

HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK CHEMICKÝCH LÁTEK STARÉ EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE S VYUŽITÍM MODELU ROZPTYLU

HEALTH RISK ASSESSMENT OF CHEMICAL SUBSTANCES FROM REMOVING OF OLD ENVIRONMENTAL LOADS USING THE DISPERSION MODEL

DENISA PELIKÁNOVÁ^{1, 2}, ZDENĚK FIALA¹

¹Lékařská fakulta UK v Hradci Králové, Ústav hygieny a preventivního lékařství

²EMPLA AG, spol. s r. o., Hradec Králové

SOUHRN

Cílem prezentované práce bylo sestavení dvojdimenzionálního zobrazení stratifikace potenciálních zdravotních rizik, souvisejících s inhalační expozicí populace žijící v okolí skládky ropného odpadu.

Metody: Pro daný cíl byla využita kombinace měření koncentrací látek v ovzduší a modelu rozptylu látek v prostředí. Měření vybraných znečišťujících látek bylo provedeno u staré ekologické zátěže a v blízké obydlené lokalitě. Zóny koncentrací těchto látek byly modelovány pomocí programu pro výpočet rozptylu v ovzduší. Následně byly koncentrace pomocí programu přepočteny do dvojdimenzionálního zobrazení zón zdravotních rizik. Pro látky s nekarcinogenními účinky byla zdravotní rizika charakterizována pomocí kvocientu nebezpečnosti (HQ), pro látky s karcinogenními účinky pomocí míry pravděpodobnosti zvýšení výskytu příslušných novotvarů nad běžnou úroveň v populaci (ILCR).

Výsledky: Mezi sledované kontaminanty byly zahrnuty oxid siřičitý (koncentrace v ovzduší obytné lokality 0,01–24 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), toluen (0,004–3 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$), sirovodík (0,006–0,1 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$) a 16 zástupců PAU (toxický ekvivalent (TEQ) benzo(a)pyrenu 0,1–4 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$). Pro dvojdimenzionální modelování zdravotních rizik byly jako základní nástroje použity počítačové programy „SYMOS’97“ a „Surfer 32“. Nejvyšší hodnoty příspěvku nekarcinogenního rizika byly zjištěny u oxidu siřičitého (HQ = 0,001–1,2). Hodnoty příspěvků karcinogenního rizika PAU (ILCR), vyjádřené jako toxický ekvivalent (TEQ) benzo(a)pyrenu, se pohybovaly v intervalu ILCR $5,2\cdot 10^{-9}$ – $3,5\cdot 10^{-7}$.

Závěr: Metoda dvojdimenzionální stratifikace zdravotních rizik zpřehledňuje situaci při odhadu rizika pro exponovanou populaci a usnadňuje kroky při regulaci rizika. V případě hodnocené skládky ropného odpadu nebylo u exponované populace nalezeno zvýšené riziko toxických účinků a bylo nalezeno přijatelné riziko karcinogenních účinků.

Klíčová slova: hodnocení zdravotních rizik, stará ekologická zátěž, ropné odpady, rafinerie, inhalační expozice, model rozptylu

SUMMARY

The aim of the study was to build a two-dimensional view of potential health risk stratification associated with inhalation exposure of the population living in surroundings of a refinery-waste dump.

Methods: For that purpose there was used a combination of air pollutant concentrations and the dispersion model of substances in the environment. The monitoring of selected contaminants was realized in the place of old environmental loads and in the nearby residential area. The zones of concentrations were modeled by using an air dispersion program. Subsequently, the concentrations were converted by the PC program into a two-dimensional projection of the health risk zones. The risk was characterized using the hazard quotient (HQ) for substances with noncarcinogenic effect, and the individual lifetime cancer risk (ILCR) for carcinogens.

Results: The contaminants monitored included sulphur dioxide (air concentrations in a populated locality 0.01–24 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), toluene (0.004–3 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$), hydrogen sulphide (0.006–0.1 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$) and 16 representatives of PAHs (Toxic Equivalent (TEQ) of benzo(a)pyrene: 0.1–4 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$). „SYMOS’97“ and „Surfer 32“ were used as the basic computer tools for two-dimensional risk modeling. The highest value of contribution of toxic risk were found in sulphur dioxide (HQ=0.001–1.2). The values of the contribution of PAHs to the carcinogenic risk (ILCR), expressed as toxic equivalent (TEQ) benzo(a)pyrene, were in the range of $5.2\cdot 10^{-9}$ to $3.5\cdot 10^{-7}$.

Conclusions: The method of two-dimensional health risk stratification renders the situation more clear in the estimate of risk to the exposed population and eases the steps to be taken in regulating that risk. In the case of the refinery-waste dump assessed, there has not been found any increased risk of toxic effects in the exposed population, and there has been found an acceptable risk of carcinogenic effects.

Key words: health risk assessment, old environmental loads, petroleum waste, refinery, inhalation exposure, dispersion model

Úvod

Ropné odpady reprezentují významný zdroj komplexní inhalační expozice, která může vyvolávat systémové, karcinogenní a mutagenní účinky (1, 6, 12, 13).

Odpady ze zpracování ropných produktů v rafineriích byly v minulosti často ukládány v nezabezpečených nebo nedostatečně zabezpečených terénních depresích. Tento postup vedl k vytváření tzv. „sludgeových lagun“ a k následným únikům škodlivých látek do životního prostředí (10). „Sludgeové laguny“ představují významný typ starých ekologických zátěží, které jsou v rámci finančních možností sanovány.

Jedním ze způsobů sanace je těžení a zpracování ropného odpadu na alternativní palivo, které je možné energeticky využít. V daném případě je odpad ze „sludgeových lagun“ zpracováván přímo v místě staré zátěže pomocí technologie založené na principu adsorpce ropných odpadů na částicích hnědouhelného multiprachu. Existuje bohužel jen velmi omezené množství prací zabývajících se problematikou zdravotních rizik sanací ropných odpadů (5, 15, 18).

Prezentovaná studie se zabývá jak analýzou inhalačních expozic vybraným škodlivinám uvolňovaným ze zpracováváných ropných odpadů, tak i hodnocením potenciální míry zdravotních rizik těchto expozic pro obyvatele v blízkém okolí.

Ropné odpady pocházely z rafinace minerálních olejů kyselinou sírovou, která byla používána k odstranění asfaltických a pryskyřičných látek z olejových destilátů (10). Odpady byly uloženy ve dvou nezabezpečených lagunách v celkovém množství cca 34 000 m³.

Na základě znalosti původu ekologické zátěže a předběžných analýz byly jako reprezentativní látky vybrány oxid siřičitý, sirovodík, zástupce těkavých organických látek (toluen) a skupina polycyklických aromatických uhlovodíků (dále jen PAU). Jedná se o látky s významným negativním působením na lidské zdraví a s pachovým účinkem.

Metodika

Hodnocení zdravotních rizik bylo provedeno podle metodických pokynů pro analýzu rizik kontaminovaného území (7, 9). Pro hodnocení rizika byla využita kombinace analýz koncentrací škodlivin u zdroje ekologické zátěže a modelu rozptylu těchto látek v prostředí.

Odběry a analýzy kontaminovaného ovzduší

Měření imisních koncentrací vybraných škodlivin probíhala v letech 2002–2005. Odběry ovzduší byly prováděny ve stejných ročních obdobích (podzim) vždy po dobu 5 pracovních dní. Koncentrace škodlivin byly sledovány na čtyřech místech těžby odpadu a u následného zpracovávání odpadu na alternativní palivo. Ve stejných obdobích, jako byly měřeny hodnoty koncentrací u těžby a zpracování odpadů, bylo realizováno měření denních imisních koncentrací oxidu siřičitého a sirovodíku na dvou místech v širším okolí. Jednalo se o areál základní školy v nejbližší obci ve vzdálenosti cca 740 m od místa zpracování odpadů (místo 1) a na okraji zástavby cca 780 m od místa zpracování odpadů (místo 2). Měření a analýzy zajišťovala akreditovaná ekologická la-

boratoř EMPLA spol. s r. o., Hradec Králové. Veškeré odběry a stanovení látek se řídily standardními operačními postupy dané laboratoře (4).

Odběry vzorků vzduchu pro stanovení koncentrace sirovodíku byly prováděny do absorpčního roztoku octanu zinečnatého ve fritovém absorberu. Vlastní stanovení sirovodíku bylo provedeno spektrofotometricky. Oxid siřičitý byl při odběrech absorbován do roztoku hydroxidu sodného s přidávkou peroxidu vodíku a jeho koncentrace byla stanovena odměrnou analýzou. Těkavé organické látky a sloučeniny byly zachyceny v sorpčních trubičkách naplněných aktivním uhlím. Po desorpci rozpouštědlem byly stanoveny metodou plynové chromatografie s FID detekcí. Odběr vzorků PAU byl prováděn pomocí tandemové odběrové aparatury sestávající z filtru ze skelných mikrovláken (zachycení pevné fáze) a sorpční trubičky s náplní XAD-2 (zachycení plynné fáze). Po desorpci byly PAU stanoveny metodou vysokoúčinné kapalinové chromatografie s fluorescenční detekcí. Byly analyzovány koncentrace celkem 16 zástupců PAU (acenaften, acenaftylen, antracen, benzo(a)antracen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perylene, benzo(a)pyren, dibenzo(ah)antracen, fenantren, fluoranten, fluoren, chrysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, naftalen a pyren).

Souběžně s odběry vzorků byly měřeny též základní klimatické podmínky reprezentované teplotou a relativní vlhkostí vzduchu, rychlostí větru a barometrickým tlakem.

Modelová analýza rozptylu přítomných škodlivin

Výpočet rozptylu modelových látek z těžby a provozu linek na výrobu alternativního paliva v širším území byl proveden podle metodiky SYMOS'97 – Systém modelování stacionárních zdrojů (3, 8). Podle nařízení vlády ČR č. 597/2006 Sb., o sledování a vyhodnocování kvality ovzduší, se jedná o závaznou metodu pro výpočet rozptylu znečišťujících látek (11).

Jako plošné zdroje emisí byly v rámci výpočtu uvažovány prostory „sludgeových lagun“ a provoz dvou linek na výrobu alternativního paliva. Území plošných zdrojů bylo rozděleno na čtverce s délkou strany 25 m. Do modelového výpočtu byly zahrnuty látky měřené v místě těžby ropného odpadu (toluen, sirovodík a oxid siřičitý) a látky u linky na výrobu alternativního paliva (sirovodík, oxid siřičitý a PAU). Hmotnostní toky látek z plošných zdrojů byly vypočteny ze zjištěných koncentrací a z množství prosáté „vzdušiny“ v daném časovém intervalu.

Charakteristiky znečištění ovzduší byly stanoveny v husté geometrické síti referenčních bodů (celkem v 1131 bodech). Parametry sítě byly zvoleny tak, aby síť pokrývala širší zájmové území, zejména nejbližší obytnou zástavbu v okolí „sludgeových lagun“. Celková plocha pokrytá sítí činila 2,66 km² (1900 m x 1400 m). Výpočet v síti byl proveden pro výšku 1,5 m (průměrná výška dýchací zóny člověka).

Charakterizace zdravotních rizik

Odhad příspěvku zdravotních rizik, vyvolaných těžbou nebezpečných odpadů a provozem linky na výrobu alternativního paliva v širším území, byl proveden na základě expozičních imisních koncentrací zjištěných pomocí modelového výpočtu v programu SYMOS'97.

U toluenu, oxidu siřičitého a sirovodíku byla míra rizika vyjádřena jako kvocient nebezpečnosti *Hazard Quotient* (HQ). Výpočet HQ vycházel ze vztahu $HQ = C/RfC$, kde „C“ je vypočtená imisní koncentrace v bodu geometrické sítě bodů v daném období. „RfC“ je referenční koncentrace pro inhalační expozici (podle databázi rizikových látek). Nebezpečnost konkrétní expozice byla signalizována hodnotami HQ vyššími než 1.

Pro inhalační expozici **oxidu siřičitému** nebyla doposud jednoznačně stanovena bezpečná prahová koncentrace. Světová zdravotnická organizace (WHO) udává cílovou hodnotu směrné průměrné 24hodinové koncentrace Guideline Value v úrovni $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (22). Tato hodnota byla použita místo referenční koncentrace při výpočtu kvocientu nebezpečnosti. Za imisní koncentraci C byly dosazeny 24hodinové průměrné koncentrace.

V případě **sirovodíku** byla využita referenční koncentrace (RfC) pro chronickou inhalační expozici = $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ uvedená v databázi *Integrated Risk Information System* (IRIS) (16). Za imisní koncentraci byly dosazeny vypočtené průměrné roční koncentrace.

Pro krátkodobou expozici (1–14 dnů) je stanovena přípustná koncentrace v úrovni $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (20). Tato referenční hodnota byla použita při vyhodnocení HQ z vypočítaných denních imisních koncentrací.

Databáze IRIS uvádí pro chronickou inhalační expozici **toluenu** referenční koncentraci $RfC = 5\,000 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (17), zatímco databáze *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) uvádí referenční hladinu rizika *Minimal Risk Level* = $300 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (2). Podle WHO (19) i Ministerstva zdravotnictví České republiky (14) je referenční inhalační koncentrace pro toluen = $260 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Přestože se tato koncentrace vztahuje k týdennímu průměru, je nižší než obě výše uvedené referenční koncentrace pro chronické expozice. Pro výpočet kvocientu nebezpečnosti byla proto na základě principu předběžné opatrnosti použita nejnižší zjištěná hodnota referenční koncentrace $260 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Za vypočtenou imisní koncentraci byly dosazeny průměrné roční koncentrace zjištěné pomocí programu SYMOS'97.

PAU tvoří směs látek s rozdílnou nebezpečností. Pro vyhodnocení zdravotních rizik této směsi byl použit postup komparace karcinogenní potence jednotlivých PAU s karcinogenní potencí benzo(a)pyrenu reprezentujícího polyaromatický uhlovodík s nejvyšším známým karcinogenním potenciálem. Zjištěné průměrné koncentrace jednotlivých PAU byly vynásobeny příslušnými faktory *Potency Equivalency Factor* (PEF). Sečtením uvedených násobků byla získána hodnota ekvivalentu benzo(a)pyrenu konkrétní směsi PAU (dále jen BaP_{ekv}). Při výpočtu byly použity PEF uvedené v dokumentaci WHO (21).

Pro vyjádření úrovně rizika karcinogenních účinků směsi PAU byla použita míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu novotvarů nad výskyt běžný v populaci *Individual Lifetime Cancer Risk* (ILCR) daná vztahem $ILCR = C \times IUR$. ILCR vychází z odhadu celoživotně působící průměrné koncentrace, proto zde „C“ je vypočtená průměrná imisní koncentrace PAU (resp. BaP_{ekv}) v bodu geometrické sítě bodů za celou sledovanou dobu (tj. za čtyři období) a „IUR“ je inhalační jednotka karcinogenního rizika, která udává horní hranici zvýšeného celoživotního rizika rakoviny u jednotlivce při celoživotní expozici jednotkové koncentraci látky

v ovzduší. Pro výpočet ILCR byla použita IUR pro benzo(a)pyren, stanovená WHO v úrovni $8,7 \cdot 10^{-5}$ pro koncentraci $1 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ v ovzduší (21). Za přijatelnou míru rizika je při hodnocení regionálních vlivů (obvykle nad 100 osob) považována hodnota ILCR $1 \cdot 10^{-6}$ (tj. pravděpodobnost vzniku nádorového onemocnění u jedné osoby z milionu exponovaných osob), resp. ILCR v rákové úrovni 10^{-6} (9).

HQ, resp. ILCR sledovaných škodlivin byly vypočteny ve všech bodech výše uvedené geometrické sítě. Po výpočtu byly číselné hodnoty převedeny programem Surfer 32 (verze 6.01) do mapových výstupů a v rámci zvolené sítě referenčních bodů (1900 m x 1400 m) byla spojena místa se stejnými hodnotami. Takto byly vytvořeny izolinie nekarcinogenního (HQ) nebo karcinogenního (ILCR) rizika.

Výsledky

Výstupem modelové analýzy rozptylu škodlivin byl soubor hodnot maximálních (hodinových nebo 24 hodinových) a průměrných ročních imisních koncentrací v jednotlivých bodech zvolené sítě. Tímto způsobem byly vyhodnoceny všechny posuzované látky. Vypočtené rozsahy průměrných ročních imisních příspěvků z těžby a zpracování odpadu, které by se mohly projevit v obytné zóně, jsou shrnuty v tabulce 1. U oxidu siřičitého a sirovodíku je vzhledem k časovému průměrování referenční koncentrace uvedena také hodnota 24 hodinové koncentrace. Hmotnostní toky látek, nezbytné pro konstrukci rozptylového modelu, byly vypočteny z naměřených koncentrací a množství „vzdušnin“ za daný časový interval.

S využitím výše uvedených imisních koncentrací byly v jednotlivých bodech sítě následně vypočteny hodnoty HQ pro oxid siřičitý, sirovodík a toluen a hodnoty ILCR pro PAU (BaP_{ekv}). V tabulce 2 jsou uvedeny rozsahy příspěvku rizika zjištěného v oblasti obytné zóny.

Koncentrace oxidu siřičitého a sirovodíku měřené na dvou místech v širším okolí představovaly celkové imisní koncentrace dané příspěvkem z těžby a zpracování odpadů, ostatními zdroji v lokalitě a dálkovým přenosem. Z průměrných hodnot těchto celkových imisních koncentrací byly vypočteny kvocienty nebezpečnosti (tab. 3), které reprezentují odhady celkového aktuálního rizika hodnocené látky v daném měřeném období. Pro výpočet HQ byly použity hodnoty 24hodinové koncentrace. Jako referenční koncentrace byly vzaty hodnoty pro 24hodinovou expozici (u oxidu siřičitého $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a u sirovodíku $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (22, 20)).

Celkové imisní koncentrace PAU a toluenu v širším území měřeny nebyly. Pro orientační vyhodnocení potenciální celkové inhalační expozice byly využity výstupy monitorování na stanici č. 1436 – Košetice, které představují přirozené pozadí v ČR. Průměrné roční hladiny pozadí jednotlivých zástupců PAU z měřicí stanice byly stejně jako u předchozího hodnocení přepočteny pomocí faktorů PEF na BaP_{ekv} . Hodnota požadové koncentrace byla připočtena k ročním imisním příspěvkům z prováděné sanace zjištěným pomocí modelového výpočtu. Z takto získaných celkových imisních koncentrací byla vypočtena hodnota HQ pro toluen a ILCR pro PAU (BaP_{ekv}). Výstupy jsou shrnuty v tabulce 4.

Látka	Průměr	Období			
		1.	2.	3.	4.
Oxid siřičitý	HQ akutní	$1,0 \cdot 10^{-1}$ – $3,5 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$ – $3,0 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-1}$ – $1,2 \cdot 10^0$	$5,0 \cdot 10^{-4}$ – $1,0 \cdot 10^{-3}$
Sirovodík	HQ akutní	$1,2 \cdot 10^{-5}$ – $2,5 \cdot 10^{-5}$	$3,8 \cdot 10^{-5}$ – $7,5 \cdot 10^{-5}$	$9,0 \cdot 10^{-6}$ – $2,3 \cdot 10^{-5}$	$7,5 \cdot 10^{-6}$ – $1,5 \cdot 10^{-5}$
Sirovodík	HQ	$5 \cdot 10^{-6}$ – $1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$ – $5 \cdot 10^{-5}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$ – $1,3 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-6}$ – $1 \cdot 10^{-5}$
Toluen	HQ	$3,8 \cdot 10^{-6}$ – $1,2 \cdot 10^{-5}$	$3,8 \cdot 10^{-7}$ – $1,2 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-8}$ – $5,8 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-8}$ – $7,7 \cdot 10^{-8}$
PAU (BaP _{ekv})	ILCR	$1,7 \cdot 10^{-8}$ – $8,7 \cdot 10^{-7}$			

Tab. 3: Rizika (HQ) celkových imisních koncentrací v lokalitě

Látka		Období			
		1.	2.	3.	4.
Oxid siřičitý	místo č. 1	$7,0 \cdot 10^{-2}$	$2,7 \cdot 10^{-1}$	$3,4 \cdot 10^0$	$5,7 \cdot 10^{-2}$
	místo č. 2	$6,7 \cdot 10^{-2}$	$4,5 \cdot 10^{-1}$	$4,2 \cdot 10^0$	$3,0 \cdot 10^{-2}$
Sirovodík	místo č. 1	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$3,8 \cdot 10^{-3}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$
	místo č. 2	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$5,4 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$

Tab. 4: Celkové imisní koncentrace PAU (BaP_{ekv}), toluenu a odpovídající hladiny rizika (ILCR, HQ)

Látka	Koncentrace/riziko	Období			
		1.	2.	3.	4.
Toluen	pozadí ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	$7,5 \cdot 10^{-1}$	$5,4 \cdot 10^{-1}$	$4,0 \cdot 10^{-1}$	$3,1 \cdot 10^{-1}$
	celk. konc. ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	$(7,510-7,530) \cdot 10^{-1}$	$(5,401-5,403) \cdot 10^{-1}$	$(4,0000-4,0002) \cdot 10^{-1}$	$(3,1001-3,1002) \cdot 10^{-1}$
	HQ	$2,90 \cdot 10^{-3}$	$2,08 \cdot 10^{-3}$	$1,54 \cdot 10^{-3}$	$1,19 \cdot 10^{-3}$
PAU (BaP _{ekv})	pozadí ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$)	$2,0838 \cdot 10^0$			
	celk. konc. ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$)	$(2,0840-2,0858) \cdot 10^0$			
	ILCR	$(1,8131-1,8146) \cdot 10^{-4}$			

ti obsáhlých podkladových souborů. Splňuje účel přehledné prezentace výstupů (imisních koncentrací, rizik) v rámci zvolené lokality.

V případě oxidu siřičitého byly pro výpočet HQ využity 24hodinové koncentrace (HQ vycházel z akutní až subakutní expozice). Vyšší hodnoty HQ byly zjištěny ve třetím sledovaném období, HQ vypočtený z imisního příspěvku ze sanace činil v obytné zóně 0,6 až 1,2 (viz tab. 2). Tento nálezný dobře koresponduje s vysokými celkovými denními koncentracemi naměřenými ve stejném období na dvou místech v širším okolí ($68,94$ a $83,86 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), které až čtyřnásobně převýšily doporučenou směrnou koncentraci. Kvocient nebezpečnosti u celkové imisní zátěže dosahoval hodnoty 3,4, resp. 4,2 (viz tab. 3). V ostatních měřených obdobích se hodnoty HQ pohybovaly na podstatně nižších úrovních.

Teoretický odhad ILCR pro BaP_{ekv} se v případě celkových imisních koncentrací PAU pohyboval řádově na úrovni 10^{-4} , což je o dva řády nad přijatelnou úrovní rizika (10^{-6}). Vzhledem k tomu, že majoritní cestou vstupu PAU (na rozdíl od ostatních hodnocených látek) je orální příjem, reálná celková expozice obyvatel tedy bude ještě vyšší. Samotný imisní příspěvek hodnocené těžby a zpracování odpadu je však zanedbatelný ($0,01-0,1 \%$).

Obdobná problematika byla řešena v České republice u sanace ropných odpadů firmy Ostramo (5). Byly zde vyhodnoceny úrovně předpokládaných příspěvků imisí přímo u obytné zástavby nacházející se v okolí a zhodnocena související zdravotní rizika. Jako modelové látky byly zvoleny oxid siřičitý, oxid dusičitý, tuhé znečišťující látky, sirovodík, benzen, trichloreten, suma polychlorovaných bifenylů, polycyklické aromatické uhlovodíky a zástupci těžkých kovů (arzen, kadmium, nikl, chrom a olovo). V souvislosti s inhalační expozicí hodnoceným kontaminantům nebyla shledána významnější zdravotní rizika. Nejvyšší vypočtené roční imise z uvažované sanace činily v případě PAU $1,17 \cdot 10^{-1} \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ a v případě oxidu siřičitého $6,5 \cdot 10^{-3} \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. U sirovodíku byla konstatována velká nejistota hodnocení, související mimo jiné i s nevyčíslením možných krátkodobých maximálních hodnot imisí.

Nejvyšší zjištěné roční imisní příspěvky v obytné zóně při těžbě a zpracování odpadů (tab. 1) byly u PAU přibližně o dva řády nižší a u oxidu siřičitého o dva řády vyšší než bylo uvedeno v případě obdobné sanace (5). Nicméně tyto imisní koncentrace, shodně se závěry uvedených práce, nepředstavují významnější zdravotní riziko pro obyvatele žijící v okolí. Srovnání námi zjištěných vyšších hodnot 24hodinových koncentrací u oxidu siřičitého není možné z důvodu absence výpočtů pro tato krátkodobá maxima.

V dostupné zahraniční studii (15, 18) byly jako reprezentativní škodliviny vybírány benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny, PAU a těžké kovy. Na rozdíl od námi prezentovaného hodnocení byla však posuzována expozice související bezprostředně se zpracováním odpadu (profesionální). Jako možné cesty vstupu byla uvažována inhalace, dermální kontakt a náhodné požití pevných částic. Kvantifikátor nekarinogenních rizik index nebezpečnosti dosáhl hodnoty 0,016, kvantifikátor celoživotního zvýšení karcinogenního rizika ILCR hodnoty $3,7 \cdot 10^{-6}$. Tato hodnota reprezentuje úroveň karcinogenních rizik o 1–2 řády vyšší v porovnání s našimi výstupy ILCR u obytné zástavby vypočtené z imisních příspěvků prováděné sanace (tab. 2). Při výpočtu z odhadnuté celkové imisní situace v lokalitě je úroveň námi zjištěného ILCR (tab. 4) o dva řády nižší než uvádí zahraniční studie. Rozdíl mohl být způsoben odlišným scénářem expozice. V zahraniční studii byl vyčíslen příspěvek rizika vyvolaný pouze prováděnou sanací. Vzhledem k tomu, že v případě pracovníků se jednalo o dočasnou expozici, frekvence expozice byla stanovena na 50 dnů za rok a doba trvání expozice na 25 let. V námi hodnoceném případě byla uvažována nepřetržitá expozice obyvatelstva zjištěným průměrným koncentracím u obytné zástavby (resp. příspěvku ze sanace i celkovým imisím).

Hodnocení potenciálních zdravotních rizik vyvolaných těžbou nebezpečných odpadů a provozem linky na výrobu alternativního paliva je prognózou s řadou neurčitostí a nejistot. První okruh nejistot se vztahuje k samotnému výběru, měření a stanovení chemických lá-

tek. Vzhledem k omezenému finančnímu rozpočtu provozovatele bylo potřeba vybrat pouze několik kontaminantů, nebylo možné sledovat rozsáhlé spektrum látek.

V rámci měření byl také na několika místech stanovován celkový prашný aerosol, který nebyl do dalšího hodnocení zahrnut z důvodu neznalosti složení prachu. V případě realizace obdobných měření by pro vyhodnocení možných zdravotních rizik bylo vhodné, v rámci měření prašnosti, analyzovat frakce prachu i obsah jednotlivých chemických látek v odebraných vzorcích suspendovaných částic. Z hlediska účinků na lidské zdraví jsou také významné těžké kovy. Na základě analýz rafinérských odpadů ze „sludgeových lagun“ byla z těžkých kovů zjištěna nejvyšší hmotnostní koncentrace u zinku a olova, v nižším množství bylo stanoveno kadmiu, arzen, nikl a rtuť.

Linky na výrobu alternativního paliva nejsou vybaveny zařízeními pro zachyt emisí, zařízení nemá vlastní odtah. Emise pevných částic byly omezovány pracovním postupem. Míšení substancí (ropné odpady, hnědouhelný multiprach a vápenné nedohasky) bylo prováděno automaticky v mísicím zařízení v takovém poměru, aby výsledným produktem byla směs sypké konzistence, ale nedocházelo k prášení. Vyrobena směs je na dopravníkovém pásu ještě zkrápěna vodou.

Měření při sanaci staré zátěže probíhalo pouze v pěti pracovních dnech v každém ze sledovaných období, a nelze proto jednoznačně tvrdit, že se jedná o reprezentativní expoziční obraz. Výsledné hodnoty zjištěných koncentrací látek v ovzduší byly ovlivněny typem použitých metodik a variabilitou podmínek měření (klimatickými faktory, množstvím a charakterem zpracovávaného odpadu).

Využití výpočetního programu SYMOS'97 pro zjištění imisních koncentrací látek z posuzovaných zdrojů emisí v zájmovém území je nutno chápat jen jako přiblížení se skutečnosti. Vypočtené výsledky jsou zatíženy určitou nejistotou a nedají se interpretovat zcela jednoznačně. Základem metodiky je matematický model, který již svoji podstatou (jako každý matematický model) znamená zjednodušení dané problematiky. Není například možné pomocí modelu popsat všechny děje v atmosféře, které ovlivňují rozptyl znečišťujících látek. Vypočtené imisní koncentrace u obytné zástavby se týkají pouze zdrojů zahrnutých do výpočtu, to jest těch zdrojů, ze kterých bylo možné vyčíslit hmotnostní tok emisí.

Výstupy modelových výpočtů rozptylu kontaminantů v zájmovém území (v síti bodů) prezentují příspěvek rizika vyvolaný prováděním sanace staré zátěže. Mimo posuzované zpracování nebezpečných odpadů však v širším území existují ještě další významné zdroje znečištění ovzduší (průmyslové a spalovací zdroje, doprava), o kterých nejsou k dispozici podrobnější informace. Nejbližší stanice, provádějící dlouhodobé monitorování kvality ovzduší, se nachází zhruba 2,5 km od místa těžby a z hodnocených látek se zde měří pouze oxid siřičitý.

Pro odhad celkové imisní situace v případě PAU a toluenu byly použity hodnoty zjištěné na vzdálené monitorovací stanici, která reprezentuje přírodní pozadí České republiky, což zatěžuje toto hodnocení významnou nejistotou. Posuzovaná lokalita se nachází mimo městskou aglomeraci, přesto ale bude ovlivňována také místními emisními zdroji, dopravou a dálkovým přenosem. Na hodnoty pozadřových koncentrací znečišťujících lá-

tek z monitorovací stanice je proto třeba pohlížet jako na orientační.

U hodnocení karcinogenního rizika, by měl výpočet ILRC vycházet z odhadu celoživotně působící průměrné koncentrace. Do výpočtu byla použita průměrná hodnota imisní koncentrace za celou sledovanou dobu (tj. 4 období). Ropné odpady byly v lokalitě ukládány od poloviny 20. století, expozice obyvatelstva je dlouhodobá, i když lze předpokládat, že v době sanace je vzhledem k manipulaci s nebezpečnými odpady vyšší. Využitím koncentrace zjištěné v době sanace pro odhad ILRC dochází k nadhodnocení reálného rizika.

U obyvatelstva není známa doba trávená ve venkovním prostředí a jiné aktivity ovlivňující expozici, proto byl použit konzervativní přístup (tj. předpokládána nepřetržitá expozice rozsahu zjištěných hladin látek ve vnějším ovzduší obytné zóny), což vede k nadhodnocení reálného rizika. Naopak nebyl uvažován vliv pobytu osob v jiných prostředích (profesionální expozice apod.).

Při hodnocení zdravotních rizik byly použity oficiální limity dané národními předpisy (referenční koncentrace vydané Státním zdravotním ústavem) a dále referenční hodnoty, převzaté z uznávaných světových vědeckých institucí a databází. Nicméně i tyto referenční hodnoty mohou být zatíženy určitými chybami danými rozdílností použitých metod stanovení (včetně extrapolace působení látek v oblasti vysokých koncentrací na nízké expoziční koncentrace vyskytující se v životním prostředí), rozdílností prostředí a životního stylu populací.

Závěr

Dvojdímní vizualizace příspěvku potenciálních zdravotních rizik je přehledná a může sloužit jako zpřesňující podklad při hodnocení přijatelnosti zdravotních rizik a při rozhodování o nutnosti realizace technických opatření k minimalizaci těchto rizik.

V případě hodnocené sanace ropného odpadu nebylo u exponované populace nalezeno zvýšené nekarcinogenní riziko a bylo zjištěno přijatelné karcinogenní riziko, související s inhalací vybraných látek uvolňovaných během prováděné sanace.

Při nakládání s odpady může nárazově docházet k uvolňování významnějšího množství oxidu siřičitého. V jednom ze čtyř hodnocených období byl zjištěn HQ v úrovni 0,6–1,2; v ostatních případech se hodnoty HQ pohybovaly na nižší úrovni (0,0005–0,3).

Při interpretaci výsledků studie je nutno přihlížet ke skutečností, že „sludgeové laguny“ se vyznačují výraznou heterogenitou uložených odpadů, a že exponovaná populace bývá vystavena komplexní směsi škodlivin.

LITERATURA

1. Aguilera F, Méndez J, Pásaro E, Laffon B. Review on the effects of exposure to spilled oils on human health. *J Appl Toxicol*. 2010 May;30(4):291-301.
2. ATSDR. Minimal risk levels (MRLs) for hazardous substances [Internet]. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry; 2008 [cited 2010 Feb 21]. Available from: http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/mrls_list.html.

3. Bubník J, Keder J, Macoun J, Maňák J. SYMOS'97: systém modelování stacionárních zdrojů. Metodická příručka. Praha: Český hydrometeorologický ústav; 1998.
4. Ekologické laboratoře EMPLA. Stanovení oxidu siřičitého (SOP VZ 11). Stanovení sirovodíku (SOP PP4). Stanovení polycyklických aromatických uhlovodíků (SOP PP6). Stanovení těkavých organických sloučenin (SOP E 1). In: Příručka jakosti. Hradec Králové: EMPLA AG; 2002.
5. Hammer V. Dokumentace posouzení vlivu záměru na životní prostředí. Nápravná opatření - Laguny Ostramo [online]. Praha: Ecosystem; 2007 [cit. 2010-02-21]. Dostupný z: http://tomcat.cenia.cz/eia/detail.jsp?view=eia_cr&id=MZP115.
6. Janjua NZ, Kasi PM, Nawaz H, Farooqui SZ, Khuwaja UB, Najam-ul-Hassan, et al. Acute health effects of the Tasman Spirit oil spill on residents of Karachi, Pakistan. BMC Public Health. 2006 Apr 3;6:84.
7. MŽP ČR. Metodický pokyn odboru ekologických rizik a monitoringu k hodnocení rizik č. j. 1138/OER/94. Věstník MŽP ČR. 1996;6(2):16-18, 22-35.
8. MŽP ČR. Dodatek č. 1 k Metodickému pokynu odboru ochrany ovzduší MŽP k výpočtu znečištění ovzduší z bodových a mobilních zdrojů „SYMOS'97“ publikovanému ve Věstníku MŽP, částce 3, ročník 1998 dne 15.4.1998. Věstník MŽP. 2003;13(4):1-6.
9. MŽP ČR. Metodický pokyn č. 12 pro analýzu rizik kontaminovaného území. Věstník MŽP ČR. 2005;15(9):1-41.
10. MŽP ČR. Systém evidence kontaminovaných míst [online]. Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR; 2008 [cit. 2010-02-21]. Dostupné z: <http://mestra.cenia.cz/sez/default2.asp?klic=6815002&tab=zatez>.
11. Nařízení vlády č. 597 ze dne 12. prosince 2006 o sledování a vyhodnocování kvality ovzduší. Sbírka zákonů ČR. 2006;částka 188:7945-58.
12. Pérez-Cadahía B, Laffon B, Valdiglesias V, Pásaro E, Méndez J. Cytogenetic effects induced by Prestige oil on human populations: the role of polymorphisms in genes involved in metabolism and DNA repair. Mutat Res. 2008 May 31;653(1-2):117-23.
13. Pérez-Cadahía B, Laffon B, Pásaro E, Méndez J. Genetic damage induced by accidental environmental pollutants. ScientificWorldJournal. 2006 Sep 25;6:1221-37.
14. Státní zdravotní ústav. Referenční koncentrace vydané SZÚ (v µg/m³) - (podle § 45 zákona č. 86/2002 O ochraně ovzduší z 15. 4. 2003), ve znění následných právních úprav (472/2005 Sb.) [online]. Praha: SZÚ; 2003 [cit. 2010-02-21]. Dostupný z: http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/ovzdusi/dokumenty_zdravi/refrencni_konc_2003.pdf.
15. Tien AJ, Altman DJ, Worsztynowicz A, Zacharz K, Ulfik K, Manko T, et al. Bioremediation of a Process Waste Lagoon at a Southern Polish Oil Refinery - DOE's first demonstration project in Poland [Internet]. Proceedings Fourth International Symposium and exhibition on environmental contamination in Central and Eastern Europe; 1998 Sep 15-17; Warsaw. Tallahassee: Institute for International Cooperative Environmental Research at the Florida State University; 1999 [cited 2010 Feb 21]. Available from: http://esd.lbl.gov/files/about/staff/terryhazen/1999Tien_etal_Warsaw98009.PDF.
16. US EPA. Hydrogen sulfide (CASRN 7783-06-4). Integrated risk information system [Internet]. Washington, DC: US EPA; 2003 [last update 2003 Jul; cited 2010 Feb 21]. Available from: <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0061.htm>.
17. US EPA. Toluene (CASRN 108-88-3). Integrated risk information system [Internet]. Washington, DC: US EPA; 2007 [last update 2007 Apr; cited 2010 Feb 21]. Available from: <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0118.htm>.
18. Wcislo E. Examples of health risk assessment applications for contaminated sites in the Upper Silesia, Poland [Internet]. NATO/CCMS Pilot study meeting. Prevention and remediation in selected industrial sectors; 2006 Jun 5-7; Athens, Greece [cited 2010 Feb 21]. Available from: http://www.clu-in.org/athens/download/Risk_Assessment/Poland-Eleonora_Wcislo.pdf.
19. World Health Organization. Air quality guidelines for Europe. 2nd ed. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2000.
20. World Health Organization. Hydrogen sulfide: human health aspects. Concise international chemical assessment document 53 [Internet]. Geneva: WHO; 2003 [cited 2010 Sep 11]. Available from: <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad53.htm>.
21. World Health Organization. Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2003.
22. World Health Organization. WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2006.

Došlo do redakce: 12. 7. 2010

Přijato k tisku: 16. 9. 2010

Mgr. Denisa Pelikánová

Hněvčevs 59

503 15 Nechanice

E-mail: denisa.pelikan@seznam.cz