

### JAK DÁL PŘI HODNOCENÍ ZÁTĚŽE ZE ZDROJŮ ZNEČIŠTĚNÍ VOD

Stanislav Juráš

#### Klíčová slova

kvalita vody – zátěž – bodové zdroje znečištění – plošné a difúzní zdroje znečištění – zdrojové cesty znečištění – plány povodí – Mezinárodní komise pro ochranu Dunaje

#### Souhrn

Článek vychází z dvacetileté historie národních projektů na ochranu vod. Počáteční řešení projektů se soustředilo na bodové zdroje znečištění a následně na plošné a difúzní zdroje znečištění. Řada uvedených aktivit pokračuje dodnes, po přijetí Rámcové směrnice o vodní politice, v procesu plánování. Jako součást plánů povodí jsou navržena opatření směřující ke snížení zátěže vod bez znalostí celkové emisní zátěže a zdrojových cest, které se na konečném znečištění podílejí. Článek zmiňuje komplexnější přístup pro návrhy opatření, používaný především v Německu a Mezinárodní komisi pro ochranu Dunaje.

#### Úvod

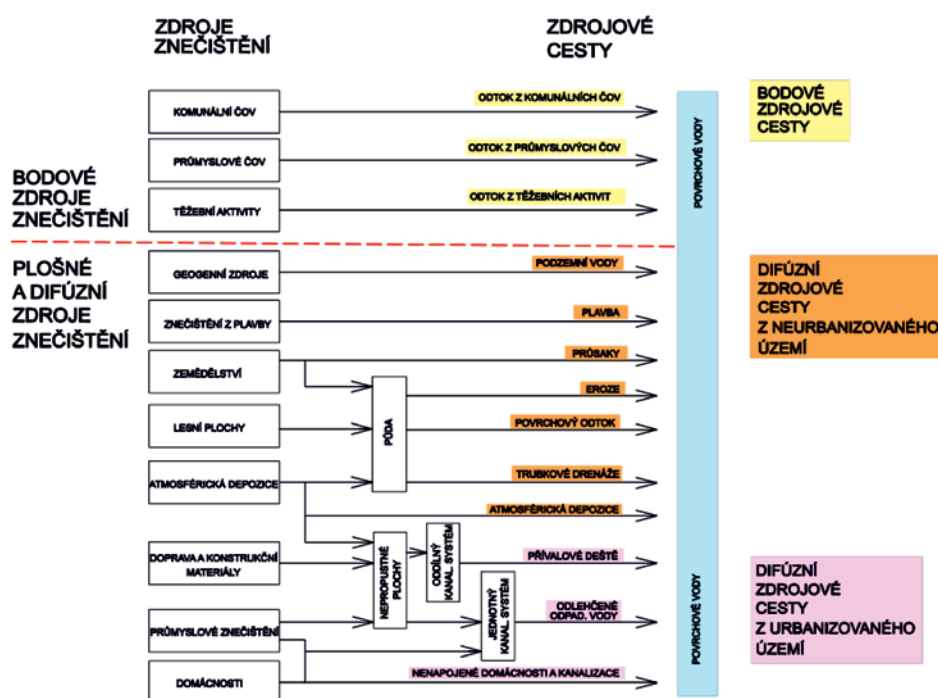
Dnes je tomu již 20 let, kdy začala podpora národních projektů se zaměřením na hodnocení stavu povrchových a podzemních vod ve velkých přeshraničních povodích v České republice. Podpora se zaměřovala celoplošně na území celé republiky se soustředěním na projekty v povodí Labe, Moravy a Odry. Řešení uvedených projektů bylo motivováno nově se rozvíjející spoluprací v rámci činností mezinárodních komisí, kde byly následně získané poznatky využívány. Počáteční řešení projektů se soustředilo na bodové zdroje znečištění a následně na plošné zdroje znečištění za současného rozvoje hodnocení dalších složek vodních toků, jako jsou sedimenty a plaveňiny, biologie a mikrobiologie povrchových vod, toxicita apod. V souhrnu šlo o komplexní informace v těchto povodích, které byly v jednotlivých projektech dále rozvíjeny podle podnětů vědecké rady.

Způsoby řešení a hodnocení bodových a plošných zdrojů znečištění byly následně od roku 2000 ovlivněny přijetím směrnice Evropského parlamentu a Rady 60/2000/ES, ustanovující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky – dále jen Rámcová směrnice o vodní politice, a nastolením procesu plánování. Řada výstupů získaných z řešených projektů byla využita v plánech oblastí povodí, které se dlouhodobě připravovaly už od roku 2005 a byly schvalovány koncem roku 2009.

#### Plány oblastí a situace v ČR

Ve všech plánech vypracovaných v Evropě – jak v mezinárodních povodích, tak na národních úrovních – jsou navržena opatření snižující přísun živin do vodních toků. Omezení eutrofizace vodního prostředí a snížení zátěže vod nutrieny se tímto krokem stává jedním z hlavních cílů těchto opatření, jejichž implementace vyžaduje komplexní přístup. Další opatření na snížení zátěže jiným znečištěním, ať už se jedná o určité nebezpečné nebo závadné látky pro vody, je rovněž nutné řešit se všemi důsledky, ale protože jde převážně o regionální a místní problémy, jsou tato řešení specifická a nedají se automaticky přebírat a aplikovat obecně. Dá se pravděpodobně tvrdit, že problematika bodových zdrojů znečištění a jejich hodnocení již odeznívá s tím, že většina zdrojů vypouštějících odpadní vody dodržuje určité předepsané standardy. Neustále se však hledají a zpřesňují cílové standardy pro určitou specifickou oblast, imisní standardy pro vodní toky apod. Zde již nevystačíme pouze s poznatkami o bodových zdrojích znečištění, ale musíme znát i veškeré další zdroje, které se na konečné zátěži vod podílejí. Můžeme se tak poučit ze společných nadnárodních problémů, na jejichž řešení se podílí řada národních i mezinárodních institucí, a navržené postupy řešení a nápravná opatření se mohou konzultovat a řešit společně.

Rámcová směrnice o vodní politice stanoví dosažení dobrého stavu vod k roku 2015 a nejpozději k roku 2027. Otázkou je, jak efektivně postupovat, aby bylo těchto cílů skutečně dosaženo. Opatření v prvních plánech oblastí povodí v České republice byla navržena převážně citem a odborným odhadem vycházejícím z připravenosti jednotlivých projektů na snížení uvedeného znečištění. Tato opatření jsou však z pohledu komplexního přístupu k redukci nutrienů pouze



Obr. 1. Bilance zátěže nutrieny ze zdrojů znečištění

Fig. 1. Balance of Nutrient Loading from the Sources of Pollution

částečná a nezahrnují vůbec některá významná opatření (např. omezení funkčnosti trubkových drenáží). Jedná se v podstatě o první plány, které nemohly podchytit veškeré současné poznatky o nutrientech, jejich chování v povodí vodních toků a nádrží. V plánech oblastí povodí nejsou podchyceny žádné zdroje (cesty) plošného a difuzního znečištění a není v nich ani odhad současné zátěže nutrienty z těchto zdrojů. Jakým způsobem odvodíme dosažení cílových hodnot bez těchto informací? Dnes již víme, že pouhý monitoring stavu vodního útvaru není postačující, protože neodpovídá na otázku, jaké zdroje znečištění a především v jaké velikosti se na vnosu škodlivin do vod podílejí a zda je vůbec uskutečnitelné jejich další snižování, jinými slovy zda například omezení erozního smyvu půdy je lepší finanční alternativou než omezení splachu nutrienty z městských ploch nebo investice do dalšího zvyšování účinnosti odstraňovaného znečištění na čistírnách odpadních vod. V neposlední řadě se jedná o zvážení finanční částky na daná opatření. Každým problémem (*těž tlakem z anglického pressure*) je nutné se zabývat komplexně a poučit se tam, kde se tímto problémem rovněž zabývají. Bez znalostí všech zdrojů znečištění a zátěže z jednotlivých zdrojových cest, které se na zátěži vod v konečném důsledku podílejí, to ale nepůjde.

### Mezinárodní zkušenosti

V mezinárodních komisích pro ochranu Dunaje a později i Odry (obdobně i v Rakousku a Německu) je při snižování nutrienty na cílové hodnoty ve vodních útvarech (též normy environmentální kvality) využíváno komplexní řešení spočívající v celkové bilanci a výpočtech zátěže podle obr. 1.

Výsledky bilance byly využívány konkrétně při zpracování prvního Plánu povodí Dunaje. V druhém plánovaném cyklu se předpokládá i využití pro přípravu Plánu povodí Odry. Komplexností je míněna bilance a výpočty podle uvedeného schématu, do kterého je zapracována celá řada dalších podrobných údajů, jako například používání bezfosfátových detergentů, chov hospodářských zvířat, kvalita půdy, způsoby hnojení a hospodaření atd. Uvedené schéma nemusí být konečné a dá se dále rozšiřovat a upřesňovat. Jednotlivé země si pak dotvářejí vlastní schémata podle specifických potřeb.

Výhody uvedeného přístupu:

- schéma a bilance se dají zpřesňovat (např. měřením skutečných hodnot tam, kde jsou pouze odhadovány);
- systém umožňuje stanovení retence a eventuálně dobu zdržení (důležité při odhadu účinnosti nápravných opatření);
- schéma bilance je zpracováno počítačově ve formě modelu a většína základních informací je přebírána z geografických informačních systémů;
- výsledky jsou, podle inovace nových dat, novelizovány po cca pěti letech, je možné sledovat vývoj;
- model hodnotí variantně jak potřebu nápravných opatření, tak i cenu navrhovaných a konečných opatření;
- modelové zpracování může být využito pro stanovení celé řady prvků další specifické emisní zátěže;
- možnost porovnání kalkulací a výpočtů zdrojových cest s jinými státy.

Žádný ze spolupracujících států v mezinárodních komisích dnes nepochybuje o tom, že tvorba uvedené emisní bilance je předpokladem pro efektivní kombinaci opatření, směřující ke snížení znečištění

v povodí. V České republice se však tento systém na národní úrovni doposud neprosadil. Jsou zde využívány modely, jako je SWAT, MIKE apod. Žádný z uvedených modelů však nebyl doposud využit pro poznatky o emisní zátěži vod tak, aby poskytl poznatky o všech zdrojových cestách, jako je tomu v uvedených zemích a nadnárodních plánech. Pravděpodobně nejdál jsou v komplexním přístupu v Německu, kde uvedené schéma a následné modelování vznikalo. Běžně jsou zde vedle zátěže vod nutrienty prezentovány výsledky zátěže těžkými kovy, PAU a jiným specifickým znečištěním. Z prezentovaného komplexního přístupu vyplynula již řada zkušeností. Uvádí se, že zinek je vázán především na organické znečištění (ČOV), největší zátěž olovem a chromem pochází z erozivního smyvu (více než 50 %), u zátěže skupinou látek PAU až 30 % pochází ze zastavěných ploch a pouze 6,5 % z ČOV apod. Tyto prezentace o pohybu a výskytu látek u jednotlivých zdrojů a zdrojových cest (komponentů) mají své opodstatnění a je třeba se jimi zabývat komplexně – jen soustavné zdokonalování ve formě modelového zjednodušení a podrobnější data mohou přinést řešení komplexních problémů tak, aby řešení bylo stručné, jasné, přehledné a ekonomické.

V rámci implementační strategie Rámcové směrnice o vodní politice byl již vydán pod hlavičkou Evropské komise technický dokument č. 28 o přípravě inventarizace emisí, odtoků a ztrát prioritních a prioritních nebezpečných látek. Snad se tak brzy dočkáme komplexnějšího přístupu i u nás.

*Tento článek vznikl za podpory projektu TA02020128.*

**Ing. Stanislav Juráň**

**VÚV TGM, v.v.i., Brno**

**Stanislav.Juran@vuv.cz**

*Informativní článek prošel lektorským řízením.*

*Emission Loads from Water Pollution Sources and What Can Be Expected (Juráň, S.)*

### Key words

*water quality – load – point sources of pollution – surface and diffuse sources of pollution – source pathways – Water Management Plan – the International Commission for the Protection of the Danube River*

**The article refers on the 20-year history of national projects for water protection. At the first phases of the solution the projects were focused on point sources of pollution and later on the surface and diffuse sources of pollution. Many of the listed activities are continuing still today, after the adoption of the Water Framework Directive, in the process of planning. As a significant component of the planning measures aimed at reducing the water pollution are designed. In the Czech Republic the measures are prepared by experts without regard to the total emissions and source pathways. The article presents a more comprehensive approach to propose the measures which is used primarily in Germany and by the International Commission for the Protection of the Danube River.**



DUIS s.r.o. se specializuje na problematiku kanalizačních sítí a čištění odpadních vod včetně řešení složitých hydrotechnických a technologických výpočtů pomocí tuzemského i zahraničního software.

➤ **Ochrana čistoty vod**

➤ **Odkanalizování a čištění odpadních vod**

➤ **Projektové dokumentace všech stupňů**

➤ **Optimalizace provozu ČOV**

DUIS s.r.o., Srbská 1546/21, 612 00 Brno, tel.: 541 244 197-8  
fax: 541 248 192, e-mail: dui@duis.cz, www.duis.cz



**Jako s.r.o.**

**aktivní uhlí, aktivní koks, antracit  
UV-dezinfekce**

tel.: 283 980 128, 603 416 043

fax: 283 980 127

www.jako.cz e-mail: jako@jako.cz

# KONTAMINACE ODPADNÍCH VOD *ESCHERICHIA COLI* O157

Hana Mlejnková, Lucie Kalendová, Jana Konečná,  
Dana Baudišová

## Klíčová slova

*Escherichia coli* O157 – vodní prostředí – metody stanovení

## Souhrn

***Escherichia coli* O157 je významným patogenem, jehož přítomnost ve vodách může představovat zvýšené riziko šíření závažných onemocnění a rezistence na antibiotika. Cílem této práce bylo prověření nálezu neočekávaného výskytu *E. coli* O157 ve vzorcích odpadních vod z čistíren odpadních vod (ČOV), zjištění komerčním testem Singlepath *E. coli* O157. Pro ověření byla vybrána metoda PCR a další komerční imunologické a biochemické testy. Závěr práce přinesl z hygienického hlediska uspokojivý výsledek – výskyt *E. coli* O157 nebyl ve vzorcích z přítoků a odtoků ČOV potvrzen. Přítomnost tohoto závažného patogenu nebyla detekována ani v dalších testovaných vzorcích odpadních a znečištěných povrchových vod. Současně byla zjištěna absence standardního a spolehlivého postupu stanovení *E. coli* O157 ve vodním prostředí.**

## Úvod

Šíření smrtelně nebezpečné enteropatogenní *E. coli* s prokázanou rezistencí na některá antibiotika v roce 2011 upozornilo na přítomnost tohoto významného rizika (Bielaszewska et al., 2011; Zhao et al., 2001). Ačkoliv je počet infekcí ve srovnání se salmonelami a kampylobaktery nižší, je dobře známo, že způsobují vážná a život ohrožující onemocnění (Coia, 1998). *Escherichia coli* O157 se řadí na základě svých virulenních faktorů a klinických symptomů do skupiny EHEC (enterohemoragická *E. coli*). Nejčastějším projevem infekce jsou krvavé průjmy, hemoragická kolitida a hemolyticko-uremický syndrom (HUS) (Masters et al., 2011; Kuhnert et al., 2000). Onemocnění je vyvoláno velmi nízkou infekční dávkou ( $10^1$ – $10^2$  buněk). Hlavními faktory virulence jsou dva odlišné toxiny VT1 a VT2, označované jako shiga-like toxiny nebo verocytotoxiny (Nielsen a Andersen, 2003). Faktory virulence kmenů *E. coli* O157 jsou kódovány na fág, plazmidu nebo na chromozomálních genech (Law, 2000).

Hlavním rezervoárem *E. coli* O157 jsou hospodářská zvířata, především dobytek (Coia, 1998). Mezi nejčastější zdroje infekce patří potraviny, mléčné produkty, kontakt se zvířetem a voda (Pennington, 2010). Významná je kontaminace pastvin a zdrojů pitné vody znečištěním zvířecími exkrementy a dalšími odpady ze zemědělské výroby. Infekce v mnoha případech propukla v brouzdalištích a koupacích vodách (Coia, 1998).

Konfirmace *E. coli* O157 ve vodním prostředí je obtížná zejména kvůli jejímu krátkodobému výskytu ve vodě danému transportem bakterií dále od zdroje kontaminace, naředěním pod detekovatelnou mez nebo odumřením. Přestože jsou enteropatogenní *E. coli* ve vodách vážnou hrozbou pro člověka, nebyly dosud standardizovány metody pro jejich stanovení v povrchových vodách. Současná analýza mikrobiální kvality vod je založena výlučně na indikátorech fekálního znečištění (*E. coli*, enterokoky, koliformní a fekální koliformní bakterie). Nebyla však zjištěna žádná korelace mezi výskytem EHEC a koncentrací indikátorů fekálního znečištění ve vodách.

Pro detekci tohoto patogenu ve vodách jsou vzhledem k jeho nízké infekční dávce vyžadovány velmi citlivé a rychlé metody. Tato kritéria splňují např. imunologické metody a metoda PCR. Široce rozšířeny jsou kultivační metody, ty však nezachytí buňky v tzv. nekultivovatelném stavu (VBNC, viable but non culturable). Imunologické metody jsou založeny na rozpoznání protilátky a antigenu. Antigeny jsou však přítomny v živých i v neživých buňkách, a může proto docházet ke zkříženým reakcím s matricí, což může vést k falešně pozitivním výsledkům. Metody polymerázové řetězové reakce

(PCR, polymerase chain reaction) jsou citlivé a specifické, bohužel ale nerozliší živé buňky od neživých (Liu et al., 2008). Pro určení příslušnosti studovaného mikroorganismu k druhu *E. coli* se nejčastěji používá detekce primerů charakteristických pro gen *uidA*, kódující  $\beta$ -D-glukuronidázu specifickou pro *E. coli* a shigely a gen *lacZ* pro  $\beta$ -D-galaktosidázu, která je specifická pro koliformní bakterie. Pro průkaz přítomnosti *E. coli* O157 lze použít detekci genů, které kódují tzv. shiga-like toxiny neboli verocytotoxiny (*stx1* a *stx2*), dále genu *eaeA* pro intimin a genu *ECuidA* pro  $\beta$ -D-glukuronidázu *E. coli* O157 (O'Sullivan et al., 2006).

V rámci této práce založené na detekci *E. coli* O157 ve vodách bylo zpracováno celkem 57 vzorků odpadních a povrchových vod a tuhých matric, které byly podle původu a rozsahu použitých metod rozděleny do dvou skupin.

Metodika hodnocení výskytu *E. coli* O157 ve vzorcích vycházela z detekce vybraných fenotypových znaků (vlastností biochemické, antigenní a morfologické) typických pro tento patogen. Při testování vzorků byly v této práci použity následující metody:

- kultivační: kultivace na selektivních pevných médiích a v tekutých půdách,
- biochemické: COLI test prokazující přítomnost  $\beta$ -D-glukuronidázy,
- imunologické: komerční kity založené na reakci protilátek *E. coli* O157 s antigeny přítomnými ve vzorku,
- molekulárně-biologické: metoda PCR detekující přítomnost genů kódujících důležité proteiny (enzymy, toxiny aj.).

Cílem této práce bylo prověření nálezu zvýšeného výskytu *E. coli* O157 ve vzorcích odpadních vod z čistíren odpadních vod (ČOV), zjištění komerčním testem Singlepath *E. coli* O157 a vyhodnocení a porovnání jednotlivých metodických přístupů stanovení této patogenní bakterie ve vodách.

## Materiál a metodika

### Zpracování vzorků

Pro izolaci a detekci mikroorganismů byly použity vzorky vod z ČOV, ze znečištěných povrchových vod, z čistírenských kalů a výkalů. Práce byla prováděna ve dvou etapách.

V první etapě bylo zpracováno 26 vzorků vod z ČOV (přítoky a odtoky). Vzorky byly přefiltrovány přes membránový filtr o porozitě 0,45  $\mu$ m, filtry byly vloženy do pomnožovacího modifikovaného trypton-sojového bujónu s novobiocinem (mTSB+N; HiMedia) a předkultivovány 24 hodin při 36 °C. Po kultivaci byly vzorky otestovány komerčním kitem Singlepath (Merck). Vzorky byly uchovány při teplotě -80 °C do dalšího zpracování. Vzorky byly dále zpracovány metodou PCR za účelem průkazu genů *uidA*, *lacZ*, *ECuidA*, *stx1*, *stx2* a *eaeA*, pro detekci *E. coli* a *E. coli* O157.

V další etapě bylo odebráno a zpracováno 31 vzorků. Odběry byly prováděny bodově z odtoků a přítoků ČOV, znečištěných povrchových vod, odpadních kanálů, kalů a z odpadní vody z farmy. Podle normovaného postupu pro vzorky potravin a krmiv (ČSN EN ISO 16654) byly všechny testované vzorky nejprve předkultivovány v pomnožovacím bujónu mTSB+N při 36 °C po dobu 18–24 hodin. Očkované objemy vzorku se lišily podle typu matrice a účelu stanovení, tj. 500 ml při filtraci, 25 ml pro test Singlepath a 5 ml u tuhých matric. Po předkultivaci byly vzorky naočkovány na selektivně-diagnostické médium CT-SMAC (Sorbitol MacConkey agar s cefiximem a teluričitanem draselným; HiMedia), nebo přímo testovány pomocí imunologického testu Singlepath. Díky obsahu žlučových solí je CT-SMAC médium vhodné pro detekci bakterií z čeledi *Enterobacteriaceae* z klinických vzorků, potravin a odpadních vod. Selektivitu kultivačního média zajišťuje CT-suplement, který obsahuje antibiotikum cefixim a teluričitan draselný eliminující doprovodnou mikroflóru s podobnými vlastnostmi (např. *Proteus*, *Providencia*), které by mohly ztěžovat hodnocení kultivace. Kultivace probíhala aerobně při teplotě 36 °C po dobu 18–24 hodin. *Escherichia coli* O157 neutilizuje sorbitol, což je jedním z hlavních diagnostických znaků. Na Petriho miskách se tato vlastnost projevovala nárůstem drobných, kulatých, neprůhledných a především bezbarvých kolonií. V případě nálezu kolonií červené až růžové barvy se jednalo o jiné sérotypy *E. coli*, než je O157, které sorbitol fermentují. U presumptivních kolonií byl dále proveden COLI test (Lachema), tj. test pro rychlou identifikaci kmenů *E. coli*, na základě detekce aktivity  $\beta$ -D-glukuronidázy a tvorby indolu.



**Tabulka 1.** Přehled použitých primerů  
**Table 1.** Primers used for the detection of *E. coli* and *E. coli* O157

| Primer        | Sekvence primeru 5'–3'   | Délka produktu | Zdroj                                       |
|---------------|--------------------------|----------------|---------------------------------------------|
| <i>lacZ</i>   | GGTTTATGCAGCAACGAGACGTCA | 264 bp         | Bej et al., 1991                            |
|               | ATGAAAGCTGGCTACAGGAAGGCC |                |                                             |
| <i>uidA</i>   | ATCGGCGAAATTCCATACCTG    | 319 bp         | doc. RNDr. Petr Mlejnek, CSc. databáze NCBI |
|               | GTTCTGCGACGCTCACACC      |                |                                             |
| <i>ECuidA</i> | GCGAAACTGTGGAATTGGG      | 252 bp         | Cebula et al., 1995                         |
|               | TGATGCTCCATAACTTCTG      |                |                                             |
| <i>stx1</i>   | AGTCGTACGGGGATGCAGATAAAT | 418 bp         | Bellin et al., 2001                         |
|               | CCGGACACATAGAAGGAAACTCAT |                |                                             |
| <i>eaeA</i>   | GACCCGGCACAAGCATAAGC     | 384 bp         | Paton a Paton, 1998                         |
|               | CCACCTGCAGCAACAAGAGG     |                |                                             |
| <i>stx2</i>   | GGCACTGTCTGAAACTGCTCC    | 255 bp         | Paton a Paton, 1998                         |
|               | TCGCCAGTTATCTGACATTCTG   |                |                                             |

Všechny použité metody byly kontrolně testovány na sbírkových kmenech *E. coli* CCM 4787 (sérovatka O157:H7) a *E. coli* CCM 4724 (sérovatka O157).

Pro potvrzení příslušnosti k *E. coli* O157 byly použity následující metody.

#### Imunologické testy

GLISA–Rapid Test soupravy (Merck) jsou imunochromatografické testy, jejichž principem je tvorba imunokomplexu značené protilátky a antigenu cílového organismu. V případě pozitivního výsledku se protilátka naváže na komplex, čímž ho imobilizuje a v testovací zóně pozorujeme červenou linku. Poté komplex pokračuje dál do kontrolní zóny, kde se vytvoří červená linka bez ohledu na přítomnost hledaného antigenu. Tím je zaručena správnost provedení testu.

Test **Singlepath® *E. coli* O157** – je prioritně určen pro rychlou detekci *E. coli* O157 v potravinách.

**Postup:** Z kultury pomnožené v mTSB+N bylo odebráno 160 µl a aplikováno do reakčního místa testovací kazety. Výsledek byl dostupný za 20 min.

Test **Duopath® Verocytotoxin** – je rychlý test pro detekci verocytotoxinů vt<sub>x1</sub>, vt<sub>x2</sub> u patogenní *E. coli* v klinických vzorcích a ve vzorcích potravin.

**Postup:** Po předkultivaci v mTSB+N a kultivaci na CT–SMAC médiu byly vybrané kolonie (1–5) naočkovány do CAYE bujónu (Casein Hydrolysate Yeast Extract Broth, HiMedia). Následovala další šestihodinová inkubace při 36 °C. 180 µl vzorku bylo spolu s 20 µl roztoku polymyxinu B inkubováno 10 minut při 36 °C. Poté bylo 190 µl vzorku aplikováno do reakční zóny testu. Výsledek byl odečten za 20 min.

**Dry spot *E. coli* O157** (Oxoid) – je test latexové aglutinace pro identifikaci séro skupiny *E. coli* O157. Kit obsahuje pozitivní (růžově zbarvený inaktivovaný extrakt antigenu *E. coli* O157) a negativní kontrolu (zeleně zbarvený inaktivovaný extrakt antigenu *E. coli* O116).

**Postup:** Do spodní části reakčních zón na kartičce bylo napipetováno 50 µl fyziologického roztoku, který byl pomocí kontrolních tyčinek obsahujících příslušný typ antigenu rozetřen po celé testovací ploše. Reakce byla patrná do 1 minuty. V případě pozitivní kontroly byla sledována aglutinace a vznik modrých shluků. Testované kolonie narostlé na CT–SMAC byly rozsuspendovány v 50 µl fyziologického roztoku, suspenze byla aplikována na reakční plochu a byla odečtena výsledná reakce.

#### Průkaz *E. coli* pomocí polymerázové řetězové reakce

**Postup:** Izolace bakteriální DNA byla provedena metodou alkalické extrakce, a to buď z pomnožovacího bujónu mTSB+N, nebo přímo z kolonií narostlých na CT–SMAC (Horáková et al., 2006). Pro průkaz *E. coli* a *E. coli* O157 byly použity primery uvedené v tabulce 1.

Vlastní reakce byla prováděna dvěma postupy. Pro primery *lacZ*, *uidA* a *ECuidA* bylo použito tohoto schématu: přehřátí při 105 °C; počáteční denaturace při 94 °C po dobu 90 s; denaturace při 94 °C

po dobu 30 s; anelace při 58 °C po dobu 25 s a syntéza DNA při 72 °C po dobu 30 s. Reakce byla provedena ve 30 cyklech.

Polymerázová řetězová reakce pro primery *stx1*, *stx2* a *eaeA* měla následovně pozměněné schéma průběhu: přehřátí při 105 °C; počáteční denaturace při 95 °C po dobu 90 s; denaturace při 95 °C po dobu 30 s; anelace při 55 °C po dobu 120 s; syntéza DNA při 72 °C po dobu 90 s. PCR proběhla ve 35 cyklech (Paton a Paton, 1998; Pollard et al., 1990).

Separace produktů byla prováděna pomocí agarózy elektroforézy v 1,8% agarózovém gelu s ethidium bromidem. Pro srovnání velikostí amplifikovaných úseků byl použit DNA marker. K vizualizaci byl použit UV transiluminátor.

#### Výsledky a diskuse

Významným krokem při detekci *E. coli* O157 byla **kultivace**. Jejím cílem bylo zvýšení počtu jedinců hledané *E. coli* ve vzorcích kultivací v pomnožovacím bujónu

a její následná identifikace na selektivním médiu. Kultivace na vybraném selektivním médiu CT–SMAC se ukázaly být nejednoznačné a nevhodné pro testování vzorků vod z několika důvodů. Vzorky na Petriho miskách tvořily kolonie různých odstínů růžové a červené barvy. Typické bezbarvé kolonie *E. coli* O157 byly pozorovány pouze v případě sbírkových kmenů CCM 4724 a CCM 4787. Důležitým faktorem při hodnocení kolonií na miskách byla délka kultivace. Její výsledky bylo nutné odečítat hned druhý den, protože se mnohdy stávalo, že se barva kolonií významně změnila, téměř „vybledla“. To by při hodnocení nárůstu na miskách vedlo k falešně pozitivním výsledkům a celkovému nadhodnocení výskytu *E. coli* O157 ve vzorcích. Naopak podcenění výskytu může nastat u bakterie ve stavu VBNC, do kterého může přejít ve vodách s omezeným obsahem živin. Další nevýhodou kultivačních metod by mohla být již zmíněná nejednoznačnost a obtížnost hodnocení. Jsou známy případy, kdy některé bakterie mohou napodobovat typický růst *E. coli*, popř. doprovodná mikroflóra může významně měnit růst kolonií na agar, resp. zákal v bujónu, především v případě, že obě mají shodnou kultivační teplotu. Problém může nastat také při izolaci sorbitol fermentující *E. coli* O157, která se čím dál častěji objevuje i v Evropě. Jelikož vytváří barevné kolonie stejně jako doprovodná mikroflóra, na této půdě je nikdy nerozlišíme (O'Sullivan et al., 2006; Quilliam et al., 2011; Toze, 1999). Možnou alternativu by mohla představovat komerčně dostupná selektivně–diagnostická kultivační média (Fluorocult, Chromagar apod.), ovšem za cenu vyšších nákladů. Případně by bylo možné využívat ke kultivaci jinou vlastnost *E. coli* O157, např. nepřítomnost β–D–glukuronidázy.

Pro detekci *E. coli* O157 ve vzorcích byly dále použity imunologické testy (Singlepath, Duopath Verotoxin a Dry Spot *E. coli* O157), metoda PCR a biochemický COLI test.

Test Singlepath *E. coli* O157 určený pro předběžnou kvalitativní detekci *E. coli* O157 v potravinách byl proveden u všech vzorků první sady s pozitivním výsledkem, což ukazovalo na významné zatížení odpadních vod tímto patogenem. Pro potvrzení bylo ve druhé sadě otestováno dalších 19 vzorků více druhů matric a dva sbírkové kmeny *E. coli* CCM 4787 a 4724. U devíti z nich byl také zjištěn pozitivní výsledek. Tyto nálezy však nebyly žádnými jinými použitými metodami potvrzeny. Možné vysvětlení může být doprovodná mikroflóra přítomná ve vzorcích vod, která se nevyskytuje ve vzorcích potravin, pro které je daný test prioritně určen. Podpořit tuto teorii můžeme studií Quilliam et al. (2011), která potvrzuje, že metody pro rychlou detekci *E. coli* O157 určené pro potraviny a klinické izoláty jsou často neúspěšně aplikovány na vzorky z vodního prostředí.

Od stejného výrobce pochází i druhý použitý komerční kit Duopath Verotoxin, který slouží pro kvalitativní detekci verotoxinů typických pro kmeny VTEC v potravinách a klinických izolátech. Z druhé sady vzorků byly otestovány ty, které vykazovaly u předchozího komerčního kitu pozitivní výsledek. Všechny testované vzorky byly na

průkaz verotoxinů negativní, což znamená, že pokud by ve vzorcích na základě pozitivních výsledků Singlepath byly skutečně přítomny *E. coli* O157, jednalo by se o netoxigenní kmeny.

Dalším použitým imunologickým testem byla souprava Dry Spot *E. coli* O157, určená pro detekci antigenu séro skupiny O157. Výsledek je zde však omezen možnostmi výskytu zkřížené reakce u kmene *E. hermannii* mající stejný antigen jako *E. coli* O157. Ani jeden reálný vzorek ze všech 31 testovaných však nevykazoval schopnost aglutinace. Výsledky testů Duopath Verotoxin a Dry Spot *E. coli* O157 korespondovaly s výsledky dosaženými PCR.

Detekce *E. coli* O157 metodou PCR byla u první skupiny vzorků jedinou možností jak ověřit správnost výsledků testu Singlepath, protože vzorky byly po předkultivaci delší dobu uchovávány zamražené na -80 °C. U všech 26 vzorků byla testována přítomnost genů *uidA*, *lacZ*, *ECuidA*, *eae*, *stx1* a *stx2*. Výsledky PCR u první sady vzorků ukázaly, že: a) v žádném ze vzorků odpadní vody z ČOV nebyly detekovány geny znamenající přítomnost *E. coli* O157, ani geny kódující toxiny a intimin (*ECuidA*, *stx1*, *stx2*, *eae*); b) s výjimkou šesti vzorků byly ve všech testovaných vzorcích vod průkazem genů *uidA* a *lacZ* potvrzeny koliformní bakterie nebo jiné enterobakterie; c) šest vzorků neobsahovalo žádný z detekovaných genů, enterobakterie nebyly přítomny.

Metoda PCR v kombinaci s COLI testem ukázala u druhé skupiny vzorků následující výsledky:

- a) Ve třech vzorcích byla pomocí COLI testu identifikována přítomnost *E. coli* (tvorba indolu a pozitivní glukuronidázová aktivita), současně byl prokázán gen *uidA* a *lacZ*.
- b) Čtyři vzorky vykazovaly pozitivní reakci na tvorbu indolu, detekce aktivity β-D-glukuronidázy byla negativní. Tato kombinace výsledků je typická pro kmeny *E. coli* O157 (nedochází k expresi genu *uidA*), což bylo potvrzeno na sbírkových kmenech CCM 4787 a CCM 4724. Díky negativnímu nálezu genu *uidA* a *ECuidA* se však nejednalo o patogenní *E. coli*.
- c) Ostatní vzorky byly v obou reakcích testu negativní, *E. coli* nebyla zjištěna.
- d) Geny *stx1*, *stx2* a *eae* nebyly přítomny v žádném z testovaných vzorků. Vody tudíž neobsahovaly kmeny *E. coli* O157 ani jiné enterotoxigenní kmeny *E. coli*.

## Závěr

V naší práci nebyl potvrzen výskyt *E. coli* O157 ve vodách na přítocích a odtocích ČOV. Riziko spojené s výskytem a šířením patogenních *E. coli* vodou je však natolik závažné, že by bylo vhodné mu věnovat zvýšenou pozornost, přinejmenším standardizací spolehlivých postupů pro její stanovení ve vodách a příbuzných matricích. V rámci naší studie bylo zjištěno, že metoda Singlepath, určená pro průkaz těchto patogenů v potravinách, je zcela nevhodná při aplikaci na vzorky vod a tuhých matric z přírodního prostředí, kde dochází k četnému výskytu falešně pozitivních reakcí. Z námi otestovaných metod se jeví jako nejvhodnější využití specifických vlastností tohoto patogenu, např. přítomnosti genu *uidA* a jeho neexprimování, tedy kombinace metody PCR a biochemického stanovení při současném průkazu genů prokazujících virulenci bakterie.

## Literatura

- Bej, A.K., McCarty, S.C., and Atlas, R.M. (1991) Detection of coliform bacteria and *Escherichia coli* by multiplex polymerase chain reaction: comparison with defined substrate and plating methods for water quality monitoring. *Appl. Environ. Microbiol.*, 57: 2429–2432.
- Bellin, T., Pulz, M., Matussek, A., Hempen, H.G., and Gunzer, F. (2001) Rapid detection of enterohemorrhagic *Escherichia coli* by real-time PCR with fluorescent hybridization probes. *J. Clin. Microbiol.* 39 (1): 370–374.
- Bielaszewska, M. et al. (2011) Characterisation of the *Escherichia coli* strain associated with an outbreak of haemolytic uraemic syndrome in Germany, 2011: a microbiological study. *Lancet Infect Dis.*, 11: 671–676.
- Cebula, T.A., Payne, W.L., and Feng, P. (1995) Simultaneous identification of strains of *Escherichia coli* serotype O157:H7 and their Shiga-like toxin type by mismatch amplification mutation assay-multiplex PCR. *J. Clin. Microbiol.*, 33: 248–250.
- Coia, J.E. (1998) Clinical, microbiological and epidemiological aspects of *Escherichia coli* O157 infection. *FEMS Immunology and Medical Microbiology*, 20(1): 1–9.

ČSN EN ISO 16654: Mikrobiologie potravin a krmiv – Horizontální metoda průkazu *Escherichia coli* O157.

- Horáková, K., Mlejnková, H., and Mlejnek, P. (2006) Direct detection of bacterial faecal indicators in water samples using PCR. *Water Science and Technology*, 54: 135–140.
- Kuhnert, P., Boerlin, P., and Frey J. (2000) Target genes for virulence assessment of *Escherichia coli* isolates from water, food and the environment. *FEMS microbiology reviews* 24(1): 107–117.
- Law, D. (2000) The history and evolution of *Escherichia coli* O157 and other Shiga toxin-producing *E. coli*. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 16: 701–709.
- Liu, Y., Gilchrist, A., Zhang, J., and Xing-Fang Li (2008) Detection of viable but non-culturable *Escherichia coli* O157:H7 Bacteria in drinking water and river water. *Appl. Environ. Microbiol.* 74(5): 1502–1507.
- Masters, N., Wiegand, A., Ahmed, W., and Katouli, M. (2011) *Escherichia coli* virulence genes profile of surface waters as an indicator of water quality. *Water research* 45(19): 6321–6333.
- Nielsen, E.M. and Andersen, M.T. (2003) Detection and characterization of verocytotoxin-producing *Escherichia coli* by automated 5' nuclease PCR assay. *Journal of clinical microbiology* 41(7): 2884–2893.
- O'Sullivan, J., Bolton, D.J., Duffy, G., Baylis, C., Tozzoli, R., Wasteson, Y., and Lofdahl, S. (eds) (2006) Methods for detection and molecular characterisation of pathogenic *Escherichia coli*. Ashtown Food Research Centre, Dublin, Ireland. Dostupné z <http://www.antimicrobialresistance.dk/data/images/protocols/e%20coli%20methods.pdf>
- Paton, A.W. and Paton, J.C. (1998) Detection and characterization of Shiga Toxinogenic *Escherichia coli* by using multiplex PCR assay for *stx*<sub>1</sub>, *stx*<sub>2</sub>, *eaeA*, enterohemorrhagic *E. coli* *hlyA*, *rbf*<sub>0111</sub> and *rbf*<sub>0157</sub>. *Journal of clinical microbiology* 36(2): 598–602.
- Pennington, H. (2010) *Escherichia coli* O157. *Lancet*, 376(9750): 1428–1435.
- Pollard, D.R., Johnson, W.M., Lior, H., Tyler, S.D., and Rozee, K.R. (1990) Rapid and Specific Detection of Verotoxin Genes in *Escherichia coli* by the Polymerase Chain Reaction. *J. of Clin. Microbiol.*, 28(3): 540–545.
- Quilliam, R.S., Williams, A.P., Avery, L.M., Malham, S.K., and Jones D.L. (2011) Unearthing human pathogens at the agricultural-environment interface: A review of current methods for the detection of *Escherichia coli* O157 in freshwater ecosystems (review). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140(3–4): 354–360.
- Toze, S. (1999) PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewater. *Wat. Res.* 33(17): 3545–3556.
- Zhao, S. et al. (2001) Identification and Characterization of Integron-Mediated Antibiotic Resistance among Shiga Toxin-Producing *Escherichia coli* Isolates. *Appl. and Env. Microbiol.*, 67(4): 1558–1564.

RNDr. Hana Mlejnková<sup>1</sup>, Ph.D., Lucie Kalendová<sup>2</sup>,  
Jana Konečná<sup>2</sup>, RNDr. Dana Baudišová, Ph.D.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>VÚV TGM, v.v.i.

<sup>2</sup>PřF MU Brno

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Waste water contamination with *E. coli* O 157 (Mlejnková, H.; Kalendová, L.; Konečná, J.; Baudišová, D.)

## Key words

*E. coli* O157 – water environment – determination methods

***E. coli* O157 is a significant pathogen, which presence in water can represent increased risk of spreading serious illnesses and antibiotic resistance. The aim of this study was to examine the unexpected frequent presence of *E. coli* O157 in waste water samples from sewage treatment plant found out by commercial test Singlepath *E. coli* O157. The PCR method and other immunological and biochemical methods were chosen for the findings verification. The conclusion of this study brought the satisfying result – increased presence of *E. coli* O157 in the waste water samples from sewage treatment plant was not confirmed. Its presence was not detected even in other tested samples of waste water and polluted surface water. The absence of standard and reliable method for reliable detection of *E. coli* O 157 in water environment was found out.**



# ZKUŠENOSTI SE ZASAKOVÁNÍM ODPADNÍCH VOD NA LOKALITĚ ŘEVNIČOV

David Rozman, Zbyněk Hrkal, Pavel Eckhardt, Eva Novotná, Zbyněk Vencelides

## Klíčová slova

odpadní vody – zasakování – hydrogeologie – atenuace

## Souhrn

**Zasakování odpadních vod do horninového prostředí je v České republice povolováno jen zcela výjimečně. Přitom v zahraničí je tento postup poměrně běžný a v některých regionech představuje velmi populární způsob jak zlepšovat vodní bilanci. Na lokalitě Řevničov, kde dochází k dlouhodobému zasakování komunálních odpadních vod do mělké připovrchové zóny permokarbonských sedimentů, proběhl monitoring kvalitativních změn podzemní vody. Z výsledků vyplývá, že horninové prostředí je schopno velmi účinně eliminovat většinu běžného znečištění, nicméně při schvalovacím procesu by přesto mělo být vyžadováno předčištění zasakovaných vod. V zájmu uchování vody v krajině by se za splnění této podmínky zasakování předčištěných odpadních vod do horninového prostředí mělo stát v České republice častěji využívanou technologií.**

## Úvod

Voda je jednou ze strategických surovin dnešní společnosti. Vodo-hospodářským cílem je zpomalit odtok vody z povodí a přitom zajistit její odpovídající jakost. Tato skutečnost je životně důležitá především v oblastech s aridním typem klimatu a v zemích, kde změny klimatu způsobují i dlouhodobé výpadky v zásobování vodou. Tento problém se často řeší zasakováním sezonních přebytků povrchových vod do podzemí. Moderním trendem, který významným způsobem zvyšuje efektivitu hospodaření s vodou v povodí, je infiltrace vyčištěných odpadních vod do podzemí.

Česká republika leží v oblasti mírného klimatu s dlouhodobě poměrně vyrovnaným srážkovým úhrnem, takže v minulosti nevznikaly zásadní problémy se zásobováním vodou. Tato skutečnost může být vysvětlením, proč je podle platné české legislativy přímé vypouštění odpadních vod do podzemních vod povolováno jen ve výjimečných případech. Zákon č. 254/2001 Sb. ve znění pozdějších předpisů v § 38 odstavci 4 uvádí, že „přímé vypouštění odpadních vod do vod podzemních nelze povolit. Vypouštění odpadních vod neobsahujících nebezpečné a zvláště nebezpečné látky (§ 39 odst. 3 zákona) do půdních vrstev, z nichž by mohly do vod podzemních vniknout, lze povolit jen výjimečně z jednotlivých rodinných domů a staveb k individuální rekreaci na základě posouzení jejich vlivu na jakost podzemních vod“.

Od poloviny osmdesátých let minulého století je v celé Evropě zaznamenáváno statisticky významné zvyšování výparu z vodní hladiny v důsledku zvyšování teploty vzduchu (např. Rey, 2007). Nárůst v Čechách je přibližně o 5 mm ročně (Kašpárek, 2007), což v horizontu desetiletí představuje významný vodohospodářský výpadek. Současně se objevuje změna v distribuci srážek, kdy se významnější srážky přesouvají do zimního období. V důsledku toho je valná část již tak nízkých srážek v letních měsících spotřebována vegetací a odpaří se. Letní srážkový deficit se proto prohlubuje a na vodu bohatší zimy nepříznivý stav nedokáží eliminovat (Kašpárek, 2007; Hrkal et al., 2009).

Důsledkem tohoto trendu jsou prohlubující se suchá období, která způsobují vážné vodohospodářské problémy, především v povodích budovaných horninami krystalinika. Tato skutečnost postupně otevírá v České republice diskusi o přehodnocení vztahu k zasakování odpadních vod do podzemí. Výsledkem je výzkumný úkol financovaný Technologickou agenturou ČR, jehož jedním z cílů je posoudit obrannou schopnost horninového prostředí vůči zbytkovému znečištění zasakovaných odpadních vod.

## Zkušenosti s infiltrací odpadních vod do podzemí v zahraničí

Na rozdíl od České republiky se odpadní vody v různém stupni čištění nechávají v zahraničí zcela běžně zasakovat do horninového prostředí a stávají se sekundárním zdrojem užitkových, ale i pitných vod. Mezi nadnárodní organizace, které se problematice vsakování odpadních vod do horninového prostředí významněji věnují, patří například International Association of Hydrogeologists, která mimo jiné spravuje internetové stránky věnované řízenému doplňování zvodnělých vrstev (<http://www.iah.org/recharge/>). Další světovou organizací zabývající se touto problematikou je World Health Care Organization, která publikuje nejnovější trendy v oblasti využívání odpadních vod na adrese [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/wastewater/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/en/).

Nedostížnou světovou špičku v oblasti recyklace odpadních vod představuje Izrael, který každoročně čistí a znovu využívá pro zemědělství takřka 70 % odpadních vod. Většina zbylých odpadních vod je znovu použita pro další účely. Jen pro srovnání, na pomyslném druhém místě v oblasti efektivit využívání recyklované vody je ve světě Španělsko – recykluje však jen 12 % odpadní vody. Jako ukázka izraelského hospodaření s odpadní vodou může posloužit oblast Tel Avivu. Tato aglomerace má okolo dvou milionů obyvatel, kteří ročně vyprodukují 127 000 000 m<sup>3</sup> odpadních vod. Ty jdou stejně jako v Praze do čistírny odpadních vod. Zde ale analogie s naší republikou končí, protože v Čechách je vyčištěná voda vypouštěna do Vltavy a dál odchází k našim sousedům do Německa a končí v moři. Takový luxus si Izrael nemůže dovolit, a proto ji na šesti polích Sorek a Yavne nechává zasáknout do podzemí. Tento proces v izraelských podmínkách plní tři úlohy:

1. Průchodem horninovým prostředím dochází k dokonalému vyčištění vody na standardy pitné vody.
2. Zasakováním se zvyšuje hladina podzemní vody a vytváří se tak hydraulická bariéra, která vytlačuje slanou mořskou vodu dále z vnitrozemí.
3. Hlavní význam spočívá ve zvýšení efektivit hospodaření s vodou, protože podzemní voda je v letním bezsrážkovém období čerpána z podzemí a znovu využívána.

Podobné příklady využívání odpadních vod však můžeme nalézt, byť ne v takovém rozsahu, na řadě dalších světových lokalit. V následujícím textu uvádíme stručný přehled některých zajímavých výsledků, které dokládají prudký rozvoj této technologie.

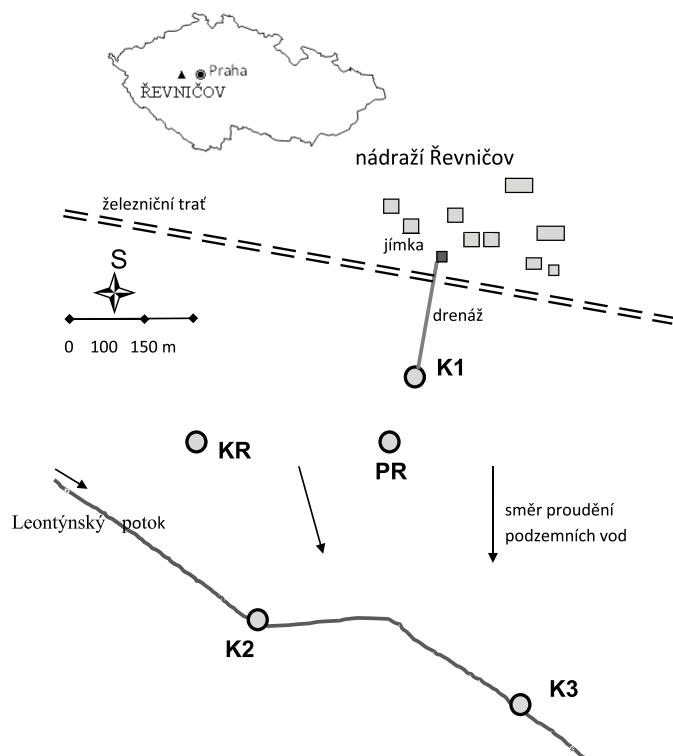
Odpadní voda je ve světě velmi populárním zdrojem pro zavlažování. Studie ve Phoenixu prokázaly (Bouwer, 1991), že přírodní filtrace v půdě snižuje koncentrace dusíku z 20 mg/l na cca 7 mg/l, počet fekálních koliformních bakterií z 3 500 ve 100 ml na 0,3 ve 100 ml, obsah rozpuštěných pevných látek z 15 mg/l na 1 mg/l a celkový organický uhlík z 20 mg/l na 3 mg/l.

Podobné pozitivní zkušenosti mají i v západní Austrálii (Toze et al., 2004). Vyčištěné splašky byly vsakovány do mělké vápencové zvodně a zpět čerpány odběrnými studnami umístěnými 80 a 100 metrů od vsakovacích nádrží, ze kterých byly využívány pro zavlažování. Výsledky této studie prokázaly, že dočištění v horninovém prostředí je pro dané účely zcela dostatečné.

Nedostatek vody pro zavlažování je pomocí odpadních vod řešen i v Číně (Leach et al., 1990). Při infiltraci se využívají přirozené čistící procesy sorpce a v horninovém prostředí probíhající chemické a biologické přeměny.

V Austrálii v okolí Perthu klesají hladiny podzemních vod od 70. let 20. století jako důsledek nižšího množství dešťových srážek a zvýšeného odběru. McFarlane et al. (2007) popisuje pokusy se zasakováním předčištěné odpadní vody do infiltračních galerií, jejichž cílem je obnova místních mokřadů. Modelová studie prokázala, že tímto postupem dojde ke zvýšení hladiny podzemních vod a následně se zvýší i hladiny jezer a zásoby podzemní vody v okolí. Dodávání předčištěné odpadní vody do vsakovacích galerií ukázalo, že fosfor a organický uhlík jsou ve vodě významně redukovány již ve vzdálenostech 5 až 50 metrů. Pomalejší je postup snižování koncentrací dusíku.

Více než 25 % populace Spojených států a 37 % tamní nové zástavby je zásobováno místními malokapacitními systémy čištěných odpadních vod (Van Cuyk a Siegrist, 2001). Většina těchto systémů je založena na recyklaci primárně vyčištěných splaškových vod průcho-



**Obr. 1.** Situace zájmového území  
**Fig. 1.** Scheme of the pilot area

dem půdou tak, aby se docílilo jejich vyčištění dříve, než dosáhnou podzemní vody. Publikované výsledky ukazují vyšší úroveň čištění, než jaké dosahují tradiční septiky.

Čištění odpadních vod přes horninové prostředí má nezanedbatelný ekonomický efekt, a to především v rozvojových zemích. Světová zdravotnická organizace (WHO) povoluje v zemích rozvojového světa, kde často schází adekvátní čištění splaškových vod, koncentraci až 1 000 fekálních koliformních bakterií na 100 ml vody. Náklady na dosažení takové stupně čistoty prostřednictvím zasakování do horninového prostředí jsou podle Bouwera (1991) o 40 % nižší než náklady na čištění v čistírně odpadních vod.

### Charakteristika pilotního území Řevničov

Pro testování zranitelnosti horninového prostředí vůči zasakování odpadních vod bylo vybráno experimentální území Řevničov (obr. 1), kde dochází k dlouhodobému neřízenému vsakování odpadních vod do karbonského kolektoru tvořeného střídáním slepenců, pískovců, prachovců a jílovců s uhelnými proplásky. Povrch je kryt deluviálními písčitojílovitými hlínami s proměnlivou drobně kamenitou příměsí. Z hlediska zaměření úkolu hraje na lokalitě nejdůležitější úlohu mělká zvědeň s volnou hladinou podzemní vody vázaná na kvartérní sedimenty a zónu připovrchového rozpojení puklin karbonských sedimentů. Směr toku podzemní vody je generálně k jihu směrem k místní erozivní bázi – říčce Klíčavě. Spodní kolektor je vázán na karbonské sedimenty propustnějších psamitických poloh, popř. i na rozpukaná a nezatěsněná pásma v těchto horninách. Tento hlubší kolektor má průlinově-puklinovou propustnost s koeficientem transmitivity  $T$  v rozmezí  $1,5 \cdot 10^{-4}$  až  $2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$  (Hrazdára, 1993). S ohledem na hluboko uloženou hladinu podzemní vody se nedá předpokládat bezprostřední ovlivnění povrchovým znečištěním. Jižně od místa výtoku odpadní vody na terén leží přírodní rezervace Prameny Klíčavy o rozloze 48 ha. Jedná se o rašeliniště s výskytem více než třiceti druhů chráněných a ohrožených rostlin a živočichů.

Zdrojem znečištění je malá část obce s dosud nevyřešenou likvidací odpadních vod.

Původní čistírna je v současné době nefunkční a odpadní voda z domácností se proto akumuluje v septiku. Z něho odpadní voda odtéká trubkou do lesa, kde se postupně vsakuje do horninového prostředí v úseku dlouhém asi 200 metrů. Tento systém likvidace odpadních vod funguje asi deset let.

### Monitorovací systém

Cílem monitoringu bylo postihnout migrační cestu znečištění od zdroje do horninového prostředí (obr. 2). Prvním odběrným místem se stal výtok odpadní vody na terén (K1), který představoval zdroj znečištění. Druhým odběrným místem byl monitorovací vrt (PR) realizovaný do hloubky 29 m ve vzdálenosti 100 metrů po směru proudu podzemní vody od místa zasakování, který dokládá kvalitativní změny, ke kterým došlo po krátkém průchodu saturovanou zónou.

Povrchové vody odtékající z lokality byly dále vzorkovány na dvou místech. První bod monitoringu představovaly odběry z Leontýnského potoka v prostoru mimo ovlivnění drénovanými podzemními vodami (K2), druhý pak u propustku silnice spojující stanici Řevničov a obec Lužná, při hranici přírodní rezervace (K3), ve vzdálenosti cca 300 metrů od místa infiltrace. Tento vzorek dokumentoval jakost povrchové vody ovlivněné drenáží podzemní vody s vlivem zasakování podzemních vod.

Posledním místem monitoringu byl vrt (KR) umístěný v lese proti směru proudění podzemní vody, jehož výsledky charakterizují neovlivněné přirozené pozadí.

Oba monitorovací vrty byly technicky totožné. Byly realizovány do hloubky 29 metrů a vystrojeny PVC trubkou o průměru 125 mm s perforací v rozmezí 2,0–28,0 m. Svrchní část do 2 m byla těsněna jílovým těsněním. Litologický profil obou vrtů byl identický:

|         |                                                                        |
|---------|------------------------------------------------------------------------|
| 0–3 m   | hrubozrnný, místy jílovitý písek s valouny křemene až do průměru 2 cm, |
| 3–15 m  | zvětralý rozpadavý pískovec s uhelnou příměsí,                         |
| 15–29 m | jílovec, prachovec tuhé konzistence.                                   |

Hladina podzemní vody ve vrtu PR byla v hloubce 4 metry, ustálila se ve 2,5 metrech pod terénem. Přitoky do vrtu PR byly registrovány v hloubkách 2, 15 a 24 metrů. Hladina podzemní vody ve vrtu KR byla v hloubce 9 metrů, ustálila se ve 4 metrech pod terénem. Přitoky do vrtů PR byly registrovány v hloubkách 9 a 20 metrů.

Polohu míst terénních měření a odběrů vzorků znázorňuje mapa na obr. 1.

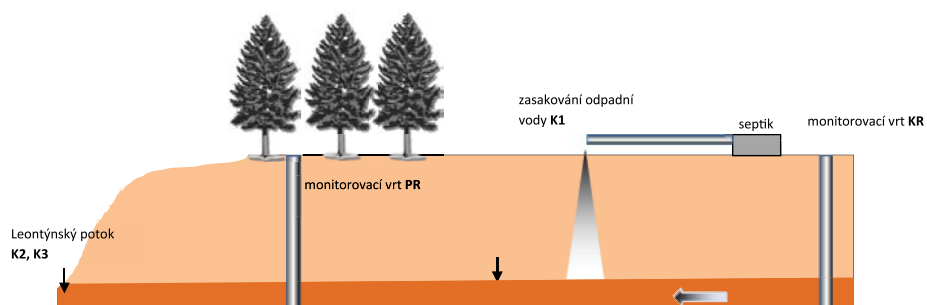
Na všech čtyřech výše definovaných objektech byl v prosinci 2011 zahájen pravidelný monitoring v měsíčních intervalech. Vzorky na vrtech byly odebrány v dynamickém stavu po odčerpání přibližně tří objemů vrtu. Současně byl měřen průtok v Leontýnském potoce a objem zasakování vod.

### Posouzení vlivu dlouhodobého zasakování odpadní vody na jakost vody podzemní

#### Metodika zpracování

Vsakování víceméně nepřečištěné odpadní vody se v horninovém prostředí vytváří kontaminační mrak, který se postupně šíří ve směru proudění podzemní vody. Lze předpokládat, že k atenuačním reakcím dochází zejména v okrajových částech mraku, kde se mísí znečištěné a pozadové podzemní vody (Parkhurst, Stollenwerk a Colman, 2003).

Vzhledem ke konstrukci monitorovacích vrtů je nutné pokládat odebrané vzorky za směsné (průměrované přes celou výšku perforované části výstroje vrtů). Je proto pravděpodobné, že vrty procházejí



**Obr. 2.** Schematický řez s vyznačením monitorovacích objektů  
**Fig. 2.** Schematic cross section of the monitoring system

**Tabulka 1.** Hodnoty sledovaných složek na monitorovacích objektech v Řevničově (průměrné hodnoty za období od listopadu 2011 do června 2012)

**Table 1.** Values of the analyzed parameters from the monitoring objects in Řevničov (average for the period from November 2011 till June 2012)

|                        |        | KR   | K1    | PR   | K2    | K3    |
|------------------------|--------|------|-------|------|-------|-------|
| <b>pH</b>              |        | 6,29 | 7,46  | 5,61 | 6,85  | 7,13  |
| <b>KNK 4,5</b>         | mmol/l | 1,29 | 3,27  | 0,42 | 1,07  | 1,05  |
| <b>ZNK 8,3</b>         | mmol/l | 1,01 | 0,19  | 1,42 | 0,18  | 0,09  |
| <b>BSK<sub>s</sub></b> | mg/l   | 0,68 | 4,03  | 0,63 | 1,00  | 1,28  |
| <b>CHSL-Mn</b>         | mg/l   | 0,55 | 7,03  | 0,58 | 7,66  | 8,81  |
| <b>CHSK-Cr</b>         | mg/l   | 4,75 | 26,37 | 5,34 | 20,50 | 27,35 |
| <b>TOC</b>             | mg/l   | 2,2  | 6,9   | 2,7  | 6,6   | 10,9  |
| <b>Na</b>              | mg/l   | 7,0  | 43,2  | 31,5 | 7,1   | 7,5   |
| <b>K</b>               | mg/l   | 2,0  | 16,5  | 5,8  | 2,0   | 2,2   |
| <b>Ca</b>              | mg/l   | 32,8 | 61,0  | 40,8 | 26,0  | 25,8  |
| <b>Mg</b>              | mg/l   | 7,1  | 13,2  | 9,9  | 6,3   | 6,5   |
| <b>NH<sub>4</sub></b>  | mg/l   | 0,05 | 10,57 | 0,03 | 0,07  | 0,09  |
| <b>NO<sub>3</sub></b>  | mg/l   | 6,2  | 37,9  | 28,7 | 7,0   | 5,8   |
| <b>NO<sub>2</sub></b>  | mg/l   | 0,02 | 0,60  | 0,01 | 0,02  | 0,03  |

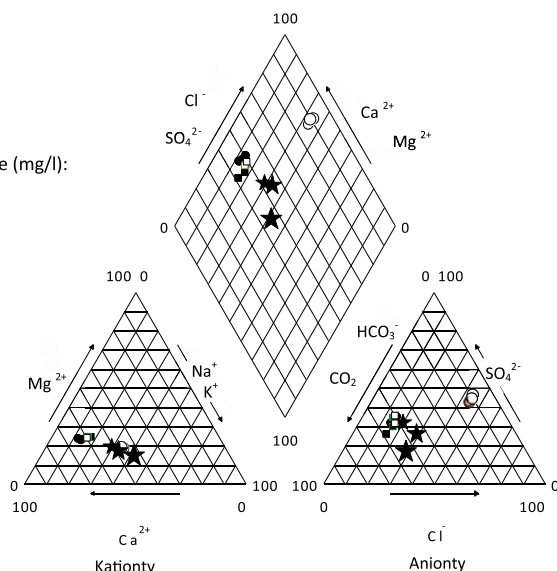
|                         |      | KR    | K1    | PR   | K2      | K3      |
|-------------------------|------|-------|-------|------|---------|---------|
| <b>Cl</b>               | mg/l | 13,9  | 114,7 | 67,5 | 11,6    | 11,0    |
| <b>SO<sub>4</sub></b>   | mg/l | 39,7  | 74,5  | 86,5 | 33,6    | 31,5    |
| <b>HCO<sub>3</sub></b>  | mg/l | 79,3  | 198,0 | 27,3 | 65,0    | 65,6    |
| <b>o-PO<sub>4</sub></b> | mg/l | 0,03  | 3,03  | 0,02 | 0,01    | 0,04    |
| <b>P-PO<sub>4</sub></b> | mg/l | 0,01  | 0,99  | 0,01 | 0,00    | 0,01    |
| <b>F</b>                | mg/l | 0,11  | 0,15  | 0,13 | 0,18    | 0,15    |
| <b>Br</b>               | mg/l | 0,08  | 0,07  | 0,06 |         | 0,10    |
| <b>Al</b>               | μg/l | 147,3 | 43,4  | 60,2 | 178,5   | 233,0   |
| <b>As</b>               | μg/l | 2,5   | 2,4   | 3,4  | 1,8     | 2,0     |
| <b>Be</b>               | μg/l |       |       | 0,11 | 0,59    | 0,68    |
| <b>Cu</b>               | μg/l | 2,4   | 8,7   | 10,1 | 2,8     | 5,1     |
| <b>Fe</b>               | μg/l | 653,7 | 98,5  | 49,2 | 1 060,0 | 2 775,0 |
| <b>Li</b>               | μg/l | 24,7  | 22,5  | 21,2 | 21,8    | 18,6    |
| <b>Zn</b>               | μg/l | 5,1   | 20,1  | 6,5  | 29,3    | 25,7    |

#### LEGENDA:

- KR
- PR
- ★ K1
- K2
- K3

Koncentrace (mg/l):

- 100
- 500



**Obr. 3.** Piperův graf základního složení podzemní a odpadní vody  
**Fig. 3.** Piper diagram of basic chemical species in ground water and in waste water

celou mocností kontaminačního mraku, který vzniká infiltrací nepřečištěných odpadních vod přes nesaturovanou zónu ve svrchní části zvodnělého prostředí mělkého kolektoru podzemní vody. Z tohoto důvodu nemusí být vzorky odebrané ze stávajících vrtů s dlouhým perforovaným úsekem v chemické rovnováze. Dostupná data, tzn. výsledky chemických analýz z objektů KR, PR, K1 a K2, lze z tohoto důvodu vyhodnotit pouze v měřítku celého kontaminačního mraku a nelze rozlišit jednotlivé reakční zóny.

Pro podrobné kvantitativní vyhodnocení by byla nutná analytická data s vyšším prostorovým rozlišením, zejména ve vertikálním směru, která by umožnila rozlišit jednotlivé zóny kontaminačního mraku.

Výsledky chemických analýz byly porovnány z hlediska prostorového i časového vývoje. Základní chemické složení (tabulka 1) bylo zpracováno grafickou metodou využívající Piperův graf. Obsahy dalších potenciálně reaktivních zájmových složek byly porovnávány vzhledem k chloridům, které se neúčastní žádných atenuačních reakcí a které poskytují dostatečný kontrast umožňující rozlišit vsakované splaškové vody (odpad – cca 70 mg/l) od pozadí (KR – cca 14 mg/l).

#### Výsledky posouzení

Na základě vyhodnocení výsledků dostupných analýz je možné vyvodit následující skutečnosti:

Z hlediska základního chemického složení, vyhodnoceného formou Piperova grafu (obr. 3), je na vzorcích z objektu PR jasně patrný dominantní vliv odpadní vody (K1).

V případě kationtů se poměry Ca, Mg, Na a K ve vzorcích K1 a PR prakticky kryjí, pozadové vzorky (objekt KR) jsou pro sodík a draslík relativně ochuzené.

U aniontů jsou poměry základních složek (hydrogenuhličitanů, síranů a chloridů) podobné jako u vzorků z pozadí (KR) a odpadní vody (K1). Vzorky z ovlivněného vrtu (PR) jsou relativně obohacené chloridy a sírany. Zatímco chloridy představují inertní stopovač, jehož zdrojem je odpadní voda, relativní obohacení podzemní vody sírany je nutné pokládat za projev hydrogeochemických reakcí probíhajících v horninovém prostředí.

Výsledky hodnocení základního složení vzorků podzemní a odpadní vody formou Piperova grafu jsou v dobrém souladu s porovnáním obsahů jednotlivých složek ve splaškové vodě (objekt K1) a objektu PR, normalizovaných vzhledem k obsahu chloridů. Z tohoto porovnání vyplývá pro podzemní vodu (objekt PR):

- pokles všech forem dusíku,
- výrazný pokles koncentrací fosforečnanů,
- pokles hodnoty pH,
- nárůst koncentrace síranů,
- nárůst koncentrací Na a zejména K,
- pokles koncentrací Ca a Mg,
- pokles koncentrací Al,
- nárůst koncentrací Be.

Z hlediska časového vývoje nejsou za dobu monitorování ve výsledcích analýz patrné žádné významné změny. Je zcela zřejmé, že objekt PR je významným způsobem ovlivněn vsakovanou odpadní vodou a čelo kontaminačního mraku je mnohem dále ve směru proudění k drenážní bázi. Na základě současných výsledků není možné určit, zda se mrak nachází v ustáleném stavu, ve kterém je rychlost odbourávání hlavních kontaminantů rovna jejich dotaci do horninového prostředí a čelo mraku se již dále nepohybuje, nebo zda dochází i nadále k prodlužování délky mraku.

Na základě výsledků analýz povrchové vody z profilů K2 a K3 nelze vyloučit, že již došlo k zasažení toku Klíčavy inertními kontaminanty, jako jsou chloridy.

Z hlediska biologického lze konstatovat, že atenuační schopnost horninového prostředí je velmi vysoká. Velmi vysoké hodnoty zaznamenané na výtok z drenáže byly dokonale odstraněny již po průchodu cca 100 metry horninového prostředí. Bakteriologické znečištění toku Klíčavy proto nemá souvislost se zasakovými odpadními vodami.

#### Konceptuální model šíření znečištění

Výsledky vyhodnocení celkových změn chemismu podzemní a povrchové vody lze interpretovat v následujícím koncepčním modelu:

Dlouhodobým vsakováním nepřečištěných komunálních odpadních vod do horninového prostředí se v mělkém kolektoru vytvořil



kontaminační mrak tvořený širokou škálou organických a anorganických složek. V rámci mraku lze rozlišit několik redoxních zón. V jádře mraku budou pravděpodobně převládat anoxické podmínky s relativně vysokými koncentracemi organického uhlíku, amonných iontů, fosforečnanů, železa a manganu, bez přítomnosti kyslíku.

K většině reakcí dochází na okrajích kontaminačního mraku, v místech, kde se mísí znečištěné podzemní vody s pozadovou podzemní vodou obsahující rozpuštěný kyslík. Hlavními reakcemi, ke kterým v horninovém prostředí prokazatelně dochází, jsou biologicky zprostředkovaná nitrifikace amoniakálního dusíku a mineralizace organického uhlíku.

Během nitrifikace amonných iontů je produkován dusičnanový iont a vodíkové ionty ( $H^+$ ), což vede k poklesu pH v objektu PR v porovnání jak s odpadní vodou (objekt K1), tak i přirozeným pozadím (objekt KR). Pokles poměru celkového obsahu dusíku k chloridům v objektu PR v porovnání s tímto poměrem ve vzorku K1 dokládá částečný úbytek celkového obsahu dusíku v podzemní vodě, který je pravděpodobně důsledkem částečné denitrifikace dusičnanů. Může se jednat o reakci dusičnanů s organickým uhlíkem nebo autochtonními sulfidy v horninovém prostředí.

Hypotéza možnosti oxidace sulfidů nasvědčuje zvýšení koncentrací síranů v objektu PR jak oproti přirozenému pozadí (KR), tak i zdroji znečištění (K1). Oxidace sulfidů rovněž přispívá ke snížení hodnoty pH oproti pozadí i odpadní vodě. Hodnota pH je pravděpodobně za absence karbonátů v kolektoru pufrována rozpouštěním aluminosilikátů (Robertson a Blowes, 1995). Této hypotéze nasvědčují rovněž relativně zvýšené koncentrace Be a Li v objektu PR.

Další důležitou reakcí je mineralizace organického uhlíku. Tato reakce bude spotřebovávat oxidanty, jako je rozpuštěný kyslík, dusičnany a v jádře mraku minerální fáze Fe (III) a Mn (IV), popř. sírany. Současně bude reakce produkovat hydrogenuhličitán, který je následně částečně spotřebováván při srážení kalcitu.

Presycení podzemní vody vůči kalcitu je umožněno zvýšením obsahu vápničku, jenž je vytlačován z povrchu minerálních fází sodíkem a draslíkem, které jsou obsaženy v infiltrující odpadní vodě v relativně vysokých koncentracích.

Výrazný úbytek koncentrace fosforečnanů je důsledkem jejich sorpce a povrchové komplexace na pevné fázi horninového prostředí, zejména hydroxidy železa. Současně může lokálně docházet k precipitaci velmi slabě rozpustných fosforečnanů železa a vápničku. S ohledem na záporné hodnoty saturačních indexů těchto fází je však jejich srážení ve větším měřítku nepravděpodobné. Povrchová komplexace fosforečnanů s vodnatými hydroxidy železa byla jako významný propad fosforu identifikována i na jiných lokalitách (LeBlanc, 1984; Bussey a Walter, 1996; Walter et al., 1996).

Průzkumný vrt PR je situován pravděpodobně v okrajové zóně mraku, s detekovatelnou přítomností rozpuštěného kyslíku. Tomu při daném pH odpovídají i nízké koncentrace železa a hliníku, které jsou pravděpodobně kontrolovány rozpustností jejich hydroxidů  $Fe(OH)_3$  a  $Al(OH)_3$ . Srážení hydroxidů Fe a Mn na okrajích mraku vytváří dodatečnou sorpční kapacitu pro záchyt fosforečnanů.

## Závěr

Obecnou vodohospodářskou snahou by se měla stát snaha o zpmalení odtoku vody z povodí. Vypouštění vyčištěných odpadních vod do povrchových vodních toků do této strategie nezapadá, protože velké objemy vody odtékají rychle mimo povodí.

Výsledky z Řevničova dokládají značnou atenuační schopnost horninového prostředí při likvidaci běžného komunálního znečištění odpadních vod, a tím plně odpovídají podobné zahraniční zkušenosti. Výsledky z Řevničova je třeba chápat v kontextu dlouhodobého, více než deset let trávajícího vlivu infiltrace, která velmi pravděpodobně způsobila rozsáhlou kolmataci horninového prostředí. Navíc na této lokalitě dochází k zasakování víceméně neupravené odpadní vody. Přesto dopad znečištěné odpadní vody po průchodu horninovým prostředím je na okolní životní prostředí poměrně omezený.

Zasakování odpadních vod by se mělo stát častější praxí. Podmínkou však musí být podrobný hydrogeologický průzkum a zajištění pravidelný monitoring. Dále by mělo být vyžadováno předčištění odpadních vod, jehož úroveň by měla odpovídat efektivitě atenuačních procesů horninového prostředí a kvalitativním nárokům na vodní zdroje v příslušném povodí.

**Tabulka 2.** Bakteriologické znečištění na monitorovacích objektech (průměrná hodnota za období od listopadu 2011 do června 2012)

**Table 2.** Bacteriological pollution in the monitoring objects (average for the period from November 2011 till June 2012)

| Typ kontaminace         | jednotky | KR | K1     | PR | K2 | K3  |
|-------------------------|----------|----|--------|----|----|-----|
| enterokoky              | KTJ/100  | 0  | 1 500  | 0  | 20 | 60  |
| <i>Escherichia coli</i> | KTJ/100  | 0  | 2 100  | 0  | 23 | 90  |
| koliformní bakterie     | KTJ/100  | 0  | 36 000 | 0  | 45 | 120 |

## Poděkování

Autoři děkují za podporu, kterou poskytl projekt TACR TA01020219.

## Literatura

- Bouwer, H. (1990) Ground Water Recharge with Sewage Effluent. *Water Science & Technology*, vol. 23, No 10–12, p. 2099–2108.
- Bussey, K.W. and Walter, D.A. (1996) Spatial and temporal distribution of specific conductance, boron, and phosphorus in a sewage-contaminated aquifer near Ashumet Pond, Cape Cod, Massachusetts. U.S. Geological Survey Open-file Report, 96:472.
- Kašpárek, L. (2007) Research and protection of hydrosphere – investigation of relations and processes in aqueous component of the environment focused on anthropogenic effects, permanent exploitation of hydrosphere, its protection including legislative measures. MS. Praha: VÚV TGM.
- LeBlanc, D.R. (1984) Sewage plume in a sand and gravel aquifer, Cape Cod, Massachusetts. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2218, 28 p.
- Hrazdírka, P. (1993) Hydrogeologická mapa České republiky v měřítku 1 : 50 000, List 12–14 Rakovník. Praha: Ústřední ústav geologický.
- Hrkal, Z., Milický, M., and Tesař, M. (2009) Climate change in Central Europe and the sensitivity of the hard rock aquifer in the Bohemian Massif to decline of recharge, case study from the Bohemian Massif. *Environ Earth Sci*, vol. 59, p. 703–713, ISSN: 0943-0105.
- McFarlane, D.A., Smith, E., Bekele, J., and Simpson, S. (2007) Using treated wastewater to save flow-through wetlands Impacted by climate change. *2nd IWA-ASPIRE Conference and Exhibition Water and Sanitation in the Asia-Pacific Region: Opportunities, Challenges and Technology*, Perth, 28/10–1/11 2007.
- Parkhurst, D.L., Stollenwerk, K.G., and Colman, J.A. (2003) Reactive-Transport Simulation of Phosphorus in the Sewage Plume at the Massachusetts Military Reservation, Cape Cod, Massachusetts. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 03-4017.
- Rey, F. (2007) Ressources en eau souterraine dans les chaînons béarnais (Pyrénées-Atlantiques, France). Thèse doctorale, l'Université de Bordeaux I, France.
- Robertson, W.D. and Blowes, D.W. (1995) Major ion and trace metal geochemistry of an acidic septic-system plume in silt. *Groundwater*, vol. 33, Is. 2, p. 275–283.
- Toze, S. (2004) Reuse of effluent water – benefits and risks, new directions for a diverse planet. *Proc. 4th International Crop Science Congress*, 26 Sept. 2004, Brisbane, Australia.
- Siegrist, R.L., McCray, J., Weintraub, L., Chen, C., Bagdol, J., Lemonds, P., Van Cuyk, S., Lowe, K., Goldstein, R., and Rada, J. (2005) Quantifying Site-Scale Processes and Watershed-Scale Cumulative Effects of Decentralized Wastewater Systems. Project No. WU-HT-00-27. Prepared for the National Decentralized Water Resources Capacity Development Project, Washington University, St. Louis, MO, by the Colorado School of Mines, Golden, CO.
- Walter, D.A., Rea, B.A., Stollenwerk, K.G., and Savoie, J. (1996) Geochemical and hydrologic controls on phosphorus transport in a sewage-contaminated sand and gravel aquifer near Ashumet Pond, Cape Cod, Massachusetts. U.S. Geological Survey.

**Mgr. David Rozman<sup>1</sup>, doc. RNDr. Zbyněk Hrkal<sup>1,2</sup>,**

**Mgr. Pavel Eckhardt<sup>1</sup>, RNDr. Eva Novotná<sup>1</sup>,**

**Mgr. Zbyněk Vencelides, Ph.D.<sup>3</sup>**

**<sup>1</sup>VÚV TGM, v.v.i., e-mail: rozman@vuv.cz**

**<sup>2</sup>Přírodovědecká fakulta UK**

**<sup>3</sup>OPV, s.r.o., Liberec**

*Příspěvek prošel lektorským řízením.*

## Key words

waste waters – recharge – hydrogeology – attenuation

Slowing down runoff and retention of water in basins should become general objective of modern water management. Draining the effluent from waste water treatment plants to surface streams is not part of such strategy, because in such way large quantity of water is running off the basin very quickly. The infiltration of waste water to the rock environment can be permitted

in Czech Republic only in exceptional cases, although abroad such methods are quite common. In some regions waste water recharge is widely used method of improving the water balance.

Our research is based on monitoring of groundwater quality indicators on locality Řevničov, where a long-term infiltration of municipal waste water to a shallow groundwater zone takes place. The results of the research indicate that natural processes in the rock environment can efficiently remove most of the regular pollutants. The waste water recharge should become more common practice, but before application of the technology a detailed hydrogeological survey has to be carried out and the attenuation of pollutants has to be regularly monitored.

## SLEDOVÁNÍ FUNKCE VENKOVSKÉ A DOMOVNÍ ČISTÍRNY S POUŽITÍM BIOTECHNOLOGICKÝCH PŘÍPRAVKŮ

Martina Beránková, Jana Valdmanová, Václav Šťastný, Ondřej Taufer, Vlastimil Marek

### Klíčová slova

stabilizační nádrž – domovní čistírna – ČOV – biotechnologický přípravek

### Souhrn

V rámci výzkumného projektu TA ČR Výzkum intenzifikace venkovských a malých ČOV neinvestičními prostředky probíhá ověřování vlivu biotechnologických přípravků na chod venkovských i domovních ČOV.

Příspěvek shrnuje poznatky ze sledování dočišťovací nádrže, která je součástí ČOV v menší obci, a domovní čistírny odpadních vod, která byla sledována ve Zkušební laboratoři vodohospodářských zařízení VÚV TGM, v. v. i., Praha.

Oba typy ČOV byly monitorovány jak za normálních provozních podmínek, tak po přidavku biotechnologických přípravků.

### Úvod

V rámci výzkumného úkolu jsou sledovány vybrané čistírny odpadních vod (ČOV). Jde o čistírnu s dočišťovacím rybníkem v malé obci, domovní čistírnu odpadních vod a mechanicko-biologickou čistírnu. V tomto článku se budeme zabývat jen prvními dvěma čistírnami (poslední z nich je sledována teprve krátkou dobu), přičemž budeme popisovat nejprve modelovou domovní čistírnu a pak venkovní čistírnu. Funkci obou těchto typů čistíren jsme sledovali po určitou dobu za běžného provozu a následně v průběhu aplikace biotechnologických přípravků. Tyto přípravky obsahují nepatogenní bakterie v zaspórované formě, aktivací se bakterie „probouzejí“ a začínají „pracovat“, přičemž mají za cíl dosažení přírodní vyváženosti. Vybrané aerobní a anaerobní bakterie a enzymy aplikované do ČOV rozkládají biologické látky (toaletní papír, usazeniny vzniklé praním) a rozpouštějí přítomné tuky.

### Metodika sledování

#### Domovní čistírna odpadních vod

Ve Zkušební laboratoři technologie vody ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T. G. Masaryka byla sledována domovní ČOV, kódové označení „Jánošík 2“. Toto testovací zařízení je poměrně objektivní a široce využitelné [1].

Zkušební laboratoř technologie vody má jako součást řešitelského pracoviště akreditovány zkoušky podle přílohy B normy ČSN EN 12566-3 Malé ČOV do 50 EO – Část 3: Balené a/nebo na místě montované domovní ČOV. Čistírna byla zkoušena v režimu zkoušky účinnosti čištění daném v ČSN EN 12566-3+A1.

Čistírna Jánošík 2 je čistírnou pro šest ekvivalentních obyvatel (EO) s průtokem 150 l/d na jednoho EO, tzn. celkem 900 l/d.

Denně byl zaznamenáván průtok, měřila se koncentrace rozpuštěného kyslíku, pH a teplota vody v aktivaci a prováděla se

sedimentační zkouška aktivovaného kalu. Jednou týdně se odebíral a analyzoval 24hodinový směsný vzorek přítoku i odtoku. V něm se určovaly chemické ukazatele: chemická spotřeba kyslíku, biologická spotřeba kyslíku, nerozpuštěné látky, amoniakální dusík, dusitanový dusík, dusičnanový dusík, celkový dusík, celkový fosfor a fosforečnan (navíc nerozpuštěné látky v aktivovaném kalu).

Tato čistírna byla sledována v průběhu let 2010 a 2011. Byla testována nejprve 38 týdnů bez použití preparátu a pak ve stejném režimu stejnou dobu s použitím biopreparátů. Vzorky byly odebírány na přítoku a na odtoku z ČOV, aktivovaný kal z aktivací nádrže.

Enzymatické přípravky v druhé části testování byly dávkovány podle harmonogramu firmy VENTURA – VENKOV, s.r.o., v množství odpovídajícím velikosti provozované ČOV (skutečná dávka byla evidována, což je součástí dokumentace sledování pokusu na ČOV).

#### Čistírna se stabilizační nádrží

Pro sledování byla vybrána venkovská čistírna v menší obci, která se skládá ze zemní usazovací nádrže (UN) a stabilizační nádrže (dříve byly stabilizační nádrže nazývány biologickými rybníky nebo rybníky pro dočišťování odpadních vod [2]). Stabilizační nádrž zaujímá plochu cca 5 000 m<sup>2</sup>. Čistírna je určena pro 130 ekvivalentních obyvatel. Vyúsťuje do ní jednotná kanalizace. Sledují se zde jak fyzikálně-chemické, tak hydrobiologické vlastnosti. Součástí sledování je aplikace biotechnologických přípravků a jejich vliv na kvalitu vody.

Výsledky hydrobiologického sledování této venkovské ČOV budou předmětem samostatného článku.

Vzorky pro sledování chemických a fyzikálních ukazatelů jsou odebírány v měsíčních intervalech, a to jako dvouhodinové směsné vzorky ze tří profilů: na přítoku do systému čištění, na odtoku ze zemní usazovací nádrže a na odtoku ze stabilizační nádrže.

Sledovanými fyzikálními ukazateli jsou pH, teplota, konduktivita, oxidačně-redukční potenciál a průtok. Chemickými ukazateli jsou

**Tabulka 1.** Účinnosti čištění u ČOV bez preparátu a s preparátem  
**Table 1.** Treatment efficiency in tests with preparation and without preparation

| Parametr          | Bez preparátu        | S preparátem         |
|-------------------|----------------------|----------------------|
|                   | Účinnost čištění (%) | Účinnost čištění (%) |
| CHSK              | 90                   | 93                   |
| BSK               | 98                   | 98                   |
| NL                | 93                   | 96                   |
| N <sub>amon</sub> | 84                   | 87                   |
| P <sub>celk</sub> | 26                   | 52                   |

**Tabulka 2.** Účinnosti čištění u ČOV bez preparátu a s preparátem po simulaci vypláchnutí ČOV  
**Table 2.** Treatment efficiency with preparation and without preparation after the simulation of rinsing

| Parametr          | Bez preparátu        | S preparátem         |
|-------------------|----------------------|----------------------|
|                   | Účinnost čištění (%) | Účinnost čištění (%) |
| CHSK              | 91                   | 93                   |
| BSK               | 96                   | 95                   |
| NL                | 93                   | 97                   |
| N <sub>amon</sub> | 88                   | 84                   |
| P <sub>celk</sub> | 70                   | 60                   |

koncentrace kyslíku, chemická spotřeba kyslíku, biologická spotřeba kyslíku, nerozpuštěné látky, amoniakální dusík, dusitanový dusík, dusičnanový dusík, celkový dusík, celkový fosfor a fosforečnan.

Čistírna byla sledována v období duben až prosinec 2011 bez přidávání biotechnologických preparátů a v roce 2012 a 2013 je sledována za pravidelného přidávání těchto přípravků. Jsou opakovaně bodově aplikovány na šesti místech čistírny firmou VENTURA-VENKOV, s.r.o.

## Výsledky

### Domovní čistírna odpadních vod

Porovnání výsledků bez použití biotechnologických přípravků a s jejich použitím je v tabulce 1. Průběh odstraňování celkového fosforu během zkoušky je uveden na obr. 1.

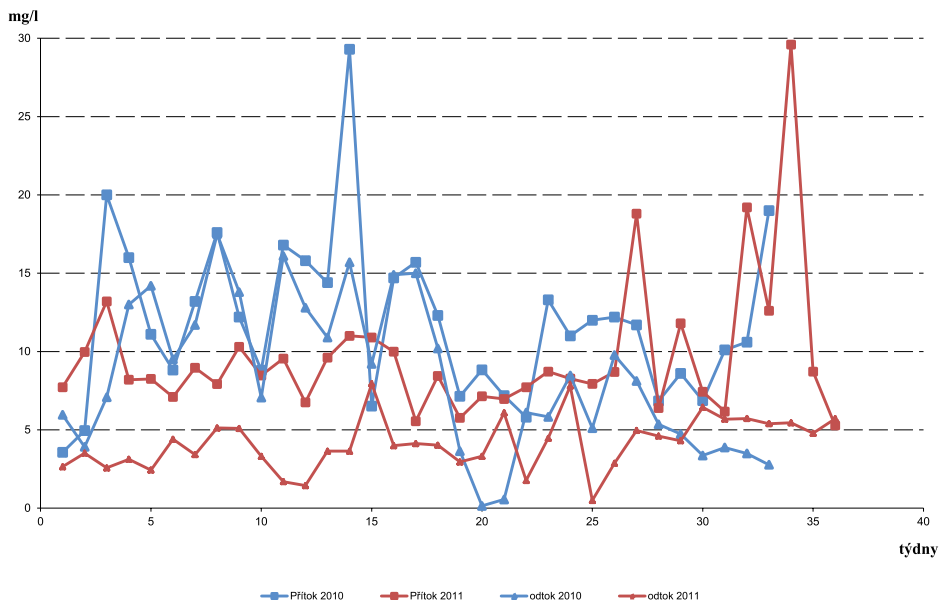
V parametrech CHSK, BSK, NL a  $N_{amon}$  dosahovala ČOV vysokých účinností čištění v obou režimech. Dosažené účinnosti jsou srovnatelné. Významný rozdíl v účinnosti byl pozorován u parametru celkový fosfor. Principem odstraňování fosforu je inkorporace do biomasy kalu a jeho využití jako zdroje energie, tzn. jeho odstraňování je závislé především na kvalitě přítoku, koncentraci kalu a na kyslíkových poměrech v systému. V režimu s preparátem bylo dosaženo vyšší účinnosti odstranění fosforu, což pravděpodobně souvisí s průměrně vyšší koncentrací kalu v ČOV po celou dobu zkoušky a pravděpodobně nižší koncentrací fosforu v přítoku.

Jako další možnost sledování vlivu biologického preparátu na funkci ČOV byla provedena simulace vypláchnutí ČOV, tzn. čistírna byla odkalena (téměř celá vyčerpána) až na cca 50 ml/l aktivovaného kalu ve válci po půlhodinové sedimentaci. Opět byl stejný pokus sledován nejprve za použití biologického preparátu a poté bez něj. Denně byla sledována koncentrace kalu a objem kalu ve válci po 30minutové sedimentaci. V cca týdenních intervalech byly měřeny charakteristiky přítoku a odtoku v parametrech CHSK, BSK, NL,  $N_{amon}$ ,  $P_{celk}$ . Tento pokus trval do zvýšení koncentrace aktivovaného kalu na běžnou hodnotu v aktivačních ČOV (cca 1 měsíc). Výsledky z tohoto testu jsou uvedeny v tabulce 2. Průběh růstu koncentrace aktivovaného kalu a kalového indexu jsou uvedeny na obr. 2.

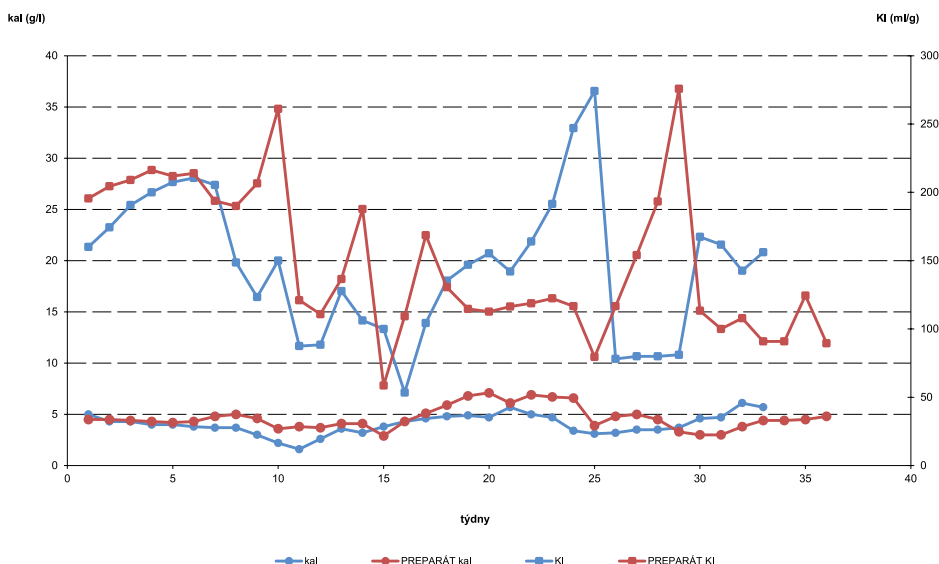
V obou případech byly účinnosti čištění vysoké a srovnatelné v celém průběhu zkoušky. Z obr. 2 je patrný postupný nárůst koncentrace aktivovaného kalu při použití biologického preparátu i bez něj. Z výsledku růstové rychlosti vypočtené lineární regresí, bez preparátu 0,089 a s preparátem 0,123 g/(l.den), lze odhadnout příznivý vliv biologického preparátu na rychlost růstu koncentrace aktivovaného kalu. Zároveň je patrný i vliv na zlepšení sedimentačních vlastností kalu.

### Čistírna se stabilizační nádrží

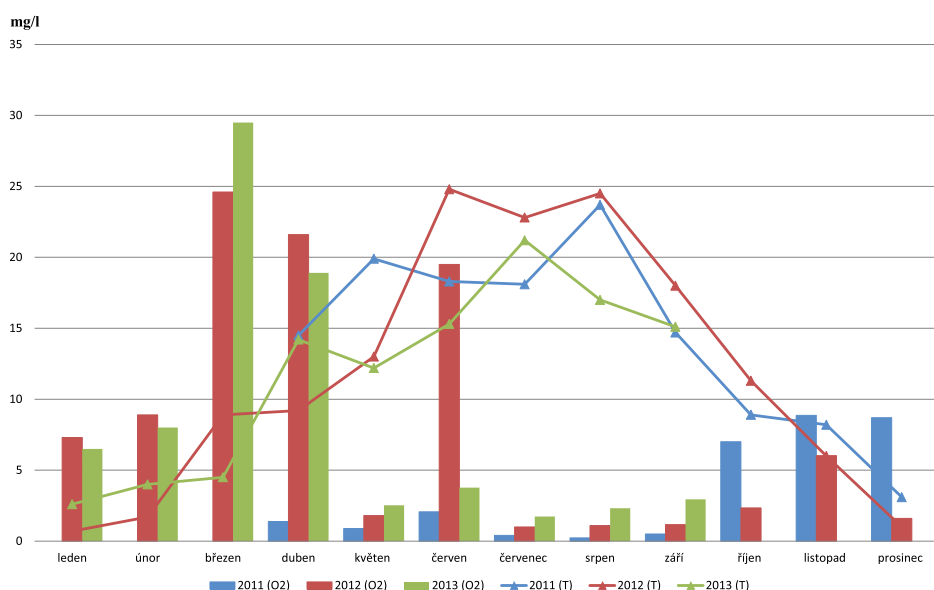
Na obr. 3 až 7 je vyneseno srovnání koncentrace fyzikálně-chemických parametrů na odtoku z ČOV Kobylice v letech 2011, tedy v referenčním období, a v roce 2012 a 2013 během aplikace biotechnologických prostředků.



Obr. 1. Průběh odstraňování fosforu  
Fig. 1. The course of phosphorus removal



Obr. 2. Průběh růstu koncentrace kalu a kalového indexu  
Fig. 2. The course of growth of sludge concentration and sludge volume index



Obr. 3. Koncentrace  $O_2$  ve srovnání s teplotou v letech 2011–2013  
Fig. 3. Comparison of oxygen concentration with temperature in 2011–2013



## Závěr

### Domovní čistírna odpadních vod

Biologický preparát zlepšuje sedimentační vlastnosti a zvyšuje růstovou rychlost kalu, pokud se systém nachází v příznivých podmínkách. V případě, že dochází ke změnám podmínek, tj. odkalování systému, proměnlivá kvalita a kvantita přítoku odpadní vody, výpadek proudu atd., není již tak jednoznačné, do jaké míry má použití preparátu na udržení dobrých sedimentačních vlastností pozitivní vliv. V této souvislosti je vhodné upozornit na určité nejistoty spojené zejména se skutečností, že při vlastním testování se prakticky nemohl jednoznačně a dostatečně výrazně prokázat významný vliv a potenciál biologického preparátu na zvýšení účinnosti čištění ve sledovaných parametrech, v souvislosti s pozorovanou a při vlastním testování zaznamenanou velmi vysokou stabilitou provozu testované ČOV i za standardních podmínek.

### Čistírna se stabilizační nádrží

Výzkum pro ověřování vlivu biotechnologických přípravků na chod čistírny se stabilizační nádrží bude pokračovat až do roku 2014. Podle předběžných výsledků nelze dosud jednoznačně konstatovat, u kterých provozních parametrů je vliv aplikace biotechnologických přípravků na funkci ČOV prokazatelný. Určitou pozornost bude třeba věnovat i dalším faktorům a nejenom kvalitě vody (viz diskuse dále).

Protože cílem řešení úkolu nebylo čistě ověřování vlivu biotechnologických přípravků, ale především návrh certifikované metodiky a praktické ověření metody jak v případech aplikace těchto přípravků postupovat a jak hodnotit výsledky, lze říci, že v uplynulém období bylo získáno množství informací potřebných k dosažení cíle projektu.

## Literatura

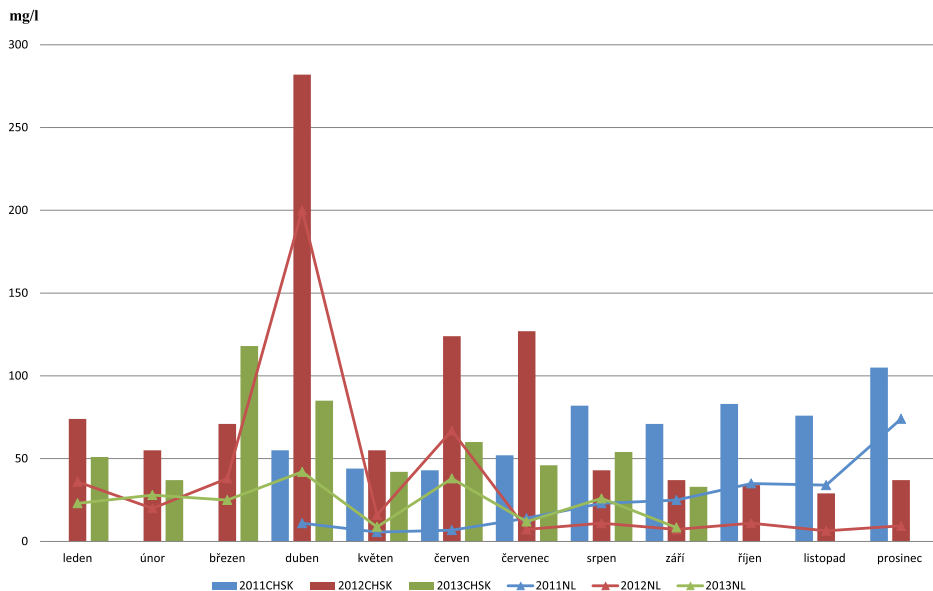
- [1] Jelínková, V., Taufer, O. a Baudišová, D. (2013) Zkoušení malých čistíren odpadních vod ve VÚV TGM, v.v.i. Sborník ČOV v horách, Praha: VÚV TGM.
- [2] Říhová Ambrožová, J. (2007) Stabilizační nádrže. In: Encyklopedie hydrobiologie : výkladový slovník [online]. Praha: VŠCHT Praha [cit. 2013-10-07]. Available from [www: <http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid\\_es-006/ebook.html?p=S032>](http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=S032)

**Ing. Martina Beránková<sup>1</sup>,  
Ing. Jana Valdmanová<sup>1</sup>,  
Ing. Václav Šťastný<sup>1</sup>,  
Ing. Ondřej Taufer<sup>1</sup>,  
Vlastimil Marek<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> VÚV TGM, v.v.i., Praha,  
[martina\\_berankova@vuv.cz](mailto:martina_berankova@vuv.cz)

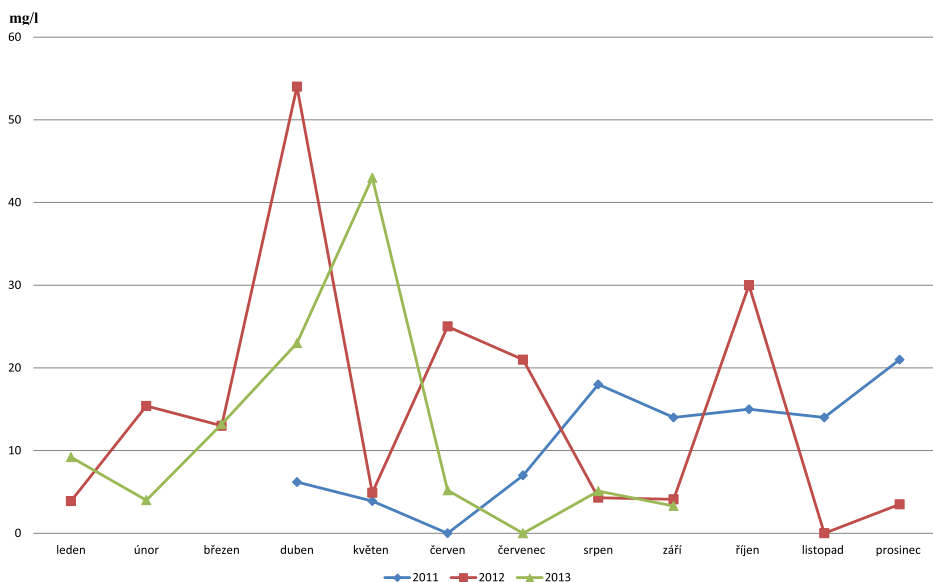
<sup>2</sup> VENTURA-VENKOV, s.r.o.,  
[marek@ventura-venkov.cz](mailto:marek@ventura-venkov.cz)

Příspěvek prošel lektorským řízením.



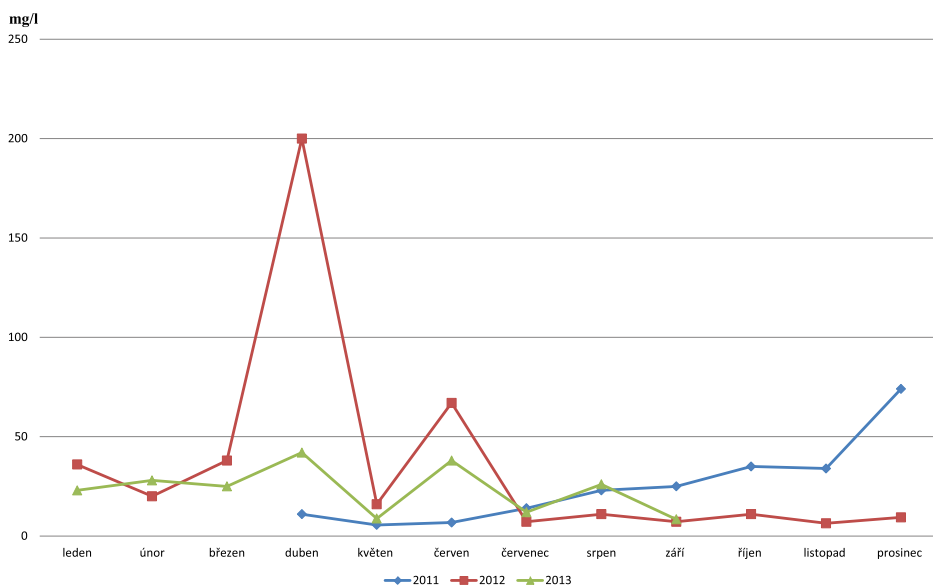
Obr. 4. Porovnání koncentrace CHSK<sub>Cr</sub> a NL v letech 2011–2013

Fig. 4. Comparison of the concentration of COD<sub>Cr</sub> and suspended solids in 2011–2013



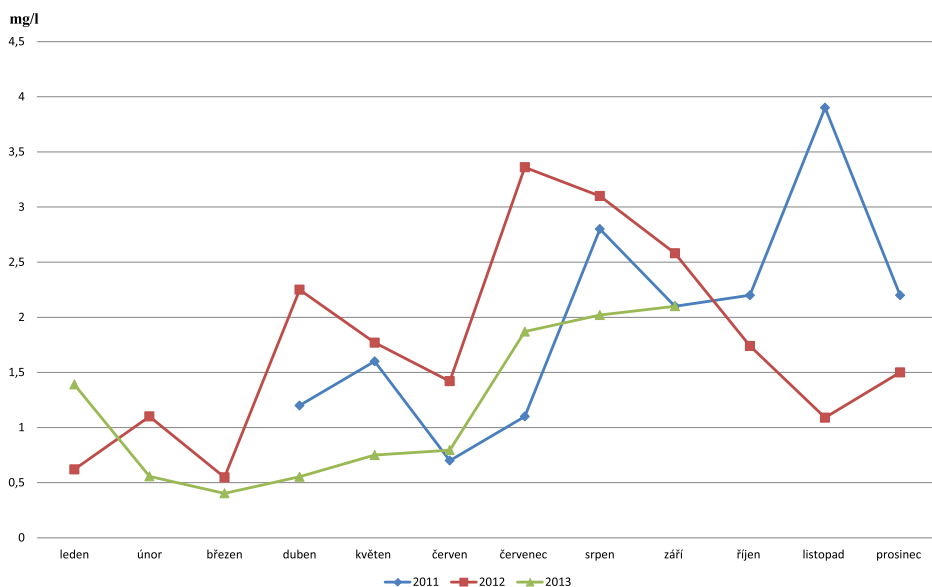
Obr. 5. Porovnání koncentrace BSK<sub>5</sub> v letech 2011–2013

Fig. 5. Comparison of BOD concentration in 2011–2013



Obr. 6. Porovnání koncentrace NL v letech 2011–2013

Fig. 6. Comparison of suspended solids concentration in 2011–2013



**Obr. 7.** Porovnání koncentrace  $P_{celk}$  v letech 2011–2013  
**Fig. 7.** Comparison of phosphorus concentration in 2011–2013

#### Poděkování

Publikované výsledky byly získány s použitím dotačních prostředků Technologické agentury České republiky v rámci řešení výzkumného projektu TA ČR č. TA01021419 „Výzkum intenzifikace venkovských a malých ČOV neinvestičními prostředky“.

*Verification of effects of bio-preparations on rural and domestic wastewater treatment plant operations (Beránková, M.; Valdmanová, J.; Šťastný, V.; Taufer, O.; Marek, V.)*

#### Key words

stabilizing reservoir – domestic waste water treatment – WWTPs – bio-preparation

**Within the research project „Research of intensification of rural and small WWTPs by non-investment funds“, supported by Technology Agency of CR, the research aiming at verification of effects of bio-preparations on both rural and domestic wastewater treatment plants operations is held.**

**This paper summarizes the findings of monitoring of rural stabilization reservoir, which is a part of the wastewater treatment plant in a small village and a domestic wastewater treatment plant which was observed in the Test Lab of Water management equipments / facilities of TGM Water Research Institute of Prague.**

**The two types of the treatment plants were monitored both under normal operational conditions and when biotechnological preparates (bio-preparations) have been applied.**

#### Diskuse k článku

Přípravky biotechnologie SEKOL®, které byly v letech 2012 a 2013 podle návrhu řešeného projektu (opakovaně bodově na šesti místech) testovány na ČOV Kobylice, jsou komerčně dostupné pod obchodními názvy Fitonela ČOV a Jenor ČOV.

Některé přítomné enzymy jsou velmi stabilní a mohou být dokonce aktivní v relativně teplé (pocitově horké) vodě. Přítomné nejruznější hydrolytické enzymy též produkované bakteriemi rodu *Bacillus* (bakterie ve tvaru tyčinek) jsou relativně stabilní a jsou vhodné pro různé druhy průmyslových aplikací, včetně podpory čištění odpadních vod. Pochopitelně existují určitá, a to nejenom teplotní optima účinnosti technologie a není možné ji aplikovat vždy a všude. I při jejich skladování je třeba dodržovat určité nepříliš obtížné prakticky zajištělné podmínky. Maximální účinnost technologie se očekává v průběhu vegetační sezony (např. zvláště v letních podmínkách), a to při relativně vysokých dobách zdržení nádrže, která je předmětem

intenzifikace čištění zejména urychlením probíhající biodegradace organických látek. Tato technologie může pomoci převést pevné organické látky do roztoku a zvýšit jejich biodostupnost a celkovou rychlost jejich biodegradace. Přidání již relativně malého množství konkrétní mikroflóry (jedná se o speciálně vybrané nepatogenní, aklimatizované kmeny) do léčebného systému a procesu čištění odpadních vod (ČOV) může mít významný podpůrný, celkově ozdravný vliv včetně estetických faktorů.

Cílem řešeného projektu (z pohledu dodavatele technologie) bylo mimo jiné pokusit se v reálných podmínkách odpadní vodou poměrně silně zatížené nádrže s využitím širší škály pozorování a analýz otestovat. Testování přípravků v reálných podmínkách dynamické otevřené nádrže při měnících se podmínkách počasí, meziroční proměnlivosti apod. je velmi obtížné. Jsou známy případy více než desetiletého monitoringu včetně ekologických indikátorů kvality vody, které jsou přes obrovské úsilí často mezinárodních

týmů poměrně nejednoznačné v interpretaci dosažených výsledků. Biosféra oplývá řadou adaptačních mechanismů, které je poměrně obtížné zohlednit. Klasickým případem je až dosud diskutabilní úloha tzv. biomanipulací spočívající například ve změně rybí obsádky. I z tohoto pohledu má interpretace výsledků experimentů řadu omezení. Na druhé straně rádoby poloprovozní ověření technologie prakticky pouze v laboratorních podmínkách je často ještě více problematické s ohledem na obtížný přenos jeho výsledků do reálného terénu. Realizace výzkumu v reálné „modelové“ nádrži s relativně četnými odběry (prakticky každý měsíc) se jeví jako pro dané účely nejvhodnější. Je třeba si uvědomit, že i drobné pozitivní odchylky ve stavu (indikované měřeními, rozborů i pozorováními) kvality vod bez aplikace technologie a po její aplikaci by se měly pokládat za velmi významné, podporující úroveň poznání v dané oblasti a přinášející zvýšení zájmu o tuto biotechnologii s konečným cílem přispět ke zlepšení životního prostředí (teorie udržitelného rozvoje EU).

Toto se obvykle týká porovnání stavu na odtoku z nádrže, využití možnosti porovnání poměru BSK/CHSK, jednotlivých forem makroživin (např. poměry k N-celkovému) a změny jejich vzájemného poměru. Minimálně na stejné úrovni (např. doporučení Světové zdravotnické organizace) je třeba chápat celkové zlepšení kvality nádrže, jak je vnímáno obyvatelstvem, a je možné ho doložit formou pozorování (fotodokumentace) i místními šetřeními (např. názory občanů). Toto pozitivní vnímání zlepšení stavu nádrže (např. snížený zápach, menší obtěžování komáry, větší přítomnost makrofyty, lepší diverzita společenstev) je vhodné posuzovat minimálně na stejné úrovni jako ne vždy zcela úplná a jednoznačná data v měnící se přírodě. Platí zde zásada, že pokud dojde k prokazatelnému trvalému zhoršení stavu (např. při porovnání s platnými kritérii kvality vod) při téměř nezměněných vstupech, pak testovanou technologii v daném místě je třeba modifikovat tak, že se stavlepší, a to včetně zastavení (např. dočasně – adaptabilita přítomného systému) její aplikace.

Dalším krokem by mělo být zohlednění vlivu na další součásti biotopu (nejen vodní sloupec, ale i sediment, biota) a využití modelových nástrojů, s jejichž aplikací má Česká republika dlouhodobé, převážně limnologické zkušenosti. Poměrně významné jsou proto jakékoli informace o změnách v kvantitě i kvalitě sedimentu, typu společenstev – pozitivně je možné z pohledu čištění dna nádrže vnímat snížení plovoucích forem např. okřehek a zarůstání nádrže makrofyty vyrůstajícími ze dna, a to nejenom vodního moru, ale zejména stíliku či leknínu, pod kterými se udržuje významné společenstvo perlooček apod. Toto „zarůstání“ může být však problematičtější pro rybáře, záleží na využitelnosti „biologické“ nádrže. Vzhledem k tomu, že se nepředpokládá její rekreační využití, esteticko-ekologická hlediska by měla mít prioritu, a to zvláště co se týče indikátorů její zlepšené samočisticí schopnosti či saprobity. Zvláště redukce sedimentu (kalu) a snižování nákladu na kalové hos-

podářství je při bioaugmentaci (viz např. <http://www.in-pipe.com/bioaugmentation-in-sewer-network-reduces-sludge-production/>) vnímáno v celém procesu odvádění a čištění odpadních vod velmi kladně a bylo by vhodné se jím dále zabývat.

Výsledky provedeného výzkumu včetně výsledků hydrobiologických měření a zmínění těchto nezanedbatelných faktorů, které mohou mít vliv na interpretaci výsledků aplikace biopreparátu ve venkovské nádrži, především na hydrobiologické ukazatele, by měly být předmětem dalších pozorování za účelem upřesnění metodiky aplikace testované biotechnologie i další prezentace buď ve formě samostatného článku, či sdělení na odborném semináři k problematice ČOV.

RNDr. P. Dusílek

## Bezpečnostní výzkum ve VÚV

Jednou z oblastí, ve které se Výzkumnému ústavu vodohospodářskému T. G. Masaryka, v.v.i., daří v posledním období prosadit, je Program bezpečnostního výzkumu České republiky v gesci MV ČR. Následující text přináší stručný přehled o úkolech řešených v této sféře a výsledcích dosažených zejména v minulém roce:

### Návrh koncepce řešení krizové situace vyvolané výskytem sucha a nedostatkem vody na území ČR

Hlavní řešitel: Ing. Radek Vlnas

Spolupráce: Česká zemědělská univerzita v Praze

Doba řešení: 2010–2014

Cílem projektu je vytvořit metodiku a postupy pro řešení suchem vyvolané krizové situace. Jedná se o vytvoření obdobného právního rámce, jaký existuje pro povodně.

Řešení spočívá v definování stupňů sucha (obdobné stupňům povodňové aktivity), zvolených podle prahových hodnot indikátorů sucha a všeobecného konsenzu vzešlého z diskuse zástupců zúčastněných vodoprávních orgánů, státních institucí a podniků k tématu disponibilních vodních zdrojů a poptávky po vodě v období sucha. Koncepce by měla nejen definovat stupně sucha, ale zároveň jasně určit pravomoci orgánů státní správy, které mají rozhodující slovo v nakládání s vodou a vodními zdroji, včetně stanovení priorit způsobu využití vody v období sucha.

### Výzkum vlivu nehody jaderné elektrárny Temelín na kontaminaci vodního prostředí řek Vltavy a Labe po hraniční profil Labe-Hřensko

Řešitelé: Ing. Eduard Hanslík, CSc., Ing. Eva Juranová

Doba řešení: 2012–2015

Cílem řešení je stanovit rozdělení radionuklidů mezi vodou a dnovými sedimenty v podélném profilu Vltavy pod zaústěním odpadních vod JE Temelín a dále v Labi po hraniční profil Hřensko.

V úvodním roce řešení projektu byla provedena kritická rešerše, zaměřená na zájmové úseky toků, jaderné havárie, zvláště možnosti úniku radioaktivních látek do životního prostředí a jejich chování v hydrosféře a na způsob provádění sorpčních pokusů. Uskutečnil se výzkum migrace tritia v podélném profilu Vltavy a Labe s použitím tritia vypouštěného při běžném provozu jako stopovací látky. Dále byl proveden průzkum vytipovaných profilů k odběru sedimentů pro sorpční pokusy, včetně rozboru těchto sedimentů. Byla navržena a ověřena metodika stanovení rozdělovacích koeficientů radionuklidů mezi vodou, říčními sedimenty a nerozpuštěnými látkami pomocí sorpčních pokusů.

### Stanovení množství nelegálních drog a jejich metabolitů v komunálních odpadních vodách – nový nástroj pro doplnění údajů o spotřebě drog v České republice

Řešitelé: Ing. Věra Očenášková a kol.

Doba řešení: 2012–2015

Hlavním cílem projektu je aplikovat metody epidemiologie odpadních vod v podmínkách České republiky a poskytnout nové informace o užívání nelegálních drog.

Vedle vyhodnocení pomocí klasických parametrů fyzikálně-chemických je samozřejmě důležité i hodnocení na základě hydrobiologických měření. Součástí tohoto projektu bylo též dlouhodobé biologické sledování stavu stabilizační nádrže ČOV Kobylice probíhající ve stejném období jako v článku popsaný výzkum, a to s ještě větší četností měření, s intervalem 2x měsíčně ve vegetačním období. Jeho výsledky však nebyly z důvodů rozsahu do tohoto článku zahrnuty.

autoři

Projekt se zkráceným názvem DRAGON je zaměřen na sledování nelegálních drog a jejich metabolitů v surových komunálních odpadních vodách. Ze získaných výsledků sledování budou odhadnuta množství spotřebovaných drog v jednotlivých aglomeracích. Novým přístupem, který bude využit, je monitorování koncentrací drog a jejich metabolitů v surových komunálních odpadních vodách nejen v hlavním nátoku na ČOV, ale i v uzlových bodech kanalizační sítě. Tím bude umožněno odhadnout množství spotřebovaných drog v jednotlivých městských částech nebo obvodech, které jsou odkanalizovány na společnou městskou čistírně odpadních vod. Aglomeracemi vybranými ke sledování jsou Praha, Brno, Ostrava, Plzeň a Ústí nad Labem.

V prvním roce byla doplněna rešerše o nejnovější poznatky v dané oblasti, zavedena analytická metoda ke stanovení nelegálních drog v komunálních odpadních vodách a vybrána vhodná odběrová místa v kanalizačních sítích daných aglomerací.

### Klasifikace přesnosti vymezení stávajících záplavových území v ČR a zpracování výsledků do metodiky pro jejich vymezování

Řešitelé: Ing. Hana Nováková, Ph.D., a kol.

Doba řešení: 2010–2014

Hlavním cílem projektu je zpracování porovnávací studie přesnosti vymezení záplavových území ve vybraných referenčních lokalitách (úsecích vodních toků), které jsou specifické z pohledu různých charakteristik – morfologie inundačního území, způsobu jeho využití (charakter povrchu terénu, vegetace, zástavby), hydrologických a dalších charakteristik, ovlivňujících přesnost výsledků hydrodynamického modelování a následného vymezení záplavových území. Budou porovnány výsledky současného vymezení záplavových území realizovaného s využitím dostupných výškopisných podkladů různé přesnosti (fotogrammetrie, geodetické zaměření, výškopis ZABAGED<sup>s</sup>) s výsledky nového hydrodynamického modelování (1D nebo 2D) a vymezení záplavových území s využitím nových výškopisných dat území ČR získaných metodou leteckého laserového skenování, jejichž pořizování bylo zahájeno koncem roku 2009. Na základě závěrů porovnání výsledků v referenčních lokalitách bude navržen způsob klasifikace přesnosti vymezení záplavových území a připravena metodika vymezování záplavových území stanovující požadavky na použité podklady, hydraulické aspekty modelování a výstupy.

Činnosti v roce 2012 zahrnovaly dokončení některých činností z roku 2011 – vyhodnocení výsledků numerického modelování prvních pěti referenčních lokalit a přípravy dat pro další modelování. Ve spolupráci se subdodavatelem, firmou HYDRO EXPERT, s.r.o., bylo vybráno dalších šest lokalit (dva úseky Berounky, Úhlava, Střela, Manětínský potok a Oleška). Na nich subdodavatel provedl modelování povodňových stavů za použití 1D nebo 2D přístupu. Získané výstupy (úrovně hladin) byly dále analyzovány a porovnány s původními daty. Statistické vyhodnocení rozdílů je jedním z podkladů porovnávací studie.

Proběhly terénní průzkumy aktuálních referenčních lokalit. Byl sestaven popis zájmových úseků vodních toků a jejich záplavových území a pořízena podrobná fotografická dokumentace. Charakteristiky nivy i koryta vodního toku jsou součástí katalogu kritérií ovlivňujících přesnost vymezení záplavového území. Byla vytvořena



osnova porovnávací studie, jejíž zpracování je hlavním cílem řešení projektu v roce 2013.

#### **Posouzení bezpečnosti prvků krizové infrastruktury – pitná voda**

Řešitelé: Ing. Václav Štátný a kol.

Doba řešení: 2010–2014

Cílem projektu je navrhnout a metodicky optimalizovat postupy řešení krizových situací (havárie a živelní pohromy) při zásobování pitnou vodou. Výstupy úkolu budou sloužit orgánům státní správy při přípravě komplexních krizových plánů a při zabezpečení dodávek pitné a užitkové vody v krizových situacích.

V rámci projektu, na kterém spolupracuje několik odborných organizací a jehož koordinátorem je CITYPLAN Praha, pokračovalo doplňování rešerše problematiky zabezpečení vodovodních rozvodů a vodojemů v krizových situacích. Byly dokončeny podklady pro krizovou analýzu v této oblasti formou analytické tabulky a expertních listů, tabulka byla předběžně vyhodnocena a byly zpracovány modelové scénáře krizových situací. Práce VÚV TGM zahrnovaly především oblasti hodnocení krizových situací v části problematiky týkající se transportu a uskladnění pitné vody

#### **Náhradní zdroje vody v obcích v krizových situacích – využití původních zdrojů a pramenů**

Řešitelé: RNDr. Josef Fuksa, CSc., a kol.

Doba řešení: 2011–2014

Cílem projektu je výzkum možnosti využití zachovaných pramenů v intravilánech obcí nad 20 000 obyvatel pro nouzové zásobování vodou.

V druhém roce řešení byly plánovány případové studie ve vybraných obcích na konkrétních objektech v sezonním cyklu – měření vydatnosti, jakostních parametrů, předběžné ověřování upravitelnosti vody pro nouzové situace.

Na základě průzkumu podkladů byla podstatná část uvažovaných lokalit (a obecně i obcí nad 20 000 obyv.) po ověření reálné existence a stavu místních pramenů z dalšího sledování vyloučena. Kompletní monitoring byl proveden v Praze a Brně, dále byl proveden terénní průzkum v obcích Děčín a Plzeň, kde byl monitoring zahájen. Byly provedeny čtyři vzorkovací akce, zahrnující zhruba všechna roční období, a to na 83 objektech. S výsledky předběžného sledování v roce 2011 tak vzniká řada spolehlivých dat, která pokračuje monitoringem v roce 2013.

#### **Možnosti využití informací a zdrojů dat z oblasti nakládání s odpady jako nástroje identifikace a řešení neoprávněného nakládání s odpady**

Řešitelé: Ing. Věra Hudáková a kol.

Doba řešení: 2012–2013

Cílem projektu je ukázat možnosti využití informací a zdrojů dat z oblasti nakládání s odpady jako nástroje identifikace a řešení neoprávněného nakládání s odpady. Výsledky budou využity ke zvýšení vědomostní úrovně, osvojení a udržení potřebných znalostí z této ob-

lasti. Zvýší se připravenost bezpečnostních složek státu, a tím i reálná účinnost zásahu Policie ČR a Hasičského záchranného sboru v případě podezření na neoprávněné nakládání s odpady nebo při mimořádné havarijní situaci.

Projekt se zabývá zpracováním všech dostupných podkladů využitelných pro identifikaci vlivů na nakládání s odpady jak v ČR, tak při jejich přepravě v rámci i mimo EU. Ve spolupráci s pracovníky MŽP, ČIŽP, Policie ČR, celních úřadů a dalších odborníků je diskutováno nastavení optimálního postupu při zjišťování a řešení nelegálního nakládání s odpady. Jsou shromažďovány informace, které mohou být využity při řešení konkrétních případů nelegálního nakládání s odpady. Pro přípravu odborných pracovníků dotčených složek státní správy je připravována příručka, která by měla poskytnout souhrnné informace z oblasti nakládání s odpady, identifikovat povinnosti a kompetence při nakládání s odpady, popsat nebezpečné vlastnosti odpadů a možné ohrožení životního prostředí a zdraví lidí. Dále by měla ukázat na možnosti využití dat shromažďovaných v rámci informačního systému odpadového hospodářství. Připravován je i materiál použitelný přímo v terénu a vztahující se k přeshraniční přepravě odpadů.

#### **Erozní smyv – zvýšené riziko ohrožení obyvatel a jakosti vody v souvislosti s očekávanou změnou klimatu**

Řešitelé: Mgr. Pavel Rosendorf a kol.

Doba řešení: 2012–2015

Přívalové srážky doprovázené smyvm půdy představují rizikový faktor ohrožující obyvatelstvo, sídelní infrastrukturu, ale i zdroje povrchové vody či významné rekreační lokality. Množství přívalových srážek se změnou klimatu roste a v budoucnu mohou rizika spojená s těmito extrémními jevy ohrožovat významné části území ČR. Hlavním cílem projektu je navrhnout koncepční postupy a vyvinout technické prostředky pro hodnocení území s ohledem na rizika dopadů zvýšeného erozního smyvu spojeného s očekávanou změnou klimatu.

Projekt se zabývá posouzením erozní ohroženosti území a následným transportem splavenin, které mohou vést k ohrožení intravilánu obcí, významných složek infrastruktury, jakosti vody v útvech povrchových vod využívaných pro zásobování obyvatel pitnou vodou nebo ohrožení významných rekreačních vodních nádrží. Pro celé území České republiky budou prováděny simulace a vyhodnocení transportu splavenin pomocí globálního modelu založeného na využití prostředků GIS. Pro vybraná modelová povodí bude aplikován detailní, epizodní plně distribuovaný model. Simulace a vyhodnocení budou prováděny jak pro podmínky současného klimatu, tak pro situaci, kdy s očekávanou změnou klimatu dojde ke změně distribuce srážkových extrémů. Zatím byly provedeny zejména práce spojené se shromážděním a analýzou dostupných dat a předběžný výběr pilotních povodí, ve kterých budou v detailu modelovány změny erozní ohroženosti a transportu sedimentu za současných podmínek a při změnách klimatických charakteristik spojených s očekávanou změnou klimatu.

## **Nová publikace VÚV**

### **Zabezpečení kvality pitné vody při zásobování obyvatelstva malými vodárenskými systémy (Kožíšek, F. – Paul, J. – Datel, J.V.)**

Zásobování kvalitní pitnou vodou patří k současnému standardu evropské civilizace. Česká republika dlouhodobě přispívá k vysoké úrovni ochrany zdraví obyvatelstva dodávkami zdravotně nezávadné pitné vody. Publikace se zabývá problematikou zajištění jakosti pitné vody pro nejmenší obce a zásobované oblasti (cca do 1 000 obyvatel), protože platí dlouhodobá závislost: čím menší zásobovaná oblast, tím častější překračování jakostních limitů pitné vody, nižší četnost sledování její kvality a menší odborná úroveň péče o malé vodní zdroje. Obyvatelstvo venkova a malých obcí je tedy z obecného pohledu vystaveno statisticky méně spolehlivým a méně zajištěným dodávkám kvalitní pitné vody. Management malých vodních zdrojů má tak svá specifika a současná legislativní, technická i právní řešení

většinou odrážejí spíše situaci velkých sídel a větších vodárenských společností, které disponují širokou škálou odborníků, technických zařízení a mají možnost soustředění finančních prostředků. Legislativa jim ukládá mnohem častější vzorkování, takže mohou rychleji zareagovat na případné problémy atd.

Ještě nepříznivější situace panuje v oblasti zdrojů vody pro nouzové zásobování. Většina malých obcí spoléhá na dovoz vody cisternami, lze si ale představit celou škálu mimořádných situací daných např. živelními pohromami, kdy bude obec na kratší či delší dobu odříznuta od okolí a bude se muset spolehnout na své vlastní zdroje. Část obcí pro nouzové zásobování počítá s místními domovními či veřejnými studnami a malá část disponuje speciálními zdroji pro záložní zásobování. Bohužel stárí a technický stav těchto objektů je mnohdy velmi špatný, o jakosti vody v těchto objektech a jejich ochraně před kontaminací z okolí ani nemluvě. A na řešení této problematiky až po vzniku mimořádné situace, kdy bude záložní zdroj vody náhle třeba, bude již pozdě.

Předkládaná publikace se nejdříve pokouší definovat malé vodní zdroje a popsat příčiny hlavních problémů. Dále se diskutují možná

systémová opatření ke zlepšení stavu na základě analýzy mezinárodních zkušeností a informací – zajištění multibariérové ochrany, plány pro zajištění bezpečného zásobování vodou, snahy Evropské komise o zavádění rizikové analýzy pro malé vodovody aj. Je zřejmé, že zavedení rozumné analýzy rizik u malých vodovodů v ČR vede i k ekonomickým úsporám, protože provozovatel vodovodního systému nebude muset provádět rozbory vody v rozsahu těch ukazatelů, které nejsou pro jeho situaci relevantní, nebo bude moci snížit četnost jejich stanovení. Především ale bude vědět, které nedostatky v systému jsou pro zajištění plynulé dodávky a bezpečnosti vody nejrizikovější, a proto prioritní k sanaci, a které nikoliv. Na základě toho si lze vytvořit reálný seznam priorit a přizpůsobit ho omezenému rozpočtu. Zavedení analýzy rizika bude znamenat posun k individuálnímu posuzování a hodnocení potřeb a specifík každého vodního zdroje, na jejím základě proto budou moci být omezené finanční prostředky provozovatelů malých vodovodů použity pro účely skutečně potřebné v daném místě. Součástí publikace je Metodika pro vytvoření plánu pro zajištění bezpečného zásobování pitnou vodou

(hodnocení a řízení rizik v jednoduchých vodárenských systémech), která definuje a podrobně popisuje jednotlivé etapy a kroky plánu bezpečného zásobování vodou, jehož nedílnou součástí je analýza a kontrola rizik.

Další kapitola se pak zabývá konkrétními finančními a ekonomickými aspekty výstavby, provozu a obnovy malých vodních zdrojů. Uvádí podrobnou analýzu nákladů na malé vodní zdroje a komentuje současný stav cenové politiky stanovení výše vodného. Ze závěru této kapitoly vyplývá, že problémy malých vodních zdrojů, diskutované v předchozím textu, mají mnohdy ekonomickou příčinu, protože malé vodní zdroje většinou nejsou schopny vygenerovat dostatek prostředků na svůj provoz a obnovu, a jejich fungování tak závisí na možnostech finanční podpory vlastníka (většinou malé obce s nevelkým rozpočtem).

Řešený projekt TA ČR, ze kterého publikace vychází, směřuje tedy k vytvoření vhodných nástrojů pro komplexní řízení jakosti vody malých vodních zdrojů pro obce do 1 000 obyvatel při respektování ekonomických možností jejich provozovatelů a vlastníků.

PF 2014

Mnoho štěstí, zdraví a úspěchů  
přeje redakce a redakční rada

VÚV  
TGM

## Obsah časopisu VTEI – ročník 2013

|                                                                                                                                                      |      |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| Vliv vypouštění vyčištěných odpadních vod z kořenových čistíren na recipient (M. Váňa, E. Mlejnská, L. Havel).....                                   | 1/1  |
| Metody stanovení <i>Escherichia coli</i> a intestinálních enterokoků v koupacích vodách (D. Baudišová).....                                          | 5/1  |
| Dočištění odtoků z kořenových čistíren odpadních vod stabilizačními nádržemi (M. Rozkošný, P. Sedláček).....                                         | 7/1  |
| Modelování teploty odpadních vod na přítoku do čistírny odpadních vod (I. Nesměrák).....                                                             | 13/1 |
| Automatizace procesu vyjádření povodňového ohrožení v prostředí GIS (L. Chlubna, I. Konvit).....                                                     | 1/2  |
| Využití metody QuEChERS při přípravě vzorků plavenin a sedimentů pro stanovení polycyklických aromatických uhlovodíků (A. Svobodová, P. Sudová)..... | 5/2  |
| Výzkum teoretických povodňových vln pro vodní dílo Skalka s dlouhou průměrnou dobou opakování (Š. Blažková).....                                     | 9/2  |
| Vyhodnocení změn hydrologické bilance v simulacích modelů zemského povrchu (P. Kříž, M. Hanel).....                                                  | 1/3  |
| Monitoring a plánování v období nedostatku vody a sucha z pohledu Evropské unie (P. Trem).....                                                       | 6/3  |
| Návrh postupu stanovení minimálního zůstatkového průtoku (M. Mrkvičková, P. Balvín).....                                                             | 12/3 |
| Vliv fyzicko-geografických charakteristik na velikost povodně v srpnu 2002 (L. Kašpárek, M. Peláková).....                                           | 17/3 |

|                                                                                                                                                                          |      |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| Optimalizace parametrů modelu BILAN metodou SCDE (P. Máca, A. Vizina, S. Horáček).....                                                                                   | 1/4  |
| Odvození regresních vztahů pro výpočet výparu z volné hladiny a identifikace trendů ve vývoji měřených veličin ve výparoměrné stanici Hlasivo (A. Beran, A. Vizina)..... | 4/4  |
| Elektromagnetická (indukční) měřidla rychlosti a ISO 3455:2007 (D. Mattas, L. Ramešová).....                                                                             | 10/4 |
| Obnova vodního režimu na výsypkách (J. Cejpek, J. Frouz).....                                                                                                            | 11/4 |

|                                                                                                                          |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Vyhodnocení in-situ aplikace bakteriálně-enzymatického preparátu do kolmatovaných kořenových čistíren (E. Mlejnská)..... | 1/5 |
| Dokumentace, pasportizace a návrhy nového využití továrních komínů s vodojemem (M. Vonka, R. Kořínek).....               | 4/5 |
| Modelování množství odpadních vod na přítoku do čistírny odpadních vod (I. Nesměrák).....                                | 8/5 |

|                                                                                                                                                           |      |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| Jak dál při hodnocení zátěže ze zdrojů znečištění vod (S. Juráň).....                                                                                     | 1/6  |
| Kontaminace odpadních vod <i>Escherichia coli</i> O157 (H. Mlejnková, L. Kalendová, J. Konečná, D. Baudišová).....                                        | 3/6  |
| Zkušenosti se zasakováním odpadních vod na lokalitě Řevničov (D. Rozman, Z. Hrkál, P. Eckhardt, E. Novotná, Z. Vencelides).....                           | 6/6  |
| Sledování funkce venkovské a domovní čistírny s použitím biotechnologických přípravků (M. Beránková, J. Valdmanová, V. Šťastný, O. Taufer, V. Marek)..... | 10/6 |

**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 55

ISSN 0322 - 8916  
MK ČR 6365

VÚV  
TGM

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

**Kontakt:** Mgr. S. Garciova  
tel.: 220 197 282, e-mail: garciovavuv.cz