

NÁVRH SYSTÉMU HODNOCENÍ PŘESHraničNÍHO PŘENOSU DOPADŮ HAVÁRIE NA VODNÍCH TOCÍCH

Marta Martínková, Pavel Danihelka

Klíčová slova

nebezpečné látky – kontaminace – vodní toky – matematické modely

Souhrn

V článku je prezentován návrh metodického postupu, který je zaměřen na hodnocení možnosti přeshraničNího přenosu havárie. Obsahuje tyto dílčí části (moduly): zdroj kontaminace, podmínky vyplývající z lokalizace objektu, požadavky na model podle priorit, šíření kontaminantu, vlastní matematické modelování. Navrhovaný metodický postup doporučuje použití statistických matematických modelů na územích, kde není dostatek dat ze stopovacích pokusů.

1 Úvod

Prezentovaný návrh metodického postupu je zaměřen na hodnocení možnosti přenosu havárie přes státní hranice. Jedná se o velmi důležitou problematiku, která je zpracována v odlišné podrobnosti pro různé části území ČR, ale doposud nebyla komplexně metodicky zpracována.

Pokud se kontaminace ze závažné havárie šíří vodním tokem, může dojít k přenosu následků za hranice ČR i v případech, že se objekt, kde k dané havárii došlo, nachází ve velké vzdálenosti od hranic.

Obecně platí, že hlavní motivací pro vývoj metod modelování šíření znečišťujících látek v toku je především potřeba včasného varování. Další důležitou motivací je možnost určení potenciálního původce znečištění. Bezprostředním impulzem pro zahájení prací na modelování šíření kontaminantu v konkrétním toku bývají významné havárie jako např. Sandoz u Basileje v roce 1986, kde funguje předpovědní model pohybu kontaminačního mraku v Rýnu od roku 1989 [2].

Matematické modely šíření kontaminace vodním tokem umožňují odhadnout, zda pro daný objekt, danou látku a její množství dojde k významnému přeshraničNímu přenosu havárie.

Problematiky se týká především zákon č. 59/2006 Sb., o prevenci závažných havárií způsobených vybranými nebezpečnými chemickými látkami nebo chemickými přípravky, který zpracoval příslušné předpisy Evropských společenství. Konkrétně se jedná o směrnici Rady 96/82/ES o kontrole nebezpečí vzniku závažných havárií zahrnujících nebezpečné látky (SEVESO II) a směrnici Evropského parlamentu a Rady 2003/105/ES, kterou se mění směrnice Rady 96/82/ES. Na tento zákon navazují vyhlášky – dané problematiky se týká především vyhláška č. 103/2006 Sb., o stanovení zásad pro vymezení zóny havarijního plánování a o rozsahu a způsobu vypracování vnějšího havarijního plánu. Na zákon č. 59/2006 Sb. navazují dále metodické pokyny: Metodický pokyn odboru environmentálních rizik MŽP pro „Poskytování informací o vzniku a dopadech závažné havárie“ podle zákona č. 59/2006 Sb., o prevenci závažných havárií, a Metodický pokyn odboru environmentálních rizik MŽP pro „Zpracování písemných podkladů pro stanovení zóny havarijního plánování a pro vypracování vnějšího havarijního plánu“ podle zákona č. 59/2006 Sb., o prevenci závažných havárií. Součástí „Poskytování informací o vzniku a dopadech závažné havárie“ je i informace o případném přeshraničNím přenosu havárie.

Problematiky přeshraničNího přenosu havárie vodním tokem se týká také řada bilaterálních smluv mezi ČR a okolními státy. Touto problematikou se dále zabývají mezinárodní komise pro ochranu povodí velkých řek (Mezinárodní komise pro ochranu Labe, Mezinárodní komise pro ochranu Dunaje, Mezinárodní komise pro ochranu Odry před znečištěním).

2 Kritéria úspěšného hodnocení přeshraničNího přenosu havárie

Kvalita výstupů hodnocení možnosti přeshraničNího přenosu havárie závisí silně na možnostech ověření matematických modelů šíření kontaminantů v toku a na tom, zda a v jaké kvalitě bylo takové ověření provedeno.

Z těchto důvodů navrhujeme obecný metodický postup, který zohledňuje v jednotlivých modulech nejen dostupnost a vypovídací hodnotu vstupních dat, ale i konkrétně dále popsané priority:

- Výstupem procesu hodnocení, který bude proveden podle navrhovaného metodického postupu, je informace, zda dojde při daných klimatických a dalších podmínkách k přeshraničNímu přenosu havárie.
- Výstup procesu hodnocení by měl zohledňovat fyzikální podmínky v daném území a vlastnosti kontaminující látky.
- Modelované množství uniklé látky by mělo být konzistentní s podmínkami skladování dané látky v objektu.
- Výstup matematického modelu a celého metodického postupu musí být fyzikálně realistický.
- Metodický postup musí být efektivní z hlediska vynaložených zdrojů. Výstupem metodického postupu je odhad, zda dojde k přenosu dopadů kontaminace z havárie přes státní hranice.

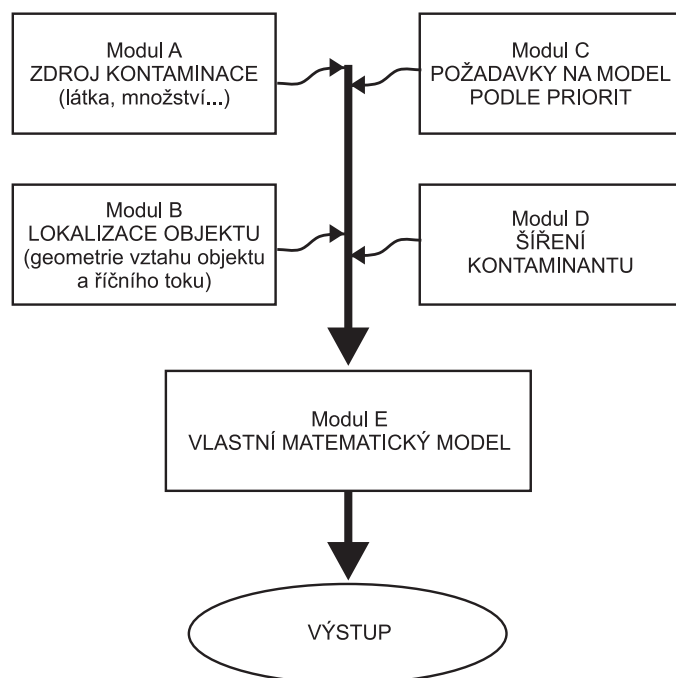
3 Vlastní metodický postup

Pojetí tohoto metodického postupu je založeno na struktuře dílčích částí – modulů. Jednotlivé moduly jsou z hlediska celkového postupu samostatně ucelené jednotky a jsou řešeny odděleně. Moduly na sebe úzce navazují a vzájemně se logicky doplňují (obr. 1).

3.1 Modul A: zdroj kontaminace

V tomto modulu jsou zpracována následující témata:

- vlastnosti uskladněné látky,
- množství látky, které může potenciálně uniknout,
- způsob uskladnění,
- preferenční cesty znečištění v rámci objektu.



Obr. 1. Postup posuzování možností přeshraničNího šíření kontaminantu
Fig. 1. The procedure of the evaluation

Zásadní význam má informace o nebezpečnosti dané uniklé látky nebo látek. Uniklá látka nebo látky mohou být identifikovány svým názvem, dále zařazením do tabulky 1 v příloze I zákona č. 59/2006 Sb. podle svých vybraných nebezpečných vlastností. Zvláštní důraz se klade na zjištění, zda je látka na základě svých vlastností nebezpečná pro vodní prostředí: látka má alespoň jednu z vět označujících její specifickou rizikovost pro vodní prostředí. Nebezpečné směsi a roztoky pro vodní prostředí mohou vznikat také v důsledku nežádoucích reakcí látek manipulovaných v areálech evidovaných podle směrnice Rady 96/82/ES (dále objekty SEVESO). Nežádoucí reakcí může být například požár ropných produktů s následným hašením a únikem kontaminovaných hasebních vod s vysokými hodnotami BSK do vodního toku.

V případě, kdy je dostupná bezpečnostní dokumentace podle zákona č. 59/2006 Sb., je k dispozici podrobný popis celého areálu s přesnými záznamy o skladovaném množství látek a způsobu jejich uskladnění. Součástí bezpečnostní zprávy jsou také informace o bezpečnostních opatřeních pro snížení množství uniklé látky do okolí, které jsou vhodným podkladem pro určení uniklého množství látky. Další možností je využít popsané krizové scénáře v bezpečnostní zprávě a převzít z nich množství uniklé látky.

V případě neschválené bezpečnostní dokumentace podle zákona č. 59/2006 Sb. ke konkrétnímu zařízení nelze vycházet z odborné analýzy, ale je potřeba provést hrubý expertní odhad nejhorsího možného scénáře. Doporučuje se použít jako vstupní údaj pro matematické modelování 50 % skladovaného množství anebo množství látky, které odpovídá objemu největšího zásobníku v objektu, pokud je taková informace dostupná.

3.2 Modul B: podmínky vyplývající z lokalizace objektu

V tomto modulu se řeší následující témata:

- vzdálenost objektu od významného toku,
- prostorové vztahy mezi objektem a nejbližším tokem,
- možnosti zaplavení objektu při povodni.

Pro hodnocení podmínek, které vyplývají z lokalizace objektu, se uvažují dva hlavní scénáře:

Prvním z nich je scénář, kdy se objekt nachází v záplavovém území. V tomto případě se vychází z dostupných informací o záplavových čárách.

Druhým scénářem, který je zde uvažován, je kontaminace vodního toku v případě úniku nebezpečné látky s následným šířením do řeky či potoka. Zde je třeba určit vzdálenost od vodního toku, kdy může být únik látky z podniku až do řeky ještě reálný (tedy pro vodní tok ještě představuje zdroj nebezpečí). Tato vzdálenost představuje zranitelnou zónu vodního toku. V případě, kdy se v takové zóně bude vyskytovat potenciální zdroj kontaminace, bude uvažován i v dalších krocích hodnocení.

Vzhledem k tomu, že se většina objektů SEVESO nachází v údolích řek a že také může dojít k transportu látek do vodního toku např. podzemními vodami, je vhodné považovat množství látky, které se dostane do vodního toku, za stejné množství, k jehož úniku došlo.

Důležitým údajem je i doba trvání emise a průtok ve vodním toku, což jsou klíčová vstupní data pro následné matematické modelování.

3.3 Modul C: požadavky na model podle priorit

V tomto modulu se řeší následující témata:

- nutnost kalibrace parametrů matematických modelů,
- možné způsoby určení parametrů modelu,
- požadavky na zohlednění vlastností kontaminantu.

Aby jakýkoliv matematický model realisticky popisoval šíření kontaminantu v povrchovém toku, musí být správně kalibrován a validován. Kalibrace a validace matematického modelu se provádí většinou na základě pokusů se stopovací látkou.

Existují dva základní přístupy matematického modelování:

- matematické modely s fyzikálně definovanými parametry (teoreticky mohou fungovat i bez dat z pokusů se stopovací látkou),
- matematické modely typu černá skříňka, založené na induktivním přístupu, v tomto případě na pozorovaných datech – tyto modely obecně vyžadují pokusy se stopovací látkou (popis pokusu se stopovací látkou např. viz [8]), nicméně mohou fungovat i na základě nepřímých dat [10] nebo je možné provést normalizaci např. přes šířku toku [3].

Z hlediska pokrytí nakalibrování modely vychází v ČR nejlépe území v blízkosti toku Labe, kde funguje poplachový model ALAMO a mezinárodní povodí Labe je z hlediska rizika přeshraničního přenosu havárie nejvýznamnější vzhledem k mnoha objektům SEVESO přímo v blízkosti toku Labe [6]. Pro havárie na přítocích Labe je možno provést kvalifikovaný odhad.

V mezinárodním povodí Odry a Dunaje byla též provedena řada pokusů se stopovací látkou (např. [9]), nicméně nefunguje v nich centrální poplachový model, jako je ALAMO pro mezinárodní povodí Labe.

Pro území mimo mezinárodní povodí Labe je pak efektivnější využít statistický model, jako je ADZ s použitím dat z pokusů se stopovací látkou, ať už převzatých, nebo nově naměřených [10]. Je nezbytné, aby použitý matematický model byl schopen zohlednit vlastnosti látky: hustotou, viskozitou, těkavostí atd.

3.4 Modul D: šíření kontaminantu

V tomto modulu se řeší následující témata:

- fyzikální procesy, které ovlivňují šíření kontaminantu v toku,
- nutnost zohlednění zón s různou rychlostí toku.

Fyzikální procesy ovlivňující šíření kontaminantu v povrchových vodách jsou následující:

Advekce je jev, který způsobuje pohyb látky ve směru proudění, kdy se jednotlivé částice pohybují rychlostí vody. Advekce tedy popisuje pohyb látek dány rychlostí proudu směrem po toku. V případě sítě vodních toků za předpokladu jednorozměrné schematizace se obvykle za charakteristickou považuje průměrná profilová rychlost v_p .

Disperze zahrnuje molekulární difuzi látek, vliv turbulence a vliv nerovnoměrného rozdělení rychlostí v průtočném profilu koryta toku. V říčním toku je nejdůležitější turbulentní difuze způsobená zejména promícháváním vody vlivem rozdílu mezi maximální rychlostí v proudnici a velmi nízkou až nulovou rychlostí u břehu.

Boční přítoky hrají důležitou roli vzhledem k tomu, že zvyšují průtočné množství vody v toku. Přehled možných transportních mechanismů šíření kontaminantu ve vodním prostředí uvádí např. [11].

Pro matematické modelování šíření kontaminantu v povrchovém toku se většinou používá advektivně disperzní rovnice, parciální diferenciální rovnice, která je řešena analyticky nebo numericky a popisuje transport chemického pulzu nereagující látky v ustáleném proudu vody. Při řešení advektivně disperzní rovnice vychází symetrický tvar látkové vlny na rozdíl od pozorovaných látkových vln, které mají dlouhou klesající větev. Dochází tedy k nadhodnocení vrcholu znečištění a průchod znečištění je ukončen dříve než ve skutečnosti [1].

Z těchto důvodů je žádoucí do výpočtu zahrnout zóny proudění s různou rychlostí. Nejčastěji se do rovnice zavádějí dvě zóny proudění:

- zóna proudění v hlavním korytě,
- zóna pomalého pohybu.

V rovnici jsou dále zavedeny parametry jako např. poměr ploch pomalých zón a hlavního proudu a koeficient výměny kontaminantu mezi hlavním proudem a zónou pomalého pohybu. Rovnice má následující tvar:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -v \frac{\partial c}{\partial x} + D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - \frac{A_0}{A} k_2 (c - s) - k_1 c$$

$$\frac{\partial s}{\partial t} = k_2 (c - s) - k_1 s$$

kde je

c	koncentrace kontaminantu v hlavním proudu,
s	koncentrace kontaminantu v mrtvých zónách,
v	rychlost proudu,
x	vzdálenost,
t	čas,
D_x	podélný disperzní koeficient,
k_1	koeficient lineárního odbourávání,
k_2	koeficient výměny kontaminantu mezi hlavním proudem a zónou pomalého pohybu,
A_0/A	poměr ploch zón pomalého pohybu a hlavního proudu.

V případě použití modelu černé skříňky (např. model ADZ) se provádí statistická identifikace na základě znalosti vstupní a výstupní látkové vlny, aby byl odstraněn problém s dlouhou klesající větví látkové vlny.

3.5 Modul E: vlastní matematické modelování

V tomto modulu se řeší následující témata:

- vliv průtoku na výstupy matematického modelu,
- matematické modely s fyzikálně definovanými parametry (ALAMO),
- statistické matematické modely (ADZ).

U tohoto modulu se řeší konkrétní modelování ve vodním toku. V modelu je vhodné zvolit jak malé hodnoty průtoku na vodním toku, tak extrémní v případě povodní. Z toho důvodu je vhodné modelovat tyto rozptyly nejprve při „normálním“ (průměrovaném) průtoku a potom při stavech $Q_{5\%}$, $Q_{20\%}$ a Q_{100} (N-letý maximální průtok, číslo v indexu odpovídá počtu let)

Protože řeka Labe a její přítoky jsou potenciálně ohroženy znečištěním v důsledku havárií, schválila Mezinárodní komise na ochranu Labe (MKOL) v roce 1991 Mezinárodní varovný a poplachový plán, jehož zásadní součástí je poplachový model Labe (ALAMO). ALAMO slouží k předpovědi šíření a pohybu kontaminantů v korytě Labe a poskytuje rychle jednoduchý přehled o časovém a prostorovém rozložení daného kontaminantu [5, 6, 7].

ALAMO spojuje vlastní matematický model AMOR [5] s údaji o průtočích, které jsou potřebné pro výpočet postupu látkové vlny. Na Labi bylo provedeno už celkem sedm stopovacích pokusů, které všechny potvrdily, že maximální koncentrace stopovací látky v podélném profilu Labe klesají a průběhové křivky látkové vlny se prodlužují a zplošťují, proto je třeba při výpočtu zohledňovat zóny s různou rychlostí proudění.

Výpočet průchodu látkové vlny v modelu ALAMO je jednorozměrný. Jedná se o model, který zahrnuje také zóny pomalého proudění. Tento jednorozměrný model je popsán následujícími rovnicemi:

$$\frac{dc}{dt} = -v \frac{dc}{dx} + D_L \frac{d^2c}{dx^2} - \varepsilon D_s (c - s) - k_1 c$$

$$\frac{ds}{dt} = D_s (c - s) - k_1 s$$

kde je

c	koncentrace látky v proudnici,
v	střední rychlost proudění,
D_L	koeficient podélné disperze,
k_1	lineární konstanty odbourávání specifické pro příslušnou látku,
ε	podíl zóny s pomalým prouděním,
s	koncentrace látky v zóně pomalého proudění,
D_s	koeficient zón s pomalým prouděním.

Členy rovnice popisují tyto dílčí aspekty pohybu látky v řece:

$-v \frac{dc}{dx}$	Přenos látky se střední rychlostí proudění v.
$+ D_L \frac{d^2c}{dx^2}$	Disperze látky v podélném směru. Je způsobována především nerovnoměrným rozložením rychlosti v příčném profilu.
$-\varepsilon D_s (c - s)$	Výměna látky (koncentrací) mezi hlavním tokem, který ovlivňuje průtok, a zónami s pomalým prouděním, které na průtok nepůsobí.
$-k_1 c$	Lineární odbourávání látky. Velikost k_1 i vlastní předpoklad lineárního odbourávání jsou veličiny specifické pro příslušnou látku.

Do modelu ALAMO se zadávají hydrologické a hydraulické parametry při různých hodnotách průtoku. Výsledky hydraulického modelování umožňují provést výpočet rychlostí proudění a dob dotoku pro minimální a maximální průtoky od Němčic po Geesthacht (835 km) [4].

Díky stopovacím pokusům bylo možno kvantifikovat tři parametry průchodu látkové vlny: koeficient podélné disperze, podíl zón s pomalým prouděním a koeficient podílu zón s pomalým prouděním [5].

Na druhou stranu je model ADZ odvozen z obvyklé diferenciální rovnice, která se řeší diskretně. Mrtvé zóny (death zones) jsou zóny relativně nízkých rychlostí toku, ve kterých je kontaminant dočasně zdržen, promíchává se do té doby, než je opět uvolněn do hlavního proudu. Mrtvé zóny jsou oblasti, kde jsou dno nebo břehy nepravidelné, s faktory snižujícími rychlost proudu (např. velké balvany nebo objekty na toku) a určujícím tvarem říčního koryta (např. v meandrujícím toku je výrazně vyšší rychlost proudění u nárazového břehu). Tyto zóny koncepčně zahrnují jevy, které zpomalují průchod kontaminantu tokem, aniž by byl potřeba popis geometrie a rychlostí. Zásadním předpokladem je, že agregovaný účinek všech mrtvých zón v popisovaném úseku může být popsán podobnou rovnicí jako jediná mrtvá zóna.

Diskretní vyjádření má následující tvar:

$$x_k = -a_1 x_{k-1} + b_0 u_{k-\delta} = \frac{b_0}{1 + a_1 z^{-1}} u_{k-\delta}$$

kde je

x_k	koncentrace výstupní látkové vlny v okamžiku k ,
u_k	koncentrace vstupní vlny v okamžiku k ,
z^{-1}	tzv. „operátor zpětného posunu“ (backward shift operator),
a, b, δ	jsou parametry určené analýzou časových řad.

Spojité časové parametry jsou následující:

τ	advekční doba zdržení,
Δt	vzorkovací interval,
T	tzv. ADZ residence time (rezidenční čas), tj. podle definice ADZ doba spojená s průchodem látky mrtvými zónami.

Vztahy parametrů určených analýzou časových řad a spojitých časových parametrů jsou následující:

$$a_1 = -e^{-\Delta t / T}$$

$$b_0 = (1 + a_1)$$

$$\delta = \frac{\tau}{\Delta t}$$

Dalším důležitým parametrem je tzv. disperzní podíl (dispersive fraction) DF, který vyjadřuje dobu, již látka stráví v mrtvých zónách vzhledem k celkové době průchodu zkoumaným úsekem.

4 Závěr

Navrhovaný metodický postup zohledňuje relevantní výsledky výzkumu v daném oboru při zachování srozumitelnosti a názornosti. Obsahuje tyto moduly: zdroj kontaminace, podmínky vyplývající z lokalizace objektu, požadavky na model podle priorit, šíření kontaminantu, vlastní matematické modelování. Z hlediska hodnocení různých přístupů k vlastnímu matematickému modelování jsou důležité tyto závěry: Model ADZ je relativně nenáročný z hlediska kalibrace a má i jiné důležité výhody, např. není nutné znát údaje o rychlosti toku a geometrii říčního koryta. Model ALAMO je poplachový systém dobře fungující na řece Labi, pro jejíž tok byl vytvořen. Pro území ČR mimo mezinárodní povodí Labe je tedy vhodnější využití statistických matematických modelů, jako je např. model ADZ.

Poděkování

Tato studie byla provedena v rámci řešení projektu SPIII 1a10 45/07.

Literatura

- [1] Blažková, Š. (2000) Šíření havarijního znečištění v tocích. In *Vodohospodářské aktuality 2000*, sborník z konference, INFO Centrum HL sdružení, Pardubice, listopad 2000.
- [2] Broer, G.J.A.A. (1991) Hydrology for the Water Management of Large River Basins. Proceedings of the Vienna Symposium, August 1991, IAHS Publ. no. 201.
- [3] Green, H. and Beven, K. (1994) Prediction of Times of Travel for a Pollution Incident on the River Eden in March 1993. Technical Report 99, Centre on Environmental Systems and Statistics, Institute of Environmental and Biological Science, Lancaster University, 178 s.
- [4] Hemza, J. (2008) Poplachový model ALAMO, použití v praxi. Prezentace dostupná on-line 22. 11. 2011: http://www.ikse-mkol.org/uploads/media/Hemza-Praktische_Erfahrungen_mit_der_Anwendung-ALAMO.pdf
- [5] Hilden, M. und Steinebach, G. (1998) AMOR (Alarm Modell Rechenkern). Ein Modell zur Simulation des Schadstofftransportes in Fließgewässern. BfG.
- [6] Mai, S., Lippert, D., and Barjenbruch, U. (2007) Studies of Tracer Transport in the River Elbe. The 7th Int. Conf. on Hydrosience and Engineering (ICHE-2006), Sep 10–Sep 13, Philadelphia, USA, dostupné on-line 22. 11. 2011: http://www.bafg.de/nn_222650/M1/DE/07_Publikationen/studies_tracer_transport_elbe,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/studies_tracer_transport_elbe
- [7] MKOL (2008) Poplachový model Labe (ALAMO). Předpovědní model pro výpočet postupu látkové vlny, základní informace, dostupné on-line 20. 11. 2011: http://www.ikse-mkol.org/uploads/media/ALAMO_Zakladni_informace.pdf
- [8] Říha, J., Doležal, P., Jandora, J., Ošlejšková, J. a Ryl, T. (2000) Jakost vody v povrchových tocích a její matematické modelování. Brno: Noel, 269 s.
- [9] Říha, J. et al. (2001) Průběh a vyhodnocení testovacích pokusů na řece Svitavě a Svatce. Grantový projekt GA ČR č. 103/99/0456. Závěrečná zpráva dílčího výzkumného úkolu. Ústav vodních staveb FAST VUT v Brně.
- [10] Smith, P., Beven, K., Tawn, J., Blazkova, Š., and Merta, L. (2006) Discharge-dependent pollutant dispersion in rivers: Estimation of aggregated dead zone parameters with surrogate data. *Water Resources Research*, Vol. 42, W04412, doi:10.1029/2005WR004008.
- [11] Young, P.C. and Wallis, S.G. (1993) Solute transport and dispersion in channels. In Beven, K. and Kirkby, M.J. (eds) *Channel Network Hydrology*. New York: John Wiley & Sons, USA.
- [12] EU (1996) Seveso II Directive [96/82/EC], dostupné on-line 20. 10. 2011: <http://mahbsrv.jrc.it/framework-seveso2-leg-en.html>

Mgr. Marta Martínková

VÚV TGM, v. v. i., Praha

marta_martinkova@vuv.cz

prof. RNDr. Pavel Danihelka, CSC.

Labrisk, Fakulta bezpečnostního inženýrství,

VŠB-TU Ostrava

Příspěvek prošel lektorským řízením.

The proposal of methodology for evaluation of cross-boundary impacts of accidents on rivers (Martínková, M.; Danihelka, P.)

Key words

accidents – dangerous substances – contamination – river network – mathematical models

The proposal for evaluation of cross-boundary impacts of accidents on rivers is presented in this paper. It contains following modules: source of contamination, conditions on the locality, demanded properties of the model after the priorities, contamination spreading, and mathematical modeling. Proposed methodology recommends using statistical mathematical models in the areas with lack of data from trace experiments.

IDENTIFIKACE TERMOFILNÍCH BAKTERIÍ RODU *CAMPYLOBACTER* IZOLOVANÝCH Z ODPADNÍCH VOD METODOU POLYMERÁZOVÉ ŘETĚZOVÉ REAKCE

Lucie Vondráková, Dana Baudišová, Sabina Purkrťová

Klíčová slova

odpadní voda – *Campylobacter* spp. – polymerázová řetězová reakce

Souhrn

V příspěvku je uvedena podrobná charakteristika patogenních termofilních bakterií rodu *Campylobacter* a jejich výskyt ve vodním prostředí. Kmeny, které byly izolovány z odpadních vod, byly identifikovány metodou polymerázové řetězové reakce. Všechny identifikované kmeny patřily k druhům *C. jejuni* nebo *C. coli*. Druhy *C. lari* ani *C. upsaliensis* nebyly zachyceny.

Úvod

Rod *Campylobacter* (původně spadající do rodu *Vibrio*) patří do čeledi *Campylobacteraceae*, která také zahrnuje rody *Arcobacter* a *Sulfospirillum*. V současné době je známo 28 druhů *Campylobacter* (NCBI Taxonomy Browser). Co se týče zdravotního rizika pro člověka, jsou nejvýznamnějšími druhy *C. jejuni* a *C. coli*, v menší míře pak *C. lari* a *C. upsaliensis*. Tyto čtyři druhy patří do skupiny termotolerantních *Campylobacter* (růst při 42 °C).

Jde o malé (cca 0,2–0,8 krát 0,5–5 µm), štíhlé, zakřivené, popř. až spirálovité gramnegativní tyčky s jedním bičíkem na jednom nebo obou pólech buňky. *Campylobacter* vykazují charakteristický vývrtkovitý pohyb. Jsou velmi citlivé ke kyslíku a superoxidům, nicméně v menších koncentracích kyslík ke svému růstu potřebují. Při kultivaci je tedy nutno zajistit mikroaerofilní atmosféru, tzn. 3–15 % kyslíku (optimální složení atmosféry pro jejich růst je pak 5 % O₂ + 10 % CO₂ + 85 % N₂). Nejlépe rostou při 41,5 až 43 °C, avšak při teplotě nižší 30 °C nikoliv. Patří k nesporulujícím bakteriím, které za nepříznivých podmínek (např. chlad, nedostatek živin či poškození buňky) mají kokoidní tvar a mohou přecházet do stavu životaschopných, ale nekultivovatelných bakterií (VBNC). Jsou silně kataláza a oxidáza pozitivní, v biochemických testech jinak většinou nevykazují aktivitu a jsou asacharolytické. Charakteristickou vlastností *C. jejuni* je schopnost hydrolyzovat hippurát. Bakterie rodu *Campylobacter* jsou citlivé k většině dezinfekčních látek včetně chlóru.

Termofilní druhy *Campylobacter* spp. jsou jednou z nejčastějších příčin akutního průjmového onemocnění u člověka, tzv. *Campylobacteri*ózy. Přirozeným rezervoárem je zažívací trakt teplotokrevných zvířat, přičemž znečištěná voda je jedním z dominantních vektorů přenosu těchto mikroorganismů. K rozvoji nákazy stačí nízká infekční dávka (cca 500 až 800 bakteriálních buněk, podle Black et al., 1988). Na velikost infekční dávky však panují rozdílné názory. Bednář (1996) uvádí infekční dávku jako požití více než 10⁴ mikrobů, Allosa a Blaser (1995) uvádějí rozpětí 800–10⁶ mikroorganismů, které způsobuje symptomy u 10–50 % osob, Thomas et al. (1999) zase udávají vznik klinických symptomů u 10 % osob při požití méně než 800 buněk. Infekční doba je nejčastěji udávána 2–5 dní. *Campylobacteri*óza vyvolaná *C. jejuni* nebo *C. coli* je onemocnění, které se projevuje bolestmi břicha následovanými průjmy. Postižení mohou vykazovat další nespecifické příznaky, jakými jsou např. horečka, bolest hlavy, závrať, svalová bolest, popř. zvracení. Po jednom až dvou dnech se u cca 15 % pacientů objevuje krev ve stolici. Popsané epidemie *Campylobacteri*ózy způsobené infekcí z kontaminované pitné nebo povrchové vody byly dříve popsány např. v USA (1978 a 1983), Kanadě (1991), na Novém Zélandu (1987), ve Finsku (1986 a 1989) a Norsku (1991) a zahrnovaly celkem přes 5 000 nakažených osob (Koenraad et al., 1997). Termotolerantní bakterie rodu *Campylobacter* se ve střevním traktu domácích i volně žijících teplotokrevných zvířat vyskytují často bez klinických příznaků onemocnění. Člověk může být infikován přímo (přímý kontakt se zvířetem) i nepřímo (kontaminovanou vodou nebo potravinou).

Pokud jde o odpadní vody, bakterie rodu *Campylobacter* byly detekovány v surové odpadní vodě v množstvích 10²–10⁵ KTJ/ml, primární sedimentace snížila jejich počet o více než 78 % (Stelzer et al., 1991). Nejvyšší účinnost jejich redukce byla zjištěna po aktivaci, neboť, jak již bylo řečeno výše, tyto bakterie jsou velmi citlivé na přítomnost kyslíku. Wéry et al. (2009) studovali chování patogenních a indikátorových bakterií v městských čistírnách odpadních vod pomocí kvantitativní polymerázové řetězové reakce (qPCR). Z výsledků vyplynulo, že během procesu aktivace patogeny *Salmonella* spp. a *Campylobacter* spp. přežívají lépe než indikátorová bakterie *E. coli*. Podle

našich předchozích výsledků (Baudišová a Benáková 2011) surová odpadní voda obsahuje průměrně stovky KTJ termofilních *Campylobacter*ů v 1 ml, biologicky čistěná odpadní voda pak zhruba o dva řády méně. Účinnost eliminace termofilních *Campylobacter*ů biologickým čištěním se pohybovala od 98,097 % do 99,904 %, (s průměrnou hodnotou 99,173 %). Dočištění (dvě stabilizační nádrže) obvykle snížilo počty termotolerantních *Campylobacter*ů až na hodnotu méně než 1 KTJ na 100 ml. Eliminace *Campylobacter*ů byla srovnatelná s fekálními indikátory, což je i ve shodě s dalšími publikovanými pracemi (Hagendorf et al., 2005). Obiri-Danso a Jones (1999) zjistili počty *Campylobacter*ů v odtocích z čističek odpadních vod (ČOV) 5–95 MPN/100 ml. V čistírenských kalesích stanovovali *Campylobacter* spp. Britové Jones et al. (1990a). Podle této studie primární (čerstvý) kal obsahoval 200–5 000 (MPN v 1 ml) *Campylobacter*ů, zahuštěný kal však již *Campylobacter* neobsahoval. Kmen *Campylobacter jejuni* přidáný v suspenzi jak do primárního, tak zahuštěného kalu přežíval v tomto prostředí jen několik hodin. Po zprovoznění nové ČOV v oblasti Morecambe Bay (Lancaster, UK) se na okolních plážích významně snížily počty indikátorů fekálního znečištění, nicméně počty *Campylobacter*ů zůstaly stejné (Obiri-Danso a Jones, 1999b).

Cílem předkládané práce bylo navázat na naši předchozí studii (Baudišová a Benáková, 2011) a kmeny *Campylobacter*ů izolovaných z odpadních vod potvrdit, popřípadě druhově zařadit metodou polymerázové řetězové reakce (PCR).

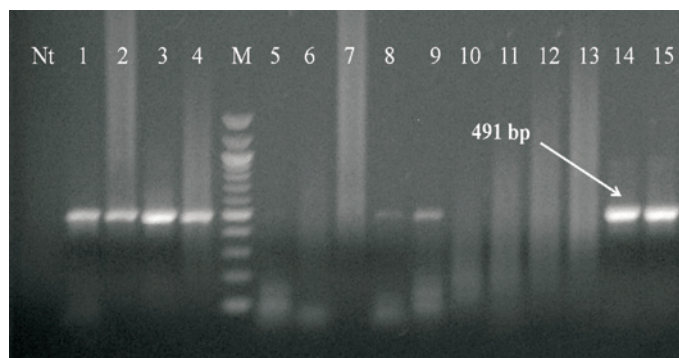
Metodika

Termotolerantní *Campylobacter* byly detekovány po membránové filtraci vzorků a kultivaci na CCDA (*Campylobacter* blood-free agar) médiu v mikroaerofilních podmínkách (24 až 48 hodin při 42 °C). Následně byly provedeny biochemické konfirmační testy (oxidáza a kataláza) a mikroskopické ověření (fázový kontrast – typický pohyb). Šest vybraných izolátů bylo dále ověřeno metodou fluorescenční *in situ* hybridizace (FISH) s využitím Catherm sondy 5'-GCC CTA AGC GTC CTT CCA-3' (Poppert et al., 2008). Celkem bylo studováno 65 kmenů pocházejících ze surové a biologicky čistěné odpadní vody z různých čistíren odpadních vod o různých velikostech.

Pro PCR byla DNA ze vzorků izolována metodou tepelné lýze. Vzorek byl podroben centrifugaci po dobu 10 minut při 10 000 g a získaná peleta promyta v 1 ml fyziologického roztoku. Suspenze byla podrobena druhé centrifugaci za stejných podmínek. Peleta byla resuspendována ve 100 µl vody zbavené nukleas a inkubována 20 minut při 95 °C. Buněčný lysát byl rychle zchlazen, zhomogenizován na vortexu a následně centrifugován po dobu 3 minut při 10 000 g. Supernatant obsahující DNA byl přenesen do jiné zkumavky a pro další použití uchovávan při teplotě -20 °C.

Rodově specifická PCR pro detekci čtyř termofilních *Campylobacter* spp. (produkt o délce 491 bp; obr. 1) byla provedena s využitím dříve publikovaných primerů THERM 1 a THERM 4 pro 23S rRNA (Fermér et al., 1999) u všech 65 vzorků. Reakční podmínky byly následující: celkový objem 25 µl, 1,5 mM Mg²⁺, 0,1 mM dNTP, 0,25 µM primery a 0,6 U a *Taq* DNA polymerázy. Teplotní cyklus: počáteční denaturace 94 °C/3 min; 45 cyklů 94 °C/1 min, 51 °C/1 min a 72 °C/1 min; závěrečná elongace 72 °C/5 min. Pro vizualizaci PCR produktů byla využita metoda horizontální elektroforézy.

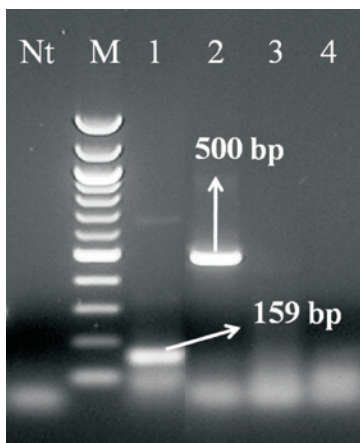
Duplex PCR (obr. 2), specifická pro *C. jejuni* (produkt 159 bp) a *C. coli* (produkt 500 bp), byla provedena u 25 vzorků pozitivně určených rodově specifickou PCR. Byly použity primery C1 a C4 komplementární k úseku pro domnělý gen oxidoreduktázy *C. jejuni* společně s primery 18F a 519R komplementárními k domnělému genu pro aspartátkinázu a flanking ORF *C. coli* (Šabatková et al., 2004). Reakční podmínky: celkový objem 25 µl,



Dráha	CCM 6212 <i>C. jejuni</i>	Dráhy 8, 9, 14, 15	Pozitivní izoláty
Dráha 2	CCM 6211 <i>C. coli</i>	Dráhy 5–7, 10–13	Negativní izoláty
Dráha 3	CCM 4897 <i>C. lari</i>	Nt (no-template)	Beztemplátová kontrola
Dráha 4	ATCC 43954 <i>C. upsaliensis</i>	M (Marker)	100 bp DNA Ladder

Obr. 1. Rodově specifická PCR

Fig. 1. PCR, specific for the genus *Campylobacter*



Dráha 1	CCM 6212 <i>C. jejuni</i>
Dráha 2	CCM 6211 <i>C. coli</i>
Dráha 3	CCM 4897 <i>C. lari</i>
Dráha 4	ATCC 43954 <i>C. upsaliensis</i>
Nt (no-template)	Beztemplátová kontrola
M (Marker)	100 bp DNA Ladder

Obr. 2. Duplex PCR specifická pro *C. jejuni* (produkt 159 bp) a *C. coli*

Fig. 2. Duplex PCR, specific for *C. jejuni* (product of 159 bp) and *C. coli*.

Z 25 pozitivních vzorků obsahovalo 12 (48 %) druh *C. jejuni*, tři vzorky (12 %) obsahovaly *C. coli*, tři (12 %) obsahovaly směs *C. jejuni* a *C. coli* a v sedmi vzorcích (28 %) nebyl druh určen. Druhy *C. lari* ani *C. upsaliensis* nebyly detekovány ani v jednom případě.

Všech šest izolátů, které byly metodou fluorescenční in situ hybridizace (FISH) určeny jako termofilní *Campylobacter* spp., bylo potvrzeno i metodou PCR. Metodu FISH tak můžeme považovat za dostatečně specifickou.

Závěr

Termofilní bakterie rodu *Campylobacter* se v odpadních vodách běžně vyskytují a vzhledem k relativně infekční dávce představují významné hygienické riziko. V předkládané studii byly metodou polymerázové řetězové reakce identifikovány kmeny izolované z odpadních vod (šest různých ČOV). Detekovány byly pouze druhy *C. jejuni* a *C. coli*. Rodová konfirmace metodou fluorescenční in situ hybridizace (FISH) se prokázala jako dostatečná.

Literatura

- Allos, B.M. and Blaser, M.J. *Campylobacter jejuni* and the expanding spectrum of related infections. *Clin. Infect. Dis.*, 20: 1092–1099, 1995.
- Baudišová, D. a Benáková, A. Detekce patogenních bakterií v odpadních vodách. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 53(5): 1–2, 2011, příloha *Vodního hospodářství* (10), 2011.
- Bednář, M., Fraňková, V., Schindler, J., Souček, A. a Vávra, J. *Lékařská mikrobiologie*. Praha: Marvil, 558 s., 1996.
- Black, R.E., Levine, M.M., Clements, M.L., Hughes, T.P., and Blaser, M.J. Experimental *Campylobacter jejuni* infection in humans. *J. Infect. Dis.* 157: 472–479, 1988.

2 mM Mg²⁺, 0,2 mM dNTP, 0,5 μM primery a 1,5 U aTaq DNA polymerázy. Teplotní cyklus: počáteční denaturace 95 °C/3 min; 40 cyklů 95 °C/1 min, 57 °C/1 min a 72 °C/1 min; závěrečná elongace 72 °C/3 min. Pro vizualizaci PCR produktů byla využita metoda horizontální elektroforézy.

Výsledky

Z 65 vzorků presumptivních kampylobakterií izolovaných z odpadních vod (a to jak ze surové, tak z biologicky čistěné vody, i po dočištění – stabilizační nádrží) bylo pomocí rodově specifické PCR pozitivně ověřeno 38 %. Pozitivní záchyt byl u šesti ČOV různých velikostí, od velmi malé (obecní ČOV – méně 1 000 EO), až po jednu z největších (více než 100 000 EO).

Jako pozitivní kontroly pro PCR byly využity kmeny z České sbírky mikroorganismů (*C. jejuni* CCM 6212, *C. coli* CCM 6211 a *C. lari* CCM 4897) a kmen *C. upsaliensis* ATCC 43954 z Americké sbírky buněčných kultur (American type culture collection).

- Fermér, Ch. and Engvall, E.O. Specific PCR identification and differentiation of the thermophilic *Campylobacter*, *Campylobacter jejuni*, *C. coli*, *C. lari*, and *C. upsaliensis*. *J. Clin. Microbiol.*, 37: 3370–3373, 1999.
- Hagendorf, U., Diehl, K., Feuerpfel, I., Hummel, A., Lopez-Pila, J., and Szewyk, R. Microbiological investigations for sanity assessment of wastewater treated in constructed wetlands. *Water Res.*, 39: 4849–4845, 2005.
- Jones, K., Beteieb, M., and Telford, D.R. Seasonal variation of thermophilic campylobacters in sewage sludge. *J. Appl. Bacteriol.*, 69:185–189, 1990.
- Koenraad, P.M.F.J., Rombouts, F.M., and Notermans, S.H.W. Epidemiological aspects of thermophilic *Campylobacter* in water-related environments. *Water Environ. Res.*, 69(1): 52–63, 1997.
- NCBI Taxonomy Browser: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/Taxonomy/Browser/wwwtax.cgi?id=194> (5. 4. 2012).
- Obiri-Danso, K. and Jones, K. Distribution and seasonality of microbial indicators and thermophilic campylobacters in two freshwater bathing sites on the River Lune in northwest England. *J. Appl. Microbiol.*, 87: 822–832, 1999a.
- Obiri-Danso, K. and Jones, K. The effect of a new sewage treatment plant on faecal indicator numbers, campylobacters and bathing water compliance in Morecambe Bay. *J. Appl. Microbiol.*, 86: 603–614, 1999b.
- Poppert, S., Haas, M., Yildiz, T., Alter, T., Bartel, E., Fricke, U., and Essig, A. Identification of thermotolerant *Campylobacter* species by fluorescence in situ hybridization. *J. Clin. Microbiol.*, 46(6): 2133–2136, 2008.
- Stelzer, E., Jacob, J. and Schulze, E. Aspects of *Campylobacter* infections. *Zentbl. Microbiol.*, 146: 3–15, 1991.
- Šabatková, Z., Pazlarová, J., and Demnerová, K. Sample processing effect on polymerase chain reaction (PCR) used for identification of *Campylobacter jejuni*. *Folia Microbiol.*, 49: 693–697, 2004.
- Thomas, C., Gibson, H., Hill, D.J., and Mabey, M. *Campylobacter* epidemiology: an aquatic perspective. *J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl.* 85:168–177, 1999.
- Wéry, N., Lhoutellier, C., Ducray, F., Delgenes, J.P., and Godon, J.J. Behaviour of pathogenic and indicator bacteria during urban wastewater treatment and sludge composting, as revealed by quantitative PCR. In: *15th Health Related Water Microbiology Symposium, IWA, 2009, Naxos, Greece*, p. 144–145, 2009.

Financováno z účelové podpory na specifický vysokoškolský výzkum (MŠMT č. 21/2012) a s podporou projektu MZP0002071101.

Ing. Lucie Vondráková¹, RNDr. Dana Baudišová, Ph.D.²,
Ing. Sabina Purkrťová¹

¹VŠCHT v Praze, Ústav biochemie a mikrobiologie,
e-mail: vondrakl@vscht.cz

²VÚV TGM, v.v.i., Praha, e-mail: Dana_Baudišova@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Identification of thermophilic Campylobacter bacteria isolated from the waste waters by polymerase chain reaction (Vondráková, L.; Baudišová, D.; Purkrťová, S.)

Key words

waste water – *Campylobacter* spp. – polymerase chain reaction

The characteristics of thermophilic pathogenic bacteria of the genus *Campylobacter* and their occurrence at water environment are summarized. Strains, which were isolated from the waste waters, were confirmed by polymerase chain reaction. All confirmed strains belong to the species *C. jejuni* and *C. coli*. Species *C. lari* and *C. upsaliensis* were not detected.

Řeky Nedvědičky v letech 2003–2010. V rámci výzkumného záměru MZP0002071101 bylo prováděno studium stavu vodních ekosystémů vybraných toků s ohledem na stanovení radiologických parametrů, vybraných látek (síran, Fe, Mn), mutagenity a toxicity. Provedeným monitoringem byl zjištěn dopad činnosti spojených se zpracováním uranové rudy na zvýšení koncentrací uranu a síranů v povrchových vodách, zejména v řece Nedvědičce v úseku od Rožná po Nedvědič. Řeka Svratka, do níž Nedvědička ústí, však již ovlivněna není.

Úvod

Historie těžby uranu ve sledované oblasti

Pro oblast Dolní Rožínky má klíčový význam rok 1956, kdy bylo geologickým průzkumem nejprve objeveno ložisko Rožná a brzy poté ložisko Olší. Těžba uranu na ložisku Rožná byla zahájena v roce 1958, na ložisku Olší v roce 1959 [1]. Od roku 1968 je v oblasti závodu Dolní Rožínka provozována chemická úprava (CHÚ), která zhodnocuje surovinu na koncentrát uranu.

V období největšího rozvoje těžby a úpravy uranové rudy, v padesátých a šedesátých letech minulého století, docházelo k devastaci životního pro-

OVLIVNĚNÍ JAKOSTI VOD A SEDIMENTŮ V POVODÍ ŘEKY NEDVĚDIČKY TĚŽBOU A ZPRACOVÁNÍM URANOVÝCH RUD

Hana Hudcová, Jana Badurová, Miloš Rozkošný,
Radoslava Funková, Jana Svobodová a Jaroslav Sova

Klíčová slova

radionuklidy – uranový průmysl – povrchová voda – sediment – těžké kovy – mutagenita – toxicita – Amesův test

Souhrn

Příspěvek shrnuje výsledky monitoringu znečištění povrchových toků uranovým průmyslem spojeným s těžbou na dole Rožná v povodí

středí akumulací hald, vznikem odkališť a nesanovaných povrchových i podpovrchových průzkumných prací.

Útlum těžby započal v 80. letech. Těžba ložiska Olší byla ukončena v roce 1989. Na počátku roku 1996 byl důl Olší zatopen a současně byl zahájen provoz čistírny důlních vod (ČDV) Olší-Drahonín. Byla sanována řada průzkumných a těžebních míst [2]. Od roku 1990 je těžba ve střední části povodí řeky Svatky soustředěna jen na ložisku Rožná. Původním záměrem bylo uzavřít toto ložisko do konce roku 2005, poté do konce roku 2007. Vzhledem ke zvýšení cen uranové koncentráty byl v roce 2007 zpracován návrh dotěžení ložiska Rožná do roku 2012 a usnesením vlády ČR č. 565 ze dne 27. května 2007 bylo rozhodnuto o pokračování těžby a úpravy uranu na tomto ložisku po dobu ekonomické výhodnosti těžby. V současnosti je Rožná posledním aktivním dolem na těžbu uranu ve střední Evropě.

Ruda je vyvážena na povrch, kde je uskladněna a následně v CHÚ po dávkách mleta ve dvou stupních s využitím kulových mlýnů. Rmut je poté zahuštěn a alkalicky loužen v sedmi kolonách do kapalné fáze. Následně dochází k sorpci uranu a rmut je vypouštěn na odkaliště K1. Další fází zpracování uranové rudy jsou tzv. společné procesy, kdy dochází k oxysolení, vysrážení a promyty uranového koncentráty, který je poté sušen a expedován. Jako vedlejší produkt je na chemické úpravě vyráběn siran sodný, který se používá při výrobě pracích prostředků. Detailnější popis způsobu těžby a zpracování uranové rudy, stejně tak i způsobů čištění technologických a důlních vod a vodního režimu odkališť, uvádí [1, 2].

Oblast ložiska Rožná

Ložisko Rožná leží 50–60 km severozápadně od Brna. Dobývání ložiska je lokalizováno především v okolí obcí Dolní Rožínka a Bukov [1].

Jde o nízkoteplotní hydrotermální ložisko s rudními tělesy lokalizovanými v žilách a mylonitizovaných a kataklazových zónách. Úklon zón a žil se pohybuje mezi 50–80°, směr tektonických poruch je velmi blízký foliaci hornin a má zhruba SJ směr. Složení uranové mineralizace je tvořeno převážně uraninitem ($UO_2 \cdot UO_3$) a coffinitem ($USiO_4$). V hloubkách ložiska je uranová



Poznámka: ČSD – čerpání důlních vod, DS R1 – dekontaminační stanice R1, areál CHÚ – areál chemické úpravy, ČKV – čistírna odkalištních vod, ČVAK – čistírna vod aktivní kanalizace, ČOV – čistírna odpadních vod, ČSPV – čerpací stanice průsakových vod

Obr. 1. Orientační mapa oblasti úpravy uranové rudy s vyznačenými odběrovými lokalitami
Fig. 1. Orientation map of uranium ore processing with marked sampling sites

mineralizace vázána v komplexních silikátových sloučeninách, kde uranové minerály mají velmi malé rozměry (příměs Zr, Ti). Rudní tělesa mají průměrnou mocnost 2,5 m (někdy až 8 m) a plochu až desítek ha [1]. Většina rudních těles má plochu 1–10 ha.

Na ložisku Rožná je v horninovém komplexu zastoupena především pestrá skupina hornin strážeckého moldanubika. Jde o biotit-plagioklasové ruly, amfibolity s vložkami erlanů a mramorů (tyto horniny tvoří okolní horninový masiv) [1].

Celková délka jam, včetně větracích, je 6 690 m. Maximální dosažená hloubka je 1 200 m pod povrchem. Celkem je na ložisku otevřeno 24 pater (průzkumná jáma R 65 je prohloubena na 26. patro [1]. Plocha dobývacího prostoru je 8,76 km² [3].

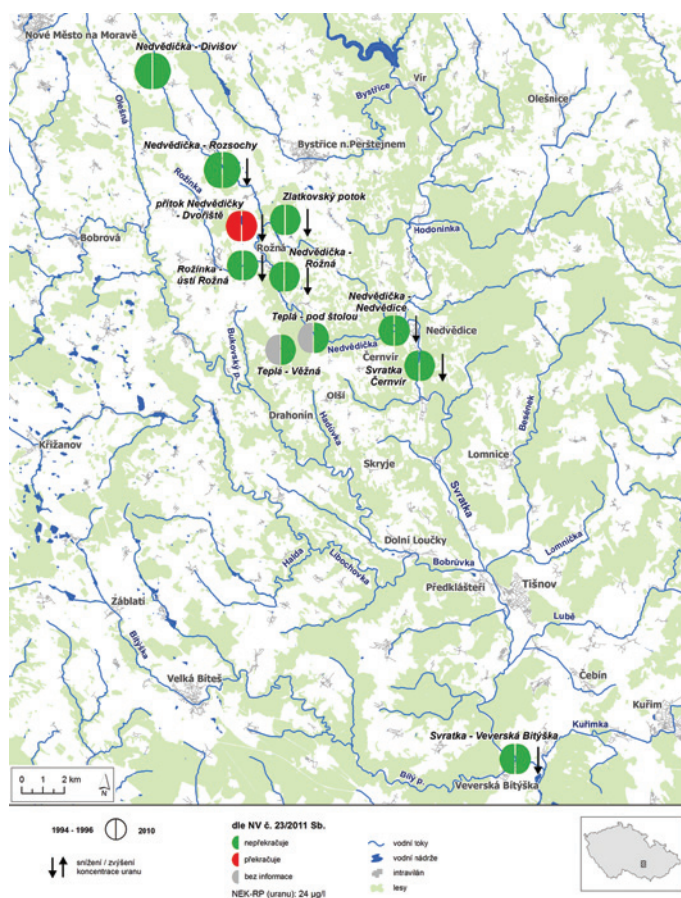
Oblast ložiska Rožná spadá do povodí Svatky, respektive jejich pravostranných přítoků – Nedvědičky a Bobrůvky (Loučky). Dobývací prostor ložiska leží z větší části v povodí Nedvědičky, pouze malá část přechází na jih do povodí Bobrůvky, avšak vzhledem k hlubinné těžbě se vliv odvodnění ložiska projevuje v povodí obou toků. Jelikož je článek zaměřen na povodí Nedvědičky, nejsou zde uváděny výsledky z Bukovského potoka a Bobrůvky.

Oba toky mají bystřinný charakter a prakticky nevytvářejí aluviální nivu. Profil mezi nimi má hřebenovitý tvar a převládá povrchový odtok srážkových vod. Stav vody na povrchových tocích je během roku nepravidelný a je závislý na množství srážek a ročním období.

Místa čištění důlních vod a vod z chemické úpravy

Do Nedvědičky jsou v obci Dvořiště společným výpustním objektem vyčištěných odkalištních a důlních vod vypouštěny vody z dekontaminační stanice DS R1, kde je čištěna převážná část důlních vod z ložiska Rožná (cca 80 %) a vyčištěné odkalištní vody z čistírny odkalištních vod (ČKV), vody z čistírny vod aktivní kanalizace (ČVAK) a čistírny odpadních vod (ČOV). Vody čištěné v ČVAK, ČKV a ČOV pocházejí z chemické úpravy. V ČVAK jsou čištěny vody z aktivní části závodu a část průsakových vod z odkališť, která je jímána v čerpací stanici průsakových vod. Čistírna odpadních vod leží v areálu chemické úpravy (ZCHÚ), jsou zde zpracovány odpadní a splaškové vody ze sociálních zařízení z areálu ZCHÚ a ústí sem také dešťová kanalizace. Oblast těžby a úpravy uranových rud je zobrazena na obr. 1 [4].

Do levostranného přítoku Bukovského potoka, Bobrůvky, jsou vypouštěny vody z dekontaminační stanice Bukov. Dekontaminační stanice čistí zhruba 20 % důlní vody z ložiska Rožná [4].



Obr. 2. Zatížení povodí řeky Nedvědičky přírodním uranem a dopad na jakost vod řeky Svatky – srovnání stavu v letech 1994–1996 a 2010
Fig. 2. The load of the Nedvědička River basin by natural uranium and its impact on the Svatka River water quality – comparison of the state in 1994–1996 and 2010

Orientační mapa povodí je uvedena na obr. 2. Orientační mapy a schémata s vyznačením jednotlivých objektů těžby, úpravy rudy a úpravy vod uvádí např. [5–7].

Kvalita a míře kontaminace vodního prostředí v důsledku probíhající nebo ukončené těžby a zpracování uranových rud, doprovázené realizovanými nápravnými opatřeními, je věnována pozornost celosvětově [8–11]. V období 1945 a 1994 bylo využíváno přibližně 120 oblastí těžby uranu a přibližně 160 zařízení ke zpracování uranové rudy, a to ve 46 zemích světa (např. Sovětský svaz/Rusko, USA, Kanada, Německo, Francie, Československo/Česká republika, Portugalsko, Jižní Afrika, Rumunsko, Austrálie) [12].

Metodika

Odběrové profily, sledované v letech 2003–2010, byly situovány na vybraných lokalitách ve střední části povodí řeky Svatky (obr. 1 a 2).

Vzorky vody byly odebírány v měsíčním intervalu po celé období sledování s výjimkou roku 2010, kdy byly odebrány 3x za rok, a to v měsících březnu, červnu a září. Vzorky sedimentů byly odebrány v letech 2006–2010 1–3x ročně, vzorky plavenin byly odebírány v letech 2006–2010 1–3x ročně s výjimkou roku 2009, kdy odebrány nebyly. Pro odběr plavenin byl využit pasivní lapák vyvinutý řešitelským týmem VÚV [13]. Pasivní lapáky byly umísťovány do proudu v místech odběrových profilů a exponovány po dobu jednoho měsíce. Sedimenty byly odebírány jako směsné vzorky z povrchové vrstvy dna (0–10 cm) v úsecích s odběrovými profily. Vzorky plavenin a sedimentů byly nejprve síťovány přes sito frakce 63 µm a tato frakce byla použita pro radiologické a chemické analýzy.

Pro srovnání současného stavu zatížení povodí Nedvědičky se stavem v letech 1994–1996 [5–7] bylo v roce 2010 sledování doplněno o odběrové lokality z oblasti, kde se nachází závod na zpracování uranové rudy, dekontaminační stanice důlních vod a odkaliště K 1 a K 2. Orientační průřezem stavu zatížení byl také zaměřen na odběrové lokality situované na toku Teplá, který odvodňuje podstatně menší severní část bývalého ložiska Olší do řeky Nedvědičky (obr. 2).

Stanovení koncentrace uranu v povrchových vodách bylo prováděno extrakčně spektrofotometrickou metodou (ČSN 75 7614). Absorbance byla měřena na spektrofotometru Genesis 10 (UV-VIS) firmy Thermo Elektron Corporation.

Stanovení objemové aktivity radia bylo prováděno v roce 2006 přímým proměřováním sraženiny síranu radnato-barnatého podle Mansfelda a v letech 2007–2009 stanovením radia extrakcí radonu, který je v radioaktivní rovnováze s mateřským radionuklidem ²²⁶Ra, do toluenového scintilátoru. Aktivita deceřního radonu (²²²Rn) se měřila s použitím scintilátoru MC 1256 (TEMA) s připojenou sondou NKQ 321 [14].

Při stanovování obsahu uranu a radia v sedimentech a plaveninách byly odebrané vzorky nejprve síťovány za mokra na zrnitostní frakci < 63 µm a následně byl připraven výluh ke stanovení, které probíhalo stejným způsobem jako u vody. Výsledky jsou uváděny v mg/kg sušiny. Obdobný postup zpracování vzorků sedimentů pro stanovení uranu, včetně síťování, jehož účelem je eliminovat vliv hrubších frakcí (písek, štěrky), byl využit i při monitoringu oblasti s bývalou těžbou uranu v Portugalsku [8, 15].

Od poloviny roku 2008 byly ve všech sledovaných maticích stanoveny obsahy železa a manganu. Stanovení Fe a Mn bylo provedeno pomocí atomové absorpční spektrometrie (AAS–plamen) na přístroji ANALYST 400 firmy PERKIN ELMER podle interního postupu SOP SAA–01 brněnské laboratoře VÚV TGM, v.v.i.

V roce 2010 byl ve všech testovaných vzorcích sedimentů proveden podrobný screening obsahu kovů a arzenu. Při předúpravě vzorků se vycházelo z ČSN EN ISO 15587-1-2, kdy byl postup upraven pro rozklad ke stanovení vybraných prvků v sedimentu. Předúpravené vzorky o zrnitostní frakci < 63 µm byly po dekantaci lyofilizovány (lyofilizátor Crist Sloha 4) a poté mineralizovány v mikrovlnném systému přístroje „mils 1200“ firmy Milestone.

Stanovení Pb, Cd, Cr, Ni, Cu, As bylo provedeno atomovou absorpční spektrometrií (AAS–ETA) na přístroji ANALYST 600 firmy PERKIN ELMER podle ČSN EN ISO 15586. Stanovení Zn bylo provedeno atomovou absorpční spektrometrií (AAS–plamen) na přístroji ANALYST 400 firmy PERKIN ELMER podle ČSN ISO 8288. Stanovení rtuti bylo provedeno na přístroji AMA–254 podle ČSN 75 7440. Nejistoty stanovení uranu nepřevyšovaly 15 %, pozorované hodnoty, nejistoty stanovení objemové aktivity radia 15 %, nejistoty nerozpuštěných látek sušených 15 %, nejistoty stanovení síranů 5 % a nejistoty těžkých kovů 17 %.

Využití testů toxicity pro hodnocení dopadu těžby uranu na vodní prostředí a ekosystémy uvádí [9, 10].

Pro stanovení mutagenity byl použit Amesův fluktuální test podle Kajtové a Soldána [16] využívající auxotrofní kmeny *Salmonella typhimurium* his⁻, umožňující detekci mutagenů, které indukují reverzní mutace, což se projeví návratem k prototrofii, tj. ke schopnosti syntetizovat histidin. V testu byly použity dva základní kmeny *Salmonella typhimurium* TA 98 a TA 100. Kmen TA 98 detekuje posunové mutace typu delecí a insercí bází. Kmen TA 100 indikuje mutace typu tranzicí nebo transverzí. Ke zvýšení citlivosti metodiky přispívají tzv. přidatné mutace, které byly vřazeny do genomu indikátorových kmenů, a to tzv. uvrB delece, mutace rfa a gal a pKM 101 plasmid [17].

Mutagenita vzorků povrchových vod a sedimentů byla sledována ve dvou variantách testu – bez a s přidávkou S9 jaterní frakce, která se získává z jater pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) [17]. S9 frakce má zvýšit záchyt tzv. promutagenních látek, které se teprve mutageny a karcinogeny stávají až po metabolické aktivaci v organismu, kdy se přeměňují na deriváty, které jsou nejen vysoce mutagenní, ale i silně karcinogenní [18].

Toxicita říčních sedimentů, odebraných v roce 2010, byla hodnocena pomocí bakteriálního luminiscenčního testu s detekčním kmenem *Photobacterium phosphoreum* (podle ČSN EN ISO 11348-1).

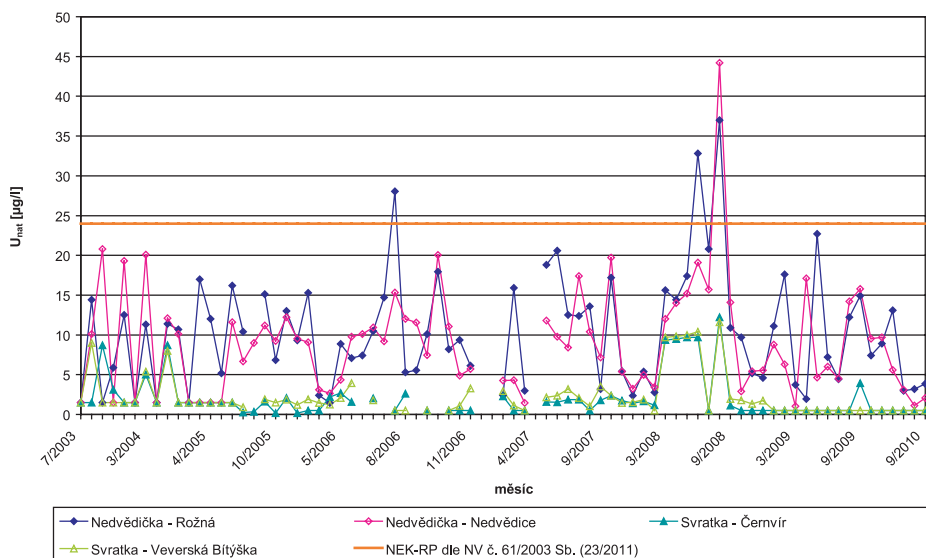
Výsledky

V rámci dlouhodobého sledování (2003–2010) prováděného na vodních tocích v oblasti dolu Rožná nebyl zjištěn výrazný vliv probíhající těžby uranové rudy na výskyt radionuklidů v povodí řeky Svatky. Na žádné ze sledovaných lokalit nedošlo k překročení NEK–RP pro uran (24 µg/l) a objemovou aktivitu radia ²²⁶Ra (0,1 Bq/l) podle nařízení vlády č. 23/2011 Sb. Koncentrace uranu naměřené v letech 2003–2010 v těchto lokalitách jsou klasifikovány podle hodnoty C₉₀ I. nebo II. třídou jakosti podle ČSN 75 7221. Objemová aktivita radia ²²⁶Ra měřená ve sledovaných lokalitách v letech 2006–2009 je klasifikována podle hodnoty C₉₀ II. třídou jakosti podle ČSN 75 7221. Změny koncentrace uranu v lokalitách střední části povodí řeky Svatky ovlivněných těžbou na dole Rožná a sledovaných v letech 2003–2010 je znázorněna na obr. 3. Pro srovnání se situací v oblastech těžby uranu v zahraničí lze uvést, že v oblasti bývalé těžby uranu (pod opuštěnými doly a místy ukládání hlusiny) byly měřeny koncentrace uranu v povrchových vodách až 0,1–0,3 mg/l (Neuensalz Erzgebirge, Sasko, Německo) [19]. To znamená, že v Nedvědičce a Svatce je úroveň přibližně 10x nižší.

Probíhající těžba uranové rudy se však projevuje výskytem vysokých koncentrací síranů v řece Nedvědičce. Síraný se do povrchových vod dostávají důlními vodami čerpanými z prostoru dolu Rožná. V letech 2005–2010 se vstupní koncentrace síranů v důlních vodách přicházejících na dekontaminační stanici R1 pohybovaly v rozmezí 633–715 mg/l, v důlních vodách přicházejících na dekontaminační stanici Bukov 200–265 mg/l.

V letech 2005–2010 se koncentrace síranů ve vodách odtékajících z dekontaminační stanice R1 pohybovaly v rozmezí 650–713 mg/l a 190–270 mg/l z dekontaminační stanice Bukov. Koncentrace síranů ve sledovaných lokalitách Nedvědička–Rožná (spočtená hodnota C₉₀ = 367 mg/l) a Nedvědička–Nedvědice (spočtená hodnota C₉₀ = 287 mg/l) odpovídá IV. třídě jakosti podle ČSN 75 7221 (rozmezí třídy 250–399 mg/l). V lokalitě Nedvědička–Rožná došlo současně k překročení NEK–RP (200 mg/l) podle NV č. 23/2011 Sb.

V roce 2010 bylo sledování rozšířeno o další profily s potenciálním rizikem kontaminace vlivem uranového průmyslu ve sledované oblasti. V tabulce 1 jsou uvedeny průměrné hodnoty vybraných ukazatelů (U_{nat}⁺ SO₄²⁻, NL₁₀₅⁺



Obr. 3. Koncentrace uranu v lokalitách střední části povodí řeky Svatky ovlivněných těžbou na dole Rožná sledovaných v letech 2003–2010

Fig. 3. The uranium concentration in the Svatka River basin sampling sites affected by mining in the Rožná mine during 2003–2010

Fe a Mn) pro jednotlivé lokality. Zvýrazněny jsou hodnoty překračující NEK–RP podle NV č. 23/2011 Sb. Na obr. 2 je zobrazeno srovnání zatížení povodí řeky Nedvědičky přírodním uranem a dopad na jakost vod řeky Svatky.

Jelikož sledování změn obsahu látek ve vzorkované vodě vlivem důlních činností nepostačuje pro poznání celkového stavu případné kontaminace vodního prostředí, bylo provedeno i zhodnocení zátěže plavenin a sedimentů. Stejný přístup byl zvolen v dalších evropských zemích (Německo, Portugalsko, Rumunsko) i při monitoringu vlivu těžby a zpracování uranu včetně období po ukončení těžby [8, 11, 20].

Vzorky z odběrových profilů nacházejících se pod oblastmi ovlivněnými těžbou a zpracováním uranové rudy z dolu Rožná byly porovnávány se vzorky odebranými z referenčního úseku toku, které nejsou těžbou dotčeny – Nedvědička-Divišov. Dále byly sledovány obsahy vybraných látek i v sedimentech řeky Svatky pod vyústěním řeky Nedvědičky. V tabulce 2 jsou uvedeny zjištěné koncentrace uranu v sedimentech.

Při odběru sedimentů byl zjištěn řádově vyšší obsah uranu ve vzorcích sedimentu odebraných na proflech řeky Nedvědičky oproti referenčnímu profilu nezatíženému těžbou uranu (tabulka 3). Výsledky ze sledovaných lokalit přítok Nedvědičky-Dvořiště, Nedvědička-Rožná a Nedvědička-Nedvědice vykazují hodnoty srovnatelné s hodnotami obsahu uranu ve vzorcích z vodních toků ovlivněných bývalou těžbou uranu (Hadůvka-Skryje 13,9 až 397 mg/kg [21], Bobrůvka-Předklášteří 8,92 až 79,2 mg/kg). Také v povodí řek Kocáby a Litavky na Příbramsku, v povodí řeky Ohře, které je ovlivněno těžbou uranové rudy na Jáchymovsku, a v povodí Nežárky v okolí Okrouhlé Radouň se naměřené hodnoty obsahu přírodního uranu pohybovaly v rozmezí < 1,0–120 mg/kg [22]. Srovnatelné hodnoty 5,20–38,0 mg/kg byly naměřeny také pro obsah uranu ²³⁸U v sedimentech řek protékajících střední části Portugalska, oblastí bývalé těžby uranu [8]. V oblasti bývalé NDR (Sasko) zůstalo po těžbě a zpracování uranu množství skládek a hlušiny. V sedimentech v tocích pod odkališti byly zjištěny nejvyšší koncentrace uranu, a to ve svrchních vrstvách. Maximální měřená hodnota byla 1 750 mg/kg [12].

Pro posouzení míry kontaminace sedimentů byla využita orientační klasifikace vycházející z ČSN 75 7221 navržená na základě zkušeností s výskytem radioaktivních látek ve vodě, biomase a sedimentech v tocích ovlivněných těžbou uranových rud a z referenčních (požadových) lokalit, která byla publikována v práci [23]. Z porovnání vychází, že zatížení sedimentů řeky Svatky pod ústím Nedvědičky odpovídá kategoriím velmi čisté až čisté. Naopak řeka Nedvědička v Rožně a bezejmenný přítok Nedvědičky u obce Dvořiště (tento potok je ovlivněn přítokem vod z dolu Rožná a vod z chemické úpravy) vykazují značné rozpětí mezi pozorovanými hodnotami, a tím také značné rozpětí kategorizace od kategorie znečištěné po velmi silně znečištěné. V úseku řeky Nedvědičky v Nedvědicích byly zjištěny již nižší obsahy uranu v sedimentech, opět ve značném rozpětí, a to v kategoriích čisté až velmi silně znečištěné. Předpokládá se, že imobilizace uranu ve vodním prostředí probíhá prostřednictvím tvorby komplexních sloučenin s organickými látkami, zejména huminovými kyselinami a fulvokyselinami [19]. Během transportu v tocích tedy přechází určitá část uranu do pevných matric (plaveniny → sedimenty). S ohledem na hydrologické podmínky lze tedy v místech odběrů zachytit velmi proměnlivé hodnoty (tabulka 2), vedoucí ke zmíněnému rozpětí kategorizace vod.

Orientačně byly v letech 2006 a 2010 také stanoveny obsahy uranu v plaveninách odebraných pomocí pasivních vzorkovačů. Hodnoty byly porovnány s výsledky rozborů sedimentů a jsou uvedeny v tabulce 3.

Obsah uranu v plaveninách řádově koresponduje s hodnotami obsahu uranu měřenými ve vzorcích sedimentů uvedenými v tabulce 2.

V roce 2006 byl ve vzorcích vody ze sledovaných lokalit ovlivněných důlní činností – Nedvědička-Rožná a Nedvědička-Nedvědice – proveden Amesův fluktuální test detekující mutagenní látky. Pozitivní výsledky byly zjištěny pouze ve vzorku vody z profilu Nedvědička-Rožná ve variantě testu +S9 na kmeni *S. typhimurium* TA98. Následující testy, prováděné v letech 2006–2010, byly zaměřeny na stanovení toxických a mutagenních účinků vzorků říčních sedimentů ze stejných lokalit (viz metodiku).

Ve vzorcích sedimentů byla během pěti let sledování detekována mutagenita Amesovým testem pouze v jednom vzorku pocházejícím z profilu Nedvědička-Nedvědice, a to v roce 2009. Ve vzorcích sedimentů z profilu Nedvědička-Rožná nebyla mutagenita zaznamenána po celou dobu sledování.

Pozitivní výsledky Amesova testu zjištěné u vzorků povrchových vod (Nedvědička-Rožná) a sedimentů (Nedvědička-Nedvědice) z oblasti těžby uranu mohou být připisovány kombinací mutagenních účinků daných

Tabulka 1. Průměrné hodnoty vybraných ukazatelů (U_{nat} , SO_4^{2-} , NL_{105} , Fe a Mn) pro jednotlivé sledované lokality

Table 1. Average values of selected parameters (U_{nat} , SO_4^{2-} , NL_{105} , Fe and Mn) in the sampling sites

Lokalita	U_{nat} (µg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	NL_{105} (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)
Nedvědička-Divišov	< 1	24,6	21	0,542	0,064
Nedvědička-Rozsochy	< 1	32,7	58	0,692	0,093
Nedvědička-Rožná	3,34	125	51	0,702	0,087
Nedvědička (ústí)-Nedvědice	2,10	107	61	0,617	0,086
přítok Nedvědičky-Dvořiště (potok) ¹	33,0	554	13	0,145	< 0,020
Rožinka (ústí)-Rožná (potok)	< 1	50,0	39	0,410	0,070
Teplá-Věžná (potok) ²	1,58	101	9	0,176	0,036
Teplá-pod štolou (potok) ³	< 1	87,4	11	0,120	< 0,020
Svatka-Černvír	< 1	38,8	16	0,439	0,076
Svatka-Veverská Bítýška	< 1	41,7	94	0,342	0,153
NEK–RP podle NV č. 23/2011 Sb.	24,0	200	20	1,00	0,300

Poznámky:

¹ přítok obsahuje vody z důlního závodu Rožná a z chemické úpravy

² výtok pod štolou č. 9 – geologicko-průzkumné dílo ložiska Olší

³ štola – geologicko-průzkumné dílo pro možnou stavbu podzemního skladu vyhořelého paliva

Tabulka 2. Obsah uranu ve vzorcích sedimentů

Table 2. The content of uranium in sediment samples

Lokalita	Období	U_{nat} (mg/kg)
Nedvědička-Divišov	2010	< 5,00
Nedvědička-Rožná	2007, 2009–2011	< 5,00–119
Nedvědička (ústí)-Nedvědice	2007, 2009–2011	< 5,00–111
přítok Nedvědičky-Dvořiště (potok) ¹	2010	74,8–385
Rožinka (ústí)-Rožná (potok)	2010	< 5,00
Svatka-Černvír	2005–2007	8,58–23,2
Svatka-Veverská Bítýška	2005–2007	5,53–12,1

Poznámky:

¹ přítok obsahuje vody z důlního závodu Rožná a z chemické úpravy

Tabulka 3. Průměrné hodnoty obsahu uranu ve vzorcích plavenin

Table 3. Average values of uranium content in suspended particulate matter samples

Lokalita	Období	U_{nat} (mg/kg)
Nedvědička-Rožná	2006	122
	2010	38,7
Nedvědička (ústí)-Nedvědice	2006	93,9
	2010	13,9*
přítok Nedvědičky-Dvořiště ¹	2010	41,5

Poznámky:

¹ přítok obsahuje vody z důlního závodu Rožná a z chemické úpravy

* pouze jedno stanovení v daném roce; druhý vzorek zničen při vysokém vodním stavu v řece

především přítomností těžkých kovů a dalších chemických látek, jejichž přítomnost v Nedvědicce však nemusí souviset s uranovým průmyslem. Pouze ve velmi malé míře by k výsledku testu mohly přispívat měřené koncentrace radionuklidů.

V roce 2010 byla provedena analýza toxicity sedimentů s použitím bakteriálního luminiscenčního testu s *P. phosphoreum* u všech tří sledovaných profilů – Nedvědička-Rožná, Nedvědička-Nedvědice a přítok Nedvědičky-Dvořiště. Testem mělo být rovněž ověřeno, zda toxické účinky sedimentů neovlivňují indikátorové kmeny v Amesově testu a nedochází k falešně negativním účinkům v testech mutagenity, způsobeným vysokou toxicitou vzorku. Výsledky luminiscenčního testu byly u všech vzorků negativní. V jednom vzorku – přítok Nedvědičky-Dvořiště – byl zjištěn stimulační účinek vzorku na luminiscenci mikroorganismů. Kromě testů toxicity na *P. phosphoreum* byla ověřena toxicita vzorků na kmenech *S. typhimurium* TA 98 a TA 100. Ani v těchto testech nebyly zjištěny toxické účinky vzorků na mikroorganismy. U většiny vzorků byl zaznamenán mírný stimulační účinek na růst zkušebních mikroorganismů. Posílení růstu a luminiscence mohlo být způsobeno přítomností některých kovů (např. Zn, Cu) v testovaných vzorcích, které v nízkých koncentracích mohou zvýšit životaschopnost mikroorganismů [24, 25].

Při porovnání toxických a mutagenních účinků sedimentů odebraných v roce 2010 bylo zjištěno, že ani v jednom ze zkoumaných vzorků nebyla detekována přítomnost mutagenních látek a žádný ze vzorků nevykazoval

cytotoxické účinky v testech se *S. typhimurium* ani s luminiscenčním mikroorganismem *P. phosphoreum* (tabulka 4).

V roce 2010 byly provedeny analýzy široké škály těžkých kovů z důvodu předpokládané souvislosti vysokého výskytu těžkých kovů v sedimentech s jejich mutagenními účinky (tabulka 5).

Nejvyšší koncentrace většiny měřených kovů byly zjištěny v sedimentech přítoku do Nedvědičky-Dvořiště. V testech toxicity a mutagenity provedených v roce 2010 však nebyla zaznamenána pozitivní reakce na vysoké koncentrace kovů a U_{nat} v těchto vzorcích. Z výsledků uvedených v tabulkách 4 a 5 je patrné, že mezi koncentracemi těžkých kovů a výsledky testů toxicity a mutagenity nebyla zjištěna jednoznačná souvislost a hodnoty chemických ukazatelů nemohou predikovat mutagenní a toxikologická rizika daných vzorků.

Diskuse

Výsledky analýz vzorků vod z jednotlivých odběrových lokalit, které byly definovány s cílem posoudit možný dopad vypouštění vod souvisejících s důlní činností v oblasti uranového dolu Rožná, ukazují, že v období 2003–2010 nebyl díky čištění vypouštěných důlních vod a nadbílancích vod z procesu chemické úpravy uranové rudy zjištěn jejich výrazný vliv na kvalitu vodních toků. Na žádném ze sledovaných odběrových profilů nedošlo k překročení NEK–RP pro uran (24 µg/l) a objemovou aktivitu radia ^{226}Ra (0,1 Bq/l) podle NV č. 23/2011 Sb.

Vypouštění důlních vod se projevuje ve zvýšených hodnotách síranů v povrchových vodách, zejména v řece Nedvědičce v úseku od Rožné po Nedvědici. K postupnému snižování koncentrací síranů dochází v toku především ředěním. Řeka Svratka tak již není významně ovlivněna ani v případě obsahu síranů. Dobrou samočisticí schopnost Nedvědičky potvrzují také sledování fyto-bentosu, jejichž výsledky uvádí [26]. Pod ústím bezejmenného potoka (přítok Nedvědička-Dvořiště) do Nedvědičky, přivádějícího čištěné důlní vody, které představují většinu z jeho vodní bilance, byly (díky chemismu důlních vod) zjištěny slanomilné roznivky. Tyto na krátkém úseku Nedvědičky téměř mizí a nahrazují je čistomilnější druhy. Také v těžební oblasti Urgeirica v Portugalsku byl zjištěn poměrně rychlý pokles koncentrace uranu v povrchových vodách díky samočisticí schopnosti vodních ekosystémů. Na 3,5 km toku byl obsah uranu redukován přibližně 30krát, a to z koncentrací v průměru 410 µg/l pod výústním profilem, na koncentrace v průměru 15 µg/l (ukládání do sedimentů a odběr vodními makrofyty) [27].

Pro hodnocení kumulace a obsahu uranu v sedimentech vodních toků byly vzorky síťovány a obsah uranu byl zjišťován ve frakci < 63 µm, jelikož se uran váže především na jemnější frakce [27]. Ve vzorcích sedimentu odebraných na profilech řeky Nedvědičky byl zjištěn řádově vyšší obsah uranu oproti referenčnímu profilu nezátíženému těžbou uranu. Naměřené hodnoty z lokalit přítok Nedvědičky-Dvořiště a Nedvědička-Rožná vykazují hodnoty srovnatelné s hodnotami obsahu uranu ve vzorcích z vodních toků ovlivněných byvalou těžbou uranu v jiných lokalitách [8, 21, 22, 23, 27]. V úseku řeky Nedvědičky v Nedvědicích byly zjištěny již nižší obsahy uranu v sedimentech, zatímco sedimenty řeky Svratky pod ústím Nedvědičky je již minimální.

Z důvodů interakcí mezi polutanty, jejich synergických nebo antagonistických účinků je velmi obtížné stanovit vztah mezi výskytem těchto látek a výslednou mutagenitou, která byla detekována u vzorků povrchových vod (Nedvědička-Rožná) a sedimentů (Nedvědička-Nedvědice). Kromě vlivu komplexů těžkých kovů může být mutagenita vzorků ze zkoumané oblasti způsobena také nám neznámými látkami s genotoxickými účinky, které se v této oblasti vyskytují a nebyly sledovány v této studii. V luminiscenčním testu s *P. phosphoreum* nebylo potvrzeno, že by vzorky sedimentů působily toxicky na zkušební bakterie. Testy zaměřené na hodnocení cytotoxicity vybraných sedimentů rovněž nepotvrdily, že by vzorky negativně ovlivňovaly indikátorové kmeny využívané v Amesově testu.

Jelikož je článek zaměřen na povodí Nedvědičky, nejsou zde uváděny výsledky z Bukovského potoka a Bobruvky. Budou součástí připravované monografie [28].

Závěr

Příspěvek shrnuje výsledky monitoringu zatížení povrchových toků aktivitami uranového průmyslu spojenými s těžbou na dole Rožná v povodí řeky Nedvědičky v letech 2003–2010. Stanovení radiologických parametrů, dalších vybraných látek a prvků (síran, Fe, Mn), mutagenity a toxicity povrchových vod, plavenin a sedimentů bylo prováděno v rámci výzkumného záměru MZP0002071101. Realizovaným monitoringem byl zjištěn dopad zmíněných aktivit na zvýšení koncentrací uranu a síranů v povrchových vodách, zejmé-

Tabulka 4. Výsledky cytotoxicity a mutagenity vzorků sedimentů odebraných z oblasti dolu Rožná v roce 2010

Table 4. Results of cytotoxicity and genotoxicity determinations in river sediments from the Rožná mine area taken in 2010

Lokalita	Cytotoxicita <i>P. phosphoreum</i>	Cytotoxicita <i>S. typhimurium</i>		Mutagenita <i>S. typhimurium</i>	
		TA 98	TA 100	TA 98	TA 100
Nedvědička-Rožná	negativní	negativní	negativní	negativní	negativní
Nedvědička-Nedvědice	negativní	negativní	negativní	negativní	negativní
Přítok Nedvědičky-Dvořiště ¹	negativní	negativní	negativní	negativní	negativní

Poznámky:

¹přítok obsahuje vody z důlního závodu Rožná a z chemické úpravy

Tabulka 5. Zjištěné koncentrace kovů a radionuklidů (mg/kg sušiny) v říčních sedimentech v roce 2010

Table 5. The concentrations of metals and radionuclides (mg/kg of dry weight) in river sediments in 2010

Lokalita	Zn	Ni	Cd	Hg	As	Cu	Pb	Cr	U_{nat}
Nedvědička-Rožná	219	63,3	0,890	0,267	17,2	42,6	47,8	90,8	16,4
Nedvědička-Nedvědice	192	78,9	0,800	0,167	22,0	38,4	40,1	94,7	5,58
Přítok Nedvědičky-Dvořiště ¹	344	62,6	0,800	0,947	31,7	72,0	48,7	78,5	74,8

Poznámky:

¹přítok obsahuje vody z důlního závodu Rožná a z chemické úpravy

na v řece Nedvědičce v úseku od Rožné po Nedvědici. Řeka Svratka, do níž Nedvědička ústí, však již ovlivněna není. Zatížení jmenovaného úseku souvisí zejména s vypouštěním čištěných důlních vod, které jsou do Nedvědičky přiváděny levostranným přítokem u obce Dvořiště.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

Literatura

- [1] 50. výročí zahájení těžby uranu na ložisku Rožná, 1957–2007. CD-ROM, 61 s.
- [2] Kafka, J. (ed.) (2003) Rudné a uranové hornictví České republiky. Ostrava: Nakl. Anagram, 647 s. ISBN 80-86331-67-9.
- [3] Environmentální zátěže ve správě DIAMO, s. p., Stráž pod Ralskem (informační materiál, 7. doplň.vydání) (2010). Odbor ekologie ředitelství státního podniku DIAMO, 105 s.
- [4] Váša, J., Toman, Z., Špatka, R., Chochořáč, J. a Navrátil, P. (2011) Zpráva o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí o. z. GEAM za rok 2010. Dolní Rožínka, 123 s.
- [5] Staněk, Z. a Procházka, J. (1995) Vliv radionuklidů z procesů uranového průmyslu v oblasti Dolní Rožínky na systém povrchových vod v okrese Žďár nad Sázavou. Brno: VÚV TGM, 18 s.
- [6] Procházka, J. (1995) Monitoring výpustí zvláštních vod z objektů uranového průmyslu v oblasti Dolní Rožínky a jejich vliv na kvalitu vod vodotečí regionu. Brno: VÚV TGM, 19 s.
- [7] Procházka, J. (1996) Monitoring výpustí zvláštních vod z objektů uranového průmyslu v oblasti Dolní Rožínky a jejich vliv na kvalitu vod vodotečí regionu. Brno: VÚV TGM, 20 s.
- [8] Carvalho, F.P., Oliviera, J.M., Lopes, I., and Batista, A. (2007) Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal. *J. Environ. Radioact.* 98 (3): 298–314.
- [9] Carvalho, I.G., Cidu, R., Fanfani, L., et al. (2005) Environmental impact of uranium mining and ore processing in the Lagoa Real District, Bahia, Brazil. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (22): 8646–8652.
- [10] Van Dam, R.A., Humphrey, C.L., and Martin, P. (2002) Mining in the Alligator Rivers Region, northern Australia: assessing potential and actual effects on ecosystem and human health. *Toxicology*, 181–182: 505–515.
- [11] Meinrath, A., Schneider, P., and Meinrath, G. (2003) Uranium ores and depleted uranium in the environment, with a reference to uranium in the biosphere from the Erzgebirge/Sachsen, Germany. *J. Environ. Radioact.* 64(2–3): 175–193.
- [12] Gatzweiler, R. (1996) Lagerstätten- und produktionsbedingte umweltauswirkungen des Uranerzbergbaus im globalen Maßstab. In: Siehl, A. (ed.) *Umwelt radioaktivität*. Berlin: Ernst & Sohn, p. 97–113.
- [13] VÚV TGM. Pasivní lapák plavenin. Původce vzoru: Rozkošný, M., Sova, J. a Hudcová, H. Int. 20284. Úřad průmyslového vlastnictví, 13. 10. 2009.
- [14] Pracovní předpis VF A–9109–M0307T1.
- [15] Carvalho, F.P. (1995) ^{210}Pb and ^{210}Po in sediments and suspended matter in the Tagus estuary, Portugal. Local enhancement of natural levels by wastes from phosphate ore processing industry. *The Science of the Total Environment* 159: 201–214.
- [16] Kajtová, H. a Soldán, P. (1999) Hydroekotoxikologické metody (výzkumná zpráva). Ostrava: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka.

- [17] Sezimová, H. (2006) Hodnocení genotoxických účinků kontaminantů životního prostředí. VŠB-TU Ostrava, 154 s. ISBN 80-248-1041-7.
- [18] Rosypal, S. (2000) Úvod do molekulární biologie. Díl III – Molekulární biologie virů. Mutagenese, kancerogeneze a rekombinace. Opravy poškozené DNA. 3. inovované vydání. Brno: S. Rosypal, s. 601–900. ISBN 80-902562-2-8.
- [19] Brackhage, C. and Dudel, E.G. (2005) Immobilisation of uranium from mining leachates using wetlands: the role of macrophytes. In: De Pauw, N., Tack, F. et al. *International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control*. Gent, Belgie, 4. 9. 2005. Universiteit Gent, 2005, p. 8–19.
- [20] Filip, D. (2009) Environmental impact of uranium mining. http://www.nipne.ro/events/conferences/seminar_sck-cen/docs/CNUiulie009.pdf, poslední přístup 31. 1. 2012.
- [21] Hudcová, H., Rozkošný, M., Badurová, J., Sova, J. a Březinová, R. (2009) Posouzení ovlivnění vodních toků po ukončení těžby uranu v oblasti ložiska Olší. *Vodní hospodářství*, 59(11): 389–392. ISSN 1211-0760.
- [22] Juranová, E., Marešová, D. a Hanslík, E. (2012) Studie výskytu a chování radioaktivních látek v povodích po ukončení těžby uranových rud. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 1: 7–10, příloha *Vodního hospodářství* č. 2/2012. ISSN 0322-8916.
- [23] Hanslík, E., Mansfeld, A., Justýn, J., Moucha, V. a Šimonek, P. (2002) Vliv těžby uranových rud na vývoj kontaminace hydrosféry Ploučnice v období 1966–2000. Praha: VÚV TGM, 150 s., edice Výzkum pro praxi, sešit 45. ISBN 80-85900-43-2.
- [24] Fulladosa, E., Murat, J.C., and Villaescusa, I. (2005) Effect of cadmium(II), chromium(VI), and arsenic(V) on long-term viability- and growth-inhibition assays using *Vibrio fischeri* marine bacteria. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 49: 299–306.
- [25] Christofi, N., Hoffmann, C., and Tosh, L. (2002) Hormesis responses of free and immobilized light-emitting bacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 52: 227–231.
- [26] Lacina, J., Cetkovský, S. a Halas, P. Vlivy těžby a úpravy uranových rud v okolí Dolní Rožínky na biodiverzitu a ráz krajiny. In: Grohmanová, L. (ed.) *Ekologie krajiny v ČR – těžba nerostných surovin a ochrana přírody*, Horká nad Moravou, 2007, s. 21–31. ISBN 978-80-87154-08-3.
- [27] Rodrigues, N., Pratas, J., Tavares, L., and Branches, A. Natural Immobilisation of Uranium in Streams. *WSEAS Transaction on Environment and Development*, Vol. 6, Issue 7, July 2010, p. 539–548. ISSN 1790-5079.
- [28] Hudcová, H. aj. Vliv těžby a zpracování uranových rud na kontaminaci hydrosféry v povodí Svatky. Praha: VÚV TGM, v tisku.

**Ing. Hana Hudcová, Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.,
Radoslava Funková, Jana Svobodová, Jaroslav Sova
VÚV TGM, v.v.i., Brno
Hana_Hudcova@vuv.cz**

**Mgr. Jana Badurová
VÚV TGM, v.v.i., Ostrava
Příspěvek prošel lektorským řízením.**

Impact of mining and processing of uranium ores on water and sediments quality in the Nedvědička River basin (Hudcová, H.; Badurová, J.; Rozkošný, M.; Funková, R.; Svobodová, J.; Sova, J.)

Key words

radionuclides – uranium mining industry – surface water – sediment – heavy metals – mutagenity – toxicity – Ames test

The article summarizes results of streams pollution monitoring associated with uranium mining industry of the mine Rožná within the Nedvědička River Basin during 2003–2010. As a part of the research project MZP0002071101 the study of aquatic ecosystems of selected streams with a view to radiological parameters, selected compounds (sulphates, Fe, Mn), mutagenicity and toxicity was carried out.

Impact of activities connected with uranium ore processing on higher concentrations of uranium and sulphate in surface waters, especially in the section of the Nedvědička River between Rožná and Nedvědice, was detected. However, Svatka River, into which Nedvědička flows, is not affected.

FARMAKA VE VODÁCH: ZNEČIŠTĚNÍ, NA KTERÉ NEJSME PŘIPRAVENI

Josef K. Fuksa

Klíčová slova

PPCP – farmaka – řeky – znečištění – ČOV

Použitá farmaka se nutně dostávají do komunálních odpadních vod a do ČOV. Jako polární látky, často rezistentní vůči bakteriálnímu rozkladu, se snadno dostávají i do řek a jsou jimi transportovány dále po proudu, také do podzemní vody kvartérních niv. Jako látky s vysokým biologickým účinkem na člověka jsou nepochybně účinné i ve zbytkových koncentracích ve vodách. Je to typ znečištění, které zatím obecně není v konkrétních seznamech nežádoucích látek ve vodě. Jejich působení v ekosystémech neodpovídá zavedeným představám o toxicitě a standardům stanovení rizik. Článek shrnuje současný stav v ČR a ukazuje dnes možné přístupy k řešení.

Obecně můžeme říci, že léčiva a jejich metabolity, vyloučená do odpadních vod po použití, jsou dnes významnou složkou znečištění. A na tento problém nejsme připraveni – neodhadujeme zatím jeho význam dnes ani v budoucnosti a nemáme připraveny technologie pro čištění odpadních vod ani pro vodárenské úpravy. Už jsme si ovšem potvrdili, že v ČR je pro celosvětově sledované látky situace stejná jako v Evropě, Severní Americe nebo v bibličních krajinách [1–4], tj. farmaka běžně přicházejí do čistíren odpadních vod a z nich do řek [5–9], a občas jsou pozitivní i nálezy v podzemních vodách a dokonce i ve vodách pitných [10–18].

Zprávy o tom, že v řekách lze nalézt zbytky různých farmak, že ohrožují říční ekosystémy, popřípadě představují riziko pro užívání vody, se objevují na veřejnosti již přes deset let. A jejich frekvence roste – od víceméně poplašných zpráv na internetu po zprávy v solidních sdělovacích prostředcích. Vědecká literatura o této problematice informuje cca od roku 1993. Tehdy už se objevila spolehlivá analýza výskytu hormonálních změn u ryb, přisuzovaná přítomnosti hormonální antikoncepce do řek přes čistírny odpadních vod [19, 20]. Od té doby se odborná literatura zabývá přísunem farmak přes ČOV jako významným zdrojem znečištění, pro který ovšem zatím nejsou k dispozici specifické postupy stanovení rizik, hodnocení jakosti vody atd. Je celkem logické, že lék po použití vyloučíme. Požijeme-li tabletu nebo dostaneme-li injekci, vyloučíme přebytek léčivé složky a její metabolity ledvinami nebo játry, použijeme-li mast, spláchneme ji ve sprše a vypereme s prádlem, a vše pošleme s komunálními odpadními vodami do čistírny odpadních vod. A tady začínají problémy:

1. „Velké“ znečišťování toků, reprezentované vysokými hodnotami NL, CHSK, BSK, N-NH₄ apod., a jeho vliv na ekosystémy, indikovaný např. kyslíkovým režimem, akutní toxicitou nebo saprobitou, už je našťastí pryč. Zhruba od roku 1995 stojí a pracují všechny potřebné „velké“ čistírny a menší se stále budují. Výstavba a zlepšování čistíren ale nekončí nikdy, jak vyplývá mj. i z této informace.
2. Zůstává problém minerálních živin, hlavně fosforu a dusíku, spojených především s eutrofizací a ochranou jakosti pitných vod. Dusík už nepřichází do toků primárně jako N-NH₄, ale hlavně oxidovaný na nitrát. Vedle vypouštění z čistíren je zásadní přísun (dusičnanového) dusíku a fosforu z nebudových zdrojů. Samozřejmě to vede ke zvýšené produkci fytoplanktonu na dolních tocích, čili opět k růstu koncentrace organického uhlíku atd.
3. Zásadně stoupá význam tzv. specifických polutantů, tj. látek, které můžeme chemicky určit jako chemická individua nebo jejich úzké skupiny [21]. Proč to tak je, když není pochyb o tom, že obecně vypouštění specifických polutantů za posledních 15–20 let také zásadně pokleslo? Důvody jsou zčásti relativní – znečištění uvedené pod bodem 1 už není hlavním problémem a specifické polutanty se najednou vypouštějí do relativně čisté vody. Ovšem podstatné je, že se uvádí do oběhu stále nové látky, dříve neznámé nebo nepoužívané. A samozřejmě se rozvíjí analytika, hromadí se poznatky o transportu a účinku různých látek na vodní prostředí, roste informovanost občanů a strach o zdraví a také obecná starost o osud životního prostředí a člověka v něm.
4. Vypouštění odpadních vod (a odpadů vůbec) z průmyslových výrobníků lze efektivně kontrolovat a všechny evropské státy na to mají standardní kontrolní systémy včetně postihu viníků. V denní praxi to nemusí vždy fungovat, ale instituce a mechanismy tu jsou. Co však nelze kontrolovat, je osud výrobků, které člověk použije, „doma“ a pak je „přesune“ do odpadních vod – léky, farmaka a případná aditiva potravin vyloučí s močí, kosmetické prostředky a některá farmaka vypustí s vodou z koupelny, čisticí prostředky apod. vylíje do výlevky. Tady začíná problém zvaný PPCP (Pharmaceuticals and Personal Care Products) [22], které jsou součástí souboru zvaného Emerging Pollutants (EP), tj. látek, které se postupně stávají známou součástí znečištění životního prostředí.
5. Většina PPCP jsou syntetické látky, které mají polární charakter – to má pro klasické čištění odpadních vod dva háčky:
 - A: Obecně se příliš nesorbují na kal, popř. biofilmy v čistírně a musí být metabolicky degradovány (= kometabolizovány s běžnými substráty) bakteriemi a dalšími organismy.
 - B: Jakožto syntetické látky se v čistírně nepotkávají s dostatečně adaptovaným mikrobiálním společenstvem, takže degradace vyžaduje delší kontakt.
 Obecně se účinnost čištění PPCP zvyšuje s dobou zdržení (SRT) v ČOV, je podporována membránovými technologiemi apod. Dnešní čistírny

- komunálních odpadních vod jsou ale stavěny na klasické znečištění, ne na specifické polutanty, které se vyskytují v koncentracích dosahujících mikrogramů/l. Některé běžně používané látky jsou navíc rezistentní vůči standardně používaným čistírenským procesům, řada degradabilních látek je ale používána v takových množstvích, že i při rozumné účinnosti čištění jsou jejich přísuny do fek vysoké.
6. Pro farmaka zpracoval VÚV TGM v rámci výzkumného záměru MZP0002071101 seznam deseti v ČR nejužívanějších látek (či reprezentantů jejich skupin), které se snaží sledovat v tocích ovlivněných vypouštěním odpadních vod. Seznam zahrnuje estrogenní hormony (estron – E1, 17 β -estradiol – E2 a 17 α -etylnylestradiol – EE2, základní látka v současné orální antikoncepci); látky ze skupiny NSAID, tj. nesteroidních protizánětlivých léčiv (ibuprofen, diklofenak, kyselina acetylsalicylová) a její metabolit kyselina salicylová; antiepileptikum karbamazepin a základní metabolit fibrátů salicinu klofibrovou. Seznam vychází ze souborných publikací o sledování farmak ve vodách a spotřeb relevantních farmak v ČR a dnes se celkem běžně uvádí v různých přehledech. Jak je patrné, sledovaná významná farmaka jsou látky chemicky velmi rozdílné, s principiálně různými chováními v prostředí a vyžadující rozdílné přístupy ke zpracování vzorků před vlastním analytickým stanovením. Základní sledovaná řada je E-1, E-2, EE2, diklofenak, ibuprofen, karbamazepin, kyselina klofibrová. Zásadní analytický i bilanční problém představují samozřejmě metabolity základní aktivní látky – od okamžiku vyloučení močí po odtok z čistírny, až po osudy látky v řece. Zde pojednáváme pouze o primární látce – jakmile je degradována na nějaký meziprodukt, je třeba ji hledat a stanovit jako jinou látku. Z dalších PPCP jsou dnes sledována tzv. umělá pižma (musky) přidávaná standardně do kosmetických prostředků a lze sem zařadit i „nové“ čisticí prostředky s alkylnolethoxyoláty používané v domácnostech (jinak jsou alkylnolethoxyoláty složkou především průmyslových odpadních vod). Některé tyto látky jsou již standardně monitorovány a data lze najít na stránkách ČHMÚ [23].
7. Dnes existují stovky publikací o přísunu farmak na čistírny, účinnosti jejich eliminace, přísunu do toků a transportu a transformaci – a také o účinku na vodní ekosystémy a zdravotním riziku pro člověka. Byly publikovány i odhady počtu narkomanů podle bilance metabolitů kokainu v řece apod., ale obecně se data o přísunu do ČOV v závislosti na počtu připojených obyvatel a o účinnosti jednotlivých ČOV na jednotlivé látky nedají generalizovat [24–29]. Dnes je jasné, že zdrojem nejsou např. nemocnice nebo vyhazování přebytečných léků do výlevky, ale běžní spotřebitelé léků mimo zdravotnická zařízení. Zvláštní kapitolou jsou různé tracery, kontrastní látky apod., ambulantně podávané při různých vyšetřeních (vedle organických látek sem patří třeba gadolinium). Některé skupiny léčiv jsou obecně rezistentní vůči degradaci v přírodě i v čistírnách odpadních vod, např. antidepressiva a cytostatika. Ovšem některé relativně odbouratelné látky jsou používány v takových množstvích, že i účinnost čištění v ČOV na úrovni > 90 % nezamezí v tocích pod čistírnami stále velmi slušnému přísunu řady farmak, vysoko nad citlivostní analytických metod. Zvláštní případ je zneužívání farmak pro výrobu drog – v ČR je typická výroba pervitinu z preparátů s kombinací ibuprofenu (a paracetamolu) s pseudoefedrinem (Nurofen Stop Grip, Modafen). Ibuprofen pak přichází jako „odpad“ do kanalizace – na kg pseudoefedrinu připadá 7 kg ibuprofenu a spotřeba (prodej!) těchto preparátů v ČR je na úrovni 20–30 tun ibuprofenu ročně. Občasné zprávy o úspěších kriminalistů vedou k předstávě, že ve varnách skončí možná polovina „prodaného“ množství.
8. Vliv vypouštěných reziduí farmak na vodní ekosystémy je znám především u antibiotik a endokrinních disruptorů. Antibiotika nejsou předmětem tohoto sdělení, ale zejména veterinární antibiotika jsou z hlediska obecné ochrany vod k dalšímu využívání vážným problémem (obecným, v ČR snad nepodstatným). Mezi endokrinní disruptory, čili látky ovlivňující rozmnožovací cykly, patří jasně hormony, přirozené a dnes zejména syntetický 17 α -etylnylestradiol (viz bod 6), ale také alkylnolethoxyoláty, endokrinní aktivita je známa u PCB, některých pesticidů atd. Klasické publikace o feminizaci rybek (indukce produkce vitellogeninu) exponovaných v řece v kleci pod městskými čistírnami odpadních vod pocházejí z období kolem roku 1995 [19, 20], moderní sofistikované biochemické metody tento vliv na ryby i další vodní organismy indikují stále. Ovlivnění rozmnožovacích cyklů vodních organismů může vést ke změně jejich konkurenční schopnosti v ekosystému a změny podle „ukazatelů“, které běžně nebo experimentálně sledujeme (druhovému složení, četnosti atd.) mohou ukázat nejvýš pozdní a konečný výsledek tohoto procesu [30]. U ostatních farmak a PPCP může docházet ke stejné závažnému působení na vodní organismy tím, že jsou tyto látky vnímány jako falešné chemické signály. Důsledkem takových signálů může být např. snížení ostražitosti „kořisti“ před predátory nebo zpomalení unikových reakcí, vedoucí obecně až k postupnému vymizení druhu [31, 32].
9. Vliv farmak v řekách na lidské zdraví je sledován stále důrazněji a k dispozici jsou různé přehledy jejich chování v prostředí [33]. Profesionální říční rybářství u nás zaniklo a občasná zjištění, že sportovní rybáři mohou být ohroženi pojidáním svých úlovků se netýká farmak [34]. Nicméně na při-

- tomnost endokrinně aktivních látek v prostředí je veřejnost (obě pohlaví) velmi citlivá a lze jen konstatovat, že v českých odpadních vodách se prostě estron (produkt transformace přírodních i „antikoncepčních“ hormonů) vyskytuje v koncentracích od desítek nanogramů na litr, stejně jako jinde ve světě. Otázkou je, jak se může problém vrátit k lidem: Podíváme-li se do seznamu (viz 6), tak kyselina klofibrová, diklofenak a karbamazepin již byly zjištěny i v podzemních vodách, takže je lze očekávat v surové vodě pro vodárenskou úpravu [17]. Nádrže pro akumulaci pitné vody stavíme většinou na horních tocích, čili nad většinou zdrojů PPCP, takže riziko je snad malé a spíše je pouštíme souseďům po proudu a do moře. Povodí velkých vodárenských nádrží ovšem nejsou neobydlená a jejich dosavadní ochrana je zaměřena především na eutrofizaci. Pro oba typy zdrojů však lze spíše očekávat, že díky vysoké době zdržení vody v systému a složitým hydraulickým poměrům se farmaka z řek ve vlastních zdrojích surové vody nacházejí zatím jen sporadicky (nejsou tam systematicky sledována). Snahy o vyjádření limitů, jaké koncentrace farmak v tocích jsou již rizikové, zatím nutně vycházejí spíše ze současné situace než z možnosti ohrožení užívání vody [35]. Nicméně starost o vlastní zdraví stále vzrůstá, a pokud dnes považujeme riziko výskytu v (upravené!) pitné vodě za minimální, nemusí to platit zítra [36–39].
10. Jaké jsou dnes standardy pro ochranu: Příloha VIII Rámcové směrnice pro vodní politiku ES (2000/60/EC) uvádí v bodě 4 jako Směrný seznam hlavních znečišťujících látek: „Látky a přípravky nebo jejich štěpné produkty, u kterých byly prokázány karcinogenní nebo mutagenní účinky nebo vlastnosti, které mohou ovlivnit produkci steroidů, štítnou žlázu, rozmnožování nebo jiné endokrinní funkce ve vodním prostředí nebo jeho prostřednictvím.“ Rozpracování tohoto bodu do legislativních dokumentů (viz bod 4) by mělo v zásadě pokrýt problém dnes i do budoucna a stále se na něm pracuje [40–47]. Některé z citovaných dokumentů vycházejí z toho, že riziko nelze prokázat, tudíž je zanedbatelné [42], řada dalších předpokládá, že i současné riziko může být závažné. Rovněž seznamy prioritních a nebezpečných látek různých úrovní, a doporučení jejich sledování, stále rostou atd., např. oblast REACH [48]. Farmaka ovšem mají v tomto směru významná specifika:
- Standardní analýzy rizika jsou zaměřeny na toxické, karcinogenní a podobné vlastnosti sledovaných látek, farmaka jsou však v tomto směru ve většině případů „neškodné“ látky, ovšem s vysokým a specifickým biologickým účinkem. Navíc farmaka v prostředí působí dlouhodobě a ve směsích, tj. synergicky.
 - Farmaka nejsou a hned tak nebudou v seznamech látek, které se v prostředí nesmí objevit bez poplachu. Důvody jsou dva:
A: Producentem je člověk sám o sobě, žádná firma, kterou lze „usměřňovat“ nebo trestat.
B: Pokud jde o účinný lék, nelze jej zakázat jen proto, že v důsledku ovlivňuje životní prostředí nebo mu dokonce škodí. Vědecký stoprocentní důkaz tu nelze očekávat, poznámky ke standardní analýze rizika viz výše. Princip předběžné opatrnosti zde lze různě nahlížet ve smyslu toho, kdo má vlastně přinášet důkaz, když se věc děje bez zájmu už po léta.
11. Zbývá třetí cesta – sledování přísunu, osudu a vlivu farmak ve vodních ekosystémech a jejich osudu v kanalizaci, čistírnách odpadních vod a úpravách pitné vody. Její součástí je i působení na odborníky v oblasti čištění odpadních vod a úpravy pitných vod, aby počítali s tím, že za deset let už to nebude kvalifikováno jen jako občas manifestovaný pocit veřejnosti. Další součástí je také zavádění specifických přístupů stanovení rizika, modernizace legislativy apod. To by mělo být výsledkem zájmu veřejnosti, alespoň o „populární“ endokrinní disruptory, i když tento zájem není podpořen úředními limity, předpisy nebo systémem pokut, plateb a přímého vymáhání. Jenom zájem veřejnosti je totiž to, co postupně vede ke změnám předpisů, seznamů, požadavků na jakost vody, na stavby atd.

Literatura

- [1] Kummerer, K. (2004) Pharmaceuticals in the environment. Berlin: Springer, 527 s.
- [2] Kolpin, D.W., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Thurman, E.M., Zaugg, S.D., Barber, L.B., and Buxton, H.T. (2002) Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000: a national reconnaissance. *Environmental Science & Technology*, 36, 6, s. 1202–1211.
- [3] Focazio, M.J., Kolpin, D.W., Barnes, K.K., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Zaugg, S.D., Barber, L.B., and Thurman, M.E. (2008) A national reconnaissance for pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States – II) Untreated drinking water sources. *Science of The Total Environment*, 402, 2–3, s. 201–216.
- [4] Tiehm, A., Schmidt, N., Stieber, M., Sacher, F., Wolf, L., and Hoetzel, H. (2011) Biodegradation of Pharmaceutical Compounds and their Occurrence in the Jordan Valley. *Water Resources Management*, 25, 4, s. 1195–1203.
- [5] Morteau, G., Moller, P., Fuganti, A., and Paces, T. (2006) Input and fate of anthropogenic estrogens and gadolinium in surface water and sewage plants in the hydrological basin of Prague (Czech Republic). *Environ. Geochem. Health*, 28, s. 257–264.
- [6] Fuksa, J.K. a Svoboda, J. (2007) Znečištění řek klesá – ale je tu stále a vyvíjí se. *VTEI*, 49, 1, s. 15–16, příloha *Vodního hospodářství* č. 2/2007.
- [7] Havlová, K. (2008) Léky nepůsobí jen na pacienty. *Zdravotnické noviny*, 57, 9, s. 16–18.

- [8] Svoboda, J., Fuksa, J.K., Matoušová, L., Schönbauerová, L., Svobodová, A., Váňa, M. a Štátný, V. (2009) Léčiva a čistírný odpadních vod – možnosti odstraňování a reálná data. *VTEI*, 51, 2, s. 9–12, příloha *Vodního hospodářství* č. 4/2009.
- [9] Fuksa, J.K., Svoboda, J. a Svobodová, A. (2010) Bolí vás něco? Kolik léčiv od nás přiteče do ČOV? *Vodní hospodářství*, 60, 1, s. 16–19.
- [10] Fuksa, J.K., Váňa, M. a Wanner, F. (2010) Znečištění povrchových vod farmaky a možnosti jejich nálezu ve zdrojích pitné vody. In Řihová Ambrožová, J. (ed.) *Vodárenská biologie 2010*. Praha: Ekomonitor, s. 186–190.
- [11] Koželuh, M., Kule, L. a Babková, P. (2010) Monitoring vybraných léčiv v povrchových vodách povodí Vltavy. In *Hydrochémie 2010. Nové analytické metody v chemii vody*. Bratislava, 2010, s. 55–62.
- [12] Kožíšek, F., Čadek, V. a Jelígová, H. (2010) Výskyt humánních léčiv v pitných vodách. *SOVAK*, 3, s. 7–11.
- [13] Kožíšek, F., Čadek, V., Pomykačová, I., Svobodová, V. a Jelígová, H. (2011) První výsledky ze systematického sledování zbytků léčiv v pitných vodách ČR. In *Voda Zlín 2011*, Sborník příspěvků z XV. mezinárodní vodohospodářské konference 2011, s. 55–58.
- [14] Pomykačová, I., Čadek, V., Svobodová, V. a Kožíšek, F. (2011) Stanovení vybraných léčiv v pitných vodách metodou GC/MS. In *Hydroanalýtika 4*, Hradec Králové, s. 125–128.
- [15] Matoušová, L., Váňa, M., Hubáčková, J. a Fuksa, J. (2011) Účinnost procesů úpravy vody na odstraňování farmak. In *Vodárenská biologie 2010*, s. 185–188.
- [16] Váňa, M., Matoušová, L., Fuksa, J.K. a Wanner, F. (2011) Lze stanovit správnou koncentraci farmak ve vodách? *VTEI*, 53, 6, s. 17–18, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2011.
- [17] Čadek, V., Kožíšek, F., Pomykačová, I., Jelígová, H. a Svobodová, V. (2012) Stopová množství léčiv v pitné vodě v České republice. *Vodní hospodářství*, 62, 1, 5–7.
- [18] Kožíšek, F. a Jelígová, H. (2012) Metabolity léčiv v pitné vodě a jejich relevance. *Vodní hospodářství*, 62, 2, 75–76.
- [19] Purdom, C.E., Hardiman, P.A., Bye, V.V.J., Eno, N.C., Tyler, C.R., and Sumpter, J.P. (1994) Estrogenic Effects of Effluents from Sewage Treatment Works. *Chemistry and Ecology*, 8, 4, s. 275–285.
- [20] Sumpter, J.P. (1995) Feminized responses in fish to environmental estrogens. *Toxicology Letters*, 82–83 s. 737–742.
- [21] Fuksa, J.K. (2007) Toky jako recipienty odpadních vod – dnes a zítra. *VTEI*, 49, 3, s. 1–4.
- [22] Daughton, C.G. and Ternes, T.A. (1999) Pharmaceuticals and personal care products in the environment: Agents of subtle change? *Environmental Health Perspectives*, 107, Suppl. 6, s. 907–938.
- [23] http://hydro.chmi.cz/isarow/index.php?ag=pov&tema=ch_jakdat
- [24] Zuccato, E., Castiglioni, S., Bagnati, R., Chiabrando, C., Grassi, P., and Fanelli, R. (2008) Illicit drugs, a novel group of environmental contaminants. *Water Res.*, 42, 961–968.
- [25] Mari, F., Politi, L., Biggeri, A., Accetta, G., Trignano, C., Di Padua, M., and Bertol, E. (2009) Cocaine and heroin in waste water plants: A 1-year study in the city of Florence, Italy. *Forensic Science International*, 199, 1–3, 88–92.
- [26] Karolak, S., Nefau, T., Bailly, E., Solgadi, A., and Levi, Y. (2010) Estimation of illicit drugs consumption by wastewater analysis in Paris area (France). *Forensic Science International*, 200, 1–3, 153–160.
- [27] Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R.M., and Guwy, A.J. (2009) Illicit drugs and pharmaceuticals in the environment – Forensic applications of environmental data. Part 1: Estimation of the usage of drugs in local communities. *Environmental Pollution*, 157, 1773–1777.
- [28] Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R.M., and Guwy, A.J. (2009) Illicit drugs and pharmaceuticals in the environment – Forensic applications of environmental data, Part 2: Pharmaceuticals as chemical markers of faecal water contamination. *Environmental Pollution*, 157, 1778–1786.
- [29] Terzić, S., Senta, I., and Ahe, M. (2010) Illicit drugs in wastewater of the city of Zagreb (Croatia) – Estimation of drug abuse in a transition country. *Environmental Pollution*, 158, 2686–2693.
- [30] Kidd, K.A., Blanchfield, P.J., Mills, K.H., Palace, V.P., Evans, R.E., Lazorchak, J.M., and Flick, R.W. (2007) Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *PNAS*, 104, s. 8897–8901.
- [31] Guler, Y. and Ford, A.T. (2010) Anti-depressants make amphipods see the light. *Aquatic Toxicology*, 99, 3, 397–404.
- [32] Vaněčková, H. (2010) Mechanismy ovlivnění akvatických společenstev specifickými polutanty. The mechanisms of specific pollutants impact on aquatic communities. Bakalářská práce, Ústav životního prostředí PiFUK, Praha, s. 1–28.
- [33] Jjemba, P.K. (2006) Excretion and ecotoxicity of pharmaceutical and personal care products in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 63, s. 113–130.
- [34] Spliethoff, H.M., Bloom, M.S., Vena, J., Sorce, J., Aldous, K.M., and Eadon, G. (2008) Exploratory assessment of sportfish consumption and polybrominated diphenyl ether exposure in New York State anglers. *Environmental Research*, 108, 3, s. 340–347.
- [35] Fischer, P. and Fuksa, J.K. (2009) Normvorschlage für Arzneimittel. *Wasserwirtschaft u. Wassertechnik*, 2009, 4, s. 10–16.
- [36] Touraud, E., Roig, B., Sumpter, J.P., and Coetsier, C. (2011) Drug residues and endocrine disruptors in drinking water: Risk for humans? *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 214, 6, s. 437–441.
- [37] Bruchet, A., Hochereau, C., Picard, C., Decottignies, V., Rodrigues, J.M., and Janex-Habibi, M.L. (2005) Analysis of drugs and personal care products in French source and drinking waters: the analytical challenge and examples of application. *Water Sci. Technol.*, 52, 8, s. 53–61.
- [38] Heberer, T., Reddersen, K., and Mechlinski, A. (2002) From municipal sewage to drinking water: fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment in urban areas. *Water Sci. Technol.*, 46, 3, s. 81–88.
- [39] Rowney, N.C., Johnson, A.C., and Williams, R.J. (2009) Cytotoxic drugs in drinking water: a prediction and risk assessment exercise for the Thames catchment in the United Kingdom. *Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC*, 28, 12, 2733–2743.
- [40] Kuehn, B.M. (2008) Traces of Drugs Found in Drinking Water: Health Effects Unknown, Safer Disposal Urged. *JAMA: The Journal of the American Medical Association*, 299, 17, s. 2011–2013.
- [41] Cunningham, V.L., Binks, S.P., and Olson, M.J. (2009) Human health risk assessment from the presence of human pharmaceuticals in the aquatic environment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 53, s. 39–45.
- [42] WHO (2011) Pharmaceuticals in Drinking-water. WHO/HSE/WSH/11.05. Geneva, 1–35.
- [43] Rahman, S.Z., Khan, R.A., Gupta, V., and Uddin, M. (2007) Pharmacoenvironmentology – a component of pharmacovigilance. *Environmental Health*, 6, s. 1–3.
- [44] Williams, R.J., Keller, V.D.J., Johnson, A.C., Young, A.R., Holmes, M.G.R., Wells, C., Gross-Sorokin, M., and Benstead, R. (2009) A national risk assessment for intersex in fish arising from steroid estrogens. *Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC*, 28, s. 220–230.
- [45] Carlsson, C., Johansson, A.K., Alvan, G., Bergman, K., and Kohler, T. (2006) Are pharmaceuticals potent environmental pollutants? Part I: Environmental risk assessments of selected active pharmaceutical ingredients. *Science of The Total Environment*, 364, 1–3, s. 67–87.
- [46] Grung, M., Kollqvist, T., Sakshaug, S., Skurtveit, S., and Thomas, K.V. (2008) Environmental assessment of Norwegian priority pharmaceuticals based on the EMEA guideline. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71, 2, s. 328–340.
- [47] Ferrari, B., Mons, R., Vollat, B., Frayssé, B., Paçaus, N., Lo Giudice, R., Pollio, A., and Garric, J. (2004) Environmental risk assessment of six human pharmaceuticals: are the current environmental risk assessment procedures sufficient for the protection of the aquatic environment? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23, 5, s. 1344–1354.
- [48] [http://www.cenia.cz/web/www/web-pub2.nsf/\\$pid/CENDBFR3FC0H/\\$FILE/ZakladniPojmy.pdf](http://www.cenia.cz/web/www/web-pub2.nsf/$pid/CENDBFR3FC0H/$FILE/ZakladniPojmy.pdf)

RNDr. Josef K. Fuksa, CSc.

VÚV TGM, v.v.i.

josef_fuksa@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Pharmaceuticals in water: A pollution which meets us unprepared (Fuksa, J. K.)

Keywords

PPCP – pharmaceuticals – rivers – pollution – WWTP

Pharmaceuticals used by a patient inevitably reach domestic waste waters and WWTPs. As polar substances, often refractory against microbial degradation, they easily reach rivers and are transported downstream, also to ground waters in floodplains. As substances with high biological effect to the man they are undoubtedly effective also in residual concentrations occurring in surface waters. This type of pollution still is not included into specific lists of substances harmful or undesirable in surface or ground waters. And their effect to the ecosystems does not comply with standard concepts of toxicity and risk evaluation. The text comprises current state in the Czech Republic and shows attitudes to solution of the problem which are accessible today.

VTEI

**VODOHOSPODÁŘSKÉ
TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE**

Water Management Technical and Economical Information

**Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti
vodního hospodářství**

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

Ročník 54

**ISSN 0322 - 8916
MK ČR 6365**

**VÚV
TGM**

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

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