

**Univerzita Karlova v Praze  
Lékařská fakulta v Hradci Králové**



**Hodnocení zdravotních rizik chemických látek  
při likvidaci starých zátěží**

**Denisa Pelikánová**

**Autoreferát disertační práce**

**Doktorský studijní program Hygiena, preventivní lékařství**

**Hradec Králové**

**2012**

Disertační práce byla vypracována v rámci kombinovaného studia doktorského studijního programu Hygiena, preventivní lékařství na Ústavu hygieny a preventivního lékařství Lékařské fakulty UK v Hradci Králové.

Autor: Mgr. Denisa Pelikánová  
EMPLA AG spol. s r.o., Hradec Králové

Školitel: prof. Ing. Zdeněk Fiala, CSc.  
Ústav hygieny a preventivního lékařství  
Lékařská fakulta UK v Hradci Králové

Oponenti: doc. MUDr. Karel Dohnal, CSc.  
Ústav veřejného zdravotnictví a preventivního lékařství  
2. lékařská fakulta UK v Praze  
  
prof. MUDr. Drahošlava Hrubá, CSc.  
Ústav preventivního lékařství  
Lékařská fakulta MU Brno

S disertační prací je možno se seznámit na studijním oddělení děkanátu Lékařské fakulty v Hradci Králové, Univerzity Karlovy v Praze, Šimkova 870, 500 38 Hradec Králové (tel. 495 816 131).

.....  
*prof. Ing. Zdeněk Fiala, CSc.*

Předseda komise pro obhajoby disertačních prací v doktorském studijním programu Hygiena, preventivní lékařství

## OBSAH

1. SOUHRN .....	4
2. SUMMARY .....	5
3. ÚVOD DO PROBLEMATIKY .....	6
4. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE .....	7
5. MATERIÁL A METODIKA .....	7
5.1 SPECIFIKACE LOKALITY A EXPONOVANÉ SKUPINY OSOB .....	7
5.2 SLEDOVANÉ LÁTKY V OVZDUŠÍ .....	7
5.3 ODBĚRY VZORKŮ OVZDUŠÍ A ANALÝZY SLEDOVANÝCH LÁTEK .....	7
5.4 MODELOVÁ ANALÝZA ROZPTYLU SLEDOVANÝCH LÁTEK .....	8
5.5 METODIKA HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK INHALAČNÍ EXPOZICE SLEDOVANÝM LÁTKÁM .....	8
6. VÝSLEDKY .....	9
6.1 EXPOZIČNÍ ZÁTĚŽ V MÍSTĚ SANACE V POROVNÁNÍ SE ZÁTĚŽÍ JINÝCH LOKALIT .....	9
6.2 HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK PRACOVNÍKŮ SANAČNÍ TECHNOLOGIE .....	11
6.2 HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK PRO OBYVATELSTVO NEJBLIŽŠÍ OBYTNÉ ZÁSTAVBY .....	15
7. DISKUSE .....	18
8. ZÁVĚR .....	22
9. POUŽITÁ LITERATURA .....	23
10. PŘEHLED PUBLIKAČNÍ ČINNOSTI AUTORA .....	27

# 1. SOUHRN

## Hodnocení zdravotních rizik chemických látek při likvidaci starých zátěží

**Úvod:** Nebezpečné odpady z rafinérií, uložené v lagunách, představují staré ekologické zátěže. Jedním ze způsobů sanace je těžba a přepracování odpadů na alternativní palivo. Emise škodlivých látek, uvolňované do ovzduší během těžby a zpracování odpadů, mohou negativně ovlivňovat zdraví exponovaných osob.

**Cíl:** Cílem práce bylo hodnocení potenciální míry zdravotních rizik ze sanace staré ekologické zátěže na základě zjištěných úrovní koncentrací vybraných látek v ovzduší a sestavení zobrazení stratifikace zdravotních rizik v rámci širšího území.

**Metody:** Mezi sledované látky byl zahrnut oxid siřičitý, sirovodík, toluen a 16 zástupců polycyklických aromatických uhlovodíků - PAU (acenaften, acenaftylen, antracen, benzo(a)antracen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perylen, benzo(a)pyren, dibenzo(ah)antracen, fenantren, fluoranten, fluoren, chrysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, naftalen a pyren). Byla využita kombinace měření koncentrací látek v ovzduší a modelu rozptylu v prostředí. Měření kontaminantů bylo provedeno u staré ekologické zátěže a v blízké obydlené lokalitě. Zóny koncentrací těchto látek byly modelovány pomocí programu pro výpočet rozptylu v ovzduší „SYMOS'97“. Výsledné údaje o stratifikaci hladin zdravotních rizik v hodnoceném území byly po přepočtení vyjádřeny graficky. Pro látky s nekarinogenními účinky byla zdravotní rizika charakterizována kvocientem nebezpečnosti (HQ), pro látky s karinogenními účinky pomocí míry pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžnou úroveň v populaci (ILCR).

**Výsledky:** Nejvyšší hladiny imisních příspěvků všech sledovaných látek byly zjištěny při vlastní těžbě a zpracování odpadů. Majoritní byly příspěvky oxidu siřičitého (v pracovním i v mimopracovním prostředí). Bylo nalezeno zvýšené zdravotní riziko imisních příspěvků oxidu siřičitého při profesionální expozici. Také v obytné zóně imisní příspěvky oxidu siřičitého z prováděné sanace nárazově přesahovaly doporučenou úroveň rizika. Zdravotní rizika imisních příspěvků toluenu, sirovodíku a směsi PAU (ekvivalentu benzo(a)pyrenu) je možné hodnotit jako nízká až zanedbatelná při profesionální i neprofesionální expozici. V případě hodnocení zdravotních rizik celkové expoziční zátěže (po součtu s imisním pozadím) bylo zvýšené zdravotní riziko nalezeno u mimopracovní expozice oxidu siřičitému a směsi PAU (ekvivalentu benzo(a)pyrenu).

**Závěr:** Zdravotní rizika spojená s technologiemi odstraňování starých ekologických zátěží patří mezi aktuální problémy hygienické služby. Předkládaná práce přináší nové poznatky o potenciální míře zátěže organismu exponované části populace. Při odhadu rizika pro exponovanou populaci v širším území byla použita metoda dvojdimensionální stratifikace zdravotních rizik, která zpřehledňuje situaci a usnadňuje kroky při regulaci rizika. Prezentované postupy mohou nabývat obecně metodického charakteru, využitelného v analogických expozičních scénářích.

## 2. SUMMARY

### Health risk assessment of chemical substances from removing of old environmental loads

**Introduction.** Hazardous wastes from refineries stored in lagoons are old environmental loads. One way of remediation is to extract and process this waste to an alternative fuel. Emissions of harmful substances released into the atmosphere during extraction and processing of waste can negatively affect the health of exposed persons.

**Aim** of this study was to evaluate the potential level of health risks from remediation of old environmental loads based on the detected concentration levels of selected substances in the air and to build a view of potential health risk stratification in the wider area.

**Methods.** Among the contaminants were monitored sulphur dioxide, toluene, hydrogen sulphide and 16 representatives of PAHs (acenaphthene, acenaphtylene, anthracene, benz[a]anthracene, dibenz(ah)anthracene, benzo[b]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, benzo[ghi]perylene, benzo[a]pyrene, fluoranthene, fluorene, chrysene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, naphthalene phenanthrene, and pyrene). For that purpose was used combination of air pollutant concentrations and the dispersion model of substances in environment. The monitoring of contaminants was realized in the place of old environmental loads and in the nearby residential area. The zones of concentrations were modelled by using air dispersion program "SYMOS'97". The resulting data on the stratification levels of health risks in the area were evaluated after conversion expressed graphically. The health risk was characterized in a form of the hazard quotient (HQ) at substances with threshold effect and the individual lifetime cancer risk above the normal level in the population (ILCR) at carcinogens.

**Results.** The highest levels of air pollution contributions of all monitored substances were found in the extraction and processing of waste. Majority contributions were sulfur dioxide (in the occupational and non-occupational environment). It found increased health risks of air pollution of sulfur dioxide contributions for occupational exposure. Also in the residential zone of air pollution from sulfur dioxide contributions by the remediation occasionally exceeded the recommended level of risk. Health risks of air pollution contributions toluene, hydrogen sulfide and a mixture of PAHs (the equivalent of benzo[a]pyrene) can be assessed as low to insignificant in both occupational and non-occupational exposure. In the case of health risk assessment of the total exposure (the sum of the air pollution background levels) was found increased health risk for non-occupational exposure to sulfur dioxide and mixtures of PAHs (the equivalent of benzo[a]pyrene).

**Conclusions.** Health risks associated with technology disposal of old environmental loads are among the current problems of public health services. The present work provides new information on the potential extent of the burden of the organism exposed population. When estimating the risk for an exposed population in the wider area, method was the two-dimensional health risk stratification that makes the situation more transparent and relieves approaches of risk regulation. The presented procedure may take a general methodological character, usable in similar exposure scenarios.

### 3. ÚVOD DO PROBLEMATIKY

Provozy ropných rafinérií patří mezi velké znečišťovatele životního prostředí. Odpady ze zpracování ropy a ze souvisejících technologických procesů byly v minulosti ukládány v nezabezpečených terénních depresích, což vedlo k vytváření „sludgeových lagun“. Tyto laguny představují významný typ starých ekologických zátěží, které negativně ovlivňují životní prostředí a zdraví osob žijících v jejich okolí (MŽP, 2010; European Commission, 2012). Vedle kontaminace půdy a podzemních vod je v případě „sludgeových lagun“ nutno brát v úvahu i kontaminaci ovzduší. Ropné odpady představují komplexní zdroj inhalační expozice, jejíž intenzitu významně zvyšuje manipulace s těmito odpady. U osob exponovaných širokému spektru nebezpečných látek uvolňovaných z ropných odpadů může tato expozice vyvolávat systémové, mutagenní a karcinogenní účinky (Janjua et al., 2006; Perez-Cadahia et al., 2006; 2008; Aquilera et al., 2010).

Jedním ze způsobů sanace lokalit kontaminovaných ropnými odpady je jejich těžba, zpracování a energetické využití jako paliva. Technologie těžby a zpracování ropných odpadů byla již několikrát úspěšně aplikována jak v České republice (Lochmann et Drvota, 2001), tak i v zahraničí (Schneiderová et Kotouček, 2003; Šťastná, 2003). V průběhu této technologie dochází k uvolňování komplexních směsí škodlivin do ovzduší. Mezi charakteristické komponenty směsí lze řadit oxid siřičitý, sirovodík, toluen (reprezentant těkavých organických látek) a vybrané polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) - konkrétně 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. Zástupci PAU byly zvoleny dle seznamu prioritních polutantů, podle doporučení US EPA (1993).

Dle definice ze zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví je hodnocení zdravotních rizik odhadem míry závažnosti zátěže populace vystavené rizikovým faktorům životních a pracovních podmínek a způsobu života (Zákon č. 258/2000 Sb.). Procedura hodnocení zdravotních rizik (Health Risk Assessment, HRA) zahrnuje obecně čtyři základní kroky: (1) identifikaci nebezpečnosti látky, (2) charakterizaci této nebezpečnosti (určení charakteru vztahu dávka – účinek), (3) hodnocení expozice (odhad, měření nebo modelování) a (4) charakterizaci rizika nekarcinogenních účinků (v podobě numerického vyjádření  $HQ = Hazard\ Quocient$ ) a karcinogenních účinků (v podobě numerického vyjádření  $ILCR = Individual\ Lifetime\ Cancer\ Risk$ ). Konečným výstupem procedury je porovnání zjištěných numerických vyjádření HQ, resp. ILCR s deklarovanými úrovněmi akceptovatelného rizika. Na výsledky procedury hodnocení zdravotních rizik navazuje v systému ochrany veřejného zdraví procedura řízení rizika (Risk Management), zahrnující komplexní rozhodovací proces s cílem snížení zdravotních rizik a komunikaci o těchto rizicích (Risk Communication) s exponovanou populací (Zákon č. 258/2000 Sb.; MŽP, 2011).

Hodnocení potenciální míry zdravotních rizik (HRA), souvisejících s pracovními inhalačními expozicemi osob při vlastní sanaci ropných odpadů ze „sludgeových lagun“ nebo s mimopracovními inhalačními expozicemi osob žijících v okolí „sludgeových lagun“ v době jejich sanace, bylo dosud prováděno jen v omezené míře (Godzik et al., 2000; Wcislo, 2006; Hammer, 2007). S ohledem na toxický a karcinogenní potenciál výše uvedených složek těžených a zpracovávaných odpadů, jsou z pohledu ochrany veřejného zdraví žádoucí další studie, které se budou zabývat odhadem úrovně diskutovaných zdravotních rizik a možnostmi jejich geografické stratifikace v různých částech exponované lokality.

## 4. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE

Rámcovým cílem disertační práce bylo zhodnocení potenciální míry zdravotních rizik osob pracovních a mimopracovních exponovaných škodlivinám, které jsou uvolňovány do ovzduší při sanaci staré ekologické zátěže ropných odpadů v zájmové lokalitě.

Díličními cíli bylo (1) získat měřená i modelová data kontaminace ovzduší v lokalitě zasažené emisemi ze sanace staré ekologické zátěže ropných odpadů, (2) pomocí procedury hodnocení zdravotních rizik vyhodnotit úroveň inhalačních zdravotních rizik pracovních i mimopracovních exponovaných osob v dané lokalitě a (3) transformovat výsledky hodnocení zdravotních rizik do dvojrozměrné formy geografické stratifikace.

## 5. MATERIÁL A METODIKA

### 5.1 SPECIFIKACE LOKALITY A EXPONOVANÉ SKUPINY OSOB

Lokalita, ve které bylo hodnocení prováděno, se nachází ve středočeském regionu. Odpady z ropné rafinérie zde byly v minulosti ukládány do dvou nezabezpečených lagun. Předpokládané množství ropných odpadů činí přibližně 34 000 m<sup>3</sup>. Ropné odpady pocházely z rafinace minerálních olejů kyselinou sírovou, která byla použita k odstranění asfaltových a pryskyřičných látek z olejových destilátů (MŽP, 2010). Sanační technologií byl materiál těžený ze „sludgeových lagun“ přepracováván přímo v místě těžby na alternativní palivo. Technologický proces byl založen na principu adsorpce ropných odpadů na částicích hnědouhelného multiprachu. Za nejvíce exponované skupiny osob lze považovat pracovníky sanační technologie a obyvatelstvo nejbližší obytné zástavby. Okraj této zástavby se nachází ve vzdálenosti zhruba 500 m od místa staré ekologické zátěže a zahrnuje přibližně 500 obytných objektů.

### 5.2 SLEDOVANÉ LÁTKY V OVZDUŠÍ

Během sanace ropných odpadů byly měřeny a modelovány koncentrace oxidu siřičitého, sirovodíku, toluenu, polycyklických aromatických uhlovodíků (acenaftenu, acenaftyenu, antracenu, benzo(a)antracenu, benzo(b)fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(ghi)perylenu, benzo(a)pyrenu, dibenzo(ah)antracenu, fenantrenu, fluorantenu, fluorenu, chrysenu, naftalenu, pyrenu a indeno(1,2,3-cd)pyrenu).

### 5.3 ODBĚRY VZORKŮ OVZDUŠÍ A ANALÝZY SLEDOVANÝCH LÁTEK

Odběry vzorků pracovního i mimopracovního ovzduší a následné analýzy koncentrací vybraných škodlivin byly prováděny periodicky v průběhu čtyř let, vždy na podzim po dobu pěti po sobě následujících pracovních dnů. Odběry pracovního ovzduší na čtyřech místech (u těžby odpadů a u následného zpracování na alternativní palivo) byly realizovány pomocí stacionárních i osobních odběrových aparatur. Souběžně s odběry pracovního ovzduší byly odebírány vzorky mimopracovního ovzduší. Vybrána byla dvě reprezentativní místa obytné zástavby ve vzdálenosti 740 m a 780 m od zdroje. Při odběrech byly charakterizovány atmosférické podmínky.

Oxid siřičitý byl stanovován odměrnou analýzou, sirovodík spektrofotometricky, těkavé organické látky (toluen) metodou plynové chromatografie s FID detekcí a PAU metodou vysokoúčinné kapalinové chromatografie s fluorescenční detekcí. Měření a analýzy prováděly akreditované ekologické laboratoře společnosti EMPLA spol. s r.o. Odběry a stanovení látek se řídily standardními operačními postupy dané laboratoře.

#### **5.4 MODELOVÁ ANALÝZA ROZPTYLU SLEDOVANÝCH LÁTEK**

Výpočet rozptylu koncentrací sledovaných látek byl proveden pomocí standardizované metodiky SYMOS '97 (Bubník et al., 1998; MŽP, 2003; Nařízení vlády č. 597/2006 Sb.). „Sludgeové laguny“ a prostory linek na výrobu alternativního paliva byly v rámci výpočtu považovány za plošné zdroje emisí. Hodnocená zdrojová oblast byla rozdělena na čtverce s délkou strany 25 m. Hmotnostní toky látek ze zdrojů byly vypočteny ze stanovených koncentrací a z množství prosáté „vzdušnin“ v daných časových intervalech. Charakteristiky znečištění ovzduší byly stanoveny v husté geometrické síti referenčních bodů (celkem v 1 131 bodech). Parametry sítě (1 900 m x 1 400 m) byly zvoleny tak, aby síť pokrývala širší území, zejména s ohledem na obytnou zástavbu v okolí posuzovaných emisních zdrojů. Výpočet byl proveden pro výšku 1,5 m (přibližná výška dýchací zóny člověka).

#### **5.5 METODIKA HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK INHALAČNÍ EXPOZICE SLEDOVANÝM LÁTKÁM**

Hodnocení zdravotních rizik jednotlivých látek bylo provedeno dle metodických pokynů pro analýzu rizik kontaminovaného území (MŽP, 2011). Pro hodnocení rizika byla využita kombinace analýz koncentrací škodlivin u ekologické zátěže a modelu rozptylu těchto látek v prostředí (Pelikánová et Fiala, 2010). Hodnocení potenciální aditivity biologických účinků složek směsí bylo provedeno pomocí interakční databáze „miXie“, která umožňuje odhady aditivity, supra-aditivity a infra-aditivity. Zvýšení rizika bylo vyjadřováno pomocí indexu aditivity (UK LF HK, 2011; Fiala et al., 2012).

#### **Pracovníci sanační technologie**

U profesionálně exponovaných pracovníků vycházejí odhady úrovně expozice z hodnot koncentrací látek měřených v dýchací zóně. Pro hodnocení byl použit předpoklad každodenní osmihodinové expozice pět dnů v týdnu. Expoziční riziko jednotlivých látek bylo posuzováno na základě porovnání koncentrací s individuálními hygienickými limity (Nařízení vlády č. 361/2007 Sb.). Souběžně byl hodnocen interakční potenciál směsí látek. U toluenu a sirovodíku byla míra rizika vyjádřena jako kvocient nebezpečnosti (HQ), u PAU jako míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci (ILCR). Postup výpočtů HQ, ILCR a použité hodnoty referenčních koncentrací (RfC) a jednotkového rizika (IUR) jsou shodné s výpočty pro exponované obyvatelstvo nejbližší obytné zástavby.

#### **Obyvatelstvo nejbližší obytné zástavby**

Pro vyhodnocení inhalační expozice obyvatel žijících v okolí sanace byla využita kombinace hodnot koncentrací škodlivin změřených u zdrojů emisí (u ekologické zátěže) a hodnot výstupů z modelu rozptylu těchto látek v ovzduší. U běžné populace je velmi obtížné zjistit faktory, které ovlivňují úroveň individuální expozice (doba trávená ve venkovním prostředí, volnočasové aktivity aj.). Z tohoto důvodu bývá u odhadů expozice používán „konzervativní přístup“, který předpokládá celodenní expozici koncentracím zjištěným ve vnějším ovzduší obytné zóny.

U toluenu, oxidu siřičitého a sirovodíku byla míra rizika vyjádřena jako kvocient nebezpečnosti (HQ). Výpočet HQ vycházel ze vztahu  $HQ = EC / RfC$ , kde EC je expoziční koncentrace, resp. vypočtená imisní koncentrace v bodu geometrické sítě bodů. RfC je referenční koncentrace pro inhalační expozici (dle databází rizikových látek).

Pro oxid siřičitý udává Světová zdravotnická organizace (WHO, 2005) směrnou hodnotu pro 24 hodinové koncentrace = 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tato hodnota byla použita jako referenční koncentrace



při výpočtu kvocientu nebezpečnosti. Za expoziční koncentraci byly dosazeny vypočtené 24 hodinové průměrné koncentrace.

U sirovodíku byla využita referenční koncentrace pro chronickou inhalační expozici  $RfC = 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  uvedená v databázi IRIS (US EPA, 2003a). Za expoziční koncentraci byly dosazeny vypočtené průměrné roční koncentrace. Dále byl stanoven HQ i na základě denních koncentrací. Jako referenční hodnota byla použita přípustná koncentrace v úrovni  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO, 2003b) stanovená pro krátkodobou expozici (1–14 dnů).

Pro chronickou inhalační expozici toluenu uvádí databáze IRIS (US EPA, 2005) referenční koncentraci  $RfC = 5\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . ATSDR (2012) uvádí referenční hladiny rizika (MRL) =  $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dle WHO (2000) i Ministerstva zdravotnictví ČR (SZÚ, 2003) je referenční inhalační koncentrace pro toluen =  $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Přestože se tato koncentrace vztahuje k týdennímu průměru, je nižší než obě výše uvedené referenční koncentrace pro chronické expozice, a proto byla v souladu s konzervativním přístupem použita pro výpočet kvocientu nebezpečnosti. Za expoziční koncentraci byly dosazeny vypočtené průměrné roční koncentrace.

Pro vyhodnocení zdravotních rizik směsi PAU byl použit postup komparace karcinogenní potence jednotlivých PAU s karcinogenní potencií benzo(a)pyrenu. Zjištěné průměrné koncentrace jednotlivých PAU byly vynásobeny příslušnými faktory *Potency Equivalency Factor* (dále jen „PEF“). Sečtením uvedených násobků byla získána hodnota ekvivalentu benzo(a)pyrenu konkrétní směsi PAU (dále jen „BaP<sub>ekv</sub>“). Při výpočtu byly použity PEF uvedené v dokumentaci WHO (2003a). Pro charakterizaci rizika karcinogenního účinku směsi PAU, vyjádřené jako BaP<sub>ekv</sub>, byla vypočtena míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci ILCR, daná vztahem  $ILCR = EC \times IUR$ . Hodnota ILCR vychází z odhadu celoživotně působící průměrné koncentrace, proto je hodnota „EC“ vypočtená průměrná imisní koncentrace PAU (resp. BaP<sub>ekv</sub>) v daném bodu geometrické sítě za celé sledované období (4 roky). Hodnota „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 byla použita  $IUR = 8,7 \cdot 10^{-5}$  pro koncentraci  $1 \text{ ng}/\text{m}^3$  v ovzduší, stanovená Světovou zdravotnickou organizací (WHO, 2003a).

HQ, resp. ILCR byl vypočten pro každý bod geometrické sítě bodů. Pro názornou grafickou prezentaci výsledků byly výpočty převedeny pomocí programu SURFER (verze 6.01) do mapových výstupů. V rámci zvolené sítě (1 900 m x 1 400 m) byly vytvořeny izolinie „rizika“, resp. HQ nebo ILCR.

## 6. VÝSLEDKY

### 6.1 EXPOZIČNÍ ZÁTĚŽ V MÍSTĚ SANACE V POROVNÁNÍ SE ZÁTĚŽÍ JINÝCH LOKALIT

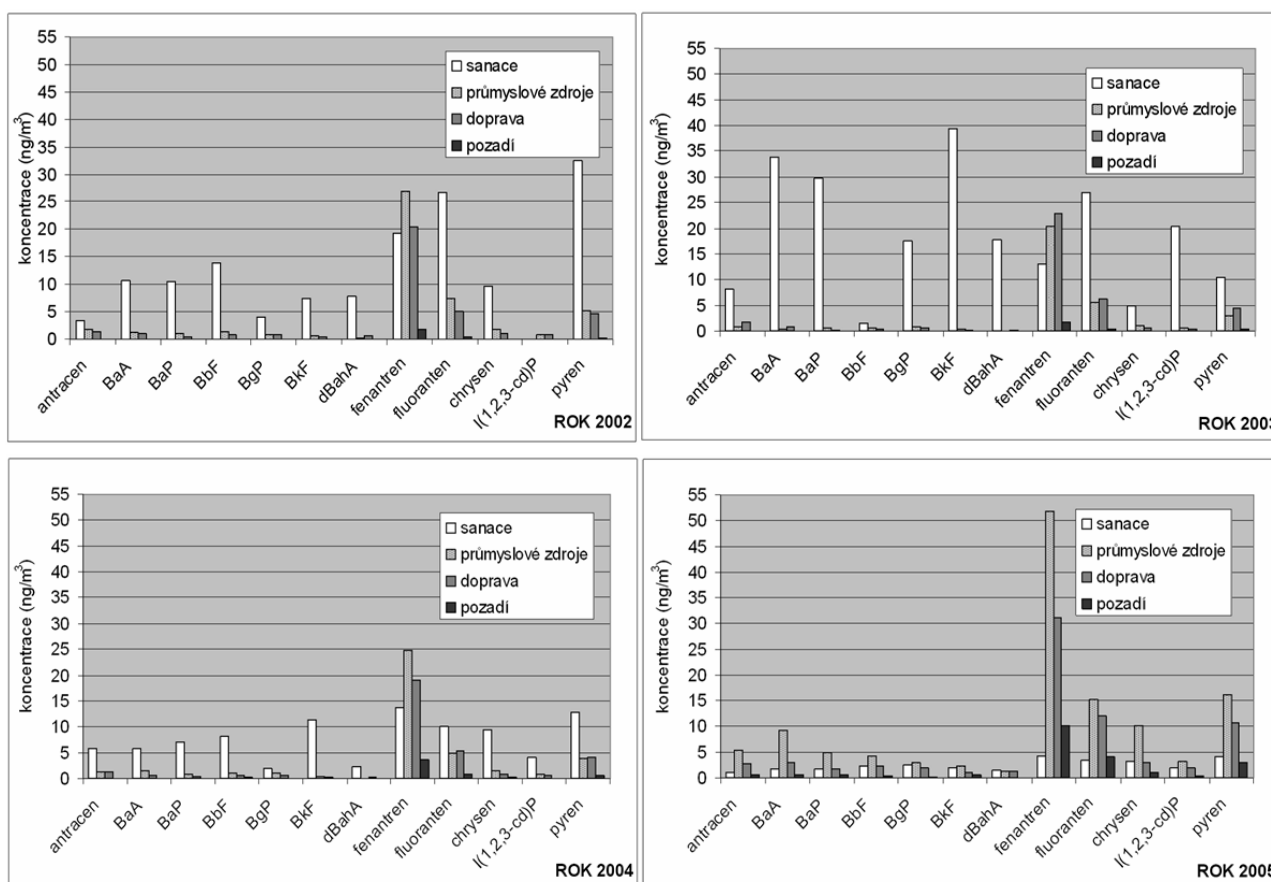
Úroveň expozice oxidu siřičitému, toluenu a PAU z prováděné sanace byla porovnána s průměrnými hodnotami zjištěnými při automatickém imisním monitoringu v ČR (ČHMÚ, 2003; 2004; 2005; 2006). Bylo zvoleno měření reprezentující přírodní imisní pozadí (stanice č. 1436), lokalitu s převládajícím vlivem průmyslových zdrojů (stanice č. 1457) a lokalitu s dominantním působením dopravy (stanice č. 396). Z průměrných měsíčních hodnot naměřených ve stejných obdobích, ve kterých se sledoval vliv sanace, byly vypočteny aritmetické průměry za celé období 2002 až 2005.

Koncentrace oxidu siřičitého naměřené na stanicích reprezentujících „pozadovou“ koncentraci, průmysl a dopravu se pohybovaly řádově v jednotkách až desítkách  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (pozadí: 2,2–3,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , lokalita s dominantním působením dopravy: 8,3–12,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a lokalita zatížená převážně průmyslovými zdroji 3,33–11,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Během prováděné sanace byly koncentrace oxidu siřičitého v letech 2002, 2003 a 2004 řádově tisícinásobně vyšší, což souvisí s charakterem zpracovávaných

odpadů. Jedná se o odpady z kyselinové rafinace založené na mísení oleje s koncentrovanou kyselinou sírovou. Pouze v roce 2005 byly u sanace zjištěny úrovně koncentrací SO<sub>2</sub> nižší, řádově srovnatelné s expozicí zjištěnou u průmyslově a dopravně exponované lokality.

U hodnot koncentrací PAU z provádění sanací (obrázek 1) byly v rámci celého období opakovaně dosahovány nejvyšší koncentrace v případě fenantrenu, pyrenu a fluorantenu. U lokalit reprezentujících vliv průmyslových zdrojů, dominantní působení dopravy i přírodní imisní pozadí se ve významných koncentracích vyskytovali stejní zástupci v tomto pořadí: fenantren, fluoranten a pyren. Jednoznačně nejvyšší koncentrace byly naměřeny u fenantrenu, a to ve všech obdobích. Tyto koncentrace byly 3x až 5x vyšší než u fluorantenu. U sanací nebylo, na rozdíl od ostatních exponovaných lokalit, zjištěno takto vyrovnané zastoupení. Podíly zástupců PAU ve sledované směsi v rámci jednotlivých měření se lišily, což může souviset se značnou heterogenitou uložených odpadů. Mimo již uvedeného fenantrenu, pyrenu a fluorantenu bylo zjištěno významnější zastoupení benzo(k)fluorantenu (zejména v letech 2003 a 2004), benzo(a)antracenu a benzo(a)pyrenu v roce 2003 a acenaftenu v roce 2004. V případě většiny zástupců PAU byly nejvyšší průměrné koncentrace z prováděné sanace zjištěny v roce 2003, naopak nejnižší průměrné koncentrace byly naměřeny v roce 2005. Kromě fenantrenu dosahovaly koncentrace PAU ze sanace úrovní vyšších než v průmyslově a dopravně exponovaných lokalitách v letech 2002, 2003 i 2004. Pouze v roce 2005 byly nižší než koncentrace zjištěné na lokalitě s převahou průmyslových zdrojů a u většiny zástupců i na lokalitě s dominantním vlivem dopravy.

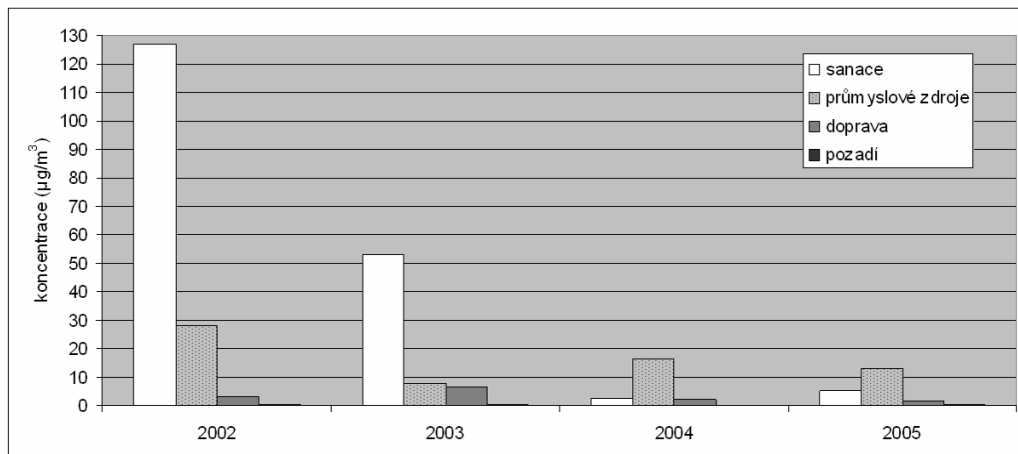
**Obr. 1.** Průměrné koncentrace zástupců PAU v místě sanace a dalších exponovaných lokalitách



Koncentrace toluenu v blízkosti prováděných sanací dosahovaly v roce 2002 a 2003 významně vyšších hladin než v ostatních lokalitách reprezentujících pozadí, dopravně a průmyslově exponovanou lokalitu (obrázek 2). Nejvyšší naměřená hodnota 127 µg/m<sup>3</sup> (2002) byla 4x vyšší než

uvádí srovnávací lokalita ovlivněná průmyslovými zdroji a 40x vyšší než uvádí lokalita s dominantním působením dopravy. V roce 2004 a 2005 se koncentrace toluenu ze sanace snížily přibližně na úroveň srovnatelnou s lokalitou reprezentující působení dopravních zdrojů a byly 7x (resp. 2x) nižší než u lokality ovlivněné průmyslovými zdroji. Úroveň imisního pozadí se pohybovala pod  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Obr. 2.** Průměrné denní koncentrace toluenu v místě sanace a dalších exponovaných lokalitách



Sirovodík na vybraných srovnávacích lokalitách stanovován nebyl. V ČR je monitoring prováděn na omezeném počtu stanic (jedná se o různé typy městského prostředí reprezentující lokality s vlivem průmyslu a dopravy). Dle monitoringu na čtyřech stanicích se koncentrace ve stejných obdobích, ve kterých se sledoval vliv sanace, pohybovaly v úrovni  $2\text{--}14,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  - s průměrnými hodnotami na jednotlivých stanicích  $4,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (stanice č. 617),  $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (stanice č. 637),  $2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (stanice č. 1460) a  $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (stanice č. 929). Při provádění těžby a přepracování odpadů byly zjištěny koncentrace v rozsahu  $0,3\text{--}16,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , tj. řádově srovnatelné s výše uvedeným imisním monitoringem. Průměrné hodnoty za celé období na jednotlivých pracovních místech byly  $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ;  $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## 6.2 HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK PRACOVNÍKŮ SANAČNÍ TECHNOLOGIE

### Obsluha těžebního stroje

Měření koncentrací bylo prováděno v dýchací zóně pracovníka v kabině těžebního stroje (měřící místo I) a zároveň i ve venkovním prostoru těžby (měřící místo II). Měřen byl oxid siřičitý, sirovodík a toluen. Rozsah naměřených hodnot v intervalu pěti pracovních dnů daného roku je shrnut v níže uvedených tabulkách 1 a 2. Naměřené hodnoty byly porovnávány s přípustnými expozičními limity (PEL). Pro oxid siřičitý je hodnota PEL =  $5 \text{ mg}/\text{m}^3$ , pro sirovodík  $10 \text{ mg}/\text{m}^3$  a pro toluen  $200 \text{ mg}/\text{m}^3$  (Nařízení vlády č. 361/2007 Sb.). Koncentrace toluenu dosahovaly ve všech případech maximálně 0,1 % hodnoty PEL, koncentrace sirovodíku maximálně 0,2 % hodnoty PEL. PEL oxidu siřičitého byl překračován především v kabině těžebního stroje (místo I). V roce 2003 byl PEL překročen ve třech z pěti dnů, kdy bylo prováděno měření ( $93,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ ;  $10,1 \text{ mg}/\text{m}^3$  a  $16,9 \text{ mg}/\text{m}^3$ ), v roce 2004 v jednom dni ( $10,8 \text{ mg}/\text{m}^3$ ). U místa těžby (místo II) byly zjištěny vyšší koncentrace oxidu siřičitého ( $10,8 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) v roce 2004, a to v jednom z pěti dnů, kdy bylo prováděno měření.

**Tab. 1.** Naměřené koncentrace škodlivin – měřicí místo I

Látka	Období				
		2002	2003	2004	2005
oxid siřičitý ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	rozsah	1,296–2,500	1,086–93,067	0,0396–10,8	0,0006–0,0622
	průměr	1,894	25,217	3,052	0,015
	medián	1,884	10,074	1,15	0,004
sirovodík ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	rozsah	0,0016–0,0031	0,0016–0,0161	0,0003	0,0003
	průměr	0,0021	0,0053	0,0003	0,0003
	medián	0,0017	0,0030	0,0003	0,0003
toluen ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	rozsah	0,049–0,204	0,036–0,100	0,002–0,004	0,002–0,014
	průměr	0,127	0,053	0,002	0,005
	medián	0,131	0,043	0,002	0,003

**Tab. 2.** Naměřené koncentrace škodlivin – měřicí místo II

Látka	Období				
		2002	2003	2004	2005
oxid siřičitý ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	rozsah	1,368–4,304	0,007–1,910	0,027–10,8	0,0003–0,0016
	průměr	2,212	0,776	2,933	0,00074
	medián	1,842	0,186	0,136	0,0006
sirovodík ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	rozsah	0,0004–0,0056	0,0021–0,0058	0,0003	0,0003
	průměr	0,0019	0,0038	0,0003	0,0003
	medián	0,0005	0,0036	0,0003	0,0003
toluen ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	rozsah	0,043–0,090	0,007–0,074	0,002–0,004	0,002–0,004
	průměr	0,064	0,0416	0,002	0,002
	medián	0,058	0,0400	0,002	0,002

### Obsluha linky na výrobu alternativního paliva (lávka u míchání)

Měření koncentrací bylo prováděno v dýchací zóně obsluhy linky na výrobu alternativního paliva (měřicí místo III). Měřen byl oxid siřičitý, sirovodík a 16 zástupců ze skupiny PAU. Rozsah naměřených hodnot v intervalu pěti pracovních dnů daného roku je uveden v tabulce 3.

Naměřené hodnoty byly porovnány s přípustnými expozičními limity. Koncentrace sirovodíku dosahovaly maximálně 0,03 % hodnoty PEL. U oxidu siřičitého byly zjištěny koncentrace významně přesahující expoziční limit. V roce 2003 ve všech pěti dnech měření ( $51,4 \text{ mg}/\text{m}^3$ ;  $21,3 \text{ mg}/\text{m}^3$ ;  $5,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ ;  $31,3 \text{ mg}/\text{m}^3$  a  $10,4 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) a v roce 2004 ve třech dnech měření ( $22,0 \text{ mg}/\text{m}^3$ ;  $29,4 \text{ mg}/\text{m}^3$  a  $26,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ ). Pro skupinu PAU byly stanoveny expoziční limity PEL pouze pro naftalen (PEL =  $50 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) a benzo(a)pyren (PEL =  $5 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). V případě naftalenu byly naměřeny koncentrace maximálně do 0,0001 % hodnoty PEL, v případě benzo(a)pyrenu do 2,7 % hodnoty PEL.

**Tab. 3.** Naměřené koncentrace škodlivin – měřící místo III

Látka	Období				
		2002	2003	2004	2005
oxid siřičitý ( $mg/m^3$ )	rozsah	0,900–3,831	5,160–51,412	0,136–29,37	0,0012–0,172
	průměr	2,126	23,897	16,58	0,0429
	medián	1,466	21,260	22,01	0,0108
sirovodík ( $mg/m^3$ )	rozsah	0,0003–0,0021	0,001–0,0031	0,0003	0,0003
	průměr	0,0009	0,002	0,0003	0,0003
	medián	0,0004	0,002	0,0003	0,0003
naftalen ( $ng/m^3$ )	rozsah	1,6–69,0	3–29,1	0,6–3,7	0,5–0,6
	průměr	17,84	12,32	1,88	0,52
	medián	5,90	8,00	0,90	0,50
BaP ( $ng/m^3$ )	rozsah	0,7–30,4	1,7–135,2	1,6–17,8	1,1–2,7
	průměr	10,52	29,7	6,96	1,72
	medián	4,60	3,20	3,7	1,70

Hodnoty průměrných koncentrací 16 zástupců PAU v daném období měření byly vynásobeny odpovídajícími faktory PEF (WHO, 2003a). Sečtením hodnot násobků byla získána hodnota ekvivalentu benzo(a)pyrenu dané směsi PAU-BaP<sub>ekv</sub> (tabulka 4). Z výsledku výpočtů vyplývá, že všechny hodnoty BaP<sub>ekv</sub> jsou nižší než PEL pro benzo(a)pyren.

**Tab. 4.** Hodnota ekvivalentu benzo(a)pyrenu směsi PAU (BaP<sub>ekv</sub>) – měřící místo III

Rok	PAU-BaP <sub>ekv</sub> ( $ng/m^3$ )					
	1. den	2. den	3. den	4. den	5. den	celé období*
2002	10,59	258,13	32,35	12,49	95,98	81,91
2003	543,34	44,48	54,76	32,32	37,15	142,41
2004	44,85	25,20	27,38	55,81	19,41	34,53
2005	13,74	10,81	15,99	14,09	18,30	14,58

\* hodnota BaP<sub>ekv</sub> byla vypočtena z aritmetických průměrů koncentrací zástupců za dané měřené období

### Obsluha linky na výrobu alternativního paliva (velín)

Měření koncentrací bylo prováděno v dýchací zóně obsluhy „velína“ (měřící místo IV). Měřen byl oxid siřičitý. Rozsah naměřených hodnot v intervalu pěti pracovních dnů daného roku je uveden v tabulce 5. Koncentrace oxidu siřičitého dosahovaly maximálně 79 % hodnoty PEL.

**Tab. 5.** Naměřené koncentrace oxidu siřičitého – měřící místo IV

Látka	Období				
		2002	2003	2004	2005
oxid siřičitý ( $mg/m^3$ )	rozsah	0,403–1,959	0,652–3,947	0,062–0,301	0,0006–0,0296
	průměr	1,228	1,800	0,144	0,0082
	medián	1,164	1,229	0,112	0,0022

## Hodnocení potenciálních biologických interakcí ve směsích

Potenciální aditivita účinků ve směsích byla hodnocena pomocí interakční databáze „miXie“ (UK LF HK, 2011; Fiala et al., 2012). Byly stanoveny třídy společných účinků pro hodnocené látky a u látek se stejnými účinky byla vyhodnocena úroveň zdravotního rizika vycházející z aditivních interakcí toxických účinků látek. Výstupem analýzy byl součet poměrů naměřených koncentrací látek k jejich PEL. Významná překročení PEL (3 až 5 násobná) byla zjištěna u místa I v roce 2003 a u místa III v roce 2003 a 2004. Tato překročení byla způsobena již diskutovanými vysokými naměřenými koncentracemi oxidu siřičitého v uvedených obdobích. Ostatní látky se vyskytovaly ve velmi nízkých úrovních, které při zohlednění aditivního přístupu prakticky nevedly k nárůstu rizika oproti předchozímu hodnocení jednotlivých látek jako nezávislých složek.

Z údajů uvedených v databázi „miXie“ dále vyplývá, že byla zaznamenána synergie mezi benzo(a)pyrenem a oxidem siřičitým, k podrobnějšímu vyhodnocení interakce však nejsou v současné době k dispozici potřebná data.

## Hodnocení zdravotních rizik inhalační expozice u pracovníků sanační technologie

Největší expoziční zátěž byla zjištěna u pracovníků provádějících těžbu nebezpečných odpadů a míchání odpadů při výrobě alternativního paliva. V souladu s konzervativním přístupem bylo riziko hodnoceno pro tuto nejvíce exponovanou skupinu osob. Tabulka 6 shrnuje odhady (výpočty) odpovídajících hladin zdravotních rizik. V případě toluenu a sirovodíku byla míra rizika vyjádřena jako kvocient nebezpečnosti (HQ), u směsi zástupců PAU (BaP<sub>ekv</sub>) jako míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci (ILCR).

**Tab. 6.** Hodnocení hladiny zdravotního rizika pracovníků sanační technologie

Parametr	Hodnocená látka		
	sirovodík	toluen	PAU-BaP <sub>ekv</sub>
EC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0,147–0,350	8,121	0,111
HQ	0,074–0,175	0,031	-
ILCR	-	-	$9,69 \cdot 10^{-6}$

U nekarcinogenních účinků je nebezpečnost konkrétní expozice signalizována hodnotami kvocientu HQ, resp. indexu nebezpečnosti HI vyššími než 1. Vypočítané kvocienty nebezpečnosti u sirovodíku a toluenu jsou nízké. Pokud uvažujeme pro tyto látky aditivní interakce vzhledem k jejich společným účinkům (iritace horních cest dýchacích, poškození zraku), pak se bude celkový index nebezpečnosti HI pohybovat v rozsahu 0,105–0,206.

Při analýze rizik souvisejících s kontaminací v území jsou doporučovány hodnoty úrovní karcinogenního rizika specifikované dle velikosti exponované části populace - při hodnocení do 10 osob riziko  $1 \cdot 10^{-4}$ , tj. pravděpodobnost výskytu karcinomů u jednoho člověka z 10 000 exponovaných. Při hodnocení řádově mezi 10 a 100 ohroženými osobami je doporučovaná hladina rizika  $1 \cdot 10^{-5}$  a u více než 100 osob  $1 \cdot 10^{-6}$  (MŽP, 2011). Teoretická míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci (ILCR) směsi polycyklických aromatických uhlovodíků se u pracovníků provádějících přepracování odpadů pohybuje v hladině  $9,69 \cdot 10^{-6}$ , tj. pravděpodobný vznik rakoviny u deseti osob z milionu exponovaných. Tuto hladinu rizika lze na základě doporučených úrovní a s ohledem na počet exponovaných osob označit za přijatelnou.

## 6.2 HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK PRO OBYVATELSTVO NEJBLIŽŠÍ OBYTNÉ ZÁSTAVBY

Výstupem modelové analýzy rozptylu škodlivin byl soubor hodnot maximálních (hodinových nebo 24 hodinových) a průměrných ročních imisních koncentrací posuzovaných látek v jednotlivých bodech zvolené sítě. Vypočtené rozsahy průměrných ročních imisních příspěvků z těžby a zpracování odpadu, které by se mohly projevit v obytné zóně, jsou shrnuty v tabulce 7. U oxidu siřičitého a sirovodíku je vzhledem k časovému průměrování referenční koncentrace uvedena také hodnota 24 hodinové koncentrace. Z imisních koncentrací byly v jednotlivých bodech sítě následně vypočteny hodnoty HQ pro oxid siřičitý, sirovodík a toluen a hodnoty ILCR pro PAU (BaP<sub>ekv</sub>). V tabulce 8 jsou uvedeny rozsahy příspěvku rizika zjištěného v oblasti obytné zóny (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

**Tab. 7.** Denní a průměrné roční imisní příspěvky u obytné zástavby (hodnoty modelové analýzy)

Látka /jednotka	Typ příspěvku	Období			
		2002	2003	2004	2005
oxid siřičitý ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	denní	2–7	2–6	12–24	0,01–0,02
	roční	0,03–0,1	0,01–0,06	0,1–0,3	0,0001–0,0003
sirovodík ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	denní	1,2–2,5	3,75–7,5	0,9–2,25	0,75–1,5
	roční	0,01–0,03	0,03–0,10	0,007–0,025	0,006–0,02
toluen ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	roční	1–3	0,1–0,3	0,004–0,015	0,005–0,020
PAU-BaP <sub>ekv</sub> ( $\text{pg}/\text{m}^3$ )	roční	0,3–1	1,2–4	0,2–0,6	0,06–0,3

**Tab. 8.** Rizika imisních příspěvků u obytné zástavby (z hodnot modelové analýzy)

Látka	Riziko	Období			
		2002	2003	2004	2005
oxid siřičitý	HQ <sub>akut</sub>	$1,0 \cdot 10^{-1}$ – $3,5 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$ – $3,0 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-1}$ –1,2	$5,0 \cdot 10^{-4}$ – $1,0 \cdot 10^{-3}$
sirovodík	HQ <sub>akutní</sub>	$1,2 \cdot 10^{-5}$ – $2,5 \cdot 10^{-5}$	$3,8 \cdot 10^{-5}$ – $7,5 \cdot 10^{-5}$	$9,0 \cdot 10^{-6}$ – $2,3 \cdot 10^{-5}$	$7,5 \cdot 10^{-6}$ – $1,5 \cdot 10^{-5}$
sirovodík	HQ	$5,0 \cdot 10^{-6}$ – $1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$ – $5,0 \cdot 10^{-5}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$ – $1,3 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$ – $1,0 \cdot 10^{-5}$
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 <sub>ekv</sub> )	ILCR	$1,7 \cdot 10^{-8}$ – $8,7 \cdot 10^{-7}$			

Koncentrace oxidu siřičitého a sirovodíku, naměřené 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 (tabulka 9), které reprezentují odhady celkového rizika hodnocené látky v daném měřeném období (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

Celkové imisní koncentrace PAU a toluenu v širším území měřeny nebyly. Pro orientační hodnocení imisní zátěže „pozadí“ lokality byla užita data monitorovací stanice ČHMÚ č. 1436, 916 Košetice, která představují přirozené pozadí v ČR. Průměrné roční hladiny pozadí jednotlivých zástupců PAU z měřící stanice byly přepočteny pomocí faktorů PEF na BaP<sub>ekv</sub>. Hodnota „pozadí“ 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 10 (Pelikánová et Fiala, 2010).

Pro zpřehlednění situace a usnadnění kroků při regulaci rizika byla následně provedena transformace výsledků hodnocení zdravotních rizik do dvojrozměrné formy geografické stratifikace (obrázek 3 a 4). Tento způsob grafického zobrazení je možné využít pro různé kontaminanty i zdroje emisí (Pelikánová et Fiala, 2010).

**Tab. 9.** Celkové imisní denní koncentrace oxidu siřičitého a sirovodíku v lokalitě a vypočtený kvocient nebezpečnosti (HQ)

Látka	Místo	Koncentrace / riziko	Období			
			2002	2003	2004	2005
oxid siřičitý	1	denní koncentrace ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1,40	5,34	68,94	1,14
		HQ	0,070	0,267	3,447	0,057
	2	denní koncentrace ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1,33	9,04	83,86	0,60
		HQ	0,067	0,452	4,193	0,030
sirovodík	1	denní koncentrace ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1,31	0,38	0,60	11,18
		HQ	0,013	0,004	0,006	0,112
	2	denní koncentrace ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0,13	1,48	0,54	11,18
		HQ	0,001	0,015	0,005	0,112

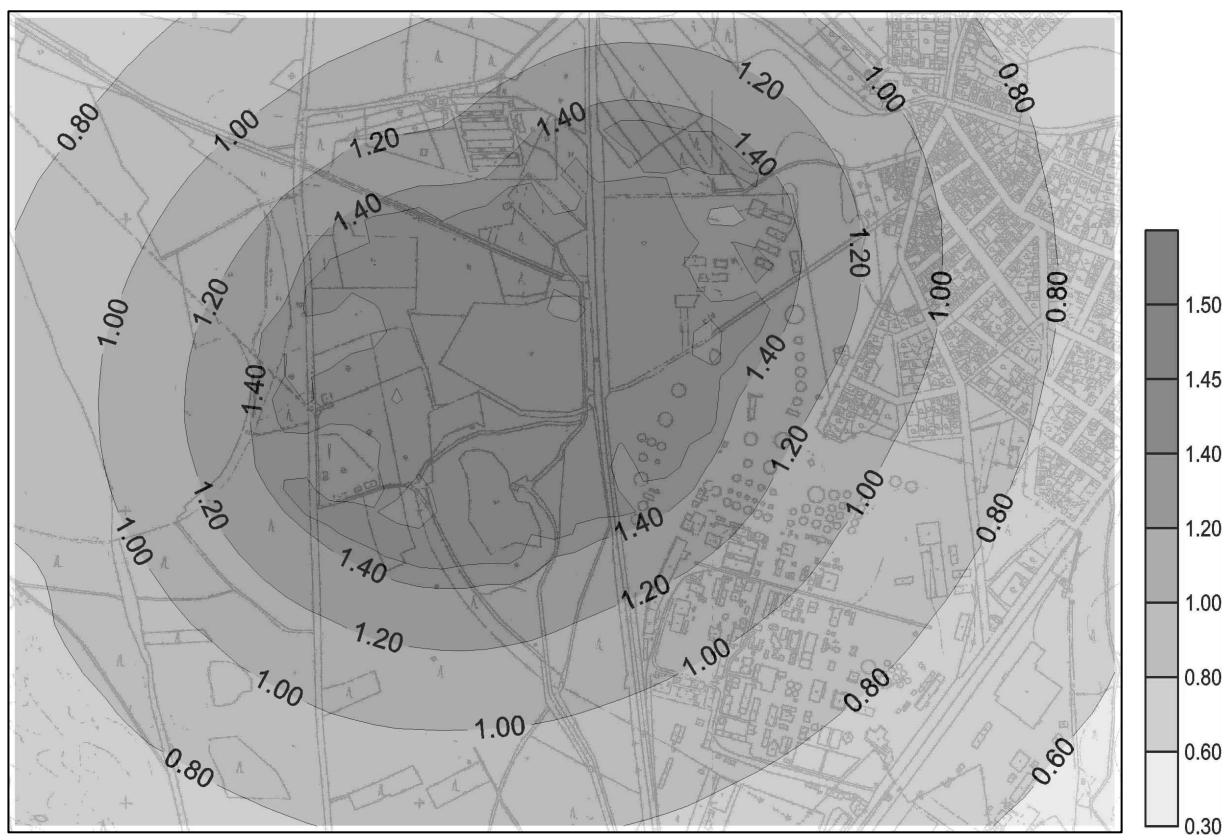
**Tab. 10.** Celkové imisní roční koncentrace toluenu, PAU ( $BaP_{ekv}$ ) a odpovídající hladiny rizika

Látka	Koncentrace / riziko	Období			
		2002	2003	2004	2005
Toluen	pozadí ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	$7,5 \cdot 10^{-1}$	$5,4 \cdot 10^{-1}$	$4,0 \cdot 10^{-1}$	$3,1 \cdot 10^{-1}$
	celk. konc. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	$(7,510-7,530) \cdot 10^{-1}$	$(5,401-5,403) \cdot 10^{-1}$	$(4,0-4,0002) \cdot 10^{-1}$	$(3,1001-3,1002) \cdot 10^{-1}$
	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 ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	2,0838			
	celk. konc. ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	2,0840–2,0858			
	ILCR	$(1,8131-1,8146) \cdot 10^{-4}$			

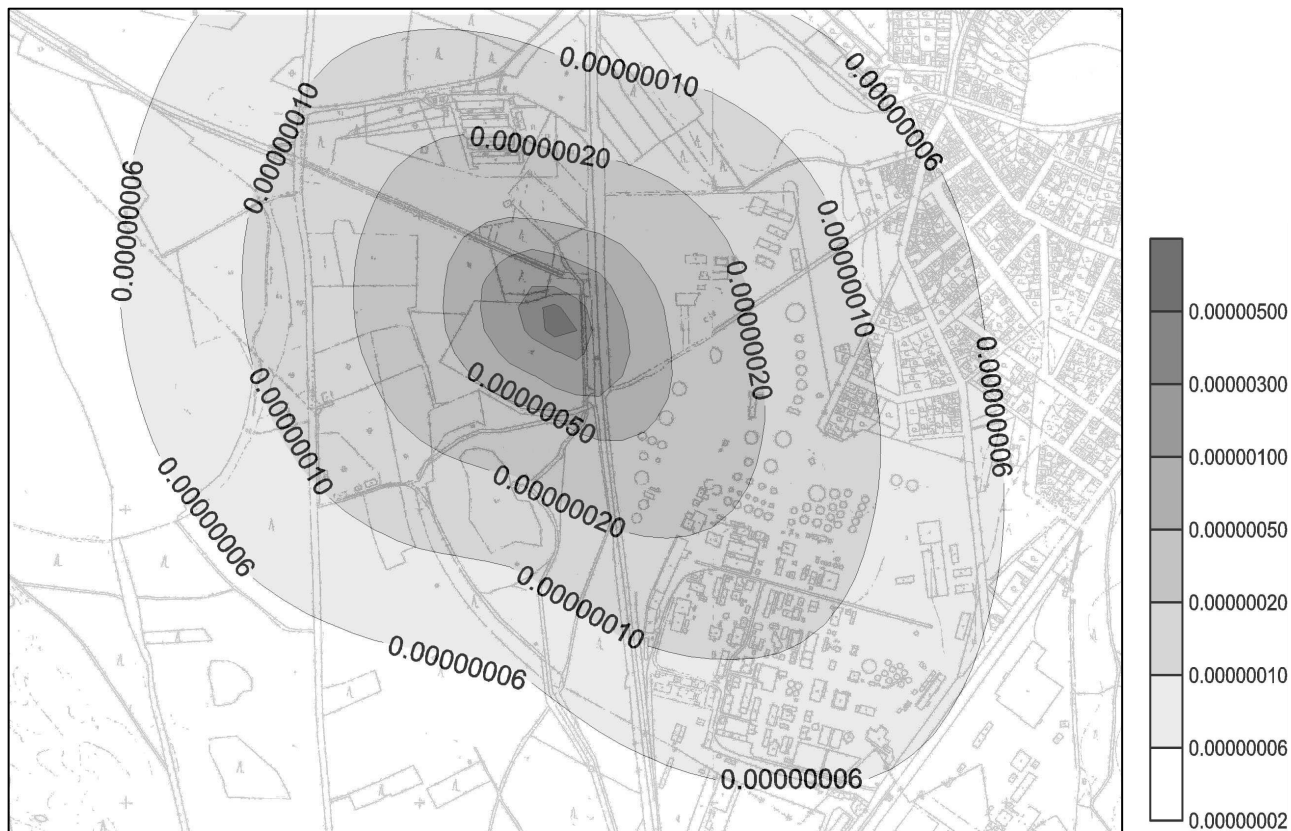
Pozn.: V případě PAU je vyhodnocena průměrná úroveň imisních koncentrací za celé sledované období 2002–2005.



**Obr. 3.** Izolinie rizika ze sanace v zájmovém území - HQ pro oxid siřičitý (rok 2004)



**Obr. 4.** Izolinie rizika ze sanace v zájmovém území - ILCR pro PAU (za celé období 2002–2005)



Vypočítané úrovně kvocientů nebezpečnosti u sirovodíku a toluenu byly velmi nízké a zdravotní riziko pro exponovanou populaci tak lze hodnotit jako zanedbatelné.

V případě oxidu siřičitého byly zjištěny vyšší hodnoty HQ v roce 2003. Kvocient nebezpečnosti stanovený z imisního příspěvku sanace dosahoval u obytné zástavby úrovně až 1,2 (viz tabulka 8 a obrázek 3). Při výpočtu z celkové imisní zátěže (tabulka 9) činil HQ až 3,4, resp. 4,2. V ostatních sledovaných obdobích se hodnoty HQ oxidu siřičitého pohybovaly v případě hodnocení příspěvků ze sanace v úrovni 0,0005–0,3, resp. v rozsahu 0,03–0,45 u celkové imisní zátěže.

Hodnoty ILCR pro BaP<sub>ekv</sub> vypočtené z imisního příspěvku zástupců PAU (viz tabulka 8, obrázek 4) se pohybovaly v obytné zóně v rozsahu  $1,7 \cdot 10^{-8}$ – $8,7 \cdot 10^{-7}$ , což je o 1–2 řády pod přijatelnou hladinou rizika ( $10^{-6}$ ). V případě celkových imisních koncentrací PAU však teoretický odhad ILCR pro BaP<sub>ekv</sub> (tabulka 10) dosahoval hodnoty  $1,8 \cdot 10^{-4}$  – dva řády nad přijatelnou úrovní rizika (Pelikánová et Fiala, 2010).

Z grafické prezentace izolinií je dobře patrná stratifikace úrovní rizik v rámci hodnocené lokality. Obytná zóna se nachází v pravé části obrázku. Z takto pojatého vyjádření výsledků lze počty ovlivněných osob odhadovat přesněji, než tomu je v případě klasického výstupu hodnocení rizik (v podobě jednoho nebo několika čísel).

## 7. DISKUSE

Zdravotní význam vybraných zástupců sledovaných chemických látek vyplývá z jejich dále uvedených toxikologických charakteristik. Oxid siřičitý je při inhalační expozici absorbován sliznicemi horních cest dýchacích, dermální absorpce má zanedbatelný význam. Po biotransformaci na síranový aniont je vylučován ledvinami (ATSDR, 1998). Má dráždivý účinek na oči a horní cesty dýchací (NIOSH, 2007), snižuje ventilační kapacitu plic a zvyšuje odpor dýchacích cest. Účinky jsou potencovány fyzickou námahou (WHO, 2005). Byla nalezena souvislost mezi expozicí oxidu siřičitému a frekvencí výskytu respiračních symptomů/onemocnění (WHO, 2000; 2005; US EPA, 2010) a souvislost mezi úrovní koncentrace oxidu siřičitého a celkovou, kardiovaskulární a respirační mortalitou (WHO, 2000; 2005).

Páry sirovodíku jsou vstřebávány sliznicemi respiračního traktu, dermální absorpce má malý význam. Sirovodík je oxidován na sírany a thiosírany v játrech a v ledvinách (WHO, 2003b; US EPA, 2003b). Má silně dráždivý účinek (WHO, 2003b; NIOSH, 2007), snižuje schopnost hemoglobinu přenášet kyslík, blokuje utilizaci kyslíku a inhibuje funkce enzymu cytochromoxidázy (US EPA, 2003b). Působí toxicky na respirační systém a centrální nervovou soustavu (WHO, 2003b; ATSDR, 2006). Při profesionálních inhalačních expozicích sirovodíku byla zaznamenána anosmie, neurobehaviorální efekty, nekoordinovanost, halucinace, zhoršení paměti a plicní edém. Byly popsány účinky na metabolismus, pokles spotřeby kyslíku a v případě profesionální expozice byla naznačena asociace s nárůstem počtu spontánních potratů u těhotných žen (WHO, 2003b). Při expozicích extrémně vysokým koncentracím (koncentrace vyšší než  $560 \text{ mg/m}^3$ , resp.  $700 \text{ mg/m}^3$ ) byly popsány poruchy srdečního rytmu, dýchací obtíže až zástava dechu a ztráta vědomí (WHO, 2003b; ATSDR, 2006).

Páry toluenu jsou vstřebávány sliznicemi respiračního traktu, dermální absorpce je nízká. Toluén je metabolizován přes benzyl-alkohol a benzaldehyd na kyselinu benzoovou, která je po konjugaci s glycinem vylučována močí jako kyselina hippurová (ATSDR, 2000). Celkově dominuje účinek neurotoxický (ATSDR, 2000; US EPA, 2005; NIOSH, 2007). V epidemiologických studiích byly popsány účinky teratogenní (opoždění vývoje a vrozené anomálie). U profesionálně exponovaných těhotných žen bylo popsáno zvýšené riziko samovolných potratů a změny úrovně některých hormonů (ATSDR, 2000). Studie na zvířatech popisují fetální vývojové zpoždění, kostní anomálie, nízkou porodní hmotnost a vývojovou neurotoxicitu (WHO, 2000; ATSDR, 2000).

Páry a aerosol PAU jsou vstřebávány sliznicemi respiračního traktu, dermální absorpce je nízká až střední (WHO, 2003a; IARC, 2010). Při biotransformaci PAU vznikají dioly, trioly, tetraoly, epoxidy, dihydrodioly, fenoly, chinony a dihydrodiol-epoxidy, které jsou následně konjugovány se sulfáty, glutathionem a s kyselinou glukuronovou (IARC, 2010). PAU a jejich metabolity jsou z organismu vylučovány především stolicí a močí (Fiala et al., 2000; IARC, 2010). Řada PAU disponuje genotoxickým a karcinogenním potenciálem a redukuje úroveň reparace poškození DNA (Fiala et al., 2000; Šmerhovský et al., 2002; Cebulska-Wasilewska et al., 2005; IARC, 2010). Byly pozorovány nepříznivé účinky na játra, hematopoetický systém a reprodukční systém (Fiala et al., 2000; Dejmek et al., 2000; Šrám et al., 2005; IARC, 2010). Byly také popsány účinky imunosupresivní a celkově snížená rezistence organismu proti infekci a nádorovým buňkám (Borská et al., 2011; IARC, 2010). Vzhledem k jisté podobnosti struktury PAU se steroidními hormony jsou některé PAU považovány také za potenciální endokrinní „disruptory“, které jsou schopny ovlivňovat funkce endokrinních žláz (Fiala et al., 2000; Wenger, 2009). Prenatální expozice polycyklickým aromatickým uhlovodíkům může být spojena s kognitivními deficitem v dětství (Perera et al., 2012).

Nejvyšší koncentrace hodnocených látek byly naměřeny v místě těžby odpadů a u obsluhy linky na výrobu alternativního paliva, kde se provádí míšení ropných odpadů s ostatními surovinami. Maxima byla nalezena v roce 2003 (vyjma toluenu s nejvyššími hodnotami v roce 2002), minima v roce 2005. Nelze jednoznačně určit majoritní faktory zodpovědné za uvedené rozdíly mezi jednotlivými roky. Mezi významné faktory patří složení zpracovávaných ropných odpadů v době měření a jejich celkový objem. Odpady uložené ve „sludgeových lagunách“ se vyznačují vysokou heterogenitou v horizontálním i vertikálním profilu, která je v podstatě nepredikovatelná. Bezsporu se uplatňují i klimatické podmínky, které mají velký vliv na množství emisí a rychlost jejich šíření.

Literární údaje o úrovních profesionálních zdravotních rizik, souvisejících se sanací ropných zátěží, jsou zatím omezené. K charakteru zde prezentovaného hodnocení má nejbližší projekt „Czechowice Oil Refinery Project“, součástí kterého bylo hodnocení zdravotních rizik pracovníků provádějících sanaci starých zátěží z provozu rafinérie. V této studii byly jako reprezentativní škodliviny vybrány benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny, 6 zástupců PAU (benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(ghi)perylen, benzo(k)fluoranten, fluoranten a indeno(1,2,3-cd)pyren) a těžké kovy (arsen, kadmium, chróm, kobalt, měď, olovo, rtuť, nikl a zinek). Byla posuzována pouze profesionální expozice související bezprostředně se zpracováním odpadu. Frekvence expozice byla stanovena na 50 dnů za rok, doba trvání expozice na 25 let. Riziko nekarcinogenních účinků inhalační expozice charakterizoval index nebezpečnosti  $HI = 0,012$ ; riziko karcinogenních účinků kvantifikátor celoživotního zvýšení karcinogenního rizika  $ILCR = 7,7 \cdot 10^{-8}$  (Godzik et al., 2000; Wcislo, 2006). Výsledky výše popisované studie jsou srovnatelné s výsledky studie v předkládané disertační práci. Hodnoty indikátoru karcinogenního rizika (ILCR) se v obou studiích pohybovaly v oblasti rizika akceptovatelného, nicméně ve studii „Czechowice Oil Refinery Project“ byly hodnoty ILCR přibližně o dva řády nižší. Tuto skutečnost lze vysvětlovat částečně na základě odlišné struktury studií. Frekvence expozice v případě disertační práce byla stanovena na 190 dní za rok (v zimních měsících zpracování odpadů neprobíhalo) a doba trvání expozice na 10 let. Rozdílné bylo také spektrum sledovaných látek. V případě sanace prezentované v disertační práci byla měřena rozsáhlejší skupina zástupců PAU, méně druhů těžkých látek a nebyly sledovány kovy. Nutno též zdůraznit, že byla použita aktuálnější toxikologická data (hodnoty referenčních koncentrací, PEF faktory, jednotky karcinogenního rizika).

Při interpretaci výsledků hodnocení profesionálních zdravotních rizik je nutné vzít v úvahu, že ve studii byly měřeny pouze vybrané referenční látky. Ve skutečnosti na pracovníky působí velmi komplexní směs škodlivin, která má proměnlivé kvantitativní i kvalitativní složení. Z tohoto důvodu by měření koncentrací mělo být do budoucna doplňováno i biologickým monitorováním. Biologické monitorování pomáhá identifikovat jedince ve zvýšeném zdravotním riziku, vyvolaném

intenzitou expozice nebo zvýšenou individuální vnímavostí k účinkům škodlivin. S ohledem na původ a složení staré zátěže by vhodným biologickým ukazatelem mohlo být například sledování účinků genotoxických.

Pro odhad úrovně neprofesionálních zdravotních rizik (obyvatelé nejbližší obytné zástavby) byla použita kombinace měření koncentrací látek u zdroje a modelu rozptylu látek v širším území. Prezentovaná dvojrozměrná forma zobrazení příspěvku potenciálních zdravotních rizik může dobře posloužit v managementu rizika. Představuje alternativu k mapovým výstupům využívajícím geografické informační systémy (dále jen „GIS“). Na rozdíl od GIS výstupů se jedná o grafickou vizualizaci s omezenou možností dalších analýz v rámci vytvořeného zobrazení. Výhodou je však jednoduchost a rychlost zpracování, bez nutnosti obsáhlých podkladových souborů. Toto zobrazení splňuje účel přehledné prezentace výstupů (imisních koncentrací, rizik) v rámci zvolené lokality (Pelikánová et Fiala, 2010).

V případě oxidu siřičitého byly pro výpočet HQ využity 24 hodinové 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 0,6–1,2. Tento nálezný dobře koresponduje s vysokými celkovými denními koncentracemi naměřenými ve stejném období na dvou místech v širším okolí (68,94 a 83,86  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), které až čtyřnásobně převýšily doporučenou směrnou koncentraci. Kvocient nebezpečnosti u celkové imisní zátěže dosahoval hodnoty 3,4, resp. 4,2. V ostatních měřených obdobích se hodnoty HQ pohybovaly na podstatně nižších úrovních (Pelikánová et Fiala, 2010).

Teoretický odhad ILCR pro BaP<sub>ekv</sub> 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 ke skutečnosti, že majoritní cestou vstupu PAU (na rozdíl od ostatních hodnocených látek) je pravděpodobně orální příjem, lze předpokládat, že reálná celková expozice obyvatel bude ještě vyšší (Fiala et al., 2001). Na druhou stranu však nutno zdůraznit, že vlastní imisní příspěvek hodnocené těžby a zpracování odpadu k celkové expoziční hladině byl velmi nízký (0,01–0,1 %).

Problematika zdravotních rizik při mimopracovní expozici, související se sanací ropných zátěží, byla v České republice řešena v případě sanace ropných odpadů firmy Ostramo (Hammer, 2007). Byly zjišťovány předpokládané imisní příspěvky v blízkosti obytné zástavby a následně byla hodnocena související zdravotní rizika. Jako modelové látky byly zvoleny oxid siřičitý, oxid dusičitý, tuhé znečišťující látky, sirovodík, benzen, trichloreten, suma polychlorovaných bifenyly, polycyklické aromatické uhlovodíky a zástupci těžkých kovů (arsen, kadmium, nikl, chrom a olovo). Studie nenalezla významné hladiny zdravotních rizik. Nejvyšší vypočtené roční imise z uvažované sanace činily v případě PAU 0,117  $\text{ng}/\text{m}^3$  a v případě oxidu siřičitého 0,0065  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . U sirovodíku byla konstatována velká nejistota hodnocení, související mimo jiné i s nevyčíslením možných krátkodobých maximálních hodnot imisí. V porovnání s touto studií byly u sanace prezentované v disertační práci nejvyšší roční imisní příspěvky PAU (v obytné zóně) přibližně o dva řády nižší, u oxidu siřičitého naopak o dva řády vyšší. Uvedené koncentrace v obou studiích nepředstavovaly významné zdravotní riziko pro obyvatele žijící v okolí (Pelikánová et Fiala, 2010). Srovnání hodnot krátkodobých - 24 hodinových koncentrací - u oxidu siřičitého, které v případě sanace hodnocené v disertační práci nárazově překračovaly doporučenou úroveň rizika, není možné z důvodu absence těchto výpočtů ve studii provedené Hammerem (2007).

Hodnocení potenciálních zdravotních rizik, vyvolaných těžbou nebezpečných odpadů a provozem linky na výrobu alternativního paliva, je profesionální prognózou, zatíženou řadou nejistot. První okruh nejistot se vztahuje k samotnému výběru a stanovení reprezentativních chemických látek. Například v průběhu monitorování hodnocené lokality byl stanovován celkový prašný aerosol, který z důvodu neznalosti složení nebyl zahrnut do hodnocení zdravotních rizik. Při pokračování měření by bylo bezesporu vhodné analyzovat také prachovou frakci na obsah jednotlivých chemických

látek zejména toxických kovů (olova, kadmia, arsenu, niklu a rtuti). Měření při sanaci staré zátěže probíhalo ve čtyřech letech (v pěti po sobě následujících pracovních dnech). Takto postavený odběrový protokol je sice akceptovatelný z hlediska praxe a ekonomických determinant, avšak nemůžeme tvrdit, že se jedná o zcela reprezentativní expoziční obraz lokality. Výsledné hodnoty zjištěných koncentrací látek v ovzduší byly významně ovlivněny typem použitých metodik a variabilitou podmínek měření (zejména proměnlivými klimatickými faktory a množstvím a charakterem zpracovávaného odpadu).

Využití výpočetního programu SYMOS '97, pro zjištění imisních koncentrací látek z posuzovaných zdrojů emisí, je nutno chápat jen jako přiblížení se skutečnosti. Vypočtené výsledky jsou zatíženy nejistotou a nedají se interpretovat zcela jednoznačně. Základem metodiky je matematický model, který již svoji podstatou znamená zjednodušení dané problematiky. Navíc byly vypočtené imisní koncentrace u obytné zástavby vztaženy pouze ke zdrojům, u kterých bylo možné vyčíslit hmotnostní tok emisí (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

Výstupy modelových výpočtů rozptylu kontaminantů v zájmovém území prezentují příspěvek rizika vyvolaný prováděním sanace staré zátěže. Mimo zpracování nebezpečných odpadů však v širším území existují další významné zdroje znečištění ovzduší (průmyslové a spalovací zdroje, doprava, dálkový přenos), 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 proto byly použity hodnoty zjištěné na vzdálenější monitorovací stanici, která reprezentuje přírodní pozadí České republiky (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

Výpočet ILRC by měl vycházet z odhadu celoživotně působící průměrné koncentrace karcinogenu. Pro jeho výpočet však byla použita průměrná hodnota imisních koncentrací v období manipulace s odpady, tedy v období, kdy lze předpokládat existenci vyšších imisních koncentrací v porovnání s obdobím bez manipulace s odpady (pouze ukládání). Využitím koncentrace zjištěné v době sanace pro odhad ILRC dochází k mírnému nadhodnocení reálného rizika (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

Dalšími nejistotami jsou zatíženy extrapolace spojené s odhadem počtů a životních zvyklostí exponovaných osob v obytné zóně. Odhad rizik byl proveden při neznalosti detailnějších charakteristik exponované populace – věkové složení, citlivé podskupiny, doba trávená v místě bydliště, rekreační a jiné aktivity probíhající v zájmovém území (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

Určitá dávka nejistot je spojena s aplikací konzervativního přístupu. Tento přístup celkové riziko vědomě nadhodnocuje, neboť používá imisní koncentrace zjištěné v obytné zóně a předpokládá 24 hodinovou expozici. Důvodem pro použití hodnot venkovních imisních koncentrací je skutečnost, že všechny hodnocené škodliviny patří k častým a významným škodlivinám i ve vnitřním prostředí budov, kde dosahují hodnot relativně srovnatelných s vnějším ovzduším (ke kvantifikaci však není pro českou populaci dostatek spolehlivých údajů). Dalším důvodem je skutečnost, že koncentrace ve vnějším ovzduší jsou podkladem vztahů získaných z epidemiologických studií, které jsou při hodnocení rizika používány. Z hlediska analýzy nejistot je ještě nutno zdůraznit, že hodnocené látky nepůsobí ve vnějším ovzduší izolovaně, nýbrž vždy v komplexní směsi s mnoha dalšími, sekundárně vznikajícími škodlivinami. Použití konzervativního expozičního scénáře se z těchto pohledů jeví jako opodstatněné.

Při hodnocení zdravotních rizik byly použity oficiální limity dané národními předpisy (referenční koncentrace vydané SZÚ) 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 (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

## 8. ZÁVĚR

Předmětem disertační práce bylo zhodnocení pracovních i mimopracovních zdravotních rizik spojených s emisemi vybraných škodlivin uvolňovaných do ovzduší při sanaci staré ekologické zátěže ropných odpadů.

Byla získána měřená i modelová data kontaminace ovzduší a bylo provedeno zhodnocení potenciální míry zdravotních rizik (HQ, ILCR) osob pracovních a mimopracovních exponovaných imisím oxidu siřičitého, sirovodíku, toluenu a 16 zástupců PAU.

Byla zhodnocena rizikovost imisních příspěvků i rizikovost celkové expoziční zátěže uvedeným škodlivinám (po součtu s jejich imisním pozadím). Výsledky hodnocení byly transformovány do přehledné dvojrozměrné formy geografické stratifikace zdravotních rizik.

Nejvyšší hladiny imisních příspěvků všech sledovaných látek byly zjištěny při vlastní těžbě a zpracování odpadů. Majoritní byly příspěvky oxidu siřičitého (v pracovním i v mimopracovním prostředí). Bylo nalezeno zvýšené zdravotní riziko imisních příspěvků oxidu siřičitého při pracovní expozici. Také v obytné zóně imisní příspěvky oxidu siřičitého z prováděné sanace nárazově přesahovaly doporučenou úroveň rizika.

Zdravotní rizika imisních příspěvků toluenu, sirovodíku a směsi PAU (ekvivalentu benzo(a)pyrenu) bylo možné hodnotit jako nízká až zanedbatelná při pracovní i mimopracovní expozici. V případě hodnocení zdravotních rizik celkové expoziční zátěže (po součtu s imisním pozadím) bylo zvýšené zdravotní riziko nalezeno u mimopracovní expozice oxidu siřičitému a směsi PAU (ekvivalentu benzo(a)pyrenu).

Zdravotní rizika spojená s technologiemi odstraňování starých ekologických zátěží patří mezi aktuální problémy hygienické služby. Předkládaná práce přináší nové poznatky o potenciální míře zátěže organismu exponované části populace. S ohledem na vysoké náklady není zatím možné provést detailnější analýzy všech dotčených lokalit. Prezentované postupy tak mohou nabývat obecně metodického charakteru využitelného v analogických expozičních scénářích. Výzkumné práce v oblasti analýzy zdravotních rizik při nakládání s nebezpečnými odpady přispívají k rozšiřování a zpřesňování obecné metodiky hodnocení zdravotních rizik, jako důležitého nástroje oboru hygieny.

## 9. POUŽITÁ LITERATURA

1. AQUILERA, F.; MÉNDEZ, J.; PÁSARO, E.; LAFFON, B. 2010. Review on the effects of exposure to spilled oils on human health. *Journal of applied toxicology*. 2010, vol. 30, issue 4, s. 291–301. ISSN 0260-437X.
2. ATSDR 1998. *Toxicological profile for Sulfur Dioxide* [on-line]. Atlanta, Georgia: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 1998, s. 13–48, 91–92 [cit. 2011-04-05]. Dostupné z WWW: <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp116.pdf>>.
3. ATSDR 2000. *Toxicological profile for Toluene* [on-line]. Atlanta, Georgia: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2000, s. 12–76, 100, 102–105, 106–112, 119–127, 179 [cit. 2011-03-03]. Dostupné z WWW: <<http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/TP.asp?id=161&tid=29>>.
4. ATSDR 2006. *Toxicological Profile for Hydrogen Sulfide* [on-line]. Atlanta, Georgia: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2006, s. 14–72, 96, 179 [cit. 2011-05-07]. Dostupné z WWW: <<http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp114.pdf>>.
5. ATSDR 2012. *Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances* [on-line databáze]. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, February 2012 [cit. 2012-03-03]. Dostupné z WWW: <[http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr\\_mrls\\_february\\_2012.pdf](http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/pdfs/atsdr_mrls_february_2012.pdf)>.
6. BORSKÁ, L.; FIALA, Z.; ANDRÝS, C.; KREJSEK, J.; PALIČKA, V.; HAMÁKOVÁ, K. 2011. Přínosy a rizika Goeckermanovy léčby psoriázy. MSD Brno, 2011, 108 s. ISBN 978-80-7392-160-6.
7. BUBNÍK, J.; KEDER, J.; MACOUN, J.; MAŇÁK, J. 1998. *SYMOS'97 - Systém modelování stacionárních zdrojů*. Metodická příručka. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 1998, s. 1–60 [cit. 2011-02-08]. Dostupné z WWW: <<http://old.chmi.cz/uoco/prj/model/index.html>>. ISBN 80-85813-55-6.
8. CEBULSKA-WASILEWSKA, A.; WIECHEC, A.; PANEK, A.; BINKOVA, B.; SRAM, R.J. 2005. Influence of environmental exposure to PAHs on the susceptibility of lymphocytes to DNA damage induction and their repair capacity. *Mutation Research – Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2005, vol. 588, issue 2, s. 73–81. ISSN 1383-5718.
9. ČHMÚ 2003. *Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika. Tabelární přehled 2002* [on-line]. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2003 [cit. 2010-11-10]. Dostupné z WWW: [http://www.chmu.cz/uoco/isko/tab\\_roc/2002\\_enh/CZE/obsah.html](http://www.chmu.cz/uoco/isko/tab_roc/2002_enh/CZE/obsah.html)>.
10. ČHMÚ 2004. *Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika. Tabelární přehled 2003* [on-line]. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2004 [cit. 2010-11-10]. Dostupné z WWW: <[http://www.chmu.cz/uoco/isko/tab\\_roc/2003\\_enh/cze/index.html](http://www.chmu.cz/uoco/isko/tab_roc/2003_enh/cze/index.html)>.
11. ČHMÚ 2005. *Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika. Tabelární přehled 2004* [on-line]. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2005 [cit. 2010-11-10]. Dostupné z WWW: <[http://www.chmu.cz/uoco/isko/tab\\_roc/2004\\_enh/cze/index.html](http://www.chmu.cz/uoco/isko/tab_roc/2004_enh/cze/index.html)>.
12. ČHMÚ 2006. *Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika. Tabelární přehled 2005* [on-line]. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2006 [cit. 2010-11-10]. Dostupné z WWW: <[http://www.chmu.cz/uoco/isko/tab\\_roc/2005\\_enh/cze/index.html](http://www.chmu.cz/uoco/isko/tab_roc/2005_enh/cze/index.html)>.
13. DEJMEK, J.; SOLANSKÝ, I.; BENEŠ, I.; LENÍČEK, J.; ŠRÁM, R.J. 2000. The impact of polycyclic aromatic hydrocarbons and fine particles on pregnancy outcome. *Environmental Health Perspectives*. 2000, vol. 108, no. 12, s.1159–1164. ISSN 0091-6765.

14. EUROPEAN COMMISSION 2012. *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Refining of mineral oil and gas. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control)* [on-line]. Sevilla: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies, European IPPC Bureau, March 2012 (Draft 2), s. 32–37 [cit. 2012-04-04]. Dostupné z WWW: [http://eippcb.jrc.es/reference/BREF/REF\\_D2%20\\_032012.pdf](http://eippcb.jrc.es/reference/BREF/REF_D2%20_032012.pdf) >.
15. FIALA, Z.; BORSKÁ, L.; VYSKOČIL, A.; MAŠÍN, V.; SRB, V. 2000. Polycyklické aromatické uhlovodíky II. Toxické účinky. *Acta Medica (Hradec Králové) Supplementum*. 2000, sv. 43, č. 1, s. 37–61. ISSN 1211-247X.
16. FIALA, Z.; VYSKOCIL, A.; KRAJAK, L.; VIAUA, C.; ETTLEROVA, E.; BUKAC, J.; FIALOVA, D.; EMMINGER, S. 2001. Environmental exposure of small children to polycyclic aromatic hydrocarbons. *International Archives Occupational and Environmental Health*. 2001, vol. 74, no. 6, s. 411–420. ISSN 0340-0131.
17. FIALA, Z.; VYSKOČIL, Z.; LEMAY, F.; KREMLÁČEK, J.; KRAJÁK, V.; BORSKÁ, L.; BEDNARČÍK, P.; KUČERA, I.; FIALA, O.; BORSKÝ, T. 2012. Hodnocení potenciální aditivity a interakcí ve směsích chemických látek v pracovním prostředí. *Hygiena*. 2012, roč. 57, č. 2., s. 60–67. ISSN 1802-6281.
18. GODZIK, S.; WCISLO, E.; KUPERBERG, M.; TEAF, CH. 2000. Risk Assessment. In: *Bioremediation of Petroleum Hydrocarbon-contaminated Soils Comprehensive Report, December 1999* [on-line]. Technical Report WSRC-RP-2000-00975 (U). Katowice Poland: The US Department of Energy and the Institute for Ecology of Industrial Areas, January 2000, [cit. 2011-06-05]. [Kapitola 3, s. 1–105]. Dostupné z WWW: <<http://sti.srs.gov/fulltext/rp2000975/rp2000975.pdf>>.
19. HAMMER, V. 2007. *Nápravná opatření – Laguny Ostramo. Dokumentace posouzení vlivu záměru na životní prostředí*. Praha: 2007, s. 181–187 [cit. 2010-02-21]. Dostupné z WWW: <[http://tomcat.cenia.cz/eia/detail.jsp?view=eia\\_cr&id=MZP115](http://tomcat.cenia.cz/eia/detail.jsp?view=eia_cr&id=MZP115)>.
20. IARC 2010. *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans; v. 92: Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures* [on-line]. Lyon: International Agency for Research on Cancer, 2010, s. 35-38, 40. Dostupný také z WWW: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol92/mono92.pdf>>. ISBN 978 92 832 1292 8.
21. JANJUA, N.Z.; KASI, P.M.; NAWAZ, H.; FAROOQUI, S.Z.; KHUWAJA, U.B.; NAJAM, U.H.; JAFRI, S.N.; LUTFI, S.A.; KADIR, M.M.; SATHIAKUMAR, N. 2006. Acute health effects of the Tasman Spirit oil spill on residents of Karachi, Pakistan [on-line]. *BMC Public Health*. 2006, vol. 6, issue 1, p. 84 [cit. 2011-03-05]. Dostupné z WWW: <<http://www.biomedcentral.com/content/pdf/1471-2458-6-84.pdf>>. ISSN 1471-2458.
22. LOCHMANN, J.; DRVOTA, V. 2001. Ropné laguny v Kolíně. *Odpady*. 2001, roč. 11, č. 9, s. 17. ISSN 1210-4922.
23. MŽP 2003. 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, roč. XIII, částka 4, s. 1–6. ISSN 0862-9013.
24. MŽP 2010. *Systém evidence kontaminovaných míst (SEKM)* [on-line databáze]. Cenia, MŽP ČR, aktualizace únor 2010 [cit. 2011-03-02]. ID lokality: 6815002. Dostupné z WWW: <<http://sekm.cenia.cz/portal/>>.
25. MŽP 2011. Metodický pokyn odboru ekologických škod MŽP - Analýza rizik kontaminovaného území. *Věstník MŽP*. 2011, roč. XXI, částka 3, s. 1–52. ISSN 0862-9013.



26. Nařízení vlády č. 361/2007 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví při práci. *Sbírka zákonů, Česká republika*. 2007, částka 111, s. 5090–5091, 5167, 5176–5179, 5189–5190. ISSN 1211-1244.
27. Nařízení vlády č. 597/2006 Sb., o sledování a vyhodnocování kvality ovzduší. *Sbírka zákonů, Česká republika*. 2006, částka 188, s. 7947, 7948, 7958. ISSN 1211-1244.
28. NIOSH 2007. *NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards. DHHS (NIOSH) Publication No. 2005-149* [on-line]. Cincinnati: NIOSH. US Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention. September 2007, s. 170, 289, 311, 346–348, [cit. 2010-07-15]. Dostupné z WWW: <<http://www.cdc.gov/niosh/npg/pdfs/2005-149.pdf>>.
29. PELIKÁNOVÁ, D.; FIALA, Z. 2010. Hodnocení zdravotních rizik chemických látek staré ekologické zátěže s využitím modelu rozptylu. *Hygiena*. 2010, roč. 55, č. 4, s. 117-123. ISSN 1802-6281.
30. PERERA, F.P.; TANG, D.; WANG, S.; VISHNEVETSKY, J.; ZHANG, B.; DIAZ, D.; CAMANN, D.; RAUH, V. 2012. Prenatal Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Exposure and Child Behavior at Age 6–7 Years. *Environmental Health Perspectives*, vol. 120, no. 6, s. 921–926. ISSN 0091-6765.
31. PEREZ-CADAHIA, B.; LAFFON, B.; PASARO, E.; MENDEZ, J. 2006. Genetic damage induced by accidental environmental pollutants [on-line]. *Scientific World Journal*. 2006, vol. 6, s. 1221–1237 [cit. 2011-02-05]. Dostupné z WWW: <<http://downloads.tswj.com/2006/732729.pdf>>. ISSN 1537-744X.
32. PEREZ-CADAHIA, B.; LAFFON, B.; VALDIGLESIAS, V.; PASARO, E.; MENDEZ, J. 2008. Cytogenetic effects induced by Prestige oil on human populations: The role of polymorphisms in genes involved in metabolism and DNA repair. *Mutation research*. 2008, vol. 653, issues 1–2, s. 117–123. ISSN 0027-5107.
33. SCHNEIDEROVÁ, J.; KOTOUČEK, L. 2003. Využití starých zátěží kalů z rafinerií v cementárnách. *Odpady*. 2003, roč. 13, č. 5, s. 15-16. ISSN 1210-4922.
34. SZÚ, 2003. *Referenční koncentrace vydané SZÚ (v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) - (podle § 45 zákona č. 86/2002 O ochraně ovzduší z 15. 4. 2003), ve znění následných právních úprav (472/2005 Sb.)* [on-line]. Praha: Státní zdravotní ústav, 2003 [cit. 2011-02-05]. Dostupné z WWW: <[http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/ovzdusi/dokumenty\\_zdravi/refrencni\\_konc\\_2003.pdf](http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/ovzdusi/dokumenty_zdravi/refrencni_konc_2003.pdf)>.
35. ŠMERHOVSKÝ, Z.; BINKOVÁ, B.; BESKID, O.; BIROŠ, E.; CHVÁTALOVÁ, I.; MILCOVÁ, A.; RÖSSNER, P.; STÁVKOVÁ, Z.; ŠRÁM, R.J. 2002. Znečištění ovzduší polycyklickými aromatickými uhlovodíky: Biomarkery, hodnocení expozice a zdravotní rizika. *Ochrana ovzduší*. 2002, roč. 14 (34), č. 5, s. 13–17. ISSN 1211-0337.
36. ŠRÁM, R.J.; BINKOVÁ, B.; DEJMEK, J.; BOBAK, M. 2005. Ambient air pollution and pregnancy outcomes: A review of the literature. *Environmental Health Perspectives*. 2005, vol. 113, no. 4, s. 375–382. ISSN 0091-6765.
37. ŠŤASTNÁ, J. 2003. Alternativní palivo z kyselinových kalů. *Odpady*. 2003, roč. 13, č. 11, s. 21–22. ISSN 1210-4922.
38. UK LF HK 2011. *MiXie – databáze pro hodnocení účinku směsí chemických látek* [on-line databáze]. Verze 2.2 (2011). Univerzita Karlova v Praze, Lékařská fakulta v Hradci Králové, Ústav hygieny a preventivního lékařství, 2011 [cit. 2011-06-05]. Dostupné z WWW: <<http://www.lfhk.cuni.cz/hygiena/>>.
39. US EPA 1993. *Provisional guidance for quantitative risk assessment of PAH* [on-line]. EPA/600/R-93/089. Washington: US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, July 1993, s. 15 [cit. 2011-01-02]. Dostupné z WWW: <<http://cfpub.epa.gov/ncea/CFM/recordisplay.cfm?deid=49732#Download>>.

40. US EPA 2003a. *Hydrogen sulfide (CASRN 7783-06-4)* [on-line databáze]. US Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System, Last Revised: 2003-7-28 [cit. 2011-02-03]. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0061.htm>>.
41. US EPA 2003b. *Toxicological review of hydrogen sulfide. In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS)* [on-line]. EPA/635/R-03/005. Washington: US Environmental Protection Agency, June 2003, s. 3–9 [cit. 2011-02-03]. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/ncea/iris/toxreviews/0061tr.pdf>>.
42. US EPA 2005. *Toxicological review of toluene (CAS No. 108-88-3). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS)* [on-line]. EPA/635/R-05/004. Washington: US Environmental Protection Agency, September 2005, s. 3, 5, 12–31, 87–89 [cit. 2011-07-05]. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0118tr.pdf>>.
43. US EPA 2010. *Federal Register. Part II. 40 CFR Parts 50, 53, and 58 Primary National Ambient Air Quality Standard for Sulfur Dioxide* [on-line]. Washington: US Environmental Protection Agency, Final Rule Federal Register, 22 June 2010, vol. 75, no. 119, s. 35525–35529 [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/so2/fr/20100622.pdf>>.
44. WCISLO, E. 2006. *Examples of Health Risk Assessment Applications for Contaminated Sites in the Upper Silesia, Poland. Case Study 1 – Czechowice Oil Refinery Project* [on-line]. NATO/CCMS Pilot Study Meeting - Prevention and Remediation In Selected Industrial Sectors, 5-7 June 2006, Athens, Greece. [cit. 2009-09-15]. Dostupné z WWW: <[http://www.clu-in.org/athens/download/Risk\\_Assessment/Poland-Eleonora\\_Wcislo.pdf](http://www.clu-in.org/athens/download/Risk_Assessment/Poland-Eleonora_Wcislo.pdf)>.
45. WENGER, D.; GERECKE, A.C.; HEEB, N.V.; SCHMID, P.; HUEGLIN, C.; NAEGELI, H.; ZENOBI, R. 2009. In vitro estrogenicity of ambient particulate matter: contribution of hydroxylated polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Applied Toxicology*. 2009, vol. 29, no. 3, s. 223-232. ISSN 0260-437X.
46. WHO 2000. *Air Quality Guidelines for Europe, second edition. (WHO Regional Publications, European Series, No. 91)*. Copenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe. European Centre for Environment and Health Bonn Office, 2000, s. 92–95, 112–113, 146–147, 194–196 [cit. 2011-02-01]. Dostupné také z WWW: <[http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0005/74732/E71922.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf)>. ISBN 92 890 1358 3. ISSN 0378-2255.
47. WHO 2003a. *Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution* [on-line]. Copenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe, 2003, s. 113–124, 143–175 [cit. 2011-03-03]. Dostupné z WWW: <[http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0009/78660/e78963.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0009/78660/e78963.pdf)>.
48. WHO 2003b. *Hydrogen Sulfide: Human Health Aspects. Concise International Chemical Assessment Document 53* [on-line]. Geneva: World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, 2003. [cit. 2011-06-10]. Dostupné z WWW: <<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad53.htm>>. ISBN 92 4 153053 7. ISSN 1020-6167.
49. WHO 2005. *WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Copenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe, 2005, s. 275–280, 395–415 [cit. 2011-07-1]. Dostupné také z WWW: <[http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0005/78638/E90038.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf)>. ISBN 92 890 2192 6.
50. Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů. *Sbírka zákonů, Česká republika*. 2000, částka 74, s. 3622. ISSN 1211-1244.

## 10. PŘEHLED PUBLIKAČNÍ ČINNOSTI AUTORA

### Původní články

BORSKA, L.; SMEJKALOVA, J.; CERNA, M.; HAMAKOVA, K.; KUCERA, I.; KREMLACEK, J.; **PELIKANOVA, D.**; FIALA, Z. 2010. Urinary mutagenicity and genotoxic risk in children with psoriasis after therapeutic exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and ultraviolet radiation. *Mutation Research*. 2010, vol. 696, issue 2, s. 144–147. (IF = 3,556) ISSN 1383-5718.

PODZIMKOVÁ, Z.; **PELIKÁNOVÁ, D.** 2007. Progress of process to determination of inhalation acrylate exposure as basement method for human risk assessment. *Chemické listy*. 2007, roč. 101, č. 14, s. 251–252. (IF = 0,683) ISSN 0009-2770.

**PELIKÁNOVÁ, D.**; FIALA, Z. 2010. Hodnocení zdravotních rizik chemických látek staré ekologické zátěže s využitím modelu rozptylu. *Hygiena*. 2010, roč. 55, č. 4, s. 117–123. ISSN1802-6281.

**PELIKÁNOVÁ, D.**; PODZIMKOVÁ, Z.; FIALA, Z. 2009. Vybrané škodlivé látky v gumárenských technologiích. *Pracovní lékařství*. 2009, roč. 61, č. 2, s. 74–80. ISSN 0032-6291.

### Přehledové články

**PELIKÁNOVÁ, D.**; PODZIMKOVÁ, Z. 2007. Praktické zkušenosti s hodnocením zdravotních rizik (slévárenské provozy). *Zpravodaj EIA – IPPC – SEA*. 2007, roč. 12, č. 2, s. 9 – 12. ISSN 1801-6901.

### Statě v časopisech a sbornících z konferencí

FIALA, Z.; **PELIKANOVA, D.**; BORSKA, L.; BORSKY, T.; VYSKOCIL, A.; KRAJAK, V.; BAUDYSOVA, J. 2010. Two-dimensional view of health risk stratification associated with inhalation exposure to chemicals released from petroleum waste. *Toxicology Letters*. 2010, vol. 196, s. 95. ISSN 0378-4274.

ŠPAČEK, M.; **PELIKÁNOVÁ, D.**; PODZIMKOVÁ, Z. 2007. Stanovení akroleinu ve vnitřním prostředí. *Hygiena*. 2007, roč. 52, č. 3, s. 95. ISSN 1802-6281.

PODZIMKOVÁ, Z.; **PELIKÁNOVÁ, D.**; ŠPAČEK, M. 2007. Vývoj postupu pro stanovení inhalační expozice akrylátům jako základ metody pro odhad zdravotních rizik. In *Sborník abstrakt 12. mezioborová česko-slovenská toxikologická konference*. Praha: Státní zdravotní ústav, 2007, s. 99. ISBN 978-80-7071-283-2.

**PELIKÁNOVÁ, D.**; FIALA, Z.; EMINGER, S. 2006. Hodnocení zdravotních rizik u exponované populace ze slévárenského provozu. In *Sborník abstrakt Mezinárodní konference epidemiologů a hygieniků AČR*. Hradec Králové: Univerzita obrany – Fakulta vojenského zdravotnictví, 2006, s. 37. ISBN 80-85109-82-4.

## **Přednášky na odborných setkáních**

PELIKÁNOVÁ, D.: Hodnocení zdravotních rizik a vlivů na veřejné zdraví. Rekvalifikační kurz Podnikový ekolog 2011/2012. Hradec Králové, Centrum pro osvětu, vzdělávání a informace v ochraně prostředí a zdraví, 23.5. 2012.

PELIKÁNOVÁ, D.: Hodnocení zdravotních rizik a vlivů na veřejné zdraví. Odborný seminář Nová legislativa – HSE. Ústí nad Labem, Centrum pro osvětu, vzdělávání a informace v ochraně prostředí a zdraví, 18.10. 2012.

PELIKÁNOVÁ, D.: Praktické případy hodnocení zdravotních rizik, využití monitoringu a rozptylových studií. Odborný seminář Posuzování vlivů staveb, technologií a koncepcí na zdraví obyvatelstva. Hradec Králové, Centrum pro osvětu, vzdělávání a informace v ochraně prostředí a zdraví, 21.9. 2011.

PELIKÁNOVÁ, D.: Využití rozptylové a hlukové studie při hodnocení zdravotních rizik. Odborný seminář Posuzování vlivů na životní prostředí a veřejné zdraví. Hradec Králové, Centrum pro osvětu, vzdělávání a informace v ochraně prostředí a zdraví, 15.6. 2010.

PELIKÁNOVÁ, D.: Hodnocení zdravotních rizik a vlivů na veřejné zdraví. Rekvalifikační kurz Podnikový ekolog 2009/2010. Hradec Králové, Centrum pro osvětu, vzdělávání a informace v ochraně prostředí a zdraví, 27.4. 2010.

PELIKÁNOVÁ, D.: Hodnocení zdravotních rizik a vlivů na veřejné zdraví. Rekvalifikační kurz Podnikový ekolog 2008/2009. Hradec Králové, Centrum pro osvětu, vzdělávání a informace v ochraně prostředí a zdraví, 20.1. 2009.

PELIKÁNOVÁ, D.: Hodnocení zdravotních rizik a vlivů na veřejné zdraví. Rekvalifikační kurz Podnikový ekolog 2007/2008. Hradec Králové, Centrum pro osvětu, vzdělávání a informace v ochraně prostředí a zdraví, 21.11. 2007.

PELIKÁNOVÁ, D.: Hodnocení zdravotních rizik v procesu EIA. Odborný seminář Posuzování vlivů projektových záměrů a strategických koncepcí na životní prostředí (EIA/SEA). Seč-Ústupky, Centrum pro osvětu, vzdělávání a informace v ochraně prostředí a zdraví, 13.–14. 6. 2006.

PELIKÁNOVÁ, D.: Hodnocení zdravotních rizik vycházející z modelových výstupů rozptylové a hlukové studie. Odborný seminář Současné požadavky na hlukové studie, rozptylové studie a hodnocení zdravotních rizik v procesu EIA. Hradec Králové, Centrum pro osvětu, vzdělávání a informace v ochraně prostředí a zdraví, 15. 6. 2005.

## Seznam použitých zkratk a symbolů:

ATSDR	Agency for toxic substances and disease registry (Společnost pro toxické látky a registr nemocí USA)
BaA	Benzo(a)antracen
BaP	Benzo(a)pyren
BaP <sub>ekv</sub>	Hodnota ekvivalentu benzo(a)pyrenu směsi PAU
BbF	Benzo(b)fluoranten
BgP	Benzo(ghi)perylen
BkF	Benzo(k)fluoranten
C	Zjištěná průměrná koncentrace látky v ovzduší
ČR	Česká republika
dBahA	Dibenzo(ah)antracen
DNA	Kyselina deoxyribonukleová
EC	Expoziční koncentrace
GV	Guidelines Values (název směrných hodnot dle WHO)
HI	Hazard Index (index nebezpečnosti)
HQ	Hazard Quotient (kvocient nebezpečnosti)
H <sub>2</sub> S	Sirovodík, sulfan
IARC	International Agency for Research of Cancer (Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny)
I(1,2,3-cd)P	Indeno(1,2,3-cd)pyren
IRIS	Integrated Risk Information System (integrovaný informační systém rizik US EPA)
IUR	Inhalation Unit Risk (jednotka karcinogenního rizika pro inhalační expozici)
ILCR	Individual Lifetime Cancer Risk (míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů pro jednotlivce nad běžný výskyt v populaci při celoživotní expozici)
MRLs	Minimal Risk Levels (databáze rizikových látek ATSDR uvádějící tzv. minimální hladiny rizika)
NPK-P	Nejvyšší přípustná koncentrace
PAU	Polycyklické aromatické uhlovodíky
PEF	Potency Equivalency Factor (ekvivalentní faktor pro vyjádření karcinogenní potence zástupce definované skupiny)
PEL	Permissible Exposure Limit – přípustný expoziční limit
RfC	Reference Concentration (referenční koncentrace)
SO <sub>2</sub>	Oxid siřičitý
SZÚ	Státní zdravotní ústav se sídlem v Praze
US EPA	United States Environmental Protection Agency (Agentura pro ochranu životního prostředí USA)
WHO	World Health Organization (Světová zdravotnická organizace)