikoliv v nové. Nikdo by dnes nepoužil podobnou formulaci jako např. *Legenda o svatém Prokopu* – „ta voda Sázava slove“, ale spíše „tato řeka se nazývá Sázava“.

„**Vodní toky jsou povrchové vody tekoucí vlastním spádem v korytě trvale nebo po převažující část roku, a to včetně vod v nich uměle vzdutých. Jejich součástí jsou i vody ve slepých ramenech a v úsecích přechodně tekoucích příroznými dutinami pod zemským povrchem nebo zakrytými úseky.**“

Vodní tok jsou vody, které tečou vlastním spádem. Voda je zde podstatným jménem označujícím danou látku, tj. má určitou kvalitu a podstatu. Podle klasického logického vymezení platí, že látka neoznačuje těleso (tvar), naopak označuje podstatu těles (jde o totožnost s pojmem určujícím kvalitu – nikoliv kvantitu). Forma spolu s pojmem tvar označuje princip aktualizované možnosti látky a je faktorem, díky kterému se látka stává jednotlivou konkrétní věcí.

Pokud jde o jazykovou analýzu, je zapotřebí se zmínit o tom, že pojem vodní tok je uveden v plurálu. Jde o poněkud problémový typ definice. Teoreticky by bylo možné při použití singuláru dovést slovní spojení: „vodní tok je povrchová voda“. Problémem však je, že definice v § 2 odst. 1 téhož zákona má znění: „Povrchovými vodami jsou vody...“ (opět plurál).¹¹ S ohledem na uvedenou úvahu je možné dovést následující tři varianty právně-logického výkladu.

- 1) Pokud je míněno, že uvedený pojem logicky značí „povrchové vody uměle vzduté v tocích“ (definiendum je určeno definiens tok), pak jde zcela jednoznačně o definici typu *ignotum per ignota*¹² (tok je totiž pojem, který má být určen pojmem koryto a pojmem povrchové vody).
- 2) Pokud je míněno, že uvedený pojem logicky značí „povrchové vody uměle vzduté v povrchových vodách“ (definiendum je určeno definiens povrchové vody), pak jde zcela jednoznačně o definici typu *per idem*.
- 3) Asi nejpravděpodobnější variantou bude to, že jde o gramatickou chybu. Správné znění by mělo být: „včetně vod v něm (korytě) vzdutých“.

Závěr

V článku byla věnována pozornost historickému vývoji pojmu povrchové vody – ten se po roce 1955 ve vodním právu vyskytoval (a stále vyskytuje se značnou frekvencí, a to v plurálu – nikoliv singuláru – tak jak je to např. obvyklé v komunitárním právu *surface water* – nikoliv *surface waters*). Autor se především pokusil poukázat na problematičnost dalšího používání uvedeného pojmu. Na druhou stranu by však měl být čtenář upozorněn i na tu skutečnost, že v každé právní oblasti je vždy vhodná určitá obezřetnost – uvedené platí též v tomto případě. Pokud by případně došlo v dané oblasti k okamžitěmu a neuváženému řešení, mohlo by to následně způsobit nemalé legislativní obtíže. S ohledem na dlouhodobou perspektivu by však přeci jen mohlo postupně docházet k určité změně – současně i z důvodu realizace přesnější a jednoznačnější implementace směrnice 2000/60/ES. České vodoprávní pojetí nejen pojmu povrchové vody, ale i dalších, z tohoto pojmu odvozených, by se tak stalo více evropsky standardním (viz např. v mnoha případech věcně správnější slovenský překlad čl. 2 uvedené směrnice).

Z právně-logických nesrovnalostí souvisejících s pojmem povrchové vody pak též následně „zcela logicky“ vyplynuly i další obtíže, které vstaly při pokusu formulovat vhodnou a odpovídající definici vodního toku, a to v § 43 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb. [11].

Seznam literatury a dalších podkladů

- [1] Kreuz, P. a Martinovský, I. Vladislavské zřízení zemské a navazující prameny. Hradec Králové: Univerzita Hradec Králové, SCRIPTORIUM, 2007, 526 s. ISBN 978-80-86197-91-3.

11 K uvedenému lze ještě dodat to, že zákon č. 344/1992 Sb. [10] (s ohledem na členění pozemků podle § 2 odst. 3) vyjmenovává *ornou půdu, chmelnici, vinici, zahradu, ovocný sad, trvalý travní porost, vodní plochu, zastavěnou plochu a nádvůř a ostatní plochu*.

12 Poznámka k definici typu *ignotum per ignota*: Jde o klasickou teorii právních definic. S kategorií *pojem* souvisí i nutnost jeho definování. *Definicí* se rozumí *logická rovnost*, na jejíž jedné straně (levé) je *definiendum* (gramaticky tento tvar odpovídá latinskému gerundivum – tedy slovesnému adjektivu trpného rodu, to vyjadřuje děj, který bude konán, má být konán nebo je nutně konán v neutru – což je gramaticky shodný tvar s gerundiem – v podstatě se slovesným substantivem). Tedy na levé straně je *cosi*, co je vhodné a nutné definovat, a na pravé straně je *definiens* (přezentní participium) – to je tím, čím se *definiendum* vymezuje. V právu se vyskytují především *definice zákonné (legální)* – uvedené přímo v textu právního předpisu, a to pokud možno hned na jeho začátku.

Národní dialog o vodě – Medlov 2011

Již popáté se ve dnech 1. a 2. června 2011 konal v hotelu Medlov u Nového Města na Moravě Národní dialog o vodě, tentokrát s podtitulem „Plánování v oblasti vod – druhý pokus nebo druhý cyklus?“ Seminář se opět uskutečnil ve společné péči České vědeckotechnické vodohospodářské společnosti a Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, veřejné výzkumné instituce, s podporou Global Water Partnership. Tradiční setkání vodohospodářské veřejnosti, zástupců státní správy a samospráv bylo tentokrát dialogem, při kterém se společně hledaly odpovědi na některé otázky v souvislosti s druhým cyklem plánování v oblasti vod. Název vymežující rámcově letošní diskusi obsahuje lehce provokativní otázku, zda jsme v letech 2010–2015 schopni realizovat opravdu plnohodnotnou

- [2] Peyrer von Heimstätt, C. Das österreichische Wasserrecht. Wien, 1880, 736 s. <<http://dlib-pr.mpier.mpg.de/>>.
- [3] Randa, A. Das österreichische Wasserrecht mit Bezug auf die ungarische und ausländische Wassergesetzgebungen. Prag, 1891 (třetí vydání), 210 s. <<http://dlib-pr.mpier.mpg.de/>>.
- [4] Ševčík, J. Vodní a rybářské právo (Komentářem a judikaturou opatřená sbírka předpisů vodního a rybářského práva, platného v historických zemích Československé republiky). Praha: Právnícké knihkupectví a nakladatelství V. Linhart, 1937, 588 s.
- [5] Weger, V. (sestavil). Zákon vodní pro král. české. Písek: Nakladatel Jaroslav Burian.
- [6] Allgemeines bürgerliches Gesetzbuch für die gesamten Deutschen Erbländer der Österreichischen Monarchie, o. O., aus der Kaiserlich-Königlichen Hof- und Staatsdruckerei, 1811 <<http://dlib-pr.mpier.mpg.de/>>.
- [7] Gesetz vom 30. Mai 1869, RGBl 93/1869, betreffend die der Reichsgesetzgebung vorbehaltenen Bestimmungen des Wasserrechtes. Reichsgesetzblatt für die im Reichsrat vertretenen Königreiche und Länder, Jahrgang 1869 <<http://alex.onb.ac.at/>>.
- [8] Zákon ze dne 23. března 1955 č. 11, ve znění zákona ze dne 20. února 1959 č. 12 Sb., o vodním hospodářství, v úplném znění podle přílohy vyhlášky č. 13/1959 Sb.
- [9] Zákon č. 138/1973 Sb., o vodách (vodní zákon), ve znění zákona č. 425/1990 Sb., zákona č. 114/1995 Sb., zákona č. 14/1998 Sb. a zákona č. 58/1998 Sb.
- [10] Zákon č. 344/1992 Sb., o katastru nemovitostí České republiky (katastrální zákon), ve znění zákona č. 89/1996 Sb., zákona č. 103/2000 Sb., zákona č. 120/2000 Sb., zákona č. 220/2000 Sb., zákona č. 53/2004 Sb., zákona č. 342/2006 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 8/2009 Sb. a zákona č. 227/2009 Sb. (v současnosti platný).
- [11] Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění zákona č. 76/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 274/2003 Sb., zákona č. 20/2004 Sb., zákona č. 413/2005 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 222/2006 Sb., zákona č. 342/2006 Sb., zákona č. 25/2008 Sb., zákona č. 167/2008 Sb., zákona č. 181/2008 Sb., zákona č. 157/2009 Sb., zákona č. 227/2009 Sb., zákona č. 281/2009 Sb. a zákona č. 150/2010 Sb. (v současnosti platný).
- [12] Vokabulář webový [on-line]. Verze 0.4.2. Oddělení vývoje jazyka Ústavu pro jazyk český AV ČR, v. v. i. <<http://vokabular.ujc.cas.cz.>>.
- [13] Staročeská textová banka [on-line]. Verze z 28. 3. 2008. Oddělení vývoje jazyka Ústavu pro jazyk český AV ČR, v. v. i. – <<http://vokabular.ujc.cas.cz/banka.aspx>>.
- [14] Pětisvazkový česko-německý slovník Josefa Jungmanna – včetně doprovodných materiálů <<http://www.slownjk.cz/slownjkcz/>> (na stránkách projektu [Slownjk.cz](http://www.slownjk.cz) lze nalézt obrazově-textovou edici dobového vydání).

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

Ing. Arnošt Kult
VÚV T.G.M., v.v.i., Praha
Arnost_Kult@vuv.cz, tel.: 220 197 246
Příspěvek prošel lektorským řízením.

The origin of the concept of surface water in the Czech water law (Kult, A.)

Key words

surface water – groundwater – Water Act

Article deals with the concept of surface water and its professional use in the Czech water law. A detailed comparison of the German version of the General Civil Code of 1811 and Water Act No. 93/1869 Coll. with the Czech translation has been carried out. Czech water Act No 71/1870 Coll. was issued in both German and Czech version. This also enabled to make a similar comparison. Act No. 11/1955 Coll., as amended by Act No. 12/1959 Coll. and consequently also Act No. 138/1973 Coll., to a certain extent, was conceptually based on above-mentioned acts – so was given also a basis for the definition of “surface water“ in section 2 of Act No. 254/2001 Coll.

druhou etapu plánovacího procesu v intencích jak Rámcové směrnice Evropského parlamentu a Rady ES, tak i nového zákona o vodách, anebo půjde o pokračování pokusu vyrovnat se se základními požadavky alespoň přibližně a formálně.

Semináře se zúčastnilo na 70 účastníků. V úvodu semináře vystoupili jménem pořadajících institucí ředitel VÚV TGM, v.v.i., Mgr. Mark Rieder a člen výboru ČVTVHS Ing. Jan Plechatý, který omluvil ze zdravotních důvodů nepřítomného předsedu prof. Ing. Vojtěcha Brožu, DrSc. Mgr. Rieder pak přivítal zástupce ministerstev Ing. Hanu Randovou, ředitelku odboru ochrany vod MŽP, a Ing. Miroslava Krále, CSc., ředitele odboru vodohospodářské politiky a protipovodňových opatření MZE, kteří rovněž vystoupili, aby vyjádřili přístupy a zájmy svých úřadů v procesu plánování v oblasti vod.



Ředitel VÚV Mgr. Mark Rieder při zahájení Národního dialogu o vodě



Pohled do sálu s účastníky semináře

Tradiční diskuse v dostatečně vymezeném časovém prostoru na daná i související témata pak byla hlavním rysem semináře ve ještě vyšší míře, než tomu bylo v uplynulých ročnících Národního dialogu o vodě.

První pracovní odpoledne společně moderovali a vstupní příspěvky přednesli Ing. Jaroslav Beneš z Povodí Vltavy, s.p., a Ing. Radek Maděříč z Pöyry Environment, a.s., kteří zastupovali pořizovatele i zpracovatele plánů, tedy odborníci s předpokladem vysoké míry zasvěcenosti do procesu plánování. Východiskem diskuse bylo pojmenování a analýza rozdílů mezi prvním a druhým plánovacím cyklem, a to z nejrůznějších hledisek: od metodických novinek, přes změnu právního prostředí až po možnost efektivně využít nabytých zkušeností.

Bohatou diskusi na dané téma lze shrnout do několika základních závěrů:

Druhý cyklus plánování v oblasti vod (2010 až 2015) podle Rámcové směrnice o vodách

- Bude a podle dalších níže uvedených závěrů musí být aktualizací cyklu prvního (2004 až 2009), a to bez ohledu na to, že tomu současné znění relevantních právních předpisů příliš nenasvědčuje.
- Musí být úsporný, neboť ve státním rozpočtu nebo fondech EU nejsou pro tyto účely (zatím) vyčleněny žádné finanční prostředky a převážnou část nákladů proto budou muset při pořizování plánů dílčích povodí uhradit správci povodí. Zpracování národních plánů povodí zatím zajištěno není.
- Musí být pragmatičtější. To znamená připustit co nejméně změn oproti cyklu prvnímu a využít co nejvíce použitelných metodik, podkladů a interpretačních nástrojů zpracovaných v cyklu prvnímu. Znamená to rovněž, že plány dílčích povodí musí být zpracovány podle jednotné osnovy a jednotným způsobem tak, aby se z nich daly rychle a jednoduše sestavit národní plány povodí.
- Musí být řádně koordinován. Základní koordinaci by měla, jako v prvním cyklu, zajistit Komise pro plánování v oblasti vod, včetně přípravy nezbytných metodik, podkladů a podrobných osnov plánů.

Současná etapa 2010 až 2011 je přípravnou etapou pro vlastní zpracování aktualizovaných plánů oblastí povodí nově nazývaných jako plány dílčích povodí. V tomto období musí být do konce roku 2011 stanoveny cíle podle § 24 odst. 4 vodního zákona, zpracovány klíčové metodiky pro vlastní pořizování plánů dílčích povodí a zahájeno zpracování zbývajících metodik, které jsou nezbytné pro úspěšné dokončení a schválení plánů dílčích povodí a následně i národních plánů povodí v roce 2015.

Zpracování jednotlivých etap prací pro plány pro zvládnání povodňových rizik podle Povodňové směrnice je zatím organizačně i finančně dobře zabezpečeno a probíhá standardním způsobem v rámci aktivit členů pracovní skupiny pod gescí Ministerstva životního prostředí, což vytváří předpoklady pro jejich úspěšné dokončení a schválení v roce 2015.

Dobrym zdrojem poznatků jak zlepšit druhý plánovací cyklus je i posouzení hlavních výstupů cyklu prvního, tj. Programu opatření. Všestranná debata na toto téma byla náplní druhého dne a moderovali ji, samozřejmě také po přednesení úvodních příspěvků, pracovníci VÚV TGM, v.v.i., RNDr. Hana Prchalová a Ing. Libor Ansorge jako zástupci instituce, která je vůči tomuto tématu zcela nezávislá jak v minulém, tak budoucím smyslu, a tedy s předpokladem objektivnosti a nestrannosti.

Hlavní závěry tohoto pracovního zasedání byly shrnuty takto:

- Informace o naplňování programu opatření v oblasti bodových zdrojů znečištění jsou relativně dobře dostupné na úrovni krajů (ČOV), horší je to s informacemi o starých ekologických zátěžích, kde je možno se obrátit na ČIŽP.
- Opatření na zlepšení hydromorfologických poměrů a protipovodňová opatření jsou z větší části realizována zejména správci toků, tzn., že informace jsou též snadno dostupné.
- Informace o naplňování ostatních typů opatření jsou získatelné hůře, ale např. Povodí Ohře se obrátilo na známé nositele těchto opatření s žádostí o informace o naplňování opatření a setkalo se s pozitivní reakcí.
- Zapojení nevládních a neziskových organizací (NGO) je velmi regionálně odlišné, např. na Moravě mají s aktivitami těchto institucí při zavádění programů opatření pozitivní zkušenosti, v ostatních regionech se NGO zapojují spíše jen do připomínkovacího procesu.
- Administrativní a legislativní opatření jsou v ČR zavedena, jejich využitelnost je však úzce svázána s ekonomickými nástroji a současný systém využívání dotací, který nezahrnuje dostatečné motivace pro příjemce, se ukazuje při zavádění opatření jako ne příliš efektivní.

Po shrnutí závěrů obou pracovních zasedání, jež jsou uvedena výše, jednání zakončil ředitel VÚV TGM, v.v.i., Mgr. Mark Rieder. Jménem pořádkových subjektů přislíbil, že dobře rozběhnutá tradice bude pokračovat a v roce 2012 proběhne Národní dialog o vodě opět na nějaké aktuální vodohospodářské téma.

Petr Bouška, Bohuslav Müller

VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Water Management Technical and Economical Information

Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti vodního hospodářství

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

Ročník 53

ISSN 0322 - 8916
MK ČR 6365

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

VÚV
TGM

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