

**České vysoké učení technické v Praze, Stavební fakulta**  
**Czech Technical University in Prague, Faculty of Civil Engineering**

Mgr. Jana Nábělková, Ph.D.

**Analýza těžkých kovů v sedimentech vodních toků**  
**Heavy Metals Analysis in sediments of watercourses**

## Summary

Heavy metals (HM) belong to dangerous pollutants threatening lives and health of all living organisms. The aquatic environment in urban areas is highly loaded by HM from different anthropogenic activities. As a main source of HM in urban streams and reservoirs, urban drainage is considered. HM originate in industrial wastewaters and polluted surface runoff from urban areas.

Because of HM tendency to bind into solid matrix it is important to monitor their concentrations in sediments of watercourses. A focus on small urban streams particularly is necessary, because these watercourses are very sensitive to anthropogenic impacts. It is difficult to analyze HM in sediments of small streams the way common for larger watercourses. The standard methods for sampling, treating and HM analysis of sediment samples neither results interpretation in terms of assessment of risks for organisms and the environment have not been for small streams determined. Moreover, uncertainties associated with the procedure perplexity (from sediment sampling to results interpretation) can lead to under or overestimation of risks.

A case study shows on two small Prague's streams, the Botic and the Rokytka creeks, uncertainties of the assessment of HM concentrations in sediment. Results from monitoring confirm, that each step of complicated procedure, comprising sampling, pretreating, digestion and HM analysis, is loaded by higher or lower uncertainty. It is also necessary to consider the uncertainties when concentrations analyzed are compared with environmental quality standards (EQS). Selection of suitable EQS for assessment of pollutants in sediments is not easy either. Recently introducing EQS in the Czech Republic are specifically determined, which is turning out to be unsuitable for application in assessment of small urban streams.

## Souhrn

Těžké kovy (TK) patří mezi nebezpečné škodliviny ohrožující život a zdraví všech organismů. Vodní prostředí v urbanizovaných oblastech je těžkými kovy vysoce zatíženo vlivem nejrůznějších antropogenních aktivit. Hlavním zdrojem TK v městských tocích a nádržích je městské odvodnění, původ TK je v průmyslových odpadních vodách a povrchovém splachu ze znečištěných ploch v urbanizovaném území.

TK upřednostňují vazbu do pevné matrice, proto je důležité sledovat jejich koncentrace v dnovém sedimentu vodních toků. Je nutné věnovat pozornost zejména drobným vodním tokům v urbanizovaných oblastech, které jsou na antropogenní ovlivnění velmi citlivé. Při analýze TK v sedimentu drobných vodních toků je obtížné postupovat určitým standardním způsobem obvyklým pro větší vodní útvary. Není zde stanovena jednotná metodika odběru, zpracování, analýzy vzorků sedimentu na TK a ani interpretace výsledků ve smyslu vyhodnocení nebezpečí pro organismy a prostředí. Navíc nejistoty plynoucí ze složitosti postupu od odběru vzorku až po vyhodnocení výsledků analýzy mohou vést k podhodnocení či přecenění nebezpečí.

Případová studie ukazuje na dvou pražských tocích, Botiči a Rokytcce, nejistoty hodnocení koncentrací TK v sedimentu. Výsledky sledování potvrzují, že každý krok složité procedury, zahrnující odběr, předúpravu, rozklad a analýzu TK ve vzorku sedimentu, je zatížen vyšší či nižší nejistotou. Nejistoty je nutné uvažovat i při porovnávání analyzovaných koncentrací s normami environmentální kvality (NEK). Výběr kritérií pro hodnocení škodlivin v sedimentu také není jednoduchý. NEK nově zaváděné v ČR se díky svému specifickému vymezení ukazují jako nevhodné pro aplikaci při hodnocení drobných vodních toků.

**Klíčová slova**

těžké kovy; městské vodní toky; dnový sediment; pseudototální analýza; zrnitostní složení; množství organické hmoty; standardy/normy environmentální kvality

**Keywords**

heavy metals; urban watercourses; bed sediment; pseudototal analysis; grain size distribution; organic matter content; Environmental Quality Standards

# Obsah

<b><u>Úvod</u></b> .....	<b>6</b>
<b><u>1 Vymezení tématu</u></b> .....	<b>7</b>
1.1 Těžké kovy .....	7
1.2 Drobný městský tok .....	8
1.3 Sediment .....	9
<b><u>2 Analýza těžkých kovů v sedimentu a hodnocení nebezpečnosti</u></b> ....	<b>10</b>
2.1 Zpracování sedimentu pro analýzu těžkých kovů .....	10
2.2 Hodnocení koncentrací kovů v sedimentu .....	12
<b><u>3 Případová studie</u></b> .....	<b>14</b>
3.1 Popis sledovaných lokalit .....	14
3.2 Metodika .....	15
3.3 Analýza kovů v sedimentu Botiče a Rokytky .....	15
3.3.1 Odběr vzorku sedimentu z drobného vodního toku.....	15
3.3.2 Zrnitostní analýza a podíl organické hmoty.....	16
3.3.3 Hodnocení koncentrací kovů v sedimentu .....	17
<b><u>Závěr</u></b> .....	<b>20</b>
<b><u>Seznam literatury</u></b> .....	<b>21</b>
<b><u>Mgr. Jana Nábělková, Ph.D.</u></b> .....	<b>22</b>

## ÚVOD

Kovy jsou nejrozšířenější skupinou chemických prvků na Zemi. Tvoří dvě třetiny z identifikovaných prvků zařazených do periodické tabulky. Řada z nich, označovaná jako těžké či toxické kovy (TK), je nebezpečná živým organismům - drobnými vodními organismy počínaje a člověkem konče. Vodní prostředí v urbanizovaných oblastech je nebezpečnými těžkými kovy vysoce zatíženo vlivem nejrůznějších antropogenních aktivit. Hlavním zdrojem tohoto specifického znečištění je městské odvodnění, které zatěžuje městské toky i nádrže kovy, jejichž původ je v průmyslových odpadních vodách a povrchovém splachu ze znečištěných ploch v urbanizovaném území. Citlivým prostředím v tomto smyslu jsou zejména drobné vodní toky v urbanizovaných oblastech, kam je městské odvodnění obvykle zaústěno. Toto zaústění způsobuje v drobných tocích problémy kvalitativního rázu, souvisejícího s vnosem různých škodlivin, ale i rázu kvantitativního, který je dán nárazovým zvyšováním průtoků často i několikanásobně převyšujícím průtok přirozený. Kombinace nejrůznějších faktorů (kvalitativních i kvantitativních) vede k silnému narušení až destrukci vodního ekosystému. Je tak značně ztíženo dosažení dobrého chemického a ekologického stavu vodního prostředí, jak je požadováno Směrnicí Evropského Parlamentu a Rady č. 2000/60/ES (WFD, 2000).

Přítomnost TK ve vodním prostředí představuje pro organismy nebezpečí jednak přímé, bezprostřední, a to ta část, která se vyskytuje v rozpuštěné formě ve vodním sloupci, a jednak nebezpečí potenciální, které je dáno přítomností kovů sorbovaných na pevných částicích ve dnovém sedimentu. Většina TK preferuje vazbu do pevné matrice (do sedimentu) a tyto škodliviny se tak mohou zdát potenciálně nedostupné většině vodních organismů. Možnosti jejich zpětného uvolnění do kapalné fáze a následně toxické ohrožení vlivem spolupůsobení řady fyzikálních a chemických faktorů však stále nejsou v urbanizovaných vodních útvech zcela objasněny.

Při analýze kovů v sedimentu vyvstává řada otázek. Při zaměření na drobné vodní toky je často obtížné postupovat určitým standardním způsobem obvyklým pro větší vodní útvary. Není stanovena jednotná metodika odběru, zpracování, analýzy TK ve vzorku sedimentu a ani interpretace výsledků ve smyslu vyhodnocení nebezpečí pro organismy a prostředí. Navíc nejistoty plynoucí ze složitosti postupu od odběru vzorku až po vyhodnocení výsledků analýzy mohou vést k podhodnocení či přecenění nebezpečí.

# 1 VYMEZENÍ TÉMATU

## 1.1 Těžké kovy

Kovy jsou velmi širokou skupinou chemických prvků. Tvoří více než dvě třetiny periodické tabulky prvků. Ne všechny kovy jsou prostředím a živým organismům nebezpečné. Některé, zejména Ca, Mg, K, Na, Fe a Mn, jsou dokonce pro biologické funkce nezbytné. Takovéto kovy se označují jako *esenciální*. Ale esenciálními prvky pro organismus jsou i kovy, které, vyskytují-li se v prostředí ve vyšších koncentracích, mohou působit toxicky a je tedy možné je současně označovat jako kovy *toxické*. Takovými kovy jsou např. v urbanizovaných vodních tocích a jejich sedimentech hojně rozšířené Cu, Zn a Ni. Z důvodu jejich esenciality však může být přímé označení těchto kovů jako toxické v některých případech diskutabilní.

Jiné z kovů, např. Hg, Cd a Pb jsou nebezpečné v každém případě a živému organismu jsou cizí a neprospívají mu ani v nepatrném množství. Zde je označení *toxické* kovy zcela na místě.

A konečně, existuje poměrně užívaný pojem *těžké kovy*. Z chemického hlediska jsou to kovy s hustotou větší než  $5000 \text{ kg.m}^{-3}$ , jejichž soli se srážejí sulfidem sodným za vzniku málo rozpustných sulfidů (Pitter, 2009). Definici splňuje cca 40 kovů, mezi nimiž jsou jak kovy esenciální a netoxické, např. Fe a Mn, tak kovy esenciální a toxické, např. Cu, Zn a Ni, stejně jako kovy čistě toxické (Hg, Cd, Pb). Kromě toho ještě existují kovy, které jsou toxické, ale nejsou těžké, např. Be. Provázanost a překryv jednotlivých skupin ukazuje Obr. 1.

V předložené práci je používáno označení těžké kovy (TK), které nejlépe vystihuje sledovanou skupinu kovů.



Obr. 1 Vybrané kovy a jejich zařazení do jednotlivých skupin

Stejně jako u všech ostatních kovových prvků, také u těžkých kovů je přirozeným zdrojem jejich výskytu ve vodě geologické podloží. Antropogenní aktivity jsou však mnohem vydatnějším zdrojem těžkých kovů pro vodní prostředí. Koncentrace ve vodách i sedimentech vlivem lidských aktivit často několikanásobně převyšují přirozené pozadové koncentrace. Zdrojem TK v životním prostředí obecně je průmysl (nejrůznější odvětví), zemědělství (používání pesticidních přípravků), doprava (produkty spalovacích procesů i abraze materiálů), komunální zdroje (těžké kovy jako součást nejrůznějších stavebních materiálů) a znečištěná atmosféra (odrážející znečištění ze zdrojů předchozích).

## 1.2 Drobný městský tok

Z Vodního zákona (zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, aktuální novela: zákon č. 150/2010 Sb.) vychází členění vodních toků na území České republiky na významné vodní toky a drobné vodní toky.

Monitoring vodního prostředí se většinou orientuje na velké řeky, z Vodního zákona tzv. významné vodní toky. Drobné vodní toky jsou opomíjeny, přestože jsou také velmi důležitou součástí ekosystému. Jsou vhodným životním prostředím pro řadu rostlinných i živočišných druhů vodních i suchozemských a plní estetickou funkci pro člověka v přírodě, ve volné krajině i v urbanizovaných oblastech.

Přestože oficiální definice *drobného vodního toku* není dána, považuje se za něj takový vodní útvar, jehož plocha povodí nepřesahuje 150 km<sup>2</sup>, průtok Q90d je nižší než 0,6 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> a Q330d nižší než 0,2 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Gordon a kol., 1996 a Kovář a Křovák, 2002).

*Městský tok* (neboli též urbanizovaný tok) lze definovat jako původně přirozený vodní útvar tekoucích vod, jež protéká hustě osídleným územím a je často významně zatížený městským odvodněním (povrchovým odtokem a odlehčovacími komorami jednotné kanalizace) (Walsh a kol., 2005, Nábělková a kol., 2004). Navíc přirozené koryto městských toků je obvykle uměle regulováno či zatrubněno, což vede ke ztrátě přirozených habitatů nejen pro ryby, ale i pro ostatní vodní organismy.

Drobné vodní toky v urbanizovaných oblastech, neboli *drobné městské toky*, jsou na jakékoliv antropogenní zásahy mnohem citlivější než velké řeky. Úpravy břehů a nárůst zpevněných ploch v povodí drobných toků jsou, společně s umělými regulačními zásahy přímo na toku, příčinou nadměrného kolísání vodních stavů: několikanásobné překračování přirozeného průtoku během srážkových událostí a naopak až vysychání



koryta v období sucha. Kvalitativní i kvantitativní změny drobných vodních toků jsou rozsáhlé s dlouhodobými následky pro celý vodní ekosystém a proto je nutno věnovat tomuto specifickému prostředí náležitou pozornost (Komínková a kol., 2005).

### 1.3 Sediment

Součástí vodního prostředí jsou nerozpuštěné látky. Ty mohou být proudící vodou unášeny nebo mohou sedimentovat na dně. Materiál, který se takto na dně toků, nádrží a rybníků usazuje, se nazývá dnový sediment. Zatímco v jezerech a nádržích se ročně tvoří vrstva sedimentu až několik mm (v závislosti na stupni eutrofizace) a sedimentovaný materiál se zde dlouhodobě hromadí, sediment toků, zejména těch drobných, je často obměňován při zvýšených průtocích během srážkových událostí. Přestože koncentrace škodlivin v sedimentu jsou považovány za málo proměnlivé ve srovnání s koncentracemi ve vodě, v případě drobných urbanizovaných toků se významně mění v čase i prostoru vlivem transportu sedimentu za zvýšených průtoků během srážkových událostí.

Součástí dnového sedimentu jsou anorganické a organické látky i živé organismy (tzv. *bentos*). Benthické organismy jsou důležitým článkem potravního řetězce a proto je nutno věnovat pozornost zachování jejich životního prostředí, tj. zlepšovat a udržovat kvalitu nejen vody, ale také dnového sedimentu.

Původ částic dnového sedimentu je následující:

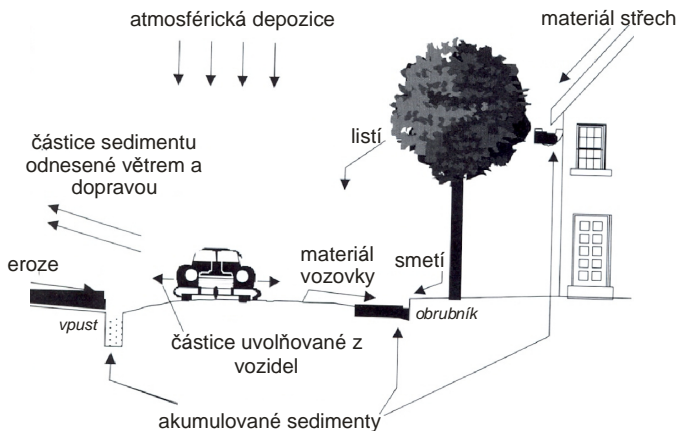
1. jílové minerály, erodované horniny splachované z okolní půdy
2. nerozpuštěné látky vznikající antropogenní činností – z městských a průmyslových odpadních vod, z parků a zahrad
3. nerozpuštěné látky vznikající sekundárně chemickými reakcemi ve vodě – hydratované oxidy Fe, Mn, Al aj. kovů, málo rozpustné fosforečnany, uhličitany a sulfidy různých kovů
4. detrit (zbytky odumřelých organismů) (Pitter, 2009).

Možnosti transportu a akumulace pevných částic na površích v městském prostředí ilustruje Obr. 2.

V městských vodních tocích kvalita sedimentu odráží znečištění městských povrchů (střechy, chodníky, silnice, atd.) a vliv kanalizace. Sediment v kanalizaci je obdobného původu jako sediment v tocích a jako zdroj nerozpuštěných látek pro městské toky je velmi důležitý, neboť

nerozpuštěné látky v kanalizaci vážou významné znečištění z odpadních vod, včetně nebezpečných koncentrací kovů.

Složení a vlastnosti dnových sedimentů jsou ovlivněny složením a vlastnostmi kapalné fáze. Tuhá i kapalná fáze se vzájemně ovlivňují. Změny v organickém nebo anorganickém znečištění vody se dříve nebo později projeví ve složení sedimentu. V sedimentech probíhají biochemické, chemické a fyzikálně-chemické procesy, které ovlivňují chování kovů ve vodním prostředí.



Obr. 2 Transport a akumulace pevných částic v městském prostředí (Butler a Clark, 1995 v Ashley a kol., 2004)

## 2 ANALÝZA TĚŽKÝCH KOVŮ V SEDIMENTU A HODNOCENÍ NEBEZPEČNOSTI

### 2.1 Zpracování sedimentu pro analýzu těžkých kovů

Stanovení koncentrací TK v sedimentu vychází ze složité procedury zahrnující: 1) odběr vzorku sedimentu z toku, 2) sušení do konstantní hmotnosti, 3) separace cílové zrnitostní frakce pro analýzu (sítování), 4) převedení TK do kapalné fáze (rozklad/výluh materiálu), 5) analýza TK vhodnou instrumentační technikou. Jednotný metodický postup není stanoven. Nejistoty souvisejí s následujícími body:

### 1. Odběr vzorku sedimentu

Odběr dnového sedimentu je problematický zejména u drobných vodních toků. Sedimentovaného materiálu zde zpravidla není takové množství, aby mohl být odběr proveden některým ze způsobů daných ČSN ISO 5667-12. Proto se volí jednoduchý způsob odběru sedimentu lopatkou, kde však hrozí riziko ztráty části jemné frakce odebíraného materiálu. Malé či nedostatečné množství sedimentovaného materiálu může hodnocení znečištění v sedimentu limitovat.

### 2. Volba zrnitostní frakce pro analýzu

Pro analýzu TK je volena různá zrnitostní frakce sedimentu. Někdy je analyzována frakce sedimentu <2 mm (Stephens kol., 2000), jinde se zabývají pouze frakcí jemnozrnnou, obvykle <63  $\mu\text{m}$ , či nižší (Soares a kol., 1999). Aktuální novela Nařízení vlády 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod... ve znění Nař. vl. č. 23/2011 Sb. stanovuje pro analýzu kovů v sedimentu frakci <20  $\mu\text{m}$ , kterou je možné získat pouze postupem tzv. mokrého síťování, což komplikuje a prodlužuje už tak složitou a zdlouhavou proceduru. Navíc, jak už bylo zmíněno výše, může být problematické získat při odběru dostatečné množství vzorku sedimentu pro analýzu.

### 3. Velikost navážky vzorku sedimentu pro rozklad

Otázka volby navážky souvisí se zrnitostí a homogenitou analyzovaného materiálu. Jemnozrnný materiál je homogenní a přesnost získaných výsledků je velká i u malých navážek. S rostoucím podílem hrubozrnné frakce roste nehomogenita a odráží se na přesnosti výsledků (Nábělková, 2011, Zlatníková, 2010, Pěnkavová, 2008).

### 4. Způsob rozkladu sedimentu pro analýzu TK

Rozklad sedimentu je klíčovým krokem při analýze TK v sedimentu. Jde spíše o výluh než o rozklad, neboť většinou existujících metod není docíleno úplného převedení pevného materiálu do kapalné fáze (odolávají především křemičitany). Jako celkový rozklad je označena metoda USEPA 3052 (1993), kdy se aplikuje kyselina fluorovodíková. Tato metoda je však, vzhledem k leptavým účinkům na sklo, používána poměrně málo.

Častěji používanými metodami jsou rozklad kyselinou dusičnou (USEPA 3051, 1994) a rozklad lučavkou královskou (ČSN EN 13346, 2001), označované jako *pseudototální rozklad*. Kyselina dusičná i lučavka královská umožňují vyloužení biologicky dostupného podílu kovů. Výsledky Scancar a kol. (2000) a Nábělková (2011) ukazují, že metody

pseudototálního rozkladu jsou výtěžností u vzorků sedimentu srovnatelné s metodou celkového rozkladu, a to v rámci 20% RSD<sup>1</sup>.

## 2.2 Hodnocení koncentrací kovů v sedimentu

Monitoring koncentrací různých chemických látek ve vodě, včetně těžkých kovů, je základem hodnocení kvality a jakosti vod již po dlouhou dobu. Existuje řada nejrůznějších limitních hodnot či imisních standardů určených pro různé typy vod (vodárenské a jiné využití, lososovité - kaprovité vody, apod.) s možností odhadu akutní a chronické toxicity. V EU se kritéria pro hodnocení kvality prostředí označují jako standardy environmentální kvality EQS (Environmental Quality Standards), v mimoevropských zemích je užíváno označení QG (Quality Guidelines). V ČR se zavádí pojem Normy environmentální kvality (NEK).

Zatímco EQS pro vodu jsou běžnou součástí legislativy, oficiální EQS pro sediment jsou zavedeny jen v několika zemích světa. Přitom pro posouzení nebezpečnosti těžkých kovů pro vodní organismy je hodnocení koncentrací kovů v sedimentu nezbytné a vyplývá i z Rámcové směrnice o vodě 2000/60/EC (WFD, 2000). EQS kritéria pro sediment by měla být stanovena v každé zemi individuálně, neboť různé krajiny se mohou lišit nejen podmínkami životního prostředí, ale i stupněm zatížení různými škodlivinami a vlastnostmi sedimentu. EQS pro sediment vznikaly během uplynulých dvaceti let zejména z důvodu nakládání s kontaminovaným sedimentem.

V ČR dosud nejsou vhodné EQS, pro sediment dostatečně přesně vymezeny. Vyhláškou MŽP č. 13/1994 Sb. jsou stanoveny maximální přípustné hodnoty obsahu rizikových prvků v půdách, tyto jsou však těžko použitelné pro hodnocení kvality vodního prostředí a rizika pro organismy. Také vyhláška MZem a MŽP č. 257/2009 Sb. je cílena na kvalitu půdního prostředí. Zde jsou stanoveny limitní hodnoty rizikových prvků v sedimentu (v příloze č. 1 uvedené vyhlášky), ale jsou určeny s ohledem na zapracování výtěžných sedimentů do půdního prostředí (hodnoty pro kovy viz Tab. 1).

Prvotní pokus o zavedení určitých EQS pro sediment u nás byl učiněn až novelou Nařízení vlády 61/2003 Sb., Nařízením vl. č. 23/2011 Sb. Nově jsou zde, vedle kritérií pro kvalitu vody, navrhována i kritéria pro pevnou matici - sediment a biotu. Jsou definována jako NEK pro hodnocení chemického stavu útvarů povrchových vod - pevná matrice. Seznam škodlivin, pro které jsou tato kritéria zaváděna, je však dosud omezený.

---

<sup>1</sup> RSD do 20% je dle International Union of Pure and Applied Chemistry přijatelná mez přesnosti

Z kovů jsou uvedeny limity pouze pro kadmium, olovo, nikl a rtuť (viz Tab. 1). Použitelnost těchto standardů je omezena specifikovanou velikostní frakcí sedimentu, pro kterou jsou limity stanoveny. Pro kovy je to frakce pod 20 µm, což nemusí být z výše zmíněných důvodů vždy aplikovatelné.

Tab. 1 shrnuje kritéria kvality sedimentu v některých zemích světa. Rozpětí hodnot pro jednotlivé kovy je široké, což je dáno definicí jednotlivých kritérií (některá specifikují prahový či žádný účinek, jiná pravděpodobný). Jak doporučuje Jones a kol. (1996), je vhodné pro zhodnocení nebezpečnosti koncentrací polutantů v sedimentu aplikovat více různých kritérií a podle definice aplikovaných kritérií vhodně výsledek analýzy rizika interpretovat.

**Tab. 1 EQS pro sediment z různých zemí (mg.kg<sup>-1</sup>)**

		<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
USA	NOAA <i>ER-L</i>	1,2	81	34	20,9	46,7	150
	<i>ER-M</i>	9,6	370	270	51,6	218	410
	FDEP <i>TEL</i>	0,68	52,3	18,7	15,9	30,2	124
	<i>PEL</i>	4,21	160	108	42,8	112	271
	EPA <i>TEC</i>	0,59	56	28	39,6	34,2	159
	<i>PEC</i>	11,7	159	77,7	38,5	396	1532
	<i>NEC</i>	41,1	312	54,8	37,9	68,7	541
Kanada	<i>ISQG</i>	0,6	37,3	35,7		35	123
	<i>PEL</i>	3,5	90	197		91,3	315
Austrálie	<i>ISQG-Low</i>	1,5	80	65	21	50	200
	<i>ISQG-High</i>	10	370	270	52	220	410
Holandsko Slovensko	<i>TV</i>	0,8	100	36	35	85	140
	<i>MPC</i>	12	380	73	44	530	620
	<i>IV</i>	12	380	190	210	530	720
ČR	<i>NEK</i>	2,3			3	53	
	<i>limit.hodnoty</i> <i>Vyhl.</i> <i>257/2009 Sb.</i>	1	200	100	80	100	300

Vysvětlivky zkratk: NOAA -National Oceanographic and Atmospheric Administration; FDEP -Florida Department of Environmental Protection; EPA - US Environmental Protection Agency; ER-L - Effect Range- Low; ER-M - Effect Range - Median; TEL - Threshold Effect Level; PEL - Probable Effects Level; TEC - Threshold effect concentration; PEC - Probable effect concentration; NEC - No effect concentration; ISQG - Interim Sediment Quality Guidelines; TV - Target Value; MPC - Maximum Permissible Concentration; IV - Intervention Value; NEC - No effect concentration

### 3 PŘÍPADOVÁ STUDIE

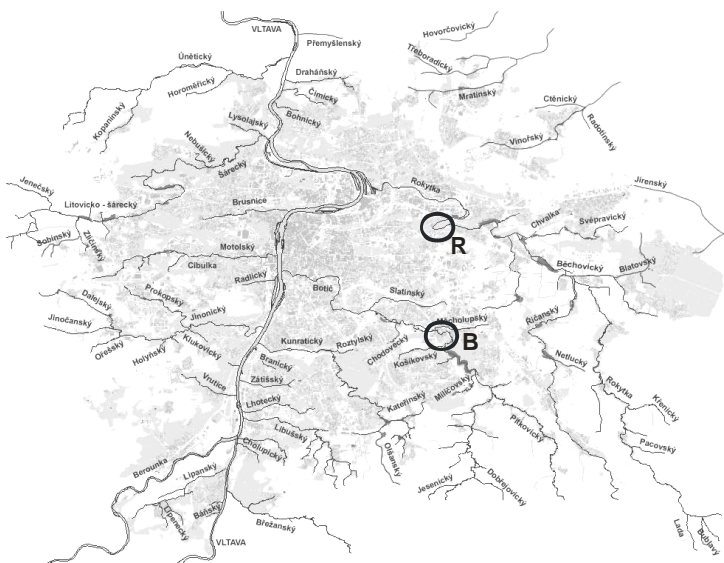
#### 3.1 Popis sledovaných lokalit

Hodnocení koncentrací kovů v sedimentu je zde prezentováno na příkladu dvou největších pražských drobných vodních toků, Botiče a Rokytky (základní charakteristiky viz Tab. 2, lokalizace odběrových profilů Obr. 3).

Tab. 2 Základní hydrologické charakteristiky sledovaných toků

tok	délka toku (km)	plocha povodí (km <sup>2</sup> )	Q <sub>b</sub> * (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Q90d (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Q355d (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )
<b>Botič</b>	34,5	134,9	0,3-0,4	0,520	0,077
<b>Rokytky</b>	37,5	134,9	0,3-0,4	0,493	0,054

\*Q<sub>b</sub> - rozmezí průtoků měřených na sledovaných lokalitách při odběrech v bezdeštném období



Obr. 3 Lokalizace odběrových profilů na mapě Prahy, R - sledovaná oblast Rokytky, B - sledovaná oblast Botiče

Z Botiče jsou prezentovány lokality B3 (ř. km 11,047) a B4 (ř. km 10,968) nacházející se v Hostivaři, v úseku toku pod Hostivařskou přehradou. Bezprostředně nad B3 jsou do toku zaústěny dešťové kanalizace z oblasti

bytové zástavby, nad B4 (ř. km 11,005) společně ústí odlehčovací komory jednotné kanalizace OK80 Pražská a OK81Švehlova z dopravou silně zatížených oblastí. Z Rokytky jsou hodnoceny profily R1 (ř.km 7,84) a R2 (ř. km 7,76) z oblasti Hrdlořez, cca 1 km pod Kyjským rybníkem. Mezi rybníkem a R1 do toku ústí několik dešťových kanalizací z frekventovaných dopravních tepen. Nad R2 (ř. km 7,79) do Rokytky ústí OK 33E Pod Tábořem. Odpadní vody v této části stokové soustavy obsahují především splašky, srážkové vody pocházejí z okolních frekventovaných komunikací.

## 3.2 Metodika

Studie zpracovává cca roční pravidelný monitoring zahrnující 10 odběrů. Vzorky sedimentu byly po odběru zmrazeny na teplotu  $< -20^{\circ}\text{C}$ , sušeny vakuovým vymrazováním a síťovány. Sítem o velikosti ok 600  $\mu\text{m}$  byly odděleny hrubé součásti nevhodné pro analýzu a byl získán tzv. *celkový vzorek*. Další suchým síťováním, s použitím sít 200  $\mu\text{m}$  a 63  $\mu\text{m}$ , byly získány tři zrnitostní frakce pro analýzu kovů: *hrubozrnná*  $>200 \mu\text{m}$  (resp. 200–600  $\mu\text{m}$ ), *střednězrnná* 63–200  $\mu\text{m}$  a *jemnozrnná*  $<63 \mu\text{m}$ . Vzorky zrnitostních frakcí i celkového vzorku byly rozkládány dle metody US EPA 3051(1994) kyselinou dusičnou s přísádkem peroxidu vodíku. Kovy (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni a Zn) byly analyzovány na atomovém absorpčním spektrometru. Ve vzorcích sedimentu byl také stanovován podíl organické hmoty jako ztráta žháním. Použitá metodika zpracování vzorku sedimentu pro analýzu TK byla vytvořena a testována v rámci výzkumné práce Nábělková (2011) s přispěním diplomových prací Pěnkavová (2008) a Zlatníková (2010).

## 3.3 Analýza kovů v sedimentu Botiče a Rokytky

### 3.3.1 Odběr vzorku sedimentu z drobného vodního toku

Způsob odběru vzorku sedimentu z drobného vodního toku může mít významný vliv na analyzovanou koncentraci kovů. Na rozdíl od nádrží a řek, drobné vodní toky (Botič i Rokytky) jsou charakteristické:

1. malým množstvím sedimentu
2. převažující hrubozrnnou frakcí (písek), podílem jemnozrnné frakce (jíl) obvykle do 5 %
3. podílem organické hmoty obvykle do 5%
4. značnou heterogenitou sedimentu i v rámci relativně malé plochy vymezené odběrovým profilem

Heterogenita sedimentu je zřejmá z rozdílného zrnitostního složení tří vzorků, tzv. replik, odebraných ze stejné lokality ve stejném čase. Extrémní

případy, kdy se podíl jednotlivých frakcí liší i o více než 100 %, jsou prezentovány v Tab. 3.

**Tab. 3 Příklad extrémních odchylek zjištěných pro zrnitostní složení sedimentu z Botiče a Rokytky mezi třemi odebíranými replikami**

		<63 $\mu\text{m}$	63-200 $\mu\text{m}$	>200 $\mu\text{m}$
<b>B3</b>	podíl frakce (%)	1,1	9,2	89,7
	RSD (%)	<b>114,5</b>	<b>53,2</b>	<b>5,5</b>
<b>R2</b>	podíl frakce (%)	1,75	20,88	77,37
	RSD (%)	<b>35,67</b>	<b>55,06</b>	<b>15,67</b>

Také množství organické hmoty se může mezi třemi replikami odebranými z dané lokality ve stejný čas významně lišit. Vysoké odchylky (na Botiči až 60 %) jsou zjištěny zejména v případech, kdy podíl organické hmoty v sedimentu je menší než 2%.

Heterogenita sedimentu se odráží i na koncentracích kovů. U obou toků se vyskytují zásadní rozdíly mezi replikami odebranými ze stejné lokality ve stejném čase, a to jak v celkové koncentraci, tak v koncentracích v jednotlivých zrnitostních frakcích (příklad viz Tab. 4).

**Tab. 4 Příklad extrémních odchylek koncentrací (c) Cd, Cr a Cu v sedimentu profilu R1 (Rokytka) mezi třemi odebíranými replikami**

		celkový vzorek	<63 $\mu\text{m}$	63-200 $\mu\text{m}$	>200 $\mu\text{m}$
<b>Cd</b>	c ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	286,3	313,99	303,45	333,19
	RSD (%)	<b>48,6</b>	<b>12,2</b>	<b>53,8</b>	<b>74,4</b>
<b>Cr</b>	c ( $\text{mg}/\text{kg}$ )	34,96	38,9	35,49	33,96
	RSD (%)	<b>30,4</b>	<b>30,2</b>	<b>54,2</b>	<b>37,5</b>
<b>Cu</b>	c ( $\text{mg}/\text{kg}$ )	74,95	85,86	87,2	73,08
	RSD (%)	<b>49,8</b>	<b>27,9</b>	<b>49,0</b>	<b>55,9</b>

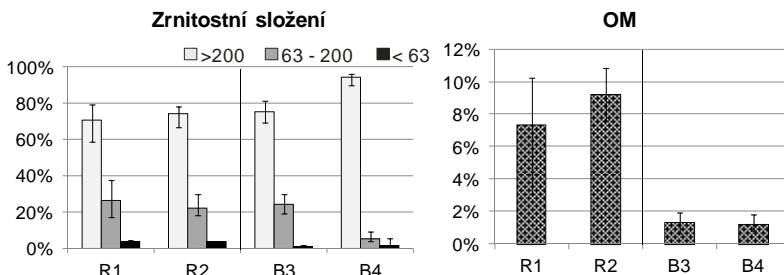
Z prezentovaných výsledků je zřejmé, že způsob odběru vzorku dnového sedimentu je důležitou součástí hodnocení. Pro docílení odběru sedimentu co nejvíce reprezentativního pro danou lokalitu je třeba vyvarovat se odběru pouze z jednoho bodu, ale naopak odebrat směsný vzorek ze všech bodů, kde se sediment tvoří, v rámci vytyčeného příčného profilu toku.

### 3.3.2 Zrnitostní analýza a podíl organické hmoty

Zrnitostní složení sedimentu obou toků, viz Obr. 4 vlevo, si zachovává během celého roku obdobný trend, jak naznačují chybové úsečky v grafu znázorňující rozpětí mezi minimální a maximální monitorovanou hodnotou. Významně převažuje frakce hrubozrnná (>200  $\mu\text{m}$ ), naopak zastoupení jemnozrnné frakce (< 63  $\mu\text{m}$ ) nedosahuje ani 5%. Nejvíce patrný je tento nepoměr na Botiči, na profilu B4, kde vlivem vyšší průtokové rychlosti tvoří hrubozrnná frakce více než 90% hmotnosti sedimentu, zatímco



jemnozrná je obvykle zastoupena méně než 2%, ve 40% vzorků z lokality B4 byla pouze v rozmezí 0,3-0,4%.



**Obr. 4 Průměrné zrnitostní složení a podíl organické hmoty (OM) v sedimentu Rokytky a Botiče**

Pokud by pro analýzu těžkých kovů měla být použita pouze jemnozrná frakce, bylo by třeba např. z lokality B4 při 0,5% zastoupení této frakce získat 2 kg suchého vzorku, což je množství v drobném toku obtížně dosažitelné. Navíc, pokud by měla být analyzována frakce <20 μm, jak stanovuje Nařízení vlády č. 23/2011 Sb., bylo by třeba množství vzorku ještě větší.

Zastoupení organické hmoty, Obr. 4 vpravo je v čase více proměnlivé než zrnitostní složení, s výjimkou jednoho odběru na obou profilech Rokytky nepřesahuje 10%. Na Botiči je podíl organické hmoty v sedimentu mnohem nižší než na Rokytkce.

### 3.3.3 Hodnocení koncentrací kovů v sedimentu

Koncentrace sledovaných těžkých kovů v sedimentu jsou prezentovány v Tab. 5. Průměrné, minimální a maximální monitorované hodnoty jsou porovnány s kritérii TEC<sup>2</sup> a PEC<sup>3</sup>. Na obou tocích se jeví nejvíce problémovým kovem měď. Zvýšené koncentrace mědi v městských tocích ovlivněných městským odvodněním mohou souviset s aplikací měděných materiálů ve stavebnictví (střechy, okapové svody v rezidenční výstavbě v okolí obou toků), případně s algicidními preparáty na bázi mědi používanými v zahrádkářství i zahradních bazénech. Druhým nejvýznamnějším kovem zůstává olovo, přestože jeho hlavní zdroj, olovnaté pohonné hmoty, byl eliminován již před 10 lety. Třetím problémovým

<sup>2</sup> TEC (Threshold Effect Concentration) - Prahová účinná koncentrace

<sup>3</sup> PEC (Probable Effect Concentration) - Pravděpodobná účinná koncentrace

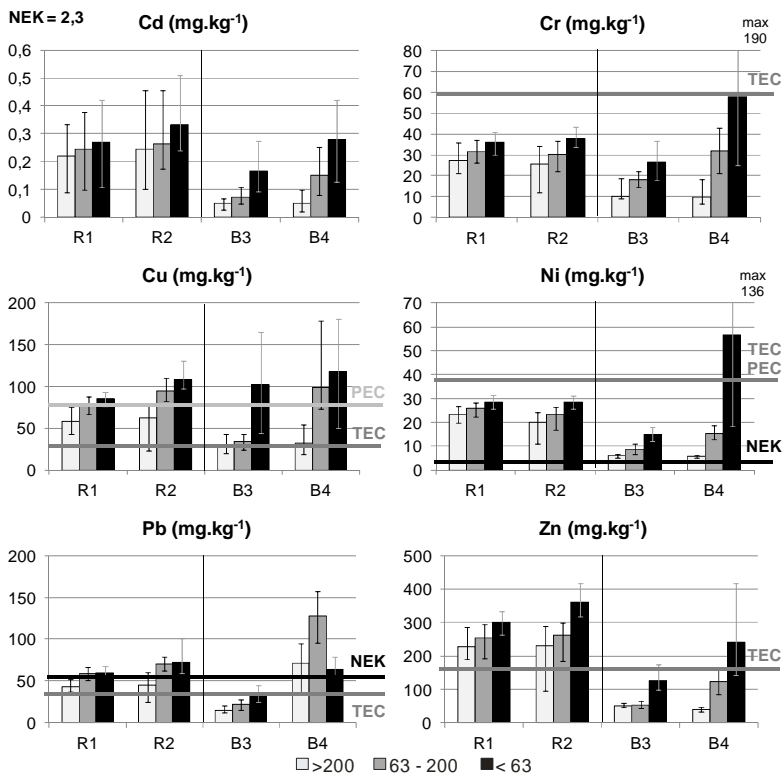
kovem je zinek, a to na Rokytce. Podobně jako v případě mědi, také zinek může pocházet ze stavebních materiálů (střechy, okapy).

**Tab. 5 Průměrné, minimální a maximální koncentrace analyzovaných kovů v mg.kg<sup>-1</sup> v sedimentu Rokytka a Botiče. Šedou barvou jsou podbarveny hodnoty překračující TEC, tučně a tmavě podbarveny jsou hodnoty překračující obě kritéria (TEC i PEC)**

			<b>Cu</b>	<b>Cr</b>	<b>Pb</b>	<b>Ni</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>
<i>Rokytka</i>	<i>R1</i>	prům.	63,7	28,6	47,6	24,0	237,7	0,220
		min	48,3	22,0	42,8	20,0	187,2	0,092
		max	<b>78,7</b>	36,7	55,2	27,3	292,0	0,306
	<i>R2</i>	prům.	72,5	27,5	52,3	21,3	248,0	0,240
		min	35,7	14,2	32,9	12,1	118,6	0,110
		max	<b>86,3</b>	34,5	61,8	25,0	303,7	0,346
<i>Botič</i>	<i>B3</i>	prům.	33,0	12,2	16,2	6,7	52,4	0,057
		min	21,9	10,6	13,2	5,7	46,0	0,033
		max	44,8	13,9	20,5	7,9	60,7	0,076
	<i>B4</i>	prům.	39,9	11,3	91,1	6,6	44,7	0,056
		min	24,4	7,7	38,1	5,8	36,1	0,022
		max	61,0	16,7	218,8	7,7	52,0	0,102
<i>TEC</i>			28	59	34,2	39,6	159	0,592
<i>PEC</i>			<b>77,7</b>	<b>159</b>	<b>396</b>	<b>38,5</b>	<b>1532</b>	<b>11,700</b>

Přestože na Rokytce není znám žádný významnější zdroj znečištění kovy, koncentrace všech sledovaných kovů (s výjimkou Pb na profilu B4 Botiče) jsou zde vyšší než na Botiči. Příčinou mohou být rozdílné kvalitativní vlastnosti sedimentu, zejména vyšší zastoupení organické hmoty na Rokytce. Silnou afinitu kovů (především Cu, Cd a Zn) k vazbě do organické hmoty potvrzuje Qu a Kelderman (2001).

Obr. 5 ukazuje průměrné koncentrace sledovaných kovů v jednotlivých zrnitostních frakcích sedimentu, rozpětí minimálních a maximálních monitorovaných hodnot je znázorněno chybovými úsečkami. Potvrzuje se skutečnost známá z odborné literatury, např. Soares a kol. (1999), Kelderman a kol. (2000), že těžké kovy se vážou největším podílem do nejjemnější zrnitostní frakce. Podíl kovů v hrubších frakcích se však ukazuje také významný, v řadě případů jsou koncentrace ve frakcích 63-200  $\mu\text{m}$  a  $>200 \mu\text{m}$  srovnatelné nebo dokonce vyšší než koncentrace ve frakci  $<63 \mu\text{m}$ . Dostupnost a potenciální nebezpečnost kovů z hrubších frakcí je také nutno při hodnocení uvažovat, proto se nejvíe příliš objektivní soustředit se pouze na analýzu jemnozrnné frakce.



**Obr. 5 Průměrné koncentrace kovů v zrnitostních frakcích sedimentu Rokytky a Botiče**

Při analýze hrubších frakcí i celkového vzorku sedimentu se projevuje nehomogenita materiálu a výsledky jsou zatíženy vyšší odchylkou měření. Vyšší odchylky byly také měřeny při analýze vzorků obsahujících velmi malé množství organické hmoty. Proto je nutno zrnitost i podíl organické hmoty zohlednit při navázce vzorku pro analýzu, u hrubozrnných vzorků s nízkým podílem organické hmoty volit navážku vyšší, 2 g oproti polovičnímu množství dostačujícímu pro přesnou analýzu jemnozrnného materiálu. Minimálně duplicitní analýza je samozřejmostí. V případě vyšší RSD, než je přípustných 20%, je nutné analýzu opakovat. Navíc by bylo vhodné uvedenou 20% RSD uvažovat jako nejistotu při hodnocení nebezpečnosti.

Na Obr. 5 jsou kromě EPA kritérií TEC a PEC znázorněny také české NEK dané Nař. vl. č. 23/2011 Sb. Zatím jsou dostupné jen v omezeném rozsahu,

pouze pro Cd, Ni a Pb. Jejich použití je určeno pro frakci <20 µm, přesto jsou zde aplikovány zejména pro frakci <63 µm. Ve srovnání s kritérii PEC a TEC jsou NEK přísněji nastaveny pro nikl. Jeho koncentrace toto kritérium významně přesahují nejen v nejjemnější frakci. Olovo lze podle NEK označit jako rizikové podobně jako při použití kritéria TEC. Koncentrace Cd nedosahují na rozdíl od předchozích dvou kovů hodnoty NEK v žádné z frakcí na žádném profilu.

## ZÁVĚR

Hodnocení koncentrací těžkých kovů v sedimentu drobných vodních toků spočívá ve složité proceduře zahrnující odběr, předúpravu, rozklad a analýzu škodliviny ve vzorku, přičemž každý krok je zatížen vyšší či nižší nejistotou. Proto je nutné nejistoty uvažovat při porovnávání se standardy/normami environmentální kvality. Výběr kritérií pro hodnocení škodlivin v sedimentu také není jednoduchý. NEK nově zaváděné v naší zemi se díky svému specifickému vymezení ukazují jako nevhodné pro aplikaci při hodnocení drobných vodních toků.

Vyhodnocení koncentrace kovu v sedimentu na základě vhodných EQS je v kombinaci s vyhodnocením koncentrací ve vodě důležitou součástí hodnocení dostupnosti a nebezpečnosti kovů pro vodní organismy, nicméně pro dostatečně objektivní posouzení ještě není postačující. Zjištěné celkové koncentrace kovů jak ve vodě, tak zejména v sedimentu, ještě nemusejí znamenat toxicitu. Celková koncentrace kovu v sedimentu může být vyšší než EQS a přitom nemusí znamenat bezprostřední ohrožení bioty, je-li vazba dostatečně pevná. Naopak, koncentrace kovu nepřesahující EQS může být nebezpečná v případě, že kov je vázán ve snadno biologicky dostupných formách sedimentu. Pro objektivní hodnocení rizika těžkých kovů ve vodním prostředí je nutno analýzu koncentrací v sedimentu a ve vodě doplnit dalšími náročnými specifickými analýzami, např. identifikací geochemických forem kovů v sedimentu, a v rámci komplexního přístupu sledovat vedle chemické kvality také biologickou a ekomorfologickou složku prostředí.

Pro zlepšování kvality urbanizovaných toků a snižování ekotoxikologického zatížení dnového sedimentu je nutné zamezit nebo alespoň minimalizovat vstup škodlivin z kanalizace. Mezi technická opatření vedoucí k naplnění tohoto cíle patří nejen rekonstrukce odlehčovacích komor, ale také pravidelná údržba a čištění stokového systému, uličních vpustí a dešťových kanalizací.

# PODĚKOVÁNÍ

Práce vznikla s podporou projektů MŠMT č. MSM6840770002 a GAČR 203/08/P387.

## SEZNAM LITERATURY

- ASHLEY, R.M., BERTRAND-KRAJEWSKI, J.L., HVITVED-JACOBSEN, T., VERBANCK, M. (2004) Solids in Sewer. Characteristics, effects and control of sewer and associated pollutants, IWA Publishing, London, ISBN 1900222914
- ČSN EN 13346 (758030):Charakterizace kalů - Stanovení stopových prvků a fosforu - Metody extrakce lučavkou královskou, 2001.
- ČSN ISO 5667-12 Jakost vod – Odběr vzorků – Část 12: Pokyny pro odběr vzorků dnových sedimentů
- GORDON, N.D., McMAHON, T.A., FINLAYSON, B.L. (1996) Stream Hydrology – An Introduction for Ecologist. John Wiley, Sussex, England, 526 pp. ISBN 0-471-93084-9
- JONES, D.S., HULL, R.N., SUTER, G.W. (1996). Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on sediment-associated biota. Lockheed Martin Energy Research Corporation Report ES/ER/TM-95/R2
- KELDERMAN, P., DROSSAERT, W.M.E., MIN, Z., GALIONE, L.S., OKONKWO, L.C., CLARISSE, I.A. (2000) Pollution assessment of the canal sediments in the city of Delft (the Netherlands), Water Research, 34 (3), 936-944
- KOMINKOVA, D.; STRANSKY, D.; ST'ASTNA, G.; CALETKOVA, J.; NABELKOVA, J.; HANDOVA, Z.. (2005) Identification of ecological status of stream impacted by urban drainage, Water Sci & Tech 51(2), 249-256
- KOVÁŘ, P., KŘOVÁK, F. (2002) Hrazení bystřin, skripta pro distanční studium. ČZU Praha, 45 s. ISBN 80-213-0888-5
- NABELKOVA, J., KOMINKOVA, D., ST'ASTNA, G. (2004) Assessment of ecological status in small urban streams of Prague agglomeration. Water Sci & Tech 50 (5), 285-291
- NÁBĚLKOVÁ, J. (2011) Těžké kovy v sedimentech drobných městských toků, habilitační práce, Stavební fakulta ČVUT v Praze
- NAŘÍZENÍ VLÁDY č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění Nařízení vlády č. 23/2011 Sb.

- PITTER, P. (2009) Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT Praha
- PĚNKAVOVÁ, M. (2008) Rozklad sedimentu pro analýzu těžkých kovů – optimalizace metodik. Diplomová práce, Stavební fakulta ČVUT v Praze
- QU, W., KELDERMAN, P. (2001) Heavy metal contents in the Delft canal sediments and suspended solids of the River Rhine: multivariate analysis for source tracing. *Chemosphere* 45, 919-925
- SCANCAR J, MILACIC R, HORVAT M (2000) Comparison of various digestion and extraction procedures in analysis of heavy metals in sediments, *Water Air and Soil Pollution*, 118 (1-2), 87-99
- SOARES, H.M.V.M., BOAVENTURA, R.A.R., MACHADO, A.A.S.C., ESTEVES DA SILVA, J.C.G. (1999) Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal): multivariate analysis of data, *Environmental Pollution* 105, 311-323
- STEPHENS, S.R., ALLOWAY, B.J., CARTER, J.E., PARKER, A. (2001) Towards the characterization of heavy metals in dredged canal sediments and an appreciation of „availability“: two examples from the UK. *Environmental Pollution* 113, 395-401
- US EPA 3051 (1994) Standard method. Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils, Washington DC, USA
- US EPA Method 3052 (1993) Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices
- VYHLÁŠKA MZem a MŽP č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě
- VYHLÁŠKA MŽP č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu
- WALSH, C. J., ROY, A.H., FEMINELLA, J.W., COTTINGHAM, P.D., GROFFMAN, P.M., MORGAN, R.P.(2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3):706–723. doi:10.1899/04-028.1, ISSN 0887-3593
- WFD (2000) Water Framework Directive 2000/60/ES - Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky
- ZLATNÍKOVÁ, S. (2010) Změna koncentrací toxických kovů v závislosti na obměně dnového sedimentu v drobném urbanizovaném toku. Diplomová práce, Stavební fakulta ČVUT v Praze

## **Mgr. Jana Nábělková, Ph.D.**

### **Odborná kvalifikace**

**2000- dosud** odborný asistent na Stavební fakultě ČVUT v Praze, Katedra zdravotního a ekologického inženýrství

**2002 (4 měsíce)** akademický pobyt na Universitě v Portu, Portugalsko - Faculdade de Engenharia, Departamento de Engenharia Quimica, Laboratory of Separation and Reaction Engineering

**2000 - 2005** *PhD studium* ČVUT v Praze, Fakulta stavební

**1995–2000** *Magisterské studium* Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta

### **Účast na řešení projektů**

#### ***Domácí granty:***

**2008-2010** GAČR 203/08/P387 (Nábělková, J.): Těžké kovy v drobných urbanizovaných tocích a optimální metodika analýzy sedimentu

**2005-2011** Výzkumný záměr MŠMT - MSM 6840770002 (Pollert, J.) - Revitalizace vodního systému krajiny a měst

**2005-2007** GAČR 205/05/0426 (Komínková, D.) - Vliv urbanizace na ekologický stav drobných toků

**2010-2011** SGS10/147/OHK1/2T/11 (Pollert, J.) Chování vybraných singularit stok při extrémních hydrologických jevech

#### ***Zahraniční projekty:***

**2006-2008** projekt 6. Rámcového programu EU, ref. č. 17568 - WOMEN-CORE (WOMEN in CONstruction Scientific REsearch)

**2004-2009** projekt 6. Rámcového programu EU, GOCE-CT-2004-505420 - FLOODsite (Integrated Flood Risk Analysis and Management Methodologies)

#### ***Projekty zpracovávané ve spolupráci s praxí:***

**2001-2009** (několik etap) Posouzení vlivu plánovaného silničního okruhu Slivenec – Jesenice na povrchové vodní toky – pro Projekt IV s.r.o. a Ředitelství silnic a dálnic

**2006** Posouzení dočišťovací funkce biologického rybníku v ČOV Dolní Chabry – pro Veolia - PVK Praha

**2006** Posouzení vlivu provozu Letiště Praha s.p. na ekologický stav Únětického a Kopaninského potoka – pro ECO-ENVI-CONSULT

**2005** Studie čištění odpadních vod z tunelů Panenská – pro Metrostav

### **Publikace a ohlasy**

***H-index podle Web of Science:*** 3

***Mezinárodní impaktované časopisy:*** celkem 6 článků, 11 citací (bez autocitací)

**NABELKOVA, J., KOMINKOVA, D., STASTNA, G.** (2004) Assessment of ecological status in small urban streams of Prague agglomeration. *WATER SCI & TECH* 50 (5), pp 285-291 - **5 citací**

**NABELKOVA, J.; KOMINKOVA, D.** (2006) Distribution of heavy metals in freshwater ecosystem of a small stream impacted by urban drainage, *WATER SCI & TECH* 54(6-7), pp 339-346 - **4 citace**

KOMINKOVA, D.; STRANSKY, D.; STASTNA, G.; CALETKOVA, J.; NABELKOVA, J.; HANDOVA, Z.. (2005) Identification of ecological status of stream impacted by urban drainage, WATER SCI & TECH 51(2), pp 249-256 - **3 citace**

KOMINKOVA, D.; NABELKOVA, J. (2007) Effect of urban drainage on bioavailability of heavy metals in recipient, WATER SCI & TECH 56( 9), pp 43-50 - **2 citace**

NABELKOVA, J.; STASTNA, G.; KOMINKOVA, D. (2005) Flood impact on water quality of small urban streams, WATER SCI & TECH 52(12), pp 267-274

KOMINKOVA, D.; NABELKOVA, J. (2005) The risk assessment of heavy metals in the ecosystem of urban creeks. WATER SCI & TECH 53(10), pp 65-73

**Recenzované časopisy:** celkem 10 článků

NÁBĚLKOVÁ, J.; SÝKORA, P. (2011) Vazebné chování vybraných kovů v sedimentu stoky a ovlivněného recipientu, VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ 61(3), s. 112-116

KOMÍNKOVÁ, D.; ŠTARMANOVÁ, D.; NÁBĚLKOVÁ, J. (2011) Biologická dostupnost a ekotoxikologické nebezpečí těžkých kovů v tocích ovlivněných ČOV, STAVEBNÍ OBZOR 20(2), s. 56-59

KOMÍNKOVÁ, D.; VEČEŘOVÁ, L.; NÁBĚLKOVÁ, J. (2011) Dlouhodobý vývoj obsahu toxických kovů ve vodě a sedimentu Botiče, VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ 61(10), s. 381-385.

VEČEŘOVÁ, L.; KOMÍNKOVÁ, D.; NÁBĚLKOVÁ, J. (2011) Dlouhodobý vývoj obsahu toxických kovů v bentických organismech Botiče a dlouhodobé hodnocení environmentální nebezpečnosti, VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ 2011(11), s. 423-432

KOMÍNKOVÁ, D.; ŠTARMANOVÁ, D.; NÁBĚLKOVÁ, J. (2010) Vliv čistíren odpadních vod na chování stopových prvků ve vodních ekosystémech urbanizovaných toků, VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ 60(3), s. 42-45

NÁBĚLKOVÁ, J.; KOMÍNKOVÁ, D. (2009) Těžké kovy v drobných městských tocích a jejich význam, VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ 59(6), s. 217-220

KOMÍNKOVÁ, D.; HANDOVÁ, Z.; NÁBĚLKOVÁ, J.; CALETKOVÁ, J. (2007) Syndrom urbanizovaných toků a nový pohled na revitalizaci městských toků, VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ 57(2), s. 39-42

KOMÍNKOVÁ, D.; NÁBĚLKOVÁ, J. (2007) Změny biologické dostupnosti těžkých kovů v urbanizovaných tocích, VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ 57(10), s. 336-340

KABELKOVÁ, I.; ŠTASTNÁ, G.; STRÁNSKÝ, D.; NÁBĚLKOVÁ, J. (2006) Vliv úprav na OK83 na ekologický stav Botiče, VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ 56(5), s. I-III

NÁBĚLKOVÁ, J.; ŠTASTNÁ, G.; KOMÍNKOVÁ, D. (2003) Metodika hodnocení ekologického rizika v drobných vodních tocích urbanizovaných oblastí, VODNÍ HOSPODÁŘSTVÍ 53(5), s. 129-136

**Kapitola v knize:** 2 kapitoly

NÁBĚLKOVÁ, J.; KOMÍNKOVÁ, D.; JIRÁK, J. (2012) The Impact of Highway Runoff on the Chemical Status of Small Urban Streams, URBAN ENVIRONMENT. London: Springer, p. 307-316. ISBN 978-94-007-2539-3

KOMÍNKOVÁ, D.; NÁBĚLKOVÁ, J.; ŠTARMANOVÁ, D. (2012) Changes of toxic metals bioavailability in urban creeks as potential environmental hazard, URBAN ENVIRONMENT. London: Springer, p. 317-326. ISBN 978-94-007-2539-3

**Publikace ve sbornících konferencí českých i mezinárodních:** 55 příspěvků na českých konferencích, 12 na zahraničních