

HAVÁRIE JADERNÉ ELEKTRÁRNY FUKUŠIMA DAIICHI A JEJÍ VLIV NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

Eva Juranová, Eduard Hanslík

Klíčová slova

Fukušima – havárie – jaderná elektrárna – dopady

Souhrn

V příspěvku jsou shrnuta fakta, která se týkají havárie v japonské jaderné elektrárně Fukušima Daiiči. Havárie nastala po ničivém zemětřesení a tsunami, které zasáhly Japonsko 11. března 2011. Ve stručnosti je uveden její průběh. Pozornost je věnována následným únikům radioaktivních látek do životního prostředí, především do ovzduší a do oceánu. Okolí elektrárny bylo silně kontaminováno radioaktivním spadem, a to včetně zdrojů pitné vody a potravin. Radioaktivní kontaminace mimo Japonsko je však malá, globální dopady havárie jsou spíše jiného charakteru.

Úvod

Dne 11. března 2011 zasáhlo severovýchodní pobřeží japonských ostrovů zemětřesení o síle 9,0 stupňů Richtrovy škály. Bývá uváděno jako jedno z nejsilnějších vůbec. Po zemětřesení následovala ničivá vlna tsunami nebývalé výšky. Tato přírodní katastrofa zasáhla rozlehlé území (podle zprávy kabinetu premiéra Japonska pro Mezinárodní agenturu pro atomovou energii bylo zaplaveno 561 km² [1]) a způsobila škody obrovského rozsahu. Katastrofa si vyžádala více než 15 000 mrtvých a další tisíce pohřešovaných. Celá města byla srovnána se zemí. Ničivý dopad měla tsunami na infrastrukturu: ochromena byla elektrická rozvodná síť, vodovody i doprava, telekomunikační sítě. Tsunami zasáhla i čtyři jaderné elektrárny umístěné při pobřeží. Ve třech se podařilo záhy dosáhnout studeného odstavení všech reaktorů, které byly v provozu [2]. V jedné z nich, v jaderné elektrárně Fukušima Daiiči, způsobila přírodní katastrofa po poškození systému chlazení reaktorů nejhorší jadernou havárii od Černobylu v roce 1986 [3].

Průběh havárie

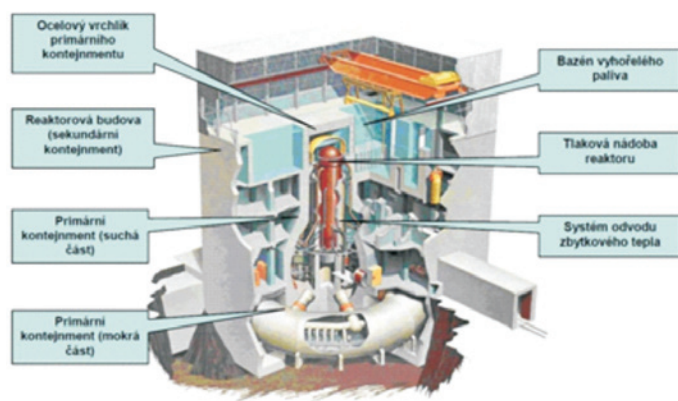
Jaderná elektrárna Fukušima Daiiči leží přímo při pobřeží. Měla šest varných reaktorů typu BWR o výkonu 480 MW (blok 1), 784 MW (bloky 2, 3, 4 a 5) a 1 100 MW (blok 6) [4]. Do provozu byly uvedeny v 70. letech minulého století a jsou provozovány soukromou společností TEPCO (Tokyo Electric Power Company) [4]. Schéma varného reaktoru je na obr. 1.

Podle informací provozovatele [5, 6] i zprávy japonské vlády [1] byly v době, kdy Japonsko zasáhlo ničivé zemětřesení a tsunami, tři ze šesti fukušimských reaktorů (bloky 4, 5 a 6) v odstávce kvůli pravidelné údržbě. Reaktory 1, 2 a 3 byly v provozu. Poté, co byla elektrárna zasažena zemětřesením, proběhlo automatické havarijní odstavení reaktorů. Po výpadku dodávky elektrického proudu zvenčí, který způsobilo zemětřesení, bylo uvedeno do provozu havarijní chlazení reaktorů pomocí dieselgenerátorů. Pak ale následovala vlna tsunami (v oblasti elektrárny Fukušima Daiiči

dosahovala výšky asi 13 m) a bylo zničeno i havarijní chlazení. Reaktory nebyly dostatečně chlazeny a hladina vody v reaktorové nádobě poklesla. Došlo k obnažení palivových článků a porušení pokrytí paliva, které se začalo tavit a uvolňovat radioaktivní látky. Zvyšující se radiace v reaktorových budovách situaci dále komplikovala. Kvůli rostoucímu tlaku uvnitř kontejnmentu bylo rozhodnuto tento tlak snížit odvětráním. Následně reaktorovými budovami otrásly exploze vodíku, které je poškodily [1].

Hlavním problémem bylo chlazení reaktorů, na které bylo využito všech dostupných prostředků. Bylo nutno přistoupit ke krizovému řešení a použít k chlazení reaktorů mořskou vodu. Problém představovaly i bazény vyhořelého paliva, a to především u reaktoru č. 4, kam bylo umístěno větší množství paliva čerstvě vyvezeného z reaktoru [1, 5, 6].

V týdnech následujících po havárii se intenzivně pracovalo na stabilizaci situace, především na obnově dodávky elektrické energie a zajištění stabilního chlazení. V červnu 2011 bylo obnoveno cirkulační chlazení [1, 5, 6]. Nepoškozené reaktory (bloky 5 a 6), které v době katastrofy byly odstavené,



Obř. 1. Schéma reaktoru typu BWR [2]
Fig. 1. Schema of a BWR type reactor [2]

Tabulka 1. Množství radioaktivních látek uvolněná do atmosféry a do oceánu při havárii jaderné elektrárny Fukušima Daiiči odhadnutá společností TEPCO a dalšími institucemi (Japan Atomic Energy Agency, Nuclear Safety Commission, Nuclear & Industrial Safety Agency, Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire); pro srovnání je uveden i únik do atmosféry z havárie černobylské elektrárny a po atmosférických testech jaderných zbraní [8–11]

Table 1. Amounts of radioactive substances released into the atmosphere and into the ocean during the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, estimated by TEPCO and other institutions (Japan Atomic Energy Agency, Nuclear Safety Commission, Nuclear & Industrial Safety Agency, Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire); for comparing, atmospheric release from the Chernobyl accident and after the nuclear weapons atmospheric tests are cited [8–11]

		Vzácné plyny [10 ¹⁵ Bq]	¹³¹ I [10 ¹⁵ Bq]	¹³⁴ Cs [10 ¹⁵ Bq]	¹³⁷ Cs [10 ¹⁵ Bq]	Hodnocení INES ¹⁾ [10 ¹⁵ Bq]
Do atmosféry	TEPCO	500	500	10	10	900
	Ostatní instituce	2000	120–200	18	6,1–15	370–670
	Únik z Černobylu	6500	1 800	–	85	5200
	Testy jaderných zbraní	–	5550 ²⁾	–	948	–
Do oceánu	TEPCO	–	11	3,5	3,6	–
	Ostatní instituce	–	11,4	–	3,6–27	–

¹⁾Pro účely hodnocení havárie stupnicí INES (International Nuclear Event Scale) je uvolněné množství radioaktivity vyjádřeno pomocí ekvivalentu ¹³¹I (z hlediska vlivu na lidské zdraví).

²⁾Pouze pro testy v USA.

¹⁾The INES-based assessment (International Nuclear Event Scale) is a value obtained by converting an amount of radioactivity into an iodine equivalent (taking into account public health impact).

²⁾Tests in the USA only.

ale obsahovaly palivo, se podařilo díky jednomu zachovanému dieselelektrogenerátoru ochladit a dosáhnout studeného odstavení již 20. 3. 2011 [1]. Podle zprávy WHO [3] z loňského června byla několik měsíců po katastrofě situace v poškozené jaderné elektrárně stabilizovaná. Stále probíhalo chlazení poškozených reaktorů č. 1, 2, a 3 a do bazénů vyhořelého paliva u reaktorů 1, 3 a 4 byla čerpána voda. Voda s vysokým obsahem radioaktivních látek byla zadržována. Dne 16. 12. 2011 bylo oznámeno dosažení stavu studeného odstavení i u poškozených reaktorů [2, 7].

Následky havárie

Důsledkem havárie byly tři reaktory (bloky 1, 2 a 3) s roztaveným palivem [1]. Jejich reaktorové tlakové nádoby byly poškozeny a porušena byla i hermetická těsnost kontejnmentů, reaktorové budovy byly poškozeny. V průběhu havárie došlo k úniku radioaktivních látek do životního prostředí, a to do atmosféry a do oceánu.

Do okolního ovzduší byla radiace uvolněna při explozích vodíku, které se vyskytly na bloku 1 (12. 3. 2011), na bloku 2 (15. 3. 2011) a na bloku 3 a 4 (14. 3. 2011) [1] a také při ventilaci pro řízení uvolnění tlaku v kontejnmentech reaktorů. Odhadované množství uniklých radioaktivních látek je uvedeno v tabulce 1. V současné době jsou úniky radioaktivních látek do ovzduší z poškozené jaderné elektrárny relativně nízké oproti množství radionuklidů uvolňovaných v období po havárii, jak ukazuje obr. 2. TEPCO odhaduje, že v současnosti uniká do atmosféry každou hodinu maximálně $1 \cdot 10^7$ Bq radioaktivního cesia [8].

Radioaktivní látky uniklé do ovzduší byly přenášeny větrem a kontaminovaly rozsáhlé oblasti pevniny na japonském ostrově Honšú i oblast oceánu. Depozice radioaktivního cesia na pevninu je zobrazena na obr. 3 [12]. Nejvíce zasaženy byly oblasti severozápadním směrem od elektrárny Fukušima Daiiči. V důsledku havárie bylo evakuováno obyvatelstvo v okruhu 30 km od elektrárny a v dalších nejhůře zasažených oblastech.

Voda, použitá k chlazení, která byla vysoce radioaktivní, se akumulovala v prostorách elektrárny. Bylo zjištěno, že došlo k úniku této vysoce radioaktivní vody do moře netěsnostmi, a to z bloku 2 v dubnu 2011 (asi 520 m³) a z bloku 3 v květnu 2011 (asi 250 m³) [5]. Celkové množství radioaktivních látek uniklých do oceánu je uvedeno v tabulce 1. Tyto úniky radioaktivní vody spolu s atmosférickou depozicí způsobily kontaminaci mořské vody při japonském pobřeží.

V reakci na havárii japonské Ministerstvo zdraví, práce a sociálních věcí (Ministry of Health, Labour and Welfare) nařídilo sledovat radioaktivní látky (jóda a cesium) ve vodovodní vodě a v dalších potravinách v oblastech, kde by se mohla vyskytnout radioaktivní kontaminace [13]. Byly ustaveny prozatímní směrné hodnoty (provisional regulation values), při jejichž překročení byla omezena konzumace vody a potravin: pro ¹³¹I (300 Bq/kg, pro kojeneckou stravu 100 Bq/kg), ¹³⁷Cs (200 Bq/kg), uran (20 Bq/kg) a izotopy plutonia a transuranových prvků (1 Bq/kg) [14, 15].

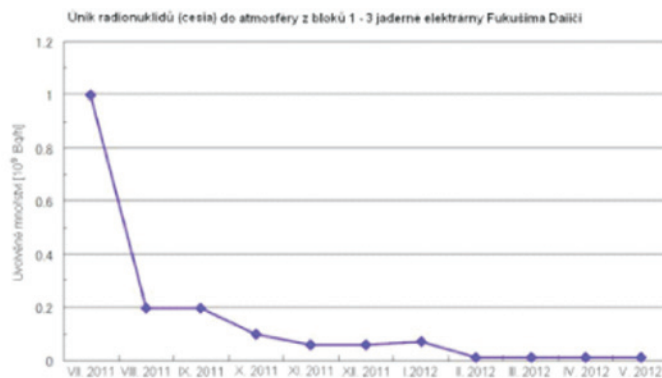
K omezení konzumace pitné vody došlo v oblastech v okolí jaderné elektrárny Fukušima z důvodu překročení prozatímních směrných hodnot pro ¹³¹I. Byla omezena konzumace vody pro kojence z 20 úpraven v pěti prefekturách [16]. V jedné malé úpravě vody (Iitate-mura v prefektuře Fukušima) bylo nutno omezit konzumaci pitné vody i pro dospělé, maximální naměřená hodnota aktivity ¹³¹I v pitné vodě byla 965 Bq/kg, a to 20. 3. 2011 [17] (obr. 4). Nejvyšší aktivity ¹³¹I byly zjišťovány v období od 18. do 29. 3., pak docházelo k jejich poklesu. Ke konci března byla většina omezení odvolána. V platnosti zůstávalo jen omezení konzumace vody kojenci z úpravy Iitate-mura, které bylo odvoláno 10. 5. 2011 [18]. Aktivity radioaktivního cesia (¹³⁷Cs+¹³⁴Cs), které by překračovaly prozatímní směrnou hodnotu 200 Bq/kg, nebyly zjištěny [16]. K datu 10. 5. 2012 byly prozatímní směrné hodnoty nahrazeny cílovou hodnotou pro radioaktivní cesium (10 Bq/kg) [19].

V důsledku havárie byly detekovány radioaktivní látky (¹³¹I a radioizotopy Cs) v potravinách [20]. Stále jsou v platnosti omezení distribuce některých potravin v důsledku jaderné havárie ve Fukušimě [21].

Dávku, kterou bylo zasaženo obyvatelstvo postižených oblastí, se zabývá zpráva WHO [20]. Obyvatelé prefektury Fukušima obdrželi dávku v rozmezí 1–10 mSv, výjimečně v rozmezí 10–50 mSv. Průměrná dávka ve světě z přírodních zdrojů je 2,4 mSv/rok. TEPCO také sleduje dávku obdrženou pracovníky v areálu poškozené elektrárny [22].

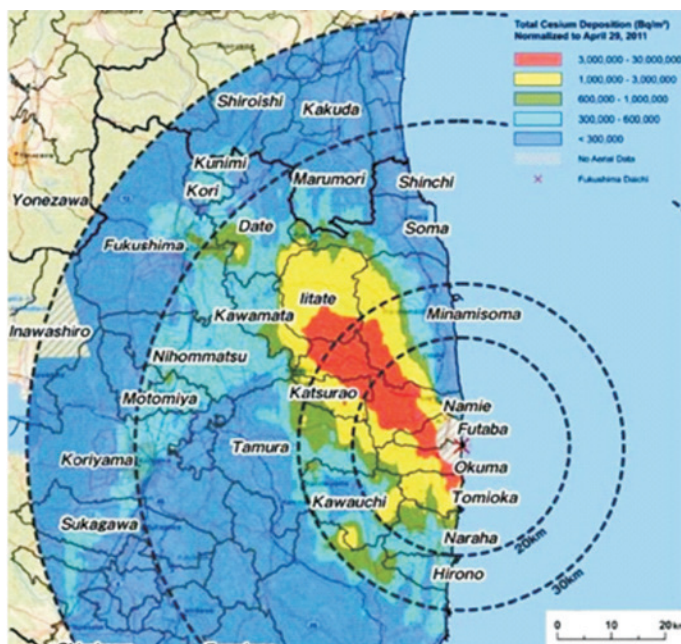
Radionuklidy uvolněné do ovzduší při jaderné havárii ve Fukušimě byly detekovány i nad Českou republikou. Jejich množství však bylo hluboko pod hodnotami, které by mohly ovlivnit lidské zdraví a které by vyžadovaly zavedení jakýchkoliv opatření [11, 24]. Hodnoty radionuklidů naměřené Státním ústavem radiační ochrany v Praze jsou na obr. 5. Je vidět zvýšení objemové aktivity ¹³⁷Cs, které odpovídá únikům z jaderné elektrárny Fukušima Daiiči. Objemová aktivita ¹³⁷Cs kulminovala přibližně ve dnech 28.–30. 3. 2011, poté opět postupně klesala na úroveň pozadí.

Na fukušimskou havárii reagovalo mnoho států světa, i když nedošlo k významnému zasažení jejich území uvolněnými radioaktivními látkami. V Evropě bylo záhy rozhodnuto o provedení zátěžových testů jaderných elektráren [25]. Ty měly znovu prověřit bezpečnostní funkce evropských jaderných elektráren. Zátěžové testy potvrdily vysokou bezpečnost českých



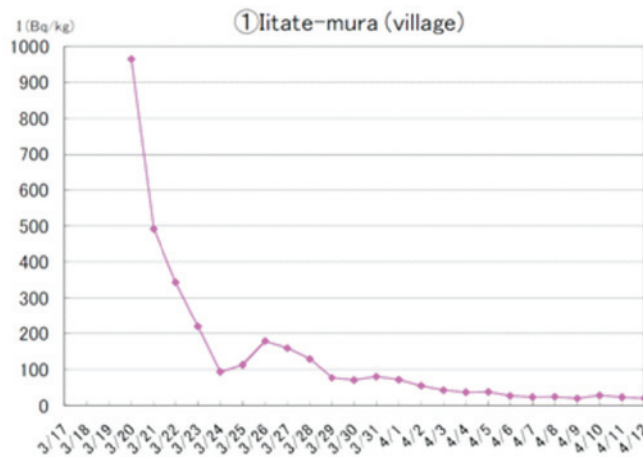
Obr. 2. Odhad měsíčního množství radioaktivních látek uvolňovaných do ovzduší z jaderné elektrárny Fukušima Daiiči [8]

Fig. 2. Estimation of the radioactive substances amount monthly released into the air from the Fukushima Daiichi nuclear power plant [8]



Obr. 3. Mapa depozice radiocesia (¹³⁴Cs+¹³⁷Cs) v okruhu 80 km od jaderné elektrárny Fukušima Daiiči [12]

Fig. 3. Map of the radiocesium (¹³⁴Cs+¹³⁷Cs) deposition within the 80 km radius from the Fukushima Daiichi nuclear power plant [12]



Obr. 4. Hodnoty aktivity ¹³¹I, zjištěné v úpravě pitné vody Iitate-mura v japonské prefektuře Fukušima po havárii jaderné elektrárny Fukušima Daiiči [16]

Fig. 4. Values of the ¹³¹I concentrations detected at Iitate-mura water treatment plant in the Japan prefecture of Fukushima after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident [16]

jaderných elektráren, Temelína a Dukovan, nalezeny byly i možnosti dalšího zlepšení jejich odolnosti.

Závěr

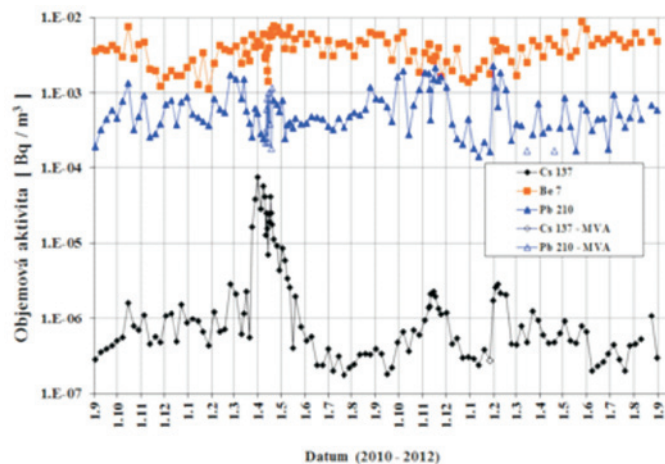
Fukušimská havárie byla druhou nejhorší havárií jaderné elektrárny v historii, po havárii jaderné elektrárny v Černobylu. Byla ohodnocena nejvyšším, sedmým stupněm INES [26]. Radioaktivní kontaminace životního prostředí byla značná, ale nedosáhla vysloveně globálních rozměrů. Zasažení jiných států kromě Japonska radioaktivními látkami bylo malé. Na území České republiky nedošlo k měřitelnému ovlivnění povrchových vod radioaktivními látkami na rozdíl od atmosférických testů jaderných zbraní a havárie v Černobylu.

TEPCO, provozovatel elektrárny Fukušima Daiiči, přijal za havárii zodpovědnost [27]. Japonská strana (TEPCO a japonské orgány státního dozoru) otevřeně poskytovaly o problému podrobné informace. Většinu údajů a měřených dat lze dohledat na internetu, a to i v anglickém překladu. Objevují se ale mezery v zajištění bezpečnosti, připravenosti a organizaci [28, 29].

Tato jaderná havárie ovlivnila celosvětový postoj k jaderné bezpečnosti. Pobídl další země světa k přezkoumání bezpečnosti svých jaderných elektráren a ke snaze jejich bezpečnost stále zvyšovat.

Literatura

- [1] Nuclear Emergency Response Headquarters, Government of Japan. Report of the Japanese Government to the IAEA Ministerial Conference on Nuclear Safety – The Accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations. 2011. Dostupné on-line: http://www.kantei.go.jp/foreign/kan/topics/201106/iaea_houkokusho_e.html
- [2] SÚJB. Situace na jaderných elektrárnách v regionu postiženém silným zemětřesením – Vznik a vývoj havárie na jaderné elektrárně Fukushima Dai-ichi následovaným vlnou tsunami. [Online] [Citace: 20. 6. 2011], <http://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/aktualne/Fukushima/Vznikhavarie.pdf>
- [3] WHO. Japan earthquake and tsunami. Situation Report No. 35. 6. 6. 2011. Dostupné on-line: http://www.who.or.jp/index_files/Sitrep35_6July2011.pdf
- [4] IAEA. Nuclear Power Reactors in the World. Vídeň: IAEA, 2011. Reference Data Series No. 2. Dostupné on-line: http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/RDS2_web.pdf ISBN 978–92–0–117810–7.
- [5] TEPCO. Fukushima Daiichi – A One Year Review. [Online] březen 2012. [Citace: 15. 6. 2012] <http://www.tepco.co.jp/en/nu/fukushima-np/review/index-e.html>
- [6] TEPCO. Fukushima Nuclear Accident Analysis Report. 2. 12. 2011. Předběžná zpráva. Dostupné on-line: http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu11_e/images/111202e14.pdf
- [7] IAEA. IAEA Director General Issues Statement on Progress at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. 16. 12. 2011. Tisková zpráva. Dostupné on-line: <http://www.iaea.org/newscenter/pressreleases/2011/prn201133.html> (31. 7. 2012).
- [8] IAEA. Fukushima Daiichi Status Report. 28. 6. 2012. Zpráva. Dostupné on-line: <http://www.iaea.org/newscenter/focus/fukushima/statusreport280612.pdf> (12. 7. 2012).
- [9] TEPCO. Estimation of the released amount of radioactive materials into the atmosphere as a result of the accident in the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. 24. 5. 2012. Zpráva. Dostupné on-line: http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu12_e/images/120524e0201.pdf (12. 7. 2012).
- [10] TEPCO. Estimation of the released amount of radioactive materials into the ocean (in the vicinity of a port) as a result of the accident in the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. 24. 5. 2012. Zpráva. Dostupné on-line: http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu12_e/images/120524e0202.pdf (11. 7. 2012).
- [11] Hanslík, E. aj. Radioaktivní látky v životním prostředí. Chrudim: Ekomonitor, 2012. ISBN 978-80-86832-64-7.
- [12] IAEA. Fukushima Nuclear Accident Update Log – Updates of 12–18 May 2011. 2011. Zpráva. Dostupné on-line: <http://www.iaea.org/newscenter/news/2011/fukushima200511.html> (2. 10. 2012).
- [13] Health Sciences Council, 10th Subcommittee for Environmental Health and Water Supply. Measures taken against radioactive materials in tap water exposed to the nuclear power plant accidents. Ministry of Health, Labour and Welfare of Japan, 19. 4. 2011. Dostupné on-line: <http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/Document1.pdf> (1. 8. 2012).
- [14] Ministry of Health, Labour and Welfare. Notice No. 0317 Article 3 of the Department of Food Safety – Handling of food contaminated by radioactivity. Japonsko, 17. 3. 2011. Dostupné on-line: <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r9852000001558e-img/2r98520000015av4.pdf> (17. 7. 2012).
- [15] Ministry of Health, Labour and Welfare of Japan. Handling of the Index Levels on Radioactive Materials in Tap Water, etc. 4. 4. 2011. Tisková zpráva. Dostupné on-line: http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/april_8_01.pdf (1. 8. 2012).
- [16] Health Sciences Council, 10th Subcommittee for Environmental Health and Water Supply. The Survey Results of Radioactive Materials in Tap Water. Ministry of Labour, Health and Welfare, 19. 4. 2011. Dostupné on-line: <http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/Document2.pdf> (1. 8. 2012).
- [17] Ministry of Health, Labour and Welfare of Japan. Information on radioactive materials detected in tap water in Fukushima prefecture (including litate-mura (village)) (2nd announcement). 21. 3. 2011. Tisková zpráva. Dostupné on-line: http://www.mhlw.go.jp/english/policy/health/water_supply/dl/7-1_march_21_01.pdf (1. 8. 2011).
- [18] Ministry of Health, Labour and Welfare of Japan. Detection of radioactive materials in tap water (61th announcement). 10. 5. 2011. Tisková zpráva. Dostupné on-line: http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/may_10_01.pdf (1. 8. 2012).



Obr. 5. Objemové aktivity radionuklidů v ovzduší naměřené Státním ústavem radiační ochrany v lokalitě Praha [23]

Fig. 5. Radionuclides concentrations in air detected in Prague by the National Radiation Protection Institute [23]

- [19] Ministry of Health, Labour and Welfare of Japan. Detection of radioactive materials in tap water (270th announcement). 6. 4. 2012. Dostupné on-line: http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/ws_270.pdf
- [20] WHO. Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great Eastern Japan Earthquake and Tsunami. 2012. Dostupné on-line: http://whqlibdoc.who.int/publications/2012/9789241503662_eng.pdf (2. 8. 2012). ISBN 978 92 4 150366 2.
- [21] Ministry of Health, Labour and Welfare of Japan. Restriction of distribution of foods based on the Act on Special Measures Concerning Nuclear Emergency Preparedness. 27. 7. 2012. Tisková zpráva. Dostupné on-line: <http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/food-120727.pdf> (1. 8. 2012).
- [22] IAEA. Fukushima Daiichi Status Report. 2011. Zpráva. Dostupné on-line: <http://www.iaea.org/newscenter/focus/fukushima/statusreport081211.pdf> (19. 9. 2012).
- [23] SÚRO. Radionuklidy v ovzduší – týdenní hodnoty. [Online] 2012. [Citace: 19. 9. 2012] <http://www.suro.cz/rms/ovzdusi/tydenni-hodnoty>
- [24] Malá, H. aj. Monitorování radionuklidů na území ČR po fukušimské havárii. Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství, XXII. konference, 2012, s. 53–56.
- [25] SÚJB. Souhrn průběhu nehody v JE Fukušima Dai-ichi. [Online] [Citace: 19. 9. 2012] http://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/aktualne/souhrn_final_draft-2_.pdf
- [26] IAEA. Re-valuation of INES rating; Effect to the Nuclear Facilities from the earthquake on east area of Japan. [Online] IAEA, 12. 4. 2011 [Citace: 15. 12. 2011]. <http://www-news.iaea.org/ErfView.aspx?mld=b8d002ae-78cc-435b-a9c6-21860bdb46cc>
- [27] TEPCO. 2. 12. 2011. Tisková zpráva. Dostupné on-line: <http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/11120205-e.html> (19. 9. 2012).
- [28] IAEA. One Year After Fukushima, Nuclear Safety Is Stronger. 2012. Tisková zpráva. Dostupné on-line: <http://www.iaea.org/newscenter/pressreleases/2012/prn201208.html> (19. 9. 2012).
- [29] Investigation Committee on the Accident at Fukushima Nuclear Power Stations of Tokyo Electric Power Company. Final Report. 23. 6. 2012. Zpráva. Dostupné on-line: <http://icanps.go.jp/eng/final-report.html> (19. 9. 2012).

Ing. Eva Juranová
VÚV TGM, v.v.i., Praha, ÚŽP Přírodovědecké fakulty UK v Praze
 e-mail: eva.juranova@vuv.cz
 Ing. Eduard Hanslík, CSc.
VÚV TGM, v.v.i., Praha
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Accident of the Fukushima Daiichi nuclear power plant and its environmental impact (Juranová, E.; Hanslík, E.)

Key words

Fukushima – accident – nuclear power plant – impacts

In the article, facts on the accident of the Fukushima Daiichi nuclear power plant are compiled. The accident occurred after a devastating earthquake and tsunami that hit Japan on 11th March 2011. Its development is briefly mentioned. Attention is paid to the following radioactive releases into the environment, especially into the air and ocean. The surrounding of the plant was strongly contaminated with the radioactive fallout, including the drinking water sources and foodstuffs. The radioactive contamination outside Japan is rather small, global impacts of the accident are of a different nature.

VÝZKUM NAUTICKÝCH PODMÍNEK NA HYDRAULICKÉM MODELU PLAVEBNÍHO STUPNĚ DĚČÍN

Petr Bouška, Pavel Gabriel, Ondřej Motl, Ján Šepelák

Klíčová slova

plavební stupeň Děčín – hydraulické modelování – nautické experimenty

Souhrn

V článku jsou uvedeny výsledky výzkumu plavebních podmínek v oblasti navrhovaného plavebního stupně Děčín, realizované na hydraulickém modelu v měřítku 1 : 70. Po popisu použitých dálkově řízených modelů plavidel a analýze modelové podobnosti je podrobně uvedena metodika prováděných nautických experimentů. Pro celý rozsah plavebních průtoků a obousměrnou plavbu jsou zdokumentovány vyhovující plavební podmínky.

Úvod

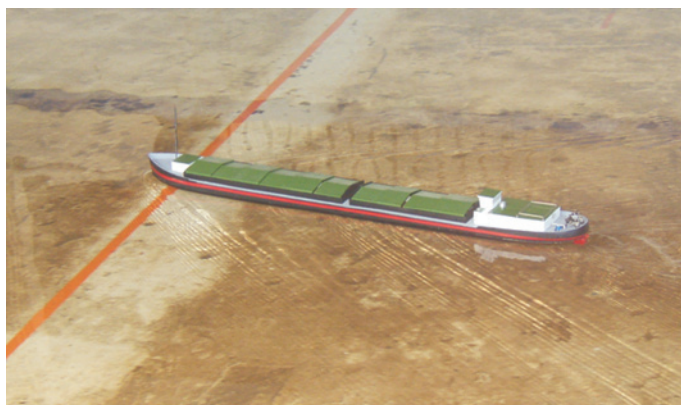
Na objednávku Ředitelství vodních cest ČR byl ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T. G. Masaryka, v.v.i., uskutečněn rozsáhlý hydraulický výzkum investičně a projekčně připravovaného vodního díla Děčín na dolním Labi. Na hydraulickém modelu, vybudovaném ve velké hale hydraulické laboratoře v měřítku geometrického zmenšení 1 : 70 (obr. 1), byla zkoumána a řešena řada problémů, jako optimální dispoziční řešení celého plavebního stupně, optimální úprava jeho jednotlivých objektů, zajištění jejich stability při převádění povodní, nejvhodnější etapizace výstavby apod.

Mezi prvořadé úkoly tohoto výzkumu patřilo ověření plavebních podmínek v celém rozsahu plavebního stupně. K tomu účelu byly na hydraulickém modelu realizovány – s využitím zkušeností z předcházejících výzkumů – nautické experimenty v potřebném rozsahu. Přitom se vycházelo z poznatku,



Obr. 1. Hydraulický model plavebního stupně Děčín

Fig. 1. Hydraulic model of the Děčín barrage



Obr. 2. Model motorové nákladní lodě

Fig. 2. Motor cargo ship model

že zkoumáním nautických podmínek na hydraulickém modelu s využitím rádiově řízených modelů plavidel lze dosáhnout podstatně přesnějších a hodnotovějších výsledků než při jejich posuzování pouze na základě vyšetřování proudových poměrů a rychlostí proudění [1].

Modely lodí

K nautickým experimentům byly použity dálkově ovládané modely lodí a jejich sestav, které převládají při nákladní vodní dopravě na labské vodní cestě, a to:

- motorová nákladní loď typu MNL 11600 (obr. 2),
- dvě tlačná soulodí, každé pozůstávající z tlačného remorkéru typové řady TR 610 CS ve spojení s tlačnými čluny typu TČ 1150/1000 a TČ 500 v sestavě TR + 1,5 TČ (obr. 3).

Před vlastními nautickými experimenty na hydraulickém modelu plavebního stupně Děčín byla provedena kalibrace použitých modelů plavidel, která spočívala v měření rychlostí jejich plavby v standardním prostředí a v porovnání těchto rychlostí s rychlostmi ve skutečnosti (obr. 4). Jako standardní prostředí byl použit hydraulický žlab malé laboratorní haly o šířce 5,0 m s klidnou neproudící vodou a s hloubkou vody souměřitelnou s hloubkami na hydraulickém modelu plavebního stupně. Kromě stanovení rychlosti přímé plavby byl ověřován i vliv kormidel motorové nákladní lodě a tlačných remorkérů na jejich manévrovací schopnosti.

Rychlosti plavby všech modelů byly registrovány na měrném úseku o délce 10,0 m, čemuž odpovídá ve skutečnosti délka úseku 700 m. Různých rychlostí bylo dosahováno korekcí výkonu elektromotorů pohánějících lodní šrouby. Měření rychlostí plaveb bylo provedeno při ponorech motorové nákladní lodě, resp. tlačných člunů 1,0 m, 1,5 m a 2,1 m, a při výkonech motorové nákladní lodě, resp. tlačných remorkérů minimálních (1/3), středních (1/2) a maximálních (1/1). Kalibrací bylo prokázáno, že modely lodí jsou zcela vyhovující pro simulaci skutečných nautických podmínek na hydraulickém modelu plavebního stupně. Z ověřování manévrovacích schopností motorové nákladní lodě a tlačných soulodí vyplynulo, že i v tomto směru možnosti modelů odpovídají skutečnosti.

Program nautických experimentů

Program nautických experimentů realizovaných v souměřitelném rozsahu v horní a dolní zdrži vodního díla zahrnoval tyto pokusy:

- plavbu MNL 11600 po proudu a proti proudu, zaplouvání a vyplouvání do/z plavební komory,
- plavbu TR + TČ 1000 + TČ 500 po a proti proudu, zaplouvání a vyplouvání do/z plavební komory,
- plavbu MNL 11600 po a proti proudu, zaplouvání a vyplouvání do/z plavební komory, na dalbách vyvázaná, resp. nevyvázaná plavidla,
- plavbu TR + TČ 1000 + TČ 500 po a proti proudu, zaplouvání a vyplouvání do/z plavební komory, na dalbách vyvázaná, resp. nevyvázaná plavidla,
- plavbu MNL 11600 po a proti proudu, potkávání s TR + TČ 1000 + TČ 500 ve vjezdu do rejdy při zaplouvání a vyplouvání do/z plavební komory,
- potkávání dvou TR + TČ 1000 + TČ 500 ve vjezdu do rejdy při vyplouvání a zaplouvání z/do plavební komory,
- potkávání dvou TR + TČ 1000 + TČ 500 pravobokem a levobokem v prostoru čekacího stání.

Uvedené plavby byly realizovány při třech plavebních průtocích:

- při minimálním plavebním průtoku $Q_{\min} = 117 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a minimálním ponoru,
- při středním plavebním průtoku $Q_{\text{stř}} = 690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a středním ponoru,
- při maximálním plavebním průtoku $Q_{\text{max.plav.}} = 1140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a maximálním ponoru.

Při všech těchto průtocích byly měřeny rychlosti proudění v směrodatných profilech vstupu do horní a dolní rejdy, resp. v oblasti čekacích stání.



Obr. 3. Model tlačného soulodí TR + 1,5 TČ

Fig. 3. Model of push tug TR + 1,5 TČ

Metodika a technika prováděných experimentů

Volba metodiky nautických experimentů byla motivována snahou co nejdříveji simulovat skutečnou činnost kapitánů říční plavby, včetně přihlídnutí k aspektům subjektivních schopností, zkušeností a praxe při řízení lodí. Ve shodě s tím byl na modelu realizován dostatečně velký počet opakovaných plaveb, při nichž řízení modelů lodí zajišťovali zkušení kapitáni říční plavby (obr. 5). Podle jejich poznatků lze ve skutečnosti očekávat příznivější plavební podmínky, než jaké byly vyšetřeny na modelu, a to zejména z důvodu mnohem delšího času na potřebné reakce při ovládání plavidla.

Modely lodí byly v horní i dolní zdrži při všech pokusech vedeny v soulase s doporučenými průběhy plavebních drah a se snahou nepřekročit maximální povolené rychlosti plavby. Základem metodiky měření byla fotografická dokumentace. Během každé plavby byly jednotlivé polohy plavidel snímány digitálním fotoaparátem z vyvýšených stanovišť (obr. 6).

Tyto snímky byly potom pomocí počítačové grafiky přenášeny na jeden společný snímek a z nich vyhodnocovány trajektorie plavební dráhy. Získaným obrazovým materiálem byly zdokumentovány průběhy plavby příslušným úsekem vodní cesty (viz obr. 7 a další), což umožnilo zhodnotit i působení vlivu proudění na plavbu v daných podmínkách.

U všech pokusů byly současně pořizovány záznamy videokamerou. Tyto záznamy měly význam zejména pro posouzení plavebních podmínek při vzájemném míjení plavidel, kde vyhodnocené trajektorie plavebních drah postrádaly časový faktor, takže vhodnost či nevhodnost vedení plavidel z nich bylo mnohdy obtížné posoudit.

Při každém pokusu byly zaznamenávány hlavní údaje o prováděných plavbách – o průtoku, typu plavidla, resp. lodní sestavy, ponoru, průměrné rychlosti pohybu plavidla, použitým výkonu pohonu a průměrné rychlosti



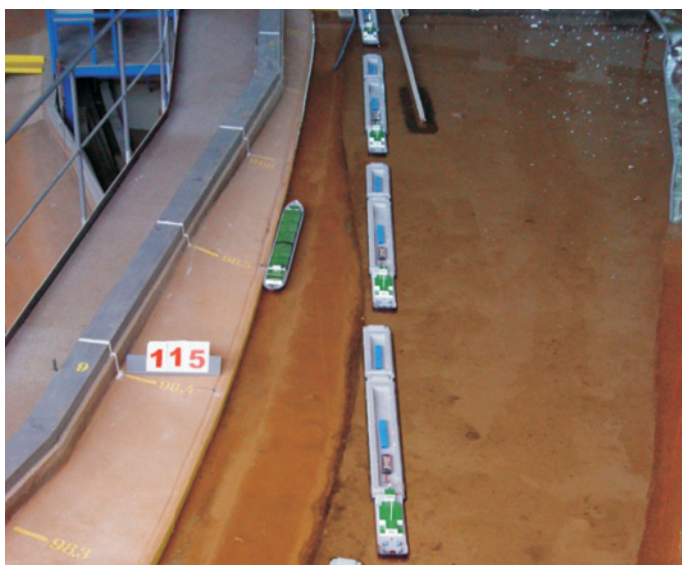
Obr. 4. Kalibrace tlačného soulodí TR + 1,5 TČ
Fig. 4. Push tug model TR + 1,5 TČ calibration



Obr. 5. Řízení modelů tlačných soulodí
Fig. 5. Controlling of push tugs model



Obr.6. Snímání pohybu tlačného soulodí
Fig. 6. Push tug movement recording



Obr. 7. Plavba tlačného soulodí po proudu při průtoku $Q = 117 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
Fig. 7. Push tug downstream navigation by discharge $Q = 117 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$



Obr. 8. Potkávání se MNL s tlačným soulodím při průtoku $Q = 117 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pravobokem
Fig. 8. Encountering motor cargo ship with push tug by discharge $Q = 117 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ right-side

proudění vody v jednotlivých měrných úsecích. Kromě toho byly zaznamenávány poznatky z ovládání plavidel a působení proudu na ně, o stupni obtížnosti manévrování a při vedení plavidel apod. Všechny plavby byly podrobně zdokumentovány a zhodnoceny z hlediska průběhu trajektorií plavební dráhy lodí, rychlostí plavby v závislosti na rychlostech proudění vody, resp. snosu lodí příčným prouděním. Tím byl získán dostatečně přesný obraz o plavebních podmínkách při proplouvání plavebním stupněm.

Realizace a zhodnocení experimentů

Nautické experimenty probíhaly na modelu upraveném podle doporučení z předcházejícího výzkumu, tj. se vislou nábrežní zdí na levém břehu horní zdrže a v dolní zdrži s čekacím stáním na levém břehu v pl. km 99,51 (736,46) až 99,72 (736,25). Uskutečněn byl kompletní program plaveb – plavby motorové nákladní lodě a tlačného soulodí v horní a dolní zdrži po proudu a proti proudu při minimálním, středním a maximálním plavebním průtoku v řece, včetně míjení plavidel vyvázaných nebo nevyvázaných v místech čekacího stání a potkávání se protijedoucích plavidel v předpolí rejd. Celkově bylo realizováno 96 plaveb, z nichž některé byly opakovány. K jejich souhrnnému zhodnocení sloužily jednak trajektorie plavebních drah získaných vyhodnocením fotografií a videozáznamů, jednak údaje a poznatky zaznamenané v protokolech nautických zkoušek.

Při všech plavbách byly zaměřovány rychlosti plavby v závislosti na rychlostech proudění vody a použitých výkonech motorové nákladní lodě, resp.

tlačného remorkéru. Průměrné hodnoty naměřených rychlostí vůči břehu při plavbě s 1/3, 1/2 nebo 1/1 výkonem pohonu, přepočtené na skutečnost, v žádném případě nedosahovaly hodnot maximálních přípustných rychlostí, tj. 6 km.h⁻¹ při protiproudění plavbě a 15 km.h⁻¹ při plavbě poproudě. Přitom při průtoku 117 m³.s⁻¹ postačilo k proplutí plavebním stupněm u obou typů plavidel použití pouze 1/3 výkonu. Při průtoku 690 m³.s⁻¹ bylo nutno používat zvýšeného 1/2 výkonu v horní zdrži při výjezdu z rejdy proti proudu z důvodu nebezpečí případného snosu plavidla do předpolí jezu, v dolní zdrži pak na začátku plaveb proti proudu, kde příčné výhony značně zužují koryto toku a způsobují zvýšení rychlostí proudění. Při maximálním plavebním průtoku 1 140 m³.s⁻¹ již bylo nutno použít při protiprouděních plavbách obou typů plavidel v horní zdrži 1/2 výkonu a v dolní zdrži plného výkonu.

Při průtoku 117 m³.s⁻¹ byla v horní zdrži plavba motorové nákladní lodě i tlačného soulodí vedena v poprouděním směru u levého břehu (obr. 7) a v protiprouděním směru v pravé straně plavební dráhy. Vzhledem k velmi malým rychlostem proudění ve zdrži se při tomto systému proplouvání plavebním stupněm nevyskytly žádné problémy, všechny provedené plavby byly zcela plynulé, bez nebezpečí snosu do předpolí jezu. Trajektorie plavební dráhy nebyly nepříznivě ovlivňovány ani plavidly vyvázanými nebo i nevyvázanými v místě čekacího stání (obr. 7). Z dvou zkoumaných způsobů potkávání se protijedoucích plavidel v úrovni čekacího stání se jako výhodnější a bezpečnější ukázalo míjení pravobokem (obr. 8), neboť při míjení levobokem existuje určité nebezpečí nárazu poprouděně jedoucího plavidla na zhlaví dělicí zdi rejdy.



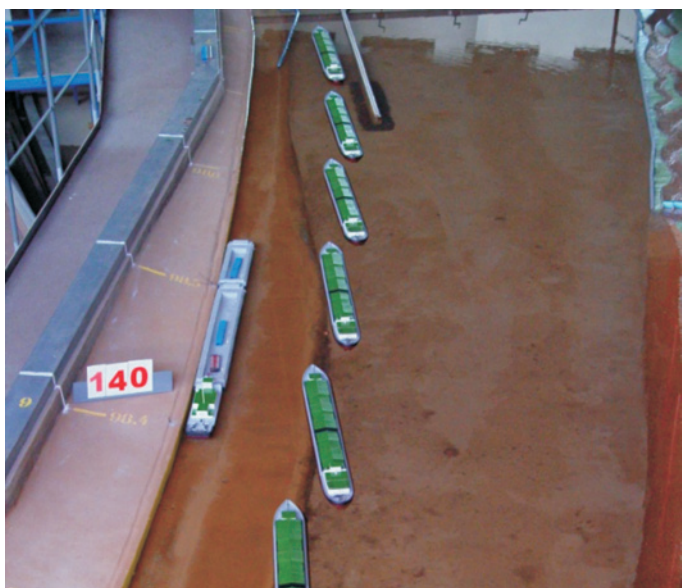
Obr. 9. Plavba MNL 11600 proti proudu, u čekacího stání vyvázané tlačné soulodí

Fig. 9. Motor cargo ship upstream navigation, push tug at waiting point



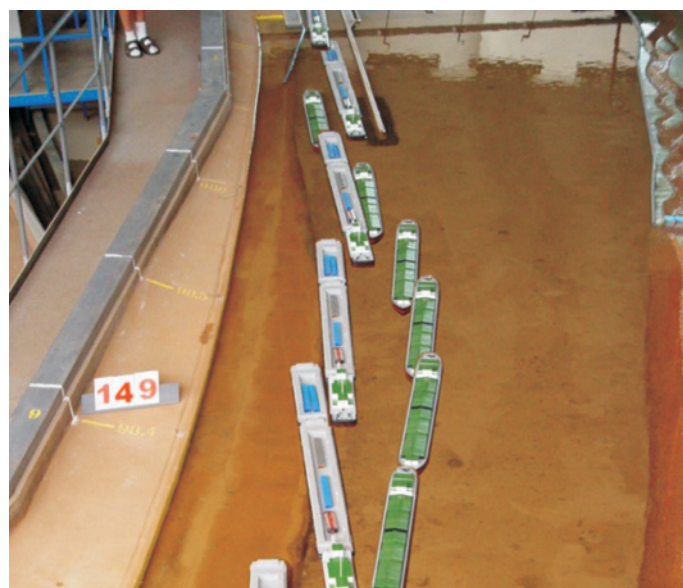
Obr. 10. Potkávání se dvou tlačných soulodí u čekacího stání levobokem

Fig. 10. Encountering two push tugs at waiting point by left-side



Obr. 11. Plavba MNL 11600 po proudu při průtoku $Q = 690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, u čekacího stání vyvázané tlačné soulodí

Fig. 11. Motor cargo ship downstream navigation by discharge $Q = 690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, push tug at waiting point



Obr. 12. Potkávání se MNL 11600 s tlačným soulodím pravobokem při průtoku $Q = 690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Fig. 12. Encountering motor cargo ship with push tug by right-side by discharge $Q = 690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$



Obr. 13. Plavba MNL 11600 po proudu při průtoku $Q = 690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, v místě čekacího stání vyvázané tlačné soulodí
Fig. 13. Motor cargo ship downstream navigation by discharge $Q = 690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, push tug at waiting point

Rovněž v dolní zdrži vodního díla nebyly zaznamenány při jednotlivých plavbách motorové nákladní lodě a tlačného soulodí v poproudním a protiproudním směru žádné problémy, plavidla nebyla nepříznivě ovlivňována bočním prouděním a byla dobře a bezpečně ovladatelná. Nicméně jejich vedení po doporučených trasách je do určité míry ovlivněno novou úpravou levého břehu a zúžením koryta řeky příčnými výhony, zejména v případě dalšího vyvázaného nebo nevyvázaného plavidla v místě čekacího stání (obr. 9).

Potkávání se protijedoucích tlačných soulodí před vjezdem do dolní rejdy skončilo i při opakovaných pokusech kolizí. V úseku mezi zhlavím dělicí zdi dolní rejdy a začátkem čekacího stání nelze vzájemné míjení plavidel doporučit, dobře možné je již v úseku čekacího stání, kde je principiálně možné míjení pravobokem i levobokem (obr. 10).

Při středním plavebním průtoku $690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ bylo při realizaci shodného programu pokusů dosaženo obdobných výsledků jako při průtoku $117 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. V horní zdrži se doporučuje s použitím vyššího výkonu motorů důsledně sledovat doporučené trasy plavby, neboť je třeba již počítat s určitým působením snosu. Při protiproudění plavbě je vhodné vyjždět z plavební komory v dostatečném odstupu od dělicí zdi a až po výjezdu z rejdy stáčet plavidlo do pravé strany plavební dráhy. Z toho vyplývá, že míjení plavidel v úseku mezi zhlavím dělicí zdi rejdy a začátkem čekacího stání je třeba označit za nežádoucí.

Oproti tomu přítomnost plavidla, vyvázaného nebo i nevyvázaného u svislé dělicí zdi v místě čekacího stání, nijak neovlivňuje okolo jedoucích plavidla v obou směrech (obr. 11). Potkávání se motorové nákladní lodě s tlačným soulodím, resp. dvou tlačných soulodí, v úrovni čekacího stání je vzhledem k manévrovací šířce v tomto místě dobře možné, přičemž evidentně lepší je potkávání pravobokem (obr. 12).

V dolní zdrži, kde se rychlosti proudění pohybují v přibližném rozmezí $1,3$ až $1,7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, svědčí vyhodnocené trajektorie poproudní a protiproudni plavby motorové nákladní lodě i tlačného soulodí o dobrých plavebních podmínkách. Bezproblémové bylo i objíždění v obou směrech plavidla vyvázaného, resp. i nevyvázaného v čekacím stání (obr. 13). Potvrdilo se nebezpečí kolizí při míjení protijedoucích tlačných soulodí v oblasti před vstupem do rejdy, zatímco míjení v úrovni čekacího stání se ukázalo jako dobře možné pravobokem i levobokem (obr. 14).

Při maximálním plavebním průtoku $1\,140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, kdy se rychlosti proudění již pohybují v horní zdrži v přibližném rozmezí $1,2$ až $1,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ a v dolní zdrži v rozmezí $1,6$ až $2,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, musely být tomu přizpůsobeny v celém průběhu plavby výkony motorů motorové nákladní lodě a tlačného remorkéru, v dolní zdrži až po plný výkon. Za těchto podmínek bylo dosaženo výsledků zcela srovnatelných s výsledky předcházejícími. Pouze při čekání plavidel v místě čekacího stání bez jejich vyvázání se doporučuje zachovat jejich ovladatelnost při spuštěných motorech s vyvázáním alespoň jejich příď.

Provedeným souborem nautických experimentů bylo prokázáno, že při úpravě plavebního stupně se svislou nábrežní zdí na levém břehu horní zdrže a v dolní zdrži s čekacím stáním na levém břehu jsou v celém rozsahu plavebních průtoků zajištěny vyhovující plavební podmínky.

Závěry a doporučení

Z realizovaného výzkumu nautických podmínek v oblasti plavebního stupně Děčín vyplynuly tyto hlavní závěry:



Obr. 14. Potkávání se dvou tlačných soulodí u čekacího stání pravobokem při průtoku $Q = 690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
Fig. 14. Encountering two push tugs at waiting point by right-side by discharge $Q = 690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Zaměřením rychlostí proudění bylo potvrzeno, že v horní ani v dolní zdrži nepřesahují v předpolích a vstupech do rejdy příčné složky rychlostí v plavební dráze hodnotu $0,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, takže by neměly nežádoucím způsobem ovlivňovat podmínky pro plynulé proplouvání lodí a lodních sestav plavebním stupněm v obou směrech.

Na základě zhodnocení realizovaného souboru nautických experimentů byla doporučena v úseku Labe mezi pl. km 97,00 a 100,50 (739,02 a 735,45) změna systému plavby, zajišťující plynulost a bezpečnost plavebního provozu pro všechny typy lodí a lodních sestav. Současná plavba je na tomto úseku vedena na základě doporučení Čs. plavebního úřadu z r. 1937 v poproudním směru u pravého břehu a v protiproudním směru u břehu levého. Po výstavbě plavebního stupně s plavební komorou u levého břehu se doporučuje vést v horní vodě poproudni plavbu do plavební komory od pl. km 97,00 (739,02) u levého břehu a naopak protiproudni plavbu od plavební komory k pl. km 97,00 (739,02) u břehu pravého. V dolní vodě se doporučuje vést poproudni směr plavby z plavební komory u levého břehu s tím, že v pl. km 100,50 (735,45) se napojí na současnou plavební trasu; protiproudni směr plavby byl navržen u pravého břehu.

Vyvázaná plavidla v místech čekacích stání v horní i dolní zdrži neovlivňují nepříznivě proplouvající plavidla při dodržení výše uvedených zásad jejich vedení.

Čekání plavidel v místě čekacího stání bez jejich vyvázání je principiálně možné, ale doporučuje se zachovat jejich ovladatelnost při spuštěných motorech vyvázáním alespoň jejich příď.

Potkávání proti sobě plujících plavidel v rejdech a ve vstupních úsecích mezi zhlavím dělicích zdi rejdy a začátkem dělicích stání se nedoporučuje; v těchto úsecích je třeba zákaz potkávání vyznačit příslušnými plavebními znaky.

Potkávání proti sobě plujících plavidel v úrovni čekacího stání je v horní zdrži dobře možné s tím, že se doporučuje míjení pravobokem. V dolní zdrži bude možné definitivně rozhodnout o systému potkávání – vzhledem k navrhovaným příčným výhonům – až po zkušebních plavbách v reálu.

Levý břeh v horní vodě od zhlaví plavební komory až nad čekací stání v pl. km 98,35 (736,63) se doporučuje navrhnout jako svislou nábrežní zeď a až dále proti proudu použít šikmý svah. Svislá zeď je v tomto úseku v porovnání s šikmým svahem výhodnější z hlediska plavebního provozu, neboť zajišťuje širší plavební dráhu, delší čekací stání i lepší podmínky pro technická plavidla správce toku.

Pro zajištění podmínek protiproudni plavby v dolní zdrži je žádoucí plavební kynetu plynule rozšířit od zhlaví dělicí zdi směrem k pravému břehu.

Celkově bylo nautickými experimenty prokázáno, že při dodržování doporučených zásad budou moci vodním dílem a přílehlými úseky bezpečně proplouvat po proudu i proti proudu motorové nákladní lodě a tlačná soulodí všech používaných sestav, a to v celém rozsahu plavebních průtoků a využívaných ponorů.

Literatura

Gabriel, P. Zlepšení plavebních podmínek řeky Labe od Střekova po státní hranici ČR/SRN. Optimalizace úprav plavební dráhy v úseku Labe od plavebního stupně Děčín po st. hranici, hydrotechnický modelový výzkum. Katedra hydrotechniky Fakulty stavební ČVUT, závěrečná zpráva výzkumného úkolu č. 102 700. Praha, 2007.

Bouška, P., Gabriel, P. a Fošumpaur, P. Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem–st. hranice ČR/SRN – Výzkum plavebního stupně Děčín – var. 1a. Optimalizace řešení a nautické experimenty. Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i., závěrečná zpráva výzkumného úkolu č. 9119. Praha, 2009.

Čábelka, J. a Gabriel, P. Matematické a fyzikální modelování v hydrotechnice 1 – Výzkum na hydraulických modelech a ve skutečnosti. Praha: Academia, 1987.

Čábelka, J. Vodní cesty a plavba. Praha: SNTL/ALFA, 1976.

Novak, P., Guinot, V., Jeffrey, A., and Reeve, D.E. Hydraulic Modelling – an Introduction. Principles, methods and applications. London: Spon Press, 2010.

Novak, P., Moffat, A.J.B., Nalluri, C., and Narayanan, R. Hydraulic Structures. London: Taylor and Francis, 2008.

Řád plavební bezpečnosti na vnitrozemských cestách ČSSR. Praha: FMD, Nakladatelství dopravy a spojů, 1974.

Ing. Petr Bouška, Ph.D., prof. Ing. Pavel Gabriel, DrSc.,
Ing. Ondřej Motl, Ing. Ján Šepelák
VÚV TGM, v.v.i., Praha
Petr_Bouska@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl díky výzkumnému úkolu s názvem „Výzkum plavebního stupně Děčín – var.1a – Optimalizace řešení a nautické experimenty“, který byl řešen v rámci projektu „Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem–státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín“ na základě smluvního vztahu mezi Ředitelstvím vodních cest ČR a Výzkumným ústavem vodohospodářským T. G. Masaryka, v.v.i. Kolektiv autorů děkuje ŘVC ČR.

Nautical conditions hydraulic research of the Děčín barrage (Bouška, P.; Gabriel, P.; Motl, O.; Šepelák, J.)

Key words

the Děčín barrage – hydraulic research – nautical experiments

The article presents the result of hydraulic research of nautical conditions in the Děčín barrage area realized on the hydraulic model in scale 1 : 70. After description of remote control-guided models of barges and model similarity analysis detailed methodology of nautical experiments is performed. Suitable navigation conditions are documented for the full range of nautical flow and two-way navigation.

JSOU HASEBNÍ VODY POTENCIÁLNÍM OHROŽENÍM VODNÍHO PROSTŘEDÍ?

Pavel Danihelka, Přemysl Soldán

Klíčová slova

požáry v průmyslu – vodní prostředí – ekotoxicita – Sthamex F-15 – pyrolyzní olej – hasební vody

Souhrn

Požáry v průmyslových podnicích se v České republice vyskytují často a jsou spojeny s velkými finančními škodami. Ačkoliv zákon č. 59/2006 Sb. upozorňuje na možnost úniku nebezpečných látek při požárech, a to jak látek původně přítomných v provozu nebo přepravě, tak vzniklých pyrolyzními a oxidačními procesy při vlastním požáru, doposud neexistuje vhodná metodika pro hodnocení daného typu rizik. To vede k nežádoucím podhodnocování vlivu požárů a následných hasebních zásahů. Cílem našeho výzkumu bylo experimentálně stanovit možné negativní účinky hasebního zásahu na vodní ekosystém. Studium zahrnovalo dvě oblasti – testování toxicity modelových vzorků, jimiž bylo typické pěnidlo a potenciálně frekventovaný produkt pyrolyzy pneumatik, a dále pak ekotoxikologické testy reálných hasebních vod z významných průmyslových požárů u našem území. Získané výsledky jasně dokládají vysokou ekotoxikologickou nebezpečnost látek používaných při hasebních zásazích i vznikajících při pyrolytickém rozkladu hořících materiálů. Na základě těchto skutečností lze konstatovat, že požáry a hasební vody z nich představují vážné riziko ohrožení vodních ekosystémů. Protože standardní metody chemické analýzy používané při posuzování škodlivosti vod z likvidace požárů v České republice nejsou schopné odhalit toxické účinky tak dobře jako biologické testy, je žádoucí vyvinout systém biologických zkoušek a monitoringu, které by významně zpřesnily detekci možných negativních účinků.

1 Úvod

Požáry v průmyslových podnicích se v České republice vyskytují často a jsou spojeny s velkými finančními škodami (viz tabulku 1, zpracovanou podle statistického přehledu Lukše, 2011).

Požáry způsobují nejen přímé hmotné škody na shořelém majetku a ohrožení lidského zdraví a životů, ale mohou také významně ohrožovat životní prostředí. Zvláště nebezpečné jsou právě průmyslové požáry, kde jedním z negativních projevů může být únik toxických a ekotoxických látek do životního prostředí. Tuto skutečnost zohledňují i principy prevence závažných havárií se zahrnutím chemických látek, uvedené v zákonu č. 59/2006 Sb. a v souvisejících vyhláškách a metodikách. Ačkoliv tento zákon upozorňuje na možnost úniku nebezpečných látek při požárech, a to jak látek původně přítomných v provozu nebo přepravě, tak vzniklých pyrolyzními a oxidačními procesy při vlastním požáru, neexistuje zatím vhodná metodika pro hodnocení tohoto typu rizik a naopak trvá diskuse o tom, zda máme tuto možnost v podmínkách ČR chápat jako pouhou hypotetickou variantu, nebo jako reálné ohrožení. Na tuto diskusi navazuje náš příspěvek. Jeho cílem je zhodnotit, nakolik mezinárodní zkušenosti potvrzují obavy z poškození životního prostředí při průmyslových požárech, a pak ověřit, zda tento problém může být aktuální i v podmínkách České republiky.

2 Zkušenosti s toxicitou požárních vod na mezinárodní úrovni

Vlivy požáru a s ním souvisejícího hasebního zásahu na životní prostředí jsou známy již dlouhou dobu a z historie je známo i to, že mohou být škodlivější než samotný požár. To byl i případ známého požáru skladu agrochemikálií firmy Sandoz ve Schweizerhalle u Basileje v listopadu 1986 (Halfon a Büggemann, 2006), který bývá používán jako symbol tohoto typu katastrofy. Zde bylo uloženo asi 1 300 tun agrochemikálií, obsahujících mimo jiné organofosfáty a sloučeniny rtuti a zinku. Při hasebním zásahu bylo aplikováno neefektivní hašení pěnou s velkou spotřebou vody, zhruba 25 m³min⁻¹. Celkově bylo pro likvidaci požáru použito asi 20 000 m³ vody a z ní vytvořené pěny. Tyto hasební vody spolu s rozpuštěnými agrochemikáliemi a produkty jejich rozkladu unikaly až do vodoteče. Rozpuštěnými látkami vysoce znečištěná voda kontaminovala půdu v okolí zásahu a rovněž řeku Rýn v délce 400 km. Tím došlo k přeshraničnímu dopadu havárie – postiženy byly sousední státy, kterými Rýn protéká (Německo, Francie a Nizozemsko). Regenerace zasažených ekosystémů trvala déle než rok a tato havárie vytvořila první podnět k systematickému sledování dopadu požárů na vodní prostředí, a to i na mezinárodní úrovni.

Závažná kontaminace vod při požárech byla sledována také v řadě dalších případů, z nichž uvedeme jen několik nejvýznamnějších:

Plastimed, Inc., Kanada (McCarry, 1998) – při požáru ve dnech 9. až 12. června 1997 shořelo 200 tun PVC a obdobné množství dalších plastů. Hořením PVC se uvolnily velké objemy chlorovodíku, který po absorpci do hasebních vod pronikal do okolního životního prostředí. Vody v blízkém přístavu okyselil natolik, že došlo k vážnému poškození ekosystému a roztok takto vzniklé kyseliny chlorovodíkové dokonce způsoboval korozi techniky.

Sherwin Williams Paint Warehouse, Dayton, Ohio, USA (Ontario Ministry of Community Safety, 2011) – v květnu 1987 zde došlo k úniku hořlavé kapaliny následovanému požárem, který nedokázala přítomná bezpečnostní opatření (sprinklery, rychlý zásah hasičů) potlačit, a tak v průběhu šesti dnů došlo k vyhoření skladu barev a ředidel. Přestože se hasiči snažili omezením množství hasební vody zabránit kontaminaci zdrojů pitné vody, nepodařilo se to a zdroj pitné vody pro cca 130 000 lidí (třetina města) byl významně kontaminován.

Allied Colloids Chemical Company, UK (Fowlers, 2001) – 21. června 1992 zachvátil požár sklad chemikálií postavený na svahu. Při hašení trvajícím

Tabulka 1. Počty požárů v průmyslu v České republice a jimi způsobené celkové škody

Table 1. Number of fires in industry of the Czech republic and total losses caused by them

Rok	Počet požárů v průmyslových podnicích	Celkové škody (v milionech Kč)
1999	1 013	756
2000	975	318
2001	991	1 052
2002	955	2 688
2003	957	434
2004	817	546
2005	809	529
2006	883	650
2007	751	853
2008	721	529
2009	695	672
2010	725	624

zhruba tři hodiny bylo použito 16 mil. litrů vody a uskladněné materiály s ní částečně reagovaly. Produkty reakcí i původní látky se dostaly do kanalizace a kontaminovaly řeku Aire a Calder natolik, že zničily vodní ekosystém v délce 50 km.

Další požáry doprovázené kontaminací vod, často i přeshraniční, popisuje ve své dizertační práci Červeňanová (Červeňanová, 2010).

Backer et al. (2004) zpracovali přehled možných negativních vlivů hasebního zásahu na půdu, vzduch a vodu. Vzduch je kontaminován nejen zplodinami hoření samotného, reakčními produkty použitých hasicích činidel, ale také například výfukovými plyny použité hasičské techniky. Půda je během zásahu a také nevhodnými pozásahovými opatřeními kontaminována látkami s negativními biologickými účinky a také degradována jinými způsoby, jako například mechanicky, což zvyšuje následné riziko eroze, a tím poškození přirozeného ekotopu organismů. Se zásahy jsou spojena také vysoká rizika kontaminace vod splachy. Těmi se do zasažených ekosystémů vnašejí produkty samotného hoření a reakční produkty hasebních činidel, které mohou být toxické a kromě toho mohou působit změnu jiných významných fyzikálních ukazatelů jakosti vodního prostředí, jako je například turbidita, pH, obsah kyslíku a BSK₅.

Významným podkladem pro zvolení účinné strategie vedení zásahu z hlediska ochrany životního prostředí jsou údaje o environmentální nebezpečnosti hasebních prostředků, založené na znalosti jejich ekotoxikologických vlastností. Studiu ekotoxikologických vlastností různých látek používaných v hasebních prostředcích se věnovala řada autorů (např. Finger, 1997; Hamilton et al., 1998; Adams a Simmons, 1999; Simonsen et al., 2000; Little a Calfee, 2002; Calfee a Little, 2003). Provedené studie zohledňovaly toxikologické vlastnosti samotných látek, avšak pro efektivní ochranu prostředí je nutné zohlednit také nebezpečnost sloučenin, vznikajících z těchto látek i z hořícího materiálu při aplikaci v místě požáru, a také problém kombinace toxických účinků ve směsích látek.

Z uvedených příkladů i dostupné literatury je zřejmé, že požáry a při nich vznikající požární vody jsou známým a mnohdy i závažným zdrojem znečištění vody. Tento problém je natolik aktuální, že v listopadu 2011 uspořádaly Spojené národy, respektive jejich orgán UNECE (United Nations Economic Council for Europe) speciální seminář v Bonnu, zaměřený právě na tuto problematiku a zvláště pak na rizika přeshraničních dopadů takového havárie.

3 Experimentální část – strategie realizovaného výzkumu

Často diskutovanou otázkou zůstává, zda je problematika kontaminace vod průmyslovými požáry relevantní i v podmínkách ČR a nakolik jsou zde potenciálně významné nejen úniky původních chemikálií, ale také toxicita používaných hasiv, při požárech vznikajících produktů pyrolýzy a oxidativní pyrolýzy a popí. i kombinace těchto látek. V dalším výzkumu jsme se proto zaměřili na experimentální studium možných negativních účinků hasebního zásahu na vodní prostředí na konkrétních příkladech v podmínkách České republiky. Toto studium se dělí na dvě oblasti – jednak na testování toxicity v modelových situacích, zahrnujících typické pěnidlo a potenciálně frekventovaný produkt pyrolýzy pneumatik, jednak toxikologické testy reálných hasebních vod z významných průmyslových požárů na našem území.

Důvodem k volbě problematiky první oblasti je skutečnost, že se při průmyslovém požáru do vodního prostředí mohou dostat tři principiálně rozdílné typy látek:

- Původní látky, přítomné v technologii (průmyslový proces, skladování) jako surovina, meziprodukt nebo finální produkt. Tyto látky jsou dobře známy, jejich přítomnost je předvídaná, a jsou proto i standardním předmětem havarijní připravenosti, ať už se zřetelem na havárie na vodách podle vodního zákona, nebo se zřetelem na závažné havárie ve smyslu směrnice Seveso II. Nebylo proto nutné se jimi blíže zabírat.
- Použité hasební prostředky, respektive pěnidlo používané pro tvorbu hasební pěny. Pro velké množství alternativ nebylo možno udělat celkový přehled, a tak bylo pro výzkum zvoleno vysoce frekventované pěnidlo STHAMEX F-15, které je běžně přidáváno do hasicích prostředků pro zvýšení jejich účinnosti. Jedním z cílů bylo také porovnání toxikologických parametrů s údaji v komerčních materiálech.
- Třetí kategorií jsou látky, které původně nejsou přítomny v provozu ani vnašeny do požáru s hasebními prostředky, ale vznikají při tepelných a oxidacích procesech v požářišti. Na jejich vznik se obvykle nepomýšlí, a tak mohou být nepřijemným překvapením jak pro zasahující jednotky, tak pro osoby odpovědné za stav životního prostředí. Vzhledem k velké variabilitě materiálů, které mohou při průmyslových požárech hořet, bylo jen krajně obtížné udělat vyčerpávající experimentální přehled, a proto byl opět zvolen příklad demonstující celý problém, a to pyrolýzní olej vznikající při hoření pneumatik. Názornost příkladu spočívá v tom, že hořící materiál je environmentálně neškodný a za běžných okolností víceméně inertní, avšak produkty jeho tepelného namáhání, typické pro všechny požáry většího množství pneumatik, mohou být pro životní prostředí nebezpečné.

Druhá experimentální oblast byly toxikologické testy reálných hasebních vod z významných průmyslových požárů na našem území z nedávné doby.

I když takováto studie významně závisí na náhodných prvcích, tedy na proběhnutých požárech v době experimentů, dává nám v případě výsledků s vysokou toxicitou možnost s dostatečnou vypovídací schopností potvrdit, že reálné hasební vody jsou ekotoxicky významné; případný negativní výsledek by byl hůře interpretovatelný, protože by nebylo možné rozlišit, zda ekotoxicita hasebních vod není vůbec problémem, nebo zda se pouze ve zkoumaných případech neprojeví. V průběhu experimentů jsme se věnovali stanovení toxikologických vlastností hasebních vod zachycených při zásazích u dvou konkrétních požárů, kde byl předpokládán vývin toxických produktů. Jednalo se o požár ve firmě na zpracování plastových odpadů a v galvanovně a požární vody jsme získali díky vstřícnosti a vynikající spolupráci s členy Hasičského záchranného sboru ČR. Součástí této série experimentů byla také snaha o ověření možnosti on-line detekce změn biologické jakosti vod v recipientu, kontaminovaném hasebním zásahem. Pro tyto potřeby bylo využito výsledků kontinuálního monitoringu biologických vlastností vod na monitorovací stanici situované na řece Odře v profilu Bohumín.

4 Zvolené metody ekotoxikologických testů

Zkoumané látky a hasební vody byly podrobeny zkouškám akutní toxicity na perloočkách *Daphnia magna* podle ČSN EN ISO 6341 a na luminiscenčních bakteriích *Vibrio fischeri* podle ČSN EN ISO 11348-2. Výběr těchto stanovení byl cílený. Pro určení možných toxických účinků hasebních vod na organismy vodních recipientů zasažených splachem hasebních vod byly zvoleny jako zkušební organismus perloočky, které jsou známé svou vysokou citlivostí na negativní biologické účinky široké škály polutantů. Reakce luminiscenčních bakterií měly modelovat možné účinky hasebních vod na aktivovaný kal biologických čistíren odpadních vod pro případ, že by byly zachycené hasební vody odvázeny na zpracování do těchto zařízení, či pokud by se tam dostaly prostřednictvím kanalizace situované v místě požáru.

Pro detekci vlivu kontaminace recipientu hasebními vodami na biologickou jakost povrchových vod bylo využito kontinuální měření na řece Odře, prováděné přístrojem Daphnia Toximeter. V daném zařízení jsou v průtočné komůrce, do níž je voda z monitorovaného profilu nasávána čerpadlem, perloočky vystaveny působení sledované vody. Zhoršení biologické jakosti vod se projevuje změnou chování monitorovacích organismů. Chování organismů je snímáno CCD kamerou a průběžně vyhodnocováno integrovaným počítačem. Pro tyto potřeby firma BBE-Moldaenke vyvinula specializovaný software. Jím je převáděn obrazový záznam do grafické a posléze numerické podoby (obr. 1).

Chování organismů je vyhodnocováno na základě řady vypočtených parametrů, které zohledňují například průměrnou rychlost pohybu organismů, jejich polohu v komůrce a také jejich úhyn. Z řady dat je stanoven takzvaný toxický index (0 až 10). Na základě jeho hodnoty je pak spouštěno varování (alarm). Hraniční hodnoty pro varování a alarm jsou různé v závislosti na volbě citlivosti monitoringu. Obecně platí nepřímá závislost hodnoty toxického indexu na výši zvolené citlivosti.

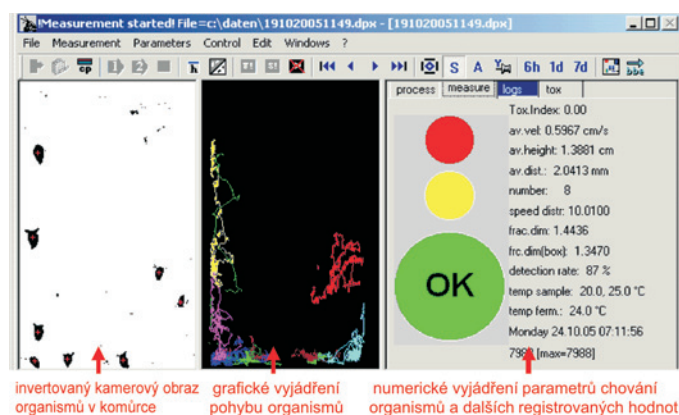
K zařízení se lze za pomoci specializovaného programu připojit on-line v síti internet z kteréhokoliv počítače, který je daným softwarem vybaven. To umožňuje získávat odkudkoliv aktuální informace o stavu biologické jakosti vod v monitorovaném profilu.

5 Výsledky experimentů

5.1 Ekotoxikologické vlastnosti pěnidla a pyrolýzního oleje z pneumatik

Modelové zkoušky byly zaměřeny na testování ekotoxicity vybraného pěnidla a pyrolýzního oleje.

Pro své široké využití v praxi bylo k testování vybráno pěnidlo s obchodním názvem STHAMEX F-15. Tvoří ho směs povrchově aktivních látek (tenzidů), stabilizátorů, konzervačních látek a látek odolných proti mrazu.



Obr. 1. Kamerový obraz a jeho převod do grafické a numerické podoby
Fig. 1. Camera picture and its transfer to graphical and numerical forms

Zkoumaný pyrolyzní olej byl připraven v laboratořích HGF VŠB-TU Ostrava. Pyrolyzní olej vzniká ve spodní vrstvě hořící masy pneumatik za minimálního přístupu vzduchu pod tlakem vytvářeným vrchními vrstvami pneumatik. Jedna sada pneumatik osobního automobilu může při hoření uvolnit 6 až 7 litrů pyrolyzního oleje (Daníhelka, 2006). Asi třetinu pyrolyzního oleje vydestilovaného ve vakuu při teplotě 510 °C tvoří pyrolyzní nafta. Dále olej obsahuje polycyklické aromatické uhlovodíky, což je skupina látek obsahující největší množství karcinogenů. V pyrolyzním oleji z pneumatik jsou to především alkylované naftaleny, fluoreny a fenantreny (Roy et al., 1995; Čížková a Juchelková, 2009).

Zkoušky ekotoxicity uvedených látek na perloočkách a bakteriích prováděl diplomant katedry požární ochrany a ochrany obyvatelstva Fakulty bezpečnostního inženýrství Vysoké školy báňské-Technické univerzity Ostrava Bc. J. Štreit v laboratořích Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka.

Pro zkoušky na perloočkách byl roztok pěnidla připraven ve výrobce doporučené pracovní koncentraci 3 %, tedy 30 000 mg.l⁻¹. Zásobní roztok pyrolyzního oleje měl koncentraci 5 mg.l⁻¹. Pro zkoušky na bakteriích měl tento roztok koncentraci 50 mg.l⁻¹. Zkoumány byly jak ekotoxikologické vlastnosti samostatných látek, tak směsi jejich zásobních roztoků v poměru 1 : 1.

Výsledky zkoušek shrnuje *tabulka 2*. Jsou zde uvedeny průměrné hodnoty 48 IC 50, což jsou koncentrace, vyvolávající při expozici 48 hodin inhibici pohyblivosti u 50 % zkušebních organismů.

Tabulka 2. Toxicita pěnidla a pyrolyzního oleje pro perloočky *Daphnia magna*
Table 2. Toxicity of foam and pyrolytical oil for *Daphnia magna*

Zkoušená látka	48 IC 50 v mg.l ⁻¹
Sthamex F-15	6,3
Pyrolyzní olej	0,11
Směs	2,48

Poznámka: odhad hodnoty 24 IC 50 pro Sthamex, provedený paralelně ze zkoušky s expozicí 48 hod, činí 22 mg.l⁻¹

Hodnoty uvedené v *tabulce 2* indikují vysokou toxicitu obou zkoumaných látek. Zajímavé je zjištění, že námi experimentálně stanovená hodnota IC 50 pro 24hodinovou expozici u Sthamexu F-15 (odhad) je zhruba 4x nižší než hodnota uváděná v bezpečnostním listě této látky (78 mg.l⁻¹). Zarážející je také skutečnost, že výrobcem doporučované pracovní ředění pěnidla, které je 3 % (30 000 mg.l⁻¹), hodnotu 24 IC 50 z bezpečnostního listu mnohonásobně převyšuje. Znamená to totiž, že hasební roztok je ekotoxický.

Pro zkoušky na luminiscenčních bakteriích bylo stejně jako u perlooček připraveno pěnidlo v doporučené pracovní koncentraci 30 000 mg.l⁻¹. Orientační zkoušky s pyrolyzním olejem indikovaly nižší toxicitu této látky na bakterie ve srovnání s perloočkami. Proto byla koncentrace jeho roztoku zvýšena 10x, na hodnotu 50 mg.l⁻¹. Další rozšíření přinesly zkoušky směsi těchto látek. Kromě směsi pěnidla v koncentraci 30 000 mg.l⁻¹ a oleje v koncentraci 50 mg.l⁻¹ (směs 1) byla sada zkoušek doplněna stanoveními, kdy k **pyrolyznímu oleji v identické koncentraci 50 mg.l⁻¹** bylo přidáno pěnidlo v koncentraci základního roztoku 100x nižší, to je 300 mg.l⁻¹ (směs 2). Důvodem byl průzkum vlivu nižší koncentrace velmi toxického pěnidla na výslednou toxicitu směsi.

Při přípravě směsi s nižším podílem pěnidla jsme zaznamenali, že při postupu, který modeloval hasební zásah, kdy byl do roztoku pěnidla vmícháván olej (**modeluje styk hasičích vod s hašeným předmětem**), vznikla stálá nehomogenní směs vodního roztoku pěnidla a dispergovaných kapek pyrolyzního oleje, tedy médium nevhodné k provádění zkoušky akutní toxicity zvolenou metodikou. Pokud však byla nejdříve navážka oleje rozpuštěna ve vodě a poté k ní byl přidán koncentrát pěnidla, vytvořil se stálý homogenní vodní roztok obou látek nahnědlé barvy, splňující požadavky ekotoxikologického stanovení.

Přehled o výsledcích stanovení s bakteriemi podává *tabulka 3*. Zde jsou uvedeny hodnoty koncentrací, vyvolávající 50% inhibici svítivosti zkušebních bakterií při expozici trvající 15 a 30 minut (15 min IC 50 a 30 min IC 50).

Tabulka 3. Toxicita pěnidla a pyrolyzního oleje pro bakterie
Table 3. Toxicity of foam and pyrolytical oil for bacteria

Zkoušená látka	15 min IC 50 / 30 min IC 50 v mg.l ⁻¹
Sthamex F-15	17 / 21
Pyrolyzní olej	8 / 9
Směs 1	20 / 25
Směs 2	13 / 17

Z experimentálně naměřených dat vyplývá, že pyrolyzní olej, tedy běžně nevhodný produkt požáru, je pro testovaný organismus *Dafnia magna* asi 60x toxicitější než pěnidlo. Při testech s bakteriemi *Vibrio fischeri* je toxicita pouze v řádu jednotek mg.l⁻¹, pyrolyzní olej je asi dvakrát toxicitější. Zajímavým poznatkem je fakt, že při malém podílu pyrolyzního oleje ve směsi

je toxicita směsi menší než u samotného pěnidla. Může to být způsobeno rozdílným mechanismem působení oleje a pěnidla na organismus. Dalším možným vysvětlením by mohla být vzájemná reakce mezi sebou tak, že rozpuštěný olej na sebe naváže část povrchově aktivních látek a ty poté nepůsobí na organismus. Tyto otázky však není možné z provedených experimentů zodpovědět. Dalším zajímavým faktem je, že při testech s bakteriemi se projevovale větší toxicita při kratší 15minutové expozici než při expozici dvojnásobné. Zdá se tedy, že se bakterie dokazují během doby testu částečně adaptovat na zkoumané látky, a tím jejich luminiscence stoupala.

Při výpočtech teoretického účinku směsi vycházely hodnoty toxických koncentrací vypočítané pomocí teoretického předpokladu aditivity toxických účinků větší než ty experimentálně získané. To však platí pouze u směsí, v nichž je velmi vysoký podíl pěnidla. U směsi, kdy je podíl pěnidla vůči oleji asi 6 : 1, je již experimentální hodnota IC50 směsi nižší než ta vypočítaná, to znamená toxicitější. Při reálném požáru však lze očekávat, že bude pravděpodobnější poměr 6 : 1 i více. To znamená, že toxicita reálné směsi pěnidla s olejem může být daleko vyšší. Navíc při požáru působí na hasební vodu mnoho negativních vlivů, které mohou také působit synergicky a zvyšovat její toxicitu.

Při tvorbě směsi 1, modelující hasební zásah, bylo pozorováno, že pyrolyzní olej zůstává v kapénkách a že se ve vodě rozpouští minimálně či nerozpouští. To výrazně omezuje jeho biologickou dostupnost, což může snižovat jeho ekotoxicitu a zároveň usnadní jeho případné zachytávání v hasebních vodách pomocí odlučovačů oleje a následně v povrchových vodách pomocí norných stěn či sorbentů.

Jako výsledná toxicita jednotlivých látek jsou uváděny hodnoty, které prokázaly experimenty s perloočkami *Daphnia magna*. Podle (ES) 1272/2008 se za výslednou toxicitu považuje ten nejnepříznivější z výsledků. Tedy pro pěnidlo EC50 48 h = 6,3 mg.l⁻¹, pro pyrolyzní olej EC50 48 h = 0,11 mg.l⁻¹ a pro směs EC50 48 h = 7,5 mg.l⁻¹.

Jak nám ukazují naměřená data a poznatky z experimentů, je toxicita hasebních vod závažným problémem při hašení požárů pneumatik. Požáry pneumatik tedy neškodí jen zplodinami stoupajícími do ovzduší, ale škodí také půdě a vodnímu prostředí. Lze také očekávat, že podobná situace nastane i v dalších případech požárů materiálů, které vytvářejí kapalné pyrolyzní produkty.

5.2 Toxicita hasebních vod z požáru v Chropyni

K velkému požáru závodu na zpracování plastových průmyslových odpadů firmy Remiva v areálu bývalého podniku Technoplast v Chropyni vyjžděli hasiči v pátek 8. dubna 2011 v jednu hodinu ráno. Hořela 200 metrů dlouhá čtyřpodlažní budova (*obr. 2*). Hasebního zásahu se zúčastnilo na třicet jednotek hasičů. Kromě pozemní techniky byl použit také vrtulník. I když se požár podařilo lokalizovat, dohašování trvalo až do 11. dubna 2011. Zásah byl komplikován silným větrem a také nedostatkem vody. Po hodině hašení totiž zachvátil požár jednu z budov, ve které byla čerpadla. Následkem toho přestala fungovat hydrantová síť v areálu firem. Vodu bylo nutno kyvadlově navážet a bylo zřízeno dálkové vedení z přilehlého rybníku. Kvůli velkému znečištění ovzduší muselo být evakuováno zhruba 300 obyvatel z okolí



Obr. 2. Požár výroby plastů v Chropyni (foto iDNES.cz a HZS Zlínského kraje)
Fig. 2. Fire of plastic production plant in Chropyne (photos of iDNES and Fire Brigade of the Zlin Region)

požáru a ve městě Chropyni byla vyhlášena dopravní uzávěra. V okolních obcích Břest, Skaštice a Hulín bylo doporučeno omezit větrání a vycházky. Jak bylo později vyšetřováním zjištěno, požár byl úmyslně založen, žhář však nebyl dodnes usvědčen.

Na základě vstřícného přístupu složek podílejících se na hašení požáru výroby plastů v Chropyni byly získány vzorky hasebních vod vzniklých při zdolávání požáru. Tyto vody byly podrobeny zkouškám akutní toxicity na perloočkách *Daphnia magna* podle ČSN EN ISO 6341 a luminiscenčních bakterií *Vibrio fischeri* podle ČSN EN ISO 11348-2. Stanovovány byly hodnoty koncentrací zachycených hasebních vod, vyvolávající 50% inhibici pohyblivosti perlooček při době expozice 48 hodin (48 IC 50) a 50% inhibici svítivosti bakterií při třicetiminutovém působení vzorku (30 min IC 50).

Průměrné hodnoty výsledků zkoušek na perloočkách (provedeny v ekotoxikologické laboratoři Výzkumného ústavu vodohospodářského TGM, dále jen VÚV) a bakteriích (prováděny na katedře biologie Ostravské univerzity) uvádí *tabulka 4*.

Tabulka 4. Toxicita hasebních vod z požáru v Chropyni
Table 4. Toxicity of fire fighting waters from fire in Chropyne

Vzorek č.	Datum a hodina odběru	pH	O ₂ v mg.l ⁻¹	perloočky*	bakterie**
1	8. 4. 2011/ 13,00 h	7,04	8,8	3,5	86
2	8. 4. 2011/ 14,00 h	7,20	8,9	41,5	357,1
3	8. 4. 2011/ 16,00 h	6,48	8,7	13,5	60,5
4	8. 4. 2011/ 17,00 h	6,21	8,7	11,5	2,3
5	9. 4. 2011/ 10,30 h	7,65	9,2	499	n.a.
6	10. 4. 2011/ čas neuveden	7,79	8,0	472	n.a.
7	13. 4. 2011/ 20,30 h	7,91	8,4	224	n.a.

* 48 IC 50 v ml.l⁻¹ ** 30 min IC 50 v ml.l⁻¹ n.a. = nebylo analyzováno

Z výsledků uvedených v *tabulce 4* je patrná vysoká toxicita hasebních vod v prvních hodinách hašení i kolísání její výše v různých fázích hašení. Významný je pokles toxicity vod při dohašování požáru. Pro přesnější interpretaci získaných dat nám chybí podrobnější údaje o průběhu zásahu. Obecně však lze konstatovat, že kontaminace recipientu či čištění v biologické čistírně odpadních vod by mělo za následek velké úhyny organismů, tedy že únik hasebních vod představuje potenciální ohrožení pro ekosystém zasažených povrchových vod, popř. technologie biologických ČOV. To v praxi znamená, že v rámci havarijní připravenosti by měla být zahrnuta prevence úniku do vod, například nečištěnou dešťovou kanalizací, a že pro omezení ohrožení čistíren odpadních vod bude nutné vytvořit dostatečnou zádržnou kapacitu v provizorních nádržích na zachycení hasebních vod.

5.3 Požár galvanovny v Postřelmově

V neděli 1. ledna 2012 v 6:44 h přijala tísňová linka Hasičského záchranného sboru informaci o požáru v galvanovně podniku MEP v Postřelmově (*obr. 3*). Provedeným průzkumem a nastudováním bezpečnostní protipožární dokumentace bylo zjištěno, že hrozí únik kyanovodíků. Proto k pomoci vyjel také chemický kontejner centrální stanice územního odboru Šumperka a další doplňující technika profesionálních hasičů vyžadovaná k likvidaci požárů a jeho následků (Hošák, 2012).

Záchranaři zasahovali na místě v chemických oblecích a s dýchací technikou (*obr. 4*). Zásah byl velmi komplikovaný a samotná lokalizace hoření v hale byla ztížena propadajícím se stropem do sklepních prostor. V hale hořely plastové nádoby, dřevo i technologie. Pomocí těžké pěny se plameny podařilo dostat pod kontrolu před půl desátou dopoledne, poté během několika dalších minut jej hasiči také celkově likvidovali. Po skončení hasebních prací byla provedena opakovaná měření možného úniku nebezpečných plynných látek. Ten však nebyl zaznamenán. Po celou dobu hasební činnosti bylo



Obr. 3. Požár galvanovny v Postřelmově (foto HZS Olomouckého kraje)
Fig. 3. Fire of galvanizing plant in Postřelmov (photo of Fire Brigade of the Olomouc Region)



Obr. 4. Dekontaminace zasahujících hasičů (foto HZS Olomouckého kraje)
Fig. 4. Decontamination of firemen (photo of Fire Brigade of the Olomouc Region)

prováděno preventivní měření mimo prostory haly. Rovněž byla vyžádána součinnost hasičské chemické laboratoře z Frenštátu pod Radhoštěm. Ta provedla závěrečná kontrolní měření, která potvrdila předchozí negativní měření možného úniku nebezpečné látky, poté již mohlo dojít k bezpečnému předání místa požářiště majitelům.

Rovněž u tohoto požáru jsme díky ochotě členů HZS ČR získali zachycené hasební vody pro stanovení jejich ekotoxikologických vlastností. Jednalo se o vody zachycené do jímky galvanovny a vody z dekontaminace zasahujících hasičů. Všechny zkoušky byly provedeny v ekotoxikologické laboratoři VÚV. Průměrné hodnoty akutní toxicity vod pro perloočky a bakterie jsou uvedeny v *tabulce 5*.

Tabulka 5. Toxicita a další parametry hasebních vod z požáru v Postřelmově
Table 5. Toxicity and other parameters of fire fighting waters from fire in Postřelmov

Místo odběru	pH	O ₂ v mg.l ⁻¹	perloočky*	bakterie**
jímka galvanovny	3,08	7,7	1,2	6,1
dekontaminace	9,77	8,9	22,5	31,2

* 48 IC 50 v ml.l⁻¹ ** 30 min IC 50 v ml.l⁻¹

Jak je z *tabulky* patrné, i tyto vody vykazovaly vysokou toxicitu, na níž se jistě vysokou měrou podílelo velmi nízké pH v případě hasebních vod zachycených do jímky galvanovny. Také v případě požáru v Postřelmově tedy můžeme shrnout: kontaminace recipientu či čištění v biologické čistírně odpadních vod by mělo za následek velké úhyny organismů.

5.4 Požár v Ostravě-Hrušově

I přes výše uvedené výsledky jsou stále podceňovány možné ekologické dopady zásahu. Je to dáno tím, že stanovení možných negativních účinků hasební činnosti na zasažené ekosystémy je u nás věnována jen okrajová pozornost, nebo že nejsou využívány adekvátní testovací prostředky. Toto tvrzení lze doložit konkrétním příkladem:

Dne 23. 10. 2006 došlo k požáru v areálu bývalých chemických závodů v Hrušově (městská část Ostravy), kde hořela budova laboratoří. V budově bylo umístěno blíže neupřesněné množství chemických látek ve skleněných nádobách a lahvích v přízemí (*obr. 5*). Proto byl celý zásah veden velmi obezřetně. Jedna část hasičů začala s likvidací požáru asfaltové střešní krytiny a dřevěných krovů, druhá skupina hasičů odnesla z objektu dvě tlakové lahve a také přenášela chemické látky do bezpečí v jiné části budovy. Odtud pak byly chemikálie převáženy speciálním nákladním automobilem firmy OZO do spalovny (Kúdela, 2006).

Podle tvrzení tiskového mluvčího HZS Moravskoslezského kraje nebyl při zásahu nikdo zraněn, do vod ani ovzduší mimo areál neunikly žádné nebezpečné látky. Poslední z tvrzení však neodpovídá měřením provedeným specializovaným přístrojem *Daphnia Toximeter*, který registruje nebezpečné havarijní znečištění vod. Přístroj, který provozuje Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, je umístěn na monitorovací stanici podniku Povodí Odry na řece Odře v Bohumíně, tedy na profilu, který je situován zhruba 10 km pod místem požáru. Z *obr. 6* je patrné, že hodnoty toxického indexu přesáhly havarijní limity, a to nejen kolem 15. hodiny v den požáru, ale i ve dnech následujících. To přičítáme toxicitě splachů z požářiště, neboť ve dnech následujících po požáru na daném území intenzivně přšelo.

Závěry

Na otázku položenou v názvu našeho příspěvku můžeme odpovědět, že požáry a hasební vody z nich mohou způsobit vážné ohrožení kvality vod, mnohdy i s dopady přesahujícími hranice států. Rozbor požárů ve světě

prokázal, že takovýchto případů existuje celá řada a že, ačkoliv například směrnice Seveso II přímo vyžaduje také hodnocení a prevenci rizik vyplývajících z možného vzniku škodlivin při požáru, dosud neexistují systematické nástroje hodnocení a prevence těchto rizik, ani pro ně nejsou připraveny havarijní plány. Možným přenosem environmentálních účinků požárů přes hranice států se zabývají některé mezinárodní orgány (např. UNECE) a tato problematika je zahrnuta do Úmluvy o přenosu havárií přes hranice států a Úmluvy o ochraně hraničních vod a mezinárodních jezer, problém však není dosud vyřešen a v praxi je spíše podceňován.

Na úrovni ČR je situace obdobná jako v mnoha jiných státech – problému ekotoxicity požárních vod není věnována náležitá pozornost. Experimentálně bylo ověřeno, že jak hasiva, tak produkty pyrolýzy netoxických materiálů (pneumatik) mohou vykazovat vysokou toxicitu, a tak při úniku do vodního prostředí představují vážné ohrožení kvality vod. Není však zatím známo, zda a nakolik platí aditivní pravidlo při vzniku směsí toxických látek – byla pozorována jak synergie, tak antagonismus.

Testy reálných vod z významných průmyslových požárů potvrzují, že tyto požární vody jsou závažným ohrožením životního prostředí a kontinuální monitoring na řece Odře nejméně při jednom případě ukázal, že standardní metody chemické analýzy používané při likvidaci požárů nejsou schopné odhalit toxické účinky tak dobře jako biologické testy – bylo by tedy vhodné vyvinout biologický monitoring.

Poděkování

Tento článek vznikl za podpory projektu VaV SPII 1a10 45/07 s názvem Komplexní interakce mezi přírodními ději a průmyslem s ohledem na prevenci závažných havárií a krizové řízení, jehož zadavatelem je MŽP.

Literatura

- Adams, R. and Simmons, D. (1999) Ecological effects of fire fighting foams and retardants. Conference Proceedings, Australian Bushfire Conference, Albury, July 1999, http://www.aerofiltritri.it/DC_pdf/AS_A_EoFFaR.pdf
- Backer, D.M., Jensen, S.E., and McPherson, G.R. (2004) Impact of fire-suppression activities on natural communities. *Conservation Biology*, 18, 4, 937–946.
- Calfee, R.D. and Little E.E. (2002) Effects of a fire-retardant chemical to fathead minnows in experimental stress. *Environmental Science and Pollution Research*, 10, 5, 296–300.
- ČSN EN ISO 11348-1 Jakost vod – Stanovení inhibičního účinku vzorků vod na světelnou emisi *Vibrio fischeri* (Zkouška na luminiscenčních bakteriích) – Část 1: Metoda s čerstvě připravenými bakteriemi.
- ČSN EN ISO 6341 Jakost vod – Zkouška inhibice pohyblivosti *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) – Zkouška akutní toxicity.
- Danihelka, P. (2006) Použití pneumatiky, jejich použití k rektivaci odkališť a rizika požárů. In: Ochrana před požáry a záchranné služby. 2. vedecko-odborná konference s mezinárodní účastí, 3.–4. 5. 2006 Žilina. Žilina: Fakulta speciálního inženýrstva, Katedra požárního inženýrstva, ISBN 80-8070-539-9.
- Finger, S. (ed.) (1997) Toxicity of fire retardant and foam suppressant chemicals to plant and animal communities, Final report, Interagency Fire Coordination Committee, Boise, Idaho.
- Halfon, E. and Büggemann, R. (2006) Environmental Hazard Ranking of Chemicals Spilled in the Rhine River in November 1986. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 17, 1, 47–60.
- Hamilton, S., Larson, D., Finger, S., Poulton, B., Vyas, N., and Hill, E. (1998) Ecological effects of fire retardant chemicals and fire suppressant foams. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center, online <http://www.npwr.usgs.gov/resource/habitat/fireweb/index.htm> (Version 02MAR98)
- Hošák, Z. (2012) Při požáru v galvanovně v Postřelmově hrozil únik kyanovodíku. <http://www.pozary.cz/clanek/50380-pri-pozaru-v-galvanovne-v-postrelmove-hrozil-unik-kyanovodiku/>
- Kúdela, P. (2006) V Ostravě hofela bývalá laboratoř. <http://www.pozary.cz/clanek/6058-v-ost-rave-hofela-byvala-laborator/>
- Little, E.E. and Calfee, R.D. (2002) Environmental implication of fire-retardant chemicals. Project summary, USGS, Columbia.
- Lukš, O. (2011) Podniková hasiči očima statistiky MVHZS ČR, www.avhosp.cz/images/statistika.doc
- Simonsen F.A., Stavnsbjerg, M., Moller, L.N., and Madsen, T. (2000) Brominated flame retardant; Toxicity and ecotoxicity, Environmental project No. 568, Miljøstyrelsen.



Obr. 5. Požár v areálu bývalých Hrušovských chemických závodů (foto HZS Moravskoslezského kraje)
Fig. 5. Fire at site of former Hrusov Chemical Works (photo of Fire Brigade of the Moravian-Silesian Region)



Obr. 6. Zaznamenané hodnoty toxického indexu po požáru v areálu bývalých Hrušovských chemických závodů
Fig. 6. Recorded values of toxic index after fire at site of former Hrusov Chemical Works

- Čížková, A. a Juchelková, D. (2009) Comparison of yield of tires pyrolysis in laboratory and pilot scales. *GeoScience Engineering*, 55, 4, ISSN 1802-5420, 60-65.
- Roy, C., Darmstadt, H., Benallal, B., Chaala, A., and Schwerdtfeger, A.E. (1995) Vacuum pyrolysis of used tires, <http://infohouse.p2ric.org/ref/11/10504/html/biblio/html4/pyh3.htm>
- McCarry, B. (1998) Sampling the Plastimet Fire. *McMaster Chemical Extracts*, No.1, http://www.chemistry.mcmaster.ca/extracts/extracts98/plastimet_fire/plastimet_fire.htm
- Ontario Ministry of Community Safety (2011) Protecting the Public and the Environment, Gaps to be Closed – ANNEX A, http://www.mcscs.jus.gov.on.ca/english/firemarshal/legislation/technicalguidelinesandreports/Waste_Handling_8.html [cit. 2012.10.09].
- Fowles, J., Person, M., and Naiton, D. (2011) New Zealand Fire Service Commission Research Report Number 17. New Zealand Fire Service, ISBN 0-908920-60-1.
- Červeňanová, E. (2010) Prevencia a pripravenosť na závažné havárie. Dizertačná práca, Žilinská univerzita.

**prof. RNDr. Pavel Danihelka, CSc.,
Laboratoř výzkumu a managementu rizik, VŠB-TU Ostrava,
pavel.danihelka@vsb.cz**
**RNDr. Přemysl Soldán, Ph.D., VÚV TGM, v.v.i., pobočka Ostrava,
premysl_soldan@vuv.cz**
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Are fire fighting waters hazardous to aquatic environment? (Danihelka, P.; Soldán, P.)

Key words

fire accidents in the industry – aquatic environment – ecotoxicity – Sthamex F-15 – pyrolytical oil – fire fighting waters

Fires in industry in the Czech Republic occur frequently and cause big financial losses. Even though the Czech act No. 59 from the year 2006

points out the possibility of leak of hazardous substances during the fires, there is no appropriate method for the assessment of this type of risk up to now. This situation leads to unwanted undervaluation of possible impact of fires and subsequent fire fighting interventions. Objective of our research was experimental evaluation of possible negative impact of the fire fighting interventions on water ecosystems. Study consider two experimental fields – testing of toxicity of model samples, which were typical fire fighting foam and potentially frequent product of pyrolysis of tyres, and afterwards tests of real fire fighting waters collected during significant fires on the territory of the Czech Republic.

Experimental results clearly document high ecotoxicological hazard of substances used for fire fighting and also rising by pyrolytic decay of burning material. Based on this experience we can state that the fires and fire fighting waters represent a serious risk for water ecosystems. Because standards methods of chemical analyses used for assessment of harmful effects of fire fighting waters in the Czech Republic are not so convenient for the detection of possible toxic impact of fire fighting waters as biological tests, it is necessary to develop the system of bioassays and bio monitoring, which can significantly improve detection of possible negative impacts.

VÝSKYT VYBRANÝCH LÁTEK NEPODLÉHAJÍCÍCH PRAVIDELNÉMU SLEDOVÁNÍ V HYDROSFÉŘE ČR

Věra Očenášková, David Chrastina, Petr Medek, Kristýna Jursíková, Roman Jobánek, Pavla Martinková

Klíčová slova

pesticidy – carboxin – phenmedipham – carbendazim – chloridazon – fenpropidine – spiroxamine – diquat-dibromide – clomazone a cypermethrine – fluoxypyre – glyphosate – AMPA – voda – hydrosféra

Souhrn

Práce byla zaměřena na zjištění výskytu pesticidních látek, které nepodléhají pravidelnému monitoringu. Kritériem jejich výběru byla roční spotřeba nad 10 000 kg.rok⁻¹, nízký přijatelný denní příjem (ADI) a klasifikace podle WHO. Vybrány byly pesticidy carboxin, phenmedipham, carbendazim, chloridazon, fenpropidine, spiroxamine, diquat-dibromide, clomazone a cypermethrine, fluoxypyre, glyphosate a AMPA (aminomethylphosphonic acid). Ke stanovení těchto látek v povrchových vodách byla použita metoda plynové chromatografie s hmotnostní detekcí, kapalinová chromatografie s hmotnostní detekcí nebo s fluorescenční detekcí. Pro stanovení diquatu byla použita metoda kapilární izotachofórey s kapilární zónovou elektroforézou. Izolace sledovaných analytů z vody byla provedena extrakcí pevnou fází (SPE), popř. nástřikem velkého objemu vzorku (LC-MS).

Pro pravidelné sledování lze doporučit carbendazim, fluoxypyr a cypermethrin.

Úvod

Přestože škála sloučenin sledovaných pravidelně v hydrosféře České republiky je již velmi široká, stále je velké množství látek, jejichž rozšíření v životním prostředí se nesleduje, a informace o zatížení hydrosféry těmito látkami jsou minimální. Patří sem i řada pesticidních přípravků. Nejedná se přitom o látky, jejichž spotřeba by byla zanedbatelná – z evidence účinných látek vedené Státní rostlinolékařskou správou vyplývá, že např. spotřeba nad 10 000 kg ročně se týká několika desítek látek, jejichž sledování se v ČR věnuje minimální až žádná pozornost. Pro tuto studii byly vybrány látky, které se dosud v České republice pravidelně nesledují, ale jejich roční spotřeba je nad 10 000 kg ročně a některé další vlastnosti – nízká přijatelná denní dávka ADI (acceptable daily intake) či jejich nebezpečnost podle klasifikace WHO zavadávají příčinu ke sledování. V době výběru pesticidů jsme měli k dispozici údaje o spotřebě v roce 2007. Vývoj spotřeby v dalších letech ukazuje tabulka 1.

Carbendazim CAS-No. 10605-21-7 je benzimidazolový fungicid používaný především na ochranu obilnin, např. proti padlí travnímu a rzi. Je součástí povolených přípravků Alert Beta, Alert S, Alert Sun, Alto Combi 420 SC, Bavistin WG, Duett, Harvesan, Karben 500 SC, Karben Flo Stefes, KeMiChem-Prochloraz Extra 380 SC, Sportak Alpha HF. ADI je 0,03 mg na kg hmotnosti a den, podle WHO je pravděpodobně nebezpečný. Nálezy lze očekávat ve vodách.

Fungicid **carboxin CAS-No. 5234-68-4** ze skupiny fenylamidů je používán na ochranu obilovin, řepky, brambor a dalších plodin proti houbovým chorobám, např. proti sněti, skvrnitosti, fuzariozám a dalším. Je účinnou látkou přípravků Vitavax 200 WP, Vitavax 2000. V roce 2007 ho bylo v ČR aplikováno 22 197 kg. Jeho ADI je 0,01 mg na kg tělesné hmotnosti a den a podle WHO je pravděpodobně nebezpečný. Nálezy lze očekávat ve vodách.

Pyridazinon **chloridazon CAS-No. 1698-60-8** je systémový herbicid používaný pro ošetření cukrové a krmné řepy, hubí širokou škálu jednoletých dvouděložných plevelů, s výjimkou trvalých druhů. Chloridazon je obsažen a aplikován v přípravcích BUREX 430 DKV (obsahuje 430 g.l⁻¹ chloridazonu, aplikuje se v dávkách 5–7,5 l na hektar), BUREX EKO (320 g.l⁻¹ – aplikuje se v dávkách 3–4,5 l.ha⁻¹), FLIRT (418 g.l⁻¹ chloridazonu + 42 g.l⁻¹ quinmeracu – aplikuje se v dávkách 5–6 l.ha⁻¹), PYRADEX FL (430 g.l⁻¹ – aplikuje se v dávkách

5–6 l.ha⁻¹) a PYRAMIN TURBO (520 g.l⁻¹). ADI je 0,16 mg na kg hmotnosti a den, podle WHO je pravděpodobně nebezpečný. Nálezy lze očekávat ve vodách.

Clomazon CAS-No. 81777-89-1 je účinnou látkou herbicidních přípravků používaných pro hubení jednoletých dvouděložných plevelů v porostech řepky olejné ozimé a jarní, bramborách, hrachu a máku. V roce 2007 bylo v České republice spotřebováno 14 947 kg clomazonu. Je obsažen a aplikován v přípravcích BRASAN 540 EC (obsahuje 40 g.l⁻¹ clomazonu + 500 g.l⁻¹ dimetachloru – aplikuje se v dávkách 2–3 l.ha⁻¹), COMMAND 36 CS (360 g.l⁻¹ – aplikuje se v dávkách 0,125–0,25 l.ha⁻¹). Na člověka při kontaktu s kůží tyto přípravky působí dráždivě, pro vodní organismy jsou toxické a mohou vyvolat dlouhodobé nepříznivé účinky ve vodním prostředí. ADI je 0,12 mg na kg hmotnosti a den, podle WHO je středně nebezpečný. Nálezy lze očekávat ve vodách.

Cypermethrin CAS-No. 52315-07-08, který patří mezi pyrethroidy, je součástí insekticidních přípravků Alimetrin 10 EM, Cyper 10 EM, Cyperkill 25 EC, Cyples, Nurelle D, které se používají na ochranu jehličnanů proti některým škůdcům (lýkožrout smrkový, klikoroh borový), brambor a rajčat proti mandelince bramborové, jabloni proti obaleči jablečnému a dalším škůdcům. ADI je 0,05 mg na kg hmotnosti a den, podle WHO je středně nebezpečný. Nálezy lze očekávat v povrchové vodě, plaveninách, sedimentech a biotě.

Diquat dibromid CAS-No. 88-00-7 patří mezi neselektivní kontaktní herbicidy. Je účinnou složkou přípravků Agri Diquat-200 SL, KeMiChem-Diquat 200 SL, KeMiChem-Diquat-1 200 SL, RC-Diquat 200 SL, REGO, RealChemie-Diquat 200 SL, Reglone, Regular. Aplikuje se např. v porostech brambor k desikaci natě. ADI je 0,002 mg na kg hmotnosti a den, podle WHO je středně nebezpečný. Nálezy lze očekávat ve vodách, plaveninách a sedimentech.

Fungicid ze skupiny morfolinů **fenpropidin CAS-No. 67306-00-7** je součástí přípravků určených k ochraně pšenice a ječmene proti houbovým chorobám. Je obsažen a aplikován v přípravku ARCHER TOP 400 EC (obsahuje 275 g.l⁻¹ fenpropidinu + 125 g.l⁻¹ propiconazolu – aplikuje se v dávkách 0,8–1 l.ha⁻¹). Na člověka při kontaktu s kůží a vdechnutí přípravek působí dráždivě, pro vodní organismy je toxický a může vyvolat dlouhodobé nepříznivé účinky ve vodním prostředí. ADI je 0,005 mg na kg hmotnosti a den, podle WHO je středně nebezpečný. Nálezy lze očekávat ve vodách.

Fluoxypyr CAS-No. 693777-81-7, herbicid zařazený mezi pyridyloxykyseliny, je součástí přípravků na odstraňování dvouděložných plevelů ze všech typů travníků, z porostů obilovin, picnin, olejnin a dalších kulturních rostlin, jako např. pažitky, cibule, kmínu, révy vinné, narcisů a tulipánů, z ovocných sadů. Je účinnou složkou přípravků Bofix, KeMiChem-Fluoxypyr 250 EC, KeMiChem-Fluoxypyr-I 250 EC, Lancet, Nestor 25 EC, RC-Fluoxypyr 250 EC, Starane 250 EC, Tandus 250 EC, Tomigan 250 EC, Travin, Xypyr-250 EC. Přípravky Lancet a Travin je již možno používat pouze do vypotřebování zásob. ADI je 0,8 mg na kg tělesné hmotnosti a den a podle WHO je klasifikován jako pravděpodobně bezpečný při normálním použití. Je však toxický pro ryby, pro živočichy sloužící rybám za potravu a pro řasy. Proto je zařazen jako nebezpečný pro životní prostředí. Nálezy lze očekávat v povrchových vodách.

Karbamat **phenmedipham CAS-No. 13684-63-4** je selektivní herbicid používaný především proti dvouděložným jednoletým plevelům. Je účinnou složkou přípravků Betanal Elite 274 EC, Betanal Expert, Betanal Quattro, Betasana SC, Betasana Trio SC, ChemTrade-Desmedipham Extra, Duofan, Fenifan, KeMiChem-Desmedipham Plus, KeMiChem-Ethofumesat Plus, Kompakt Stefes Flo, Kontakttwin, Mix Double EC, Mix Stefes, Powertwin, Synbetan

Tabulka 1. Spotřeby vybraných pesticidů (v kg) v letech 2007 až 2010
Table 1. Consumption of selected pesticides (2007–2010)

Pesticid	CAS-No.	2007	2008	2009	2010
Carbendazim	10605-21-7	55 921	69 613	58 863	50 657
Carboxin	5234-68-4	22 197	50 817	974	442
Chloridazon	1698-60-8	38 511	43 788	44 173	42 583
Clomazone	81777-89-1	14 950	17 580	17 993	16 352
Cypermethrin	52315-07-08	12 500	18 782	17 175	16 783
Diquat-dibromid	88-00-7	19 450	24 476	26 468	23 453
Fenpropidin	67360-00-7	27 182	33 441	26 633	32 541
Fluoxypyr	693777-81-7	11 083	22 445	18 559	15 780
Guazatin-acetat	115044-19-4	13 430	823	134	140
Phenmedipham	13684-63-4	26 850	27 558	27 731	28 944
Spiroxamin	118134-30-8	22 829	28 267	20 269	17 923

Duo, Synbetan Mix, Synbetan P forte, Tandem Stefes. ADI je 0,03 mg na kg hmotnosti a den a podle WHO je pravděpodobně nebezpečný. V hydrosféře ho lze očekávat v povrchové vodě, plaveninách a sedimentech.

Spiroxamin CAS-No. 118134-30-8 je součástí přípravků používaných k ochraně pšenice a ječmene proti houbovým chorobám a révy vinné proti padlí révovému. Je obsažen a aplikován v přípravcích FALCON 460 EC (obsahuje 167 g.l⁻¹ tebuconazolu + 43 g.l⁻¹ triadimenolu + 250 g.l⁻¹ spiroxaminu – aplikuje se v dávkách 0,6 l.ha⁻¹ na obilí, 0,3–0,4 l.ha⁻¹ na révu vinnou) a IMPULSE 500 EC (obsahuje 500 g.l⁻¹ spiroxaminu). Přípravky jsou zdraví škodlivé při vdechování, styku s kůží a při požití, způsobují poleptání a vážné poškození očí, jsou vysoce toxické pro vodní organismy a mohou vyvolat dlouhodobé nepříznivé účinky ve vodním prostředí. ADI je 0,025 mg na kg hmotnosti a den, podle WHO je středně nebezpečný. Nálezy lze očekávat ve vodách.

Guazatin acetát CAS-No. 115044-19-4 je součástí nertuňnatých mořidel ve formě kapalného koncentrátu mísitelného s vodou na moření pšenice, žita a triticales. V roce 2007 bylo v České republice aplikováno 17 146 kg účinné látky. Je obsažen a aplikován v přípravcích PANOCTINE 35 LS (obsahuje 350 g.l⁻¹ guazatinu acetátu – aplikuje se v dávkách 2 l.t⁻¹ obilí) a PANOCTINE TOTAL (obsahuje 300 g.l⁻¹ guazatinu acetátu a 25 g.l⁻¹ triticonazolu – aplikuje se v dávkách 1,5 l.t⁻¹ obilí). Jedná se o směs reakčních produktů amidinace technického iminodi(oktamethylen)-diaminu, obsahující několik guanidinů a polyaminů, přičemž hlavní složky jsou oktamethylendiamin, iminodi(oktamethylen)diamin a oktamethylen-bis-iminoktamethylen-diamin ve formě triacetátu. ADI není určeno, podle WHO je středně nebezpečný. Nálezy lze očekávat v povrchové vodě.

Použité analytické metody pro stanovení sledovaných pesticidů v povrchové vodě

Pro stanovení clomazonu, spiroxaminu, fenpropidinu a chloridazonu byla zvolena metoda plynové chromatografie s hmotnostní detekcí. Mez stanovitelnosti pro uvedené analyty touto metodou v reálných vzorcích je 0,06 µg.l⁻¹, 0,1 µg.l⁻¹, 0,08 µg.l⁻¹ a 0,05 µg.l⁻¹.

Pro stanovení carbendazimu, carboxinu, phenmediphamu a rovněž fenpropidinu, chloridazonu a clomazonu byla použita metoda stanovení pesticidů po přímém nástřiku velkého objemu odstředěného vzorku vody kapalínou chromatografií s hmotnostní detekcí detektorem na principu trojitého kvadrupolu za podmínek ionizace elektrosprejem v pozitivním modu. Meze stanovitelnosti pro jednotlivé analyty jsou postupně 0,05 µg.l⁻¹, 0,03 µg.l⁻¹, 0,02 µg.l⁻¹, 0,05 µg.l⁻¹, 0,05 µg.l⁻¹, 0,02 µg.l⁻¹, mez detekce je na úrovni 1/3 meze stanovitelnosti. Pro clomazon a fenpropidin je při využití této metody dosaženo nižší meze stanovitelnosti než metodou GC/MS.

Fluroxypyr byl stanovován metodou on-line SPE-LC/MS za podmínek ionizace elektrosprejem v negativním modu. Mez stanovitelnosti pro tuto látku je 0,01 µg.l⁻¹, mez detekce je 1/3 meze stanovitelnosti.

Pro stanovení cypermethrinu byla zvolena metoda plynové chromatografie s hmotnostní detekcí technikou negativní chemické ionizace v SIM modu. K extrakci vzorků z vody byla použita technika SPE. Mez stanovitelnosti je 0,1 µg.l⁻¹.

Pro stanovení diquatů byla použita technika kapilární izotachografie s kapilární zónovou elektroforézou (ITP-CZE). Při zavádění metodiky bylo nutno řešit volbu vhodného elektrolytu, vlnových délek a postup SPE extrakce.

Guazatinu acetát byl ze sledování vyřazen, neboť v literatuře nebyla nalezena vhodná metoda pro stanovení této látky a v rámci studie nebyl prostor na samostatný vývoj analytické metody. Spotřeba této látky v posledních dvou letech výrazně poklesla v souvislosti s rozhodnutím Komise 2007/597/ES ze dne 27. srpna 2007 o nezařazení guazatinu acetátu do přílohy I, IA nebo IB směrnice Evropského parlamentu a Rady 98/8/ES o uvádění biocidních přípravků na trh. Stejně významně poklesla spotřeba carboxinu. Pro obě uvedené látky platí rozhodnutí Komise 2008/934/ES o nezařazení určitých aktivních látek do přílohy I směrnice Rady 91/414/EHS.

Použité analytické metody pro stanovení sledovaných pesticidů v sedimentech

Pro izolaci sledovaných pesticidů z pevné matrice byl hledán takový postup přípravy vzorku, který by umožnil pouze jednu extrakci vzorku ke stanovení koncentrace všech daných pesticidů. Vzhledem k rozdílným chemickým i fyzikálním vlastnostem jednotlivých sloučenin bylo však třeba použít několik způsobů extrakce, aby bylo dosaženo uspokojivé výtěžnosti. Byly porovnávány různé modifikace metody QuEChERS, Lukeovy metody a extrakce alkalizovanou směsí rozpouštědel. Dosažené výsledky stejně jako postup pro izolaci cypermethrinu a pro izolaci diquatů dibromidu ve spojení s ITP-CZE byly publikovány v [1].

Odběrové profily

Pro odběry byly vybrány profily, ve kterých se pesticidy (obecně) dlouhodobě vyskytují s větší četností i ve vyšších koncentracích. Přehled profilů je uveden v tabulce 2.

Tabulka 2. Přehled profilů povrchových vod pro sledování výskytu vybraných pesticidů

Table 2. List of sampling profiles of surface water for monitoring of selected pesticides

Vybrané odběrové profily	
Dyje-Jevišovka	Úslava-Doubravka
Jihlava-Iváň	Olše-ústí
Cidlina-Sány	Sázava-Zruč nad Sázavou
Rakovnický potok-Křivoklát	Bečva-Troubky
Dyje-Pohansko	Berounka-Lahovice
Svratka-Vranovice	Lužnice-Bechyně (SM)
Dřevnice-Otrokovice	Bílina-Ústí nad Labem
Berounka-Srbsko	Loděnický p.-Hostim
Morava-Lanzhot	Střela-Borek
Radbuza-Dobřany pod (Šlovice)	Vltava-Zelčín
Svitava-Ústí	Labe-Liběchov
Morava-Nedakonice	Labe-Schmilka-pravý břeh
Blanice-Radonice	Loučná-Dašice
Berounka-Bukovec	Labe-Valy
Chrudimka-Nemošice	Labe-Lysá nad Labem
Odra-Svinov	Odra-Bohumín
Olšava-Kunovice	Litavka-Beroun
Sázava-Pikovice	

Na jižní Moravě byly dále odebrány vzorky i v lokalitách Valová-Polkovice, Okluky-Uherský Ostroh, Blata-Tovačov, Haná-Hradisko, Trkmanka-Podivín, Spálený potok-Krumvíř a Litava-Židlochovice, na severní Moravě v lokalitách Hvozdnice-nad Moravicí, Velká-nad Opavou, Heraltický potok-nad Opavou, Husí potok-nad Odrou, Opusta-nad Opavou. Jedná se o lokality s intenzivní zemědělskou činností s tradičně vyššími nálezy pesticidů v hydrosféře.

Odběry probíhaly ve třech kolech, jarním (pouze některé profily) a podzimním v roce 2010 a jarním v roce 2011. Na podzim r. 2010 byly odběry prováděny v září a říjnu, na jaře 2011 od dubna do června s měsíční frekvencí.

Výsledky měření

Výsledky měření pro diquat dibromid

Ve vzorcích odebraných v Moravskoslezském kraji v průběhu června až srpna 2010 byly nálezy diquatů ve všech případech pod mezí stanovitelnosti, tedy menší než 0,05 µg.l⁻¹. Některé vzorky přesto obsahovaly stopy diquatů. Tabulka 3 zobrazuje nálezy diquatů mezi mezí stanovitelnosti a mezí detekce. Číselná hodnota je tedy pouze orientační. Mez detekce je 0,02 µg.l⁻¹.

Podzimní odběry v 35 dalších proflech proběhly v září a říjnu. Nálezy diquatů byly u všech vzorků v podzimních odběrech pod mezí stanovitelnosti.

Výsledky měření pro cypermethrin

V podzimních odběrech byly všechny hodnoty měření pro cypermethrin pod mezí stanovitelnosti, ale v zářijovém odběru byl cypermethrin detekován v 71,4 % vzorků a v říjnovém ve 28,6 % vzorků.

Výsledky měření pro clomazon, fenpropidin a chloridazon metodou GC/MS a LC/MS a pro spiroxamin metodou GC/MS

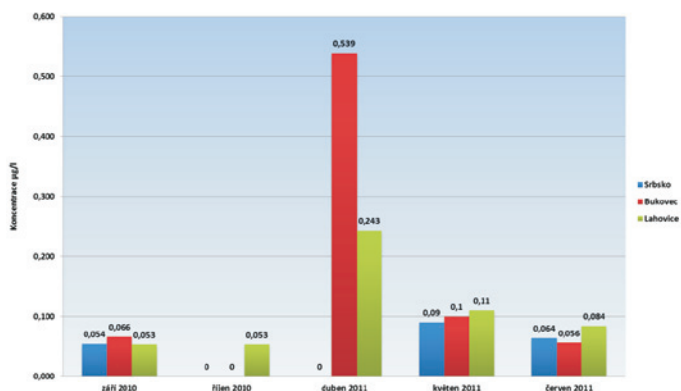
V jarním kole odběrů 2010 byla pro sledování těchto látek použita pouze metoda plynové chromatografie, na podzim bylo měření prováděno i metodou LC/MS (s výjimkou spiroxaminu). Clomazon byl v jarních odběrech detekován pouze ve třech vzorcích z celkového počtu 57 vzorků. Fenpropidin byl na jaře 2010 nalezen v několika případech ve stanovitelných koncentracích, avšak je zde obava z falešně pozitivních výsledků, proto hodnoty nejsou uvedeny. V podzimních kolech odběrů byla tato látka stanovována i metodou LC/MS, která má větší citlivost, přesto nebyla detekována v žádném ze 70 vzorků. Chloridazon byl stanoven na jaře v proflech Valová-Polkovice (4,08 a 1,87 µg.l⁻¹), Tišínska-Těšice pod (0,06 µg.l⁻¹ a 0,052 µg.l⁻¹), Litava-Židlochovice (0,059 µg.l⁻¹), Okluky-Uherský Ostroh (0,337 µg.l⁻¹), Moštěnka-Plešivec pod (0,093 µg.l⁻¹), Blata-Tovačov-Annín (0,241 a 0,133 µg.l⁻¹) a Rostěnický potok-Rostěnice (0,207 µg.l⁻¹). V dalších pěti vzorcích byl chloridazon detekován. V podzimním kole odběrů byl chloridazon stanovován rovněž metodou LC/MS (obě metody mají stejnou mez stanovitelnosti 0,05 µg.l⁻¹). Metodou LC/MS byl detekován pouze ve třech případech. Spiroxamin nebyl v jarním kole odběrů nalezen v žádném z ana-

Tabulka 3. Pozitivní nálezy diquat dibromidu [µg.l⁻¹]

Table 3. Positive findings of diquate dibromide (µg.l⁻¹)

	8. 6. 2010	24. 6. 2010	15. 7. 2010	28. 7. 2010	3. 8. 2010	10. 8. 2010
Hvozdnice-nad Moravicí	–	0,024	–	–	–	–
Velká-nad Opavou	–	0,028	–	–	–	–
Heraltický potok-nad Opavou	0,024	0,043	–	–	–	–
Husí potok-nad Odrou	–	0,024	–	–	–	–
Opusta-nad Opavou	*–	–	–	0,023	–	–

*V tomto termínu byl odebrán profil Luha-nad Opavou, který byl již v dalších odběrech nahrazen profilem Opusta-nad Opavou.



Obr. 1. Nálezy carbendazimu v povodí Berounky

Fig. 1. Findings of carbendazim in the Berounka River basin

lyzovaných vzorků, na podzim byl stanoven v proflech Morava-Nedakonice (0,148 µg.l⁻¹), Dřevnice–Otrokovice (0,52 µg.l⁻¹) a Jihlava–Lváň (0,158 µg.l⁻¹).

Výsledky měření pro carbendazim, carboxin, phenmedipham a fluroxypyr metodou LC/MS

Tyto látky byly sledovány pouze v podzimních odběrech 2010 a na jaře 2011. Carbendazim byl detekován ve všech vzorcích (70 vzorků). V 74,5 % vzorků se vyskytoval ve stanovitelných koncentracích, které se pohybovaly od 0,05 µg.l⁻¹ do 1,2 µg.l⁻¹ v profilu Loučná-Dašice. Z výsledků za rok 2011 vyplývá, že pesticid carbendazim se ze všech sledovaných pesticidů nejčastěji vyskytoval v kvantifikovatelném množství. Příkladem jsou např. nálezy v povodí Berounky uvedené na obr. 1. Carboxin a phenmedipham nebyly ani detekovány v žádném z analyzovaných vzorků. Fluroxypyr byl nalezen v koncentracích nad mezí stanovitelnosti v 37 % vzorků. Nalezené hodnoty se pohybovaly většinou těsně nad mezí stanovitelnosti. Nejvyšší koncentrace byla nalezena v profilu Blanice–Radonice (0,098 µg.l⁻¹). Nálezy v profilu Cidlina–Sány jsou na obr. 2. Profily s pozitivními nálezy carbendazimu a fluroxypyru jsou na obr. 3 a 4.

Glyfosát a AMPA

Glyfosát a jeho degradační produkt aminomethylfosfonová kyselina (AMPA) byly mezi sledované látky zařazeny až v roce 2011. Ke stanovení tohoto totálního herbicidu byla použita metoda kapalinové chromatografie ve spojení s fluorescenční detekcí. Nálezy AMPA v proflech na povodí Cidliny jsou na obr. 5.

Závěr

Z dosud vyhodnocených výsledků vyplývá, že z vybraných pesticidů se v kvantifikovatelném množství nejčastěji vyskytoval carbendazim. Spotřeba tohoto fungicidu používaného především na ochranu obilnin proti padlí travnímu a rzi byla také nejvyšší – v roce 2010 ho bylo aplikováno 50 657 kg. Dalším pesticidem s nálezy nad mezí stanovitelnosti byl herbicid fluroxypyr (spotřeba v roce 2010 byla 15 780 kg), součást přípravků sloužících k odstraňování dvouděložných plevelů z porostů obilovin a dalších kulturních rostlin a všech typů travníků. Ostatní pesticidy byly v povrchových vodách nalezeny většinou pouze v detekovatelném množství – cypermethrin, diquat dibromid, ojediněle i v množství kvantifikovatelném (chloridazon).

Pro pravidelné sledování lze doporučit carbendazim, fluroxypyr a cypermethrin.

Poděkování

Studie byla financována z prostředků výzkumného záměru MZP0002071101.

Literatura

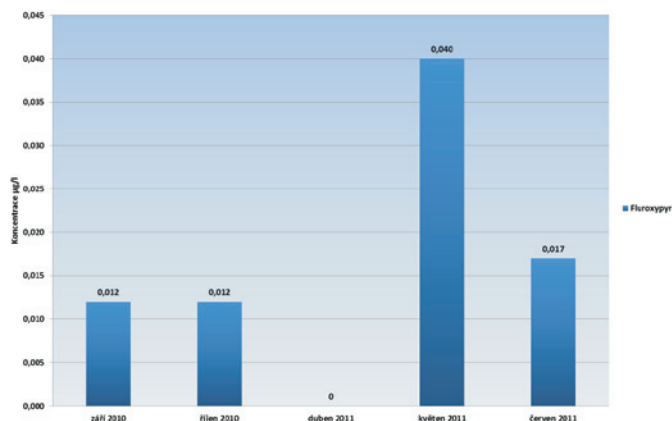
- [1] Chrastina, D., Kuchyňová, D. a Truxová, I. Stanovení diquat dibromidu ve vodách metodou ITP-CZE. In: Sýkora, V. a Kujalová, H. *Hydroanalýtika 2011. Hradec Králové, 13.–14. 9. 2011.* ČSlab, 2011, s. 165–167. ISBN 978-80-904986-0-0.
- [2] Seznam registrovaných přípravků a evidovaných prostředků na ochranu rostlin 2010. *Věstník SRS*, roč. VII, únor 2010 [on line] [cit. 16. 11. 2010]. Dostupné z <<http://www.srs.cz/>>
- [3] ČHMÚ – pasportizace pesticidů [on line] [cit. 15. 7. 2011]. Dostupné z <<http://hydro.chmi.cz/pasport/>>

Ing. Věra Očenášková, Ing. David Chrastina, Ing. Petr Medek,
Ing. Kristýna Jursíková, Ph.D., Ing. Roman Jobánek,
Ing. Pavla Martinková

VÚV TGM, v.v.i.

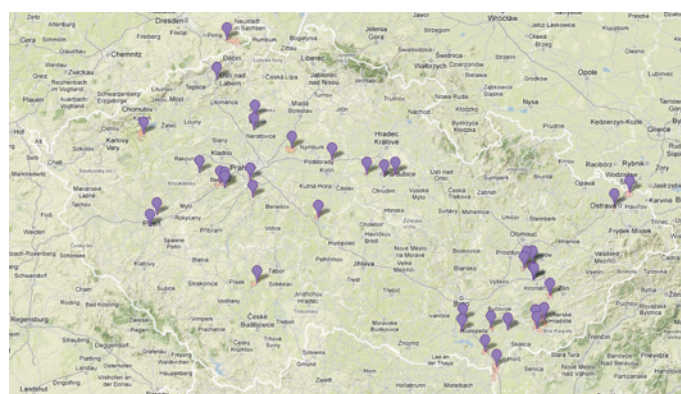
Vera.Ocenaskova@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.



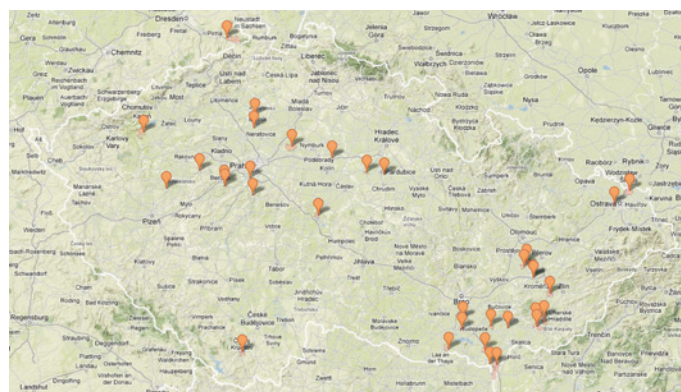
Obr. 2. Nálezy fluroxypyru v profilu Cidlina-Sány

Fig. 2. Findings of fluroxypyre in the sampling profile Cidlina-Sány



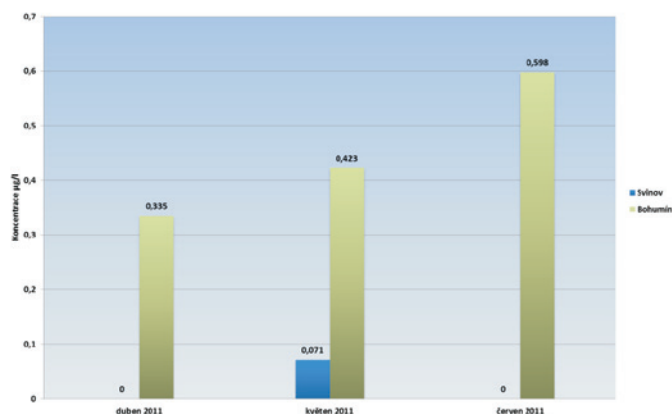
Obr. 3. Profily s pozitivními nálezy carbendazimu

Fig. 3. Sampling profiles with positive findings of carbendazim



Obr. 4. Profily s pozitivními nálezy fluroxypyru

Fig. 4. Sampling profiles with positive findings of fluroxypyre



Obr. 5. Nálezy AMPA v povodí Odry – profily Svinov a Bohumín

Fig. 5. Findings of AMPA in the Odra River basin – sampling profiles Svinov and Bohumín

Occurrence of pesticides not regularly monitored in the hydrosphere of the Czech Republic (Očenášková, V.; Chrastina, D.; Medek, P.; Jursíková, K.; Jobánek, R.; Martinková, P.)

Key words

pesticides – carboxin – phenmedipham – carbendazim – chloridazone – fenpropidine – spiroxamine – diquat-dibromide – clomazone and cypermethrine – fluroxypyr – glyphosate – AMPA – water – hydrosphere

This study was targeted to the occurrence of pesticides which are not regularly monitored in the hydrosphere of the Czech Republic. The reason for their selection was their consumption above 10 000 kg per year, low acceptable daily intake (ADI) and their slightly hazardous or moderately hazardous WHO classification. For these reasons these compounds were selected: carboxin, phenmedipham, carbendazim, chloridazone, fenpropidine, spiroxamine, diquat-dibromide, clomazone and cypermethrine. Fluroxypyr and glyphosate with its degradation product AMPA were added to this list later.

For determination of these compounds in samples gas chromatography with mass detection (GC-MS), liquid chromatography coupled with mass detection (LC-MS) or fluorescence detection (HPLC-FD) were used. For determination of diquat-dibromide capillary isotachopheresis coupled with capillary zone electrophoresis (ITP-CZE) was used. Solid phase extraction (SPE) was used for pre-concentration and isolation of targeted analytes from samples. The great volume injection without any pre-concentration was used in case of LC-MS.

The sampling was organised in three monitoring campaigns – spring and autumn 2010 and spring 2011. For the sampling, profiles with long-term high concentration of pesticides were chosen.

Carbendazim was detected in all samples. Concentration in 75% of samples was between 0,05 µg.l⁻¹ (LOD – limit of determination) and 1,2 µg.l⁻¹ in the sampling profile Loučná-Dašice. Concentrations of fluroxypyr were closely above limit of detection (LOD = 0,01 µg.l⁻¹), the highest concentration was found in the profile of Blanice-Radonice – 0,098 µg.l⁻¹. Cypermethrine was only detected in approximately 70% of samples.

For regular monitoring it is possible to propose carbendazim, fluroxypyr and cypermethrin.

PF 2013

Mnoho štěstí, zdraví a úspěchů
přeje redakce a redakční rada

VÚV
TGM

Obsah časopisu VTEI – ročník 2012

Pět let činnosti Výzkumného ústavu vodohospodářského jako veřejné výzkumné instituce (Rieder, M.).....	1/1
Identifikace a hodnocení objektů a zařízení se zdroji rizik kontaminace vodního prostředí nebezpečnými chemickými látkami při povodních (Danihelka, P., Kerberová, M., Chlubna, L.).....	3/1
Ekonomické nástroje k podpoře adaptace vodního hospodářství ČR na změnu klimatu (Slavíková, L., Petružela, L., Jílková, J.).....	5/1
Studie výskytu a chování radioaktivních látek v povodích po ukončení těžby uranových rud (Juranová, E., Marešová, D., Hanslík, E.).....	7/1
Možnosti použití nízkonákladových semipermeabilních membrán pro sledování pesticidů a jiných organických mikropolutantů ve vodách (Pavonič, M., Pospíšil, Z.).....	10/1
Vliv zvýšených průtoků na změny mikrobiální kontaminace vody (Baudišová, D., Benáková, A., Hlaváček, J.).....	13/1
Povinná osnova vyjádření osoby s odbornou způsobilostí k vypouštění odpadních vod přes půdní vrstvy do vod podzemních (Poláková, K., Eckhardt, P.).....	16/1
Využití dat leteckého laserového skenování pro revizi datových sad rozvodnic a vodních toků (Uhlířová, K., Nováková, H.).....	1/2
Zkušenosti ze sledování kvality vody malých toků pomocí řas a sinic narůstajících na substrátech (Heteša, J., Marvan, P., Forejtníková, M.).....	4/2
Využití matematického modelu pro hydrotechnické posouzení vodních toků v katastrálním území obce Mochtín (Kurková, M., Roub, R., Smolík, J.).....	9/2
Analýza záznamu úniku toxických látek do řeky Odry (Šajer, J.).....	12/2
Srovnání metod pro odběr vzorků makrozoobentosu z nebroditelných toků (Janovská, H., Pařil, P., Rezníčková, P.).....	15/2
Návrh systému hodnocení přeshraničního přenosu dopadů havárie na vodních tocích (Martinková, M., Danihelka, P.).....	1/3
Identifikace termofilních bakterií rodu <i>Campylobacter</i> izolovaných z odpadních vod metodou polymerázové řetězové reakce (Vondráková, L., Baudišová, D., Purkrtová, S.).....	4/3

Ovlivnění jakosti vod a sedimentů v povodí řeky Nedvědičky těžbou a zpracováním uranových rud (Hudcová, H., Badurová, J., Rozkošný, M., Funková, R., Svobodová, J., Sova, J.).....	5/3
Farmaka ve vodách: znečištění, na které nejsme připraveni (Fuksa, J. K.).....	10/3

Využití geografických informačních systémů a územně plánovací dokumentace při modelování povodňového rizika (Pavličková, L., Novák, P., Roub, R., Hejduk, T.).....	1/4
Relevantnost využití denních dat o teplotě a srážkách pro testování dopadu klimatických faktorů na spotřebu pitné vody domácnostmi (Malý, V., Slavíková, L., Rost, M., Petružela, L., Vojáček, O., Kavan, J.).....	6/4
Sledování transportu hliníku, železa a manganu v kontaminované půdě po aplikaci fytoremediačního opatření (Trakal, L.).....	8/4
Nové poznatky z kalibrace atypických měřidel a vlivu teploty vody při kalibraci v České kalibrační stanici vodoměrných vrtulí (Mattas, D., Ramešová, L.).....	11/4

Dlouhodobý vývoj biomasy fytoplanktonu v tocích sledovaných v rámci monitoringu vlivu Jaderné elektrárny Temelín na vodní ekosystém (Desortová, B., Hanslík, E.).....	1/5
Modelování průtokové vlny z ledovcového jezera – Lake 513, Cordillera Blanca, Peru (Benešová, M., Bouška, P., Klimeš, J., Vilímek, V.).....	4/5
Pravděpodobnostní hodnocení provozu čistírny odpadních vod (Nesměrák, I.).....	7/5
Výzkum možností využití odpadů jako surovinových a energetických zdrojů (Košánek, R., Valeš, J.).....	9/5

Havárie jaderné elektrárny Fukušima Daiiči a její vliv na životní prostředí (Juranová, E., Hanslík, E.).....	1/6
Výzkum nautických podmínek na hydraulickém modelu plavebního stupně Děčín (Bouška, P., Gabriel, P., Motl, O., Šerpeňák, J.).....	4/6
Jsou hasební vody potenciálním ohrožením životního prostředí? (Danihelka, P., Soldán, P.).....	8/6
Výskyt vybraných látek nepodléhajících pravidelnému sledování v hydrosféře ČR (Očenášková, V., Chrastina, D., Medek, P., Jursíková, K., Jobánek, R., Martinková, P.).....	13/6

VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ
TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Water Management Technical and Economical Information

Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti vodního hospodářství

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

Ročník 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