

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

---

Doktorský studijní program  
**Hygiena, preventivní lékařství**

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

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

**Mgr. Denisa Pelikánová**

Školitel: prof. Ing. Zdeněk Fiala, CSc.

Hradec Králové, 2012

Obhajoba dne: .....

## **Prohlášení autora**

---

### **Prohlášení:**

Prohlašuji tímto, že jsem doktorskou disertační práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje. Zároveň dávám souhlas k tomu, aby tato práce byla uložena v Lékařské knihovně Lékařské fakulty UK v Hradci Králové a zde užívána ke studijním účelům za předpokladu, že každý, kdo tuto práci použije pro svou publikační nebo přednáškovou činnost, se zavazuje, že bude tento zdroj informací řádně citovat.

Souhlasím se zpřístupněním elektronické verze mé práce v informačním systému Univerzity Karlovy v Praze.

**Hradec Králové, 10. 6. 2012**

## **Poděkování**

---

Na tomto místě bych ráda poděkovala svému školiteli prof. Ing. Zdeňkovi Fialovi, CSc. za odborné vedení a trpělivost a Ing. Stanislavu Emingerovi CSc. za vytvoření potřebného zázemí.

Dále můj velký dík patří i Mgr. Josefu Jenčovskému za jeho pochopení a podporu při mé práci.

# Obsah

---

<b>SOUHRN.....</b>	<b>7</b>
<b>SUMMARY .....</b>	<b>8</b>
<b>1. ÚVOD .....</b>	<b>9</b>
1.1 KONTAMINACE ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ Z PROVOZU RAFINERÍ.....	9
1.2 EXPOZICE CHEMICKÝM LÁTKÁM A MOŽNOSTI JEJÍHO HODNOCENÍ .....	11
1.3 HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK CHEMICKÝCH LÁTEK .....	16
1.3.1 Proces hodnocení zdravotních rizik v oblasti ochrany veřejného zdraví.....	16
1.3.2 Hodnocení zdravotních rizik v pracovním prostředí .....	28
1.3.3 Expozice vybraným látkám z ropných odpadů a zdravotní rizika .....	31
1.4 CHARAKTERISTIKA VYBRANÝCH CHEMICKÝCH LÁTEK EMITOVANÝCH PŘI SANACI STARÉ ZÁTĚŽE .....	34
1.4.1 Oxid siřičitý.....	34
1.4.2 Sirovodík .....	38
1.4.3 Toluén .....	40
1.4.4 Polycyklické aromatické uhlovodíky .....	42
<b>2. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE .....</b>	<b>52</b>
<b>3. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST .....</b>	<b>53</b>
3.1 CHARAKTERISTIKA STARÉ ZÁTĚŽE A SANACE .....	53
3.1.1 Stará ekologická zátěž .....	53
3.1.2 Popis technologie sanace .....	55
3.1.3 Popis zájmové lokality .....	57
3.1.3.1 Popis území.....	57
3.1.3.2 Kvalita ovzduší.....	58
3.1.3.3 Klimatické faktory.....	61
3.2 METODY A POUŽITÉ POSTUPY .....	62
3.2.1 Odběry a analýzy kontaminovaného ovzduší.....	62
3.2.2 Modelová analýza rozptylu škodlivin.....	64
3.2.3 Hodnocení zdravotních rizik .....	67
3.2.3.1 Identifikace a charakterizace nebezpečnosti.....	67
3.2.3.2 Hodnocení expozice .....	68
3.2.3.3 Charakterizace rizika.....	69
3.3 VÝSLEDKY A DISKUSE .....	73
3.3.1 Stanovené koncentrace vybraných látek v ovzduší .....	73
3.3.1.1 Měřené koncentrace látek v ovzduší na pracovních místech .....	74
3.3.1.2 Měřené imisní koncentrace látek v ovzduší v širším území.....	86
3.3.2 Výpočet rozptylu v širším území.....	90
3.3.3 Charakterizace zdravotních rizik .....	91
3.3.3.1 Těžba a zpracování odpadů (pracovní prostředí).....	91
3.3.3.2 Širší území (venkovní prostředí - obytná zóna).....	101
3.3.4 Analýza nejistot hodnocení .....	106
<b>4. ZÁVĚR.....</b>	<b>112</b>
<b>5. POUŽITÁ LITERATURA .....</b>	<b>114</b>
<b>6. SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK .....</b>	<b>130</b>
<b>7. SEZNAM PŘÍLOH .....</b>	<b>132</b>

## Použité zkratky

---

### Seznam použitých zkratk a symbolů:

ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists
ADD	Average daily dose (průměrná denní dávka)
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
BTEX	Skupina látek zahrnující benzen, toluen, ethylbenzen a xylen
C	Zjištěná průměrná koncentrace látky v ovzduší
CAS	Chemical Abstracts Service (mezinárodní numerický indentifikátor chemických látek, směsí a slitin)
CDI	Chronic daily intake (chronický denní příjem)
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČR	Česká republika
dBahA	Dibenzo(ah)antracen
DNA	Kyselina deoxyribonukleová
EC	Expoziční koncentrace
EHC	Environmental Health Criteria (zdravotní kritéria pro prostředí; série dokumentů publikovaných v rámci IPCS)
EIA	Environmental Impact Assessment (posuzování vlivů na životní prostředí)
ELCR	Excess Lifetime Cancer Risk (nadměrné celoživotní karcinogenní riziko), ukazatel odpovídající pravděpodobnosti vzniku karcinomů nad běžný výskyt v populaci při celoživotní expozici
EU	Evropská Unie
FAO	Food and Agriculture Organization (Organizace pro výživu a zemědělství – agentura OSN)
GIS	Geografické informační systémy
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
HSDB	Hazardous Substances Data Bank (Databáze rizikových látek)

IARC	International Agency for Research of Cancer (Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny)
I(1,2,3-cd)P	Indeno(1,2,3-cd)pyren
IPCS	International Programme on Chemical Safety (Mezinárodní program chemické bezpečnosti)
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)
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (Spojená expertní komise FAO/WHO pro potravinová aditiva)
$K_{ow}$	Rovnovážný rozdělovací koeficient n-oktanol/voda
LADD	Lifetime Average Daily Dose (celoživotní průměrná denní dávka)
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level (nejnižší dávka při expozici zkoumané látky, při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď organismu na statisticky významné úrovni v porovnání s kontrolní skupinou)
LOAEL <sub>(HEC)</sub>	LOAEL vyjádřená přes rozdíly mezi druhy k lidské ekvivalentní koncentraci (Human Equivalent Concentration)
M	Molekulová hmotnost v g/mol
MF	Modifying Factors (modifikující faktory)
MRLs	Minimal Risk Levels (databáze rizikových látek ATSDR uvádějící tzv. minimální hladiny rizika)
MZ	Ministerstvo zdravotnictví České republiky
MŽP	Ministerstvo životního prostředí České republiky
NEL	Nepolární extrahovatelné látky
NIOSH	National Institute for Occupational Safety and Health (Národní ústav pro bezpečnost a ochranu zdraví při práci v USA)
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level (nejvyšší dávka, při které ještě není pozorována nepříznivá odpověď organismu na statisticky významné úrovni v porovnání s kontrolní skupinou)
NOAEL <sub>(HEC)</sub>	NOAEL vyjádřená přes rozdíly mezi druhy k lidské ekvivalentní koncentraci (Human Equivalent Concentration)
NO <sub>x</sub>	Oxidy dusíku
NPK-P	Nejvyšší přípustná koncentrace chemické látky v pracovním ovzduší
OSHA	Occupational Safety and Health Administration (Úřad pro bezpečnost a zdraví při práci v USA)
OT	Odor Treshold (čichový práh – koncentrace, od které je látka čichově postižitelná)
PAU	Polycyklické aromatické uhlovodíky
PCB	Polychlorinated Biphenyls (polychlorované bifenyly)
PCDD/F	Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a polychlorované dibenzofurany

PEF	Potency Equivalency Factor (ekvivalentní faktor pro vyjádření karcinogenní potence zástupce definované skupiny)
PEL	Permissible Exposure Limit (přípustný expoziční limit)
ppm	Parts per Million (způsob vyjádření koncentrace v miliontinách)
RBC	Risk Based Concentration (název referenčních hodnot koncentrace; US EPA)
REL	Recommended Exposure Limit (název expozičního limitu pro pracovní prostředí dle NIOSH)
RfC	Reference Concentration (referenční koncentrace)
RfD	Reference Dose (referenční dávka)
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheis en Milieu (Národní institut veřejného zdraví a životního prostředí – Nizozemí)
RPF	Relative Potency Factor (ekvivalentní faktor pro vyjádření karcinogenní potence zástupce definované skupiny)
SEA	Strategic Environmental Assessment (strategické posuzování vlivů na životní prostředí)
SF	Slope Factor (faktor směrnice karcinogenního rizika)
SO <sub>2</sub>	Oxid siřičitý
ST	Short-Term (zde uvedeno pro krátkodobé hodnoty expozice)
SZÚ	Státní zdravotní ústav se sídlem v Praze
TLV-C	Threshold Limit Value-Ceiling, limit stanovený ACGIH (koncentrace látky, která by neměla být překročena v žádném časovém úseku pracovní expozice)
TLV-STEL	Threshold Limit Value-Short-Term Exposure Limit, limit stanovený ACGIH (koncentrace, které mohou být pracovníci kontinuálně exponováni po krátkou dobu, aniž by u nich docházelo k definovanému negativnímu vlivu na zdraví, ochranu při práci a pracovní výkon, a která zároveň zaručuje, že denní TLV-TWA nebude překročena)
TLV-TWA	Threshold Limit Value-Ceiling, limit stanovený ACGIH (časově vážený průměr koncentrace pro obvyklou 8 hodinovou pracovní směnu a 40 hodinový pracovní týden)
TWA	Time-Weighted Average (časově vážený průměr)
US EPA	United States Environmental Protection Agency (Agentura pro ochranu životního prostředí USA)
UF	Uncertainty Factors (faktory nejistoty)
UR, UCR	Unit (Cancer) Risk (jednotka karcinogenního rizika)
VOC	Volatile Organic Compounds (těkavé organické látky)
WHO	World Health Organization (Světová zdravotnická organizace)

## 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.



## 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.

# 1. Úvod

Prezentované hodnocení zdravotních rizik je zaměřeno na oblast působení vybraných inhalačních faktorů na zdraví exponované populace. Konkrétně se jedná o expozice spojené s nakládáním s nebezpečnými odpady pocházejícími z provozu rafinerií.

Teoretická část disertační práce se zabývá problematikou kontaminace prostředí z provozu rafinerií, možnostmi monitorování expozice člověka, procesem analýzy zdravotních rizik a současným stavem poznání v oblasti hodnocení vlivů chemických látek na zdraví exponovaných osob. Zvláštní pozornost je věnována identifikaci a charakterizaci nebezpečnosti vybraných škodlivin, které jsou emitovány do ovzduší v průběhu sanace starých ropných zátěží.

## 1.1 Kontaminace životního prostředí z provozu rafinerií

Rafinérie patří vzhledem k emitování velkého spektra a množství nebezpečných látek mezi významné znečišťovatele životního prostředí. Látky jsou uvolňovány z výrobních procesů a při skladování surovin a produktů. Ke kontaminaci složek životního prostředí (ovzduší, voda, půda, popř. horninové prostředí) může docházet i při havarijních únicích a v minulosti často také při skladování odpadů z výroby v nedostatečně zabezpečených prostorách.

Provozy rafinerií produkují velké množství kapalných, polotuhých a tuhých odpadů – ropné kaly ze skladovacích nádrží, kaly z čištění odpadních vod, deaktivované katalyzátory z výrobních procesů, popel ze spalování odpadů, kyselé dehty, bělicí hlinka, odpadní kyselinová pryskyřice a další chemikálie (*European Commission, 2012*).

Na ploše většiny areálů a v jejich okolí jsou místa, která byla během doby provozu rafinérie kontaminována ropnými produkty (*European Commission, 2012*). Odpady ze zpracování ropy a ze souvisejících procesů byly dlouhodobě ukládány v lagunách, které vznikaly nejčastěji po vytěžených cihlářských jílovištích. Úložiště těchto nebezpečných odpadů představují jedny z největších a nejnebezpečnějších starých ekologických zátěží v České republice, z nichž často dochází k rozsáhlým únikům látek a následné kontaminaci složek prostředí (ovzduší, povrchových a podzemních vod, půdy a horninového prostředí).

Hlavními znečišťujícími látkami jsou ropné látky (uhlovodíky). Dalšími polutanty mohou být, v závislosti na používané technologii, sulfan, amoniak, fenoly, BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen, xylen), kyanidy a nerozpuštěné (suspendované) látky obsahující kovy

a anorganické sloučeniny (halogenidy, sírany, fosfáty a sulfidy) (*European Commission, 2012*).

Laguny s ropnými odpady jsou potencionálním zdrojem ohrožení širokého okolí a představují aktuální problém současné environmentální bezpečnosti. Je nezbytné zabránit dalšímu znečišťování životního prostředí a realizovat „ozdravení“ oblastí starých zátěží. V závislosti na konkrétních podmínkách (druh kontaminantů, hydrogeologické poměry, stupeň kontaminace a zabezpečení lokality) a s přihlédnutím k výši nákladů jsou staré zátěže odstraňovány sanací nebo zabezpečovány tzv. „konzervací“ ložisek. Imobilizační metody (enkapsulace, solidifikace „in situ“) jsou používány méně často, neboť se nejedná o konečné odstranění znečištění na lokalitě. Solidifikace se ve většině případů využívá jako předúprava odtěženého kontaminovaného materiálu před jeho konečným uložením (*Rinn, 2003*).

Pro dekontaminaci zemin znečištěných PAU jsou nejčastěji používány termické a biodegradační metody. Pro použití biodegradace (popř. „bioventing“) je limitující stupeň znečištění zeminy a složení biopreparátu, který umožňuje rozklad těchto látek. V případě PAU s více kondenzovanými aromatickými jádry je účinnost uvedených metod nižší (*Matěju, 2000; Rinn, 2003; Vaněk et Hlásenský, 2005; Žáčková et Vaněk, 2006*).

Jedním z možných způsobů sanace lokality je těžba a energetické využití upravených odpadních kalů. Tento postup likvidace staré zátěže byl aplikován již několikrát v podmínkách ČR (*Czinege et Lochmann, 1999; Lochmann et Drvota, 2001*) i v zahraničí (*Schneiderová et Kotouček, 2003; Šťastná, 2003*). Alternativním palivem je pak možné nahradit část technologického paliva. Ideální podmínky pro spalování tohoto typu alternativního paliva mají například cementářské pece s vysokou tepelnou spotřebou, energetickou kapacitou a chemicko-technologickými parametry (*Bielan, 2000; Schneiderová et Kotouček, 2003; Veverka, 2004; Číž, 2007*). Upravené rafinérské kaly lze využívat také jako aditivum k palivu spalovanému v elektrárnách (*Šťastná, 2003*).

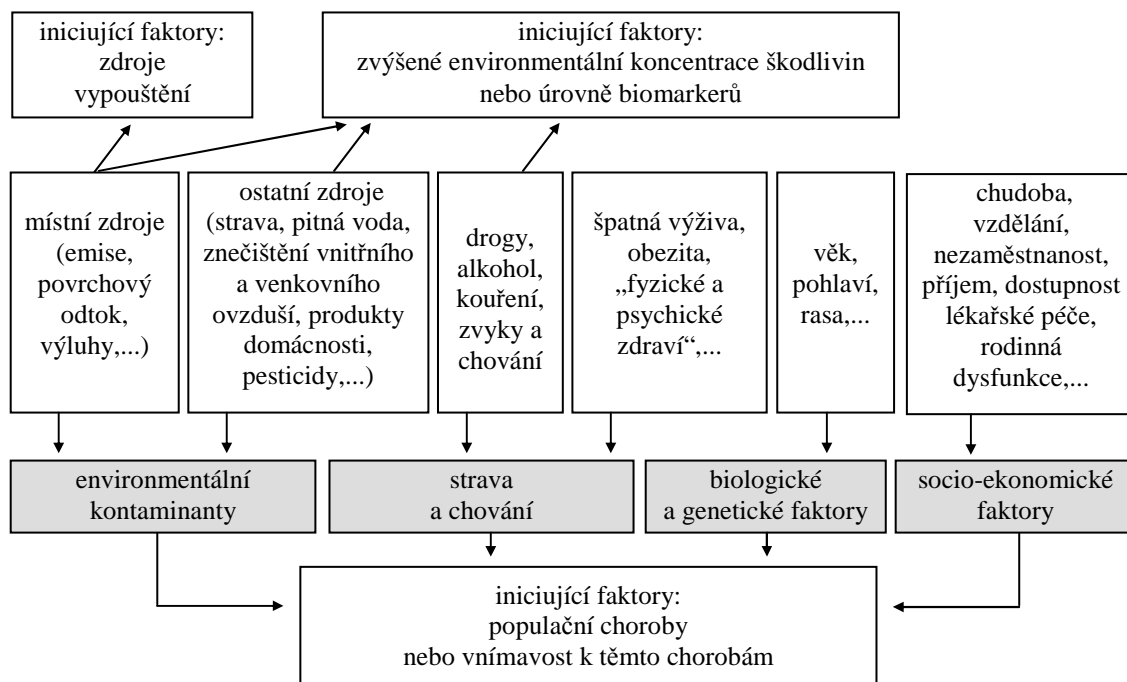
Spalování alternativních paliv v cementárnách představuje prakticky bezodpadovou technologii, neboť odprašky zachycené na filtrech vstupují zpět do technologie výroby (*Veverka, 2004*). Předností výpalu cementářského slínku je také vysoká schopnost vázat některé látky (síra, chlór, alkálie) a těžké kovy obsažené v nespalitelné části paliva (*Schneiderová et Kotouček, 2003*).

Z výše uvedených faktů vyplývá zdravotní závažnost lagun s ropnými odpady a nutnost identifikace a kvantifikace souvisejících zdravotních rizik, jak po obyvatele v jejich okolí, tak i pro pracovníky provádějící sanační práce (Doškářová et al., 2006).

## 1.2 Expozice chemickým látkám a možnosti jejího hodnocení

Zdraví člověka může být přímo nebo nepřímo ovlivňováno řadou faktorů a vlivů. Mimo faktorů souvisejících se znečištěním složek životního prostředí (zahrnující chemické, fyzikální a biologické činitele) je závislé také na aktuálním fyziologickém stavu jedince, na biologických a genetických faktorech a na jeho životním stylu. Významný vliv na zdravotní stav jedince má také socio-ekonomická situace a z ní vyplývající odlišnosti v chování lidí (obrázek 1).

**Obr. 1.** Zobrazení proměnných při odhadu zdravotních rizik (upraveno dle US EPA, 2007a)



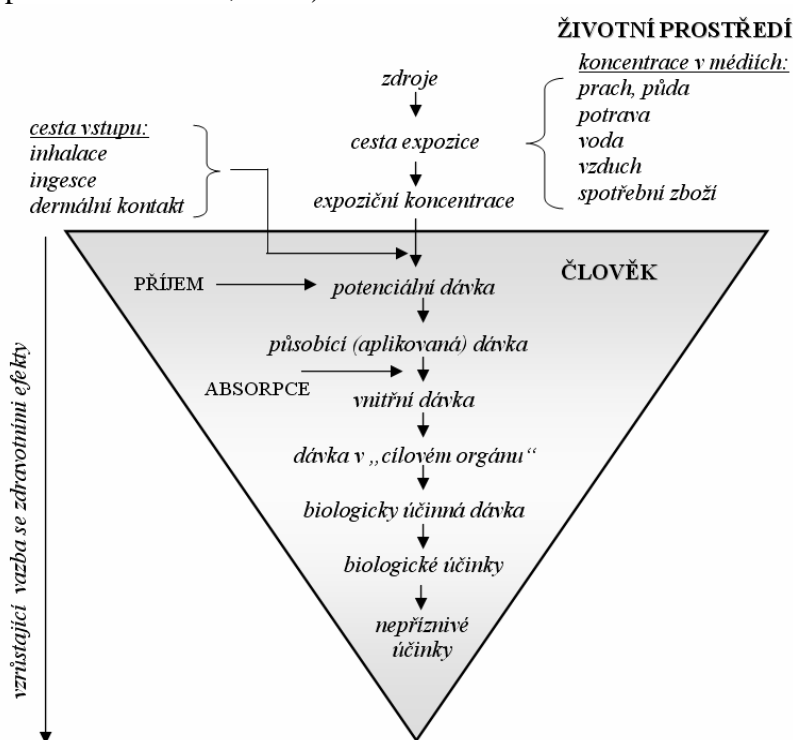
Na schématu (obrázek 1) jsou naznačeny některé proměnné pro odhad zdravotních rizik a jejich vztah k iniciujícím faktorům (US EPA, 2007a). Vzhledem k množství a různorodosti těchto faktorů není možné všechny zohlednit při hodnocení jejich potenciálního kumulativního vlivu na zdraví populace. Ve většině případů jsou proto posuzovány očekávané

majoritní cesty expozice a referenční kontaminanty vybrané z hlediska jejich potenciální závažnosti účinků a velikosti (množství nebo objemu v daném médiu).

Expozici je obecně možné definovat jako kontakt mezi člověkem a jedním nebo více chemickými, fyzikálními nebo biologickými činiteli v daném prostoru a v průběhu času. Dle WHO se jedná o kontakt faktoru s vnější hranicí lidského těla (IPCS, 2000).

Chemickým látkám je člověk exponován prostřednictvím transportních médií (vzduch, voda, potrava, prach, půda, popř. produkty a spotřební zboží). Množství látky v těchto médiích v místě kontaktu s lidským tělem lze označit jako potenciální (nabídnutou) dávku (obrázek 2).

**Obř. 2.** Zobrazení vztahu zdraví a expozice chemickým látkám z životního prostředí (upraveno dle IPCS, 2000)



Množství látky na tělních bariérách (kůže, plíce a gastrointestinální trakt) dostupné pro absorpci lze označit jako dávku aplikovanou. Tato dávka je často o mnoho menší než dávka potenciální. Významnou roli zde hraje biodostupnost. Množství škodliviny, které bylo absorbováno a je k dispozici pro interakci s biologicky významnými receptory, je označováno jako vnitřní dávka. Absorbovaná látka může být metabolizována, distribuována, kumulována a vylučována. Množství látky, které dosáhlo cílové struktury organismu, ve které indukuje biologickou odpověď, se nazývá „dávkou v cílovém orgánu“.

Biologicky účinná dávka je takové množství látky, které vyvolá nepříznivé působení na buňky, membrány a další místa (IPCS, 1999; Janout et Markvart, 2000).

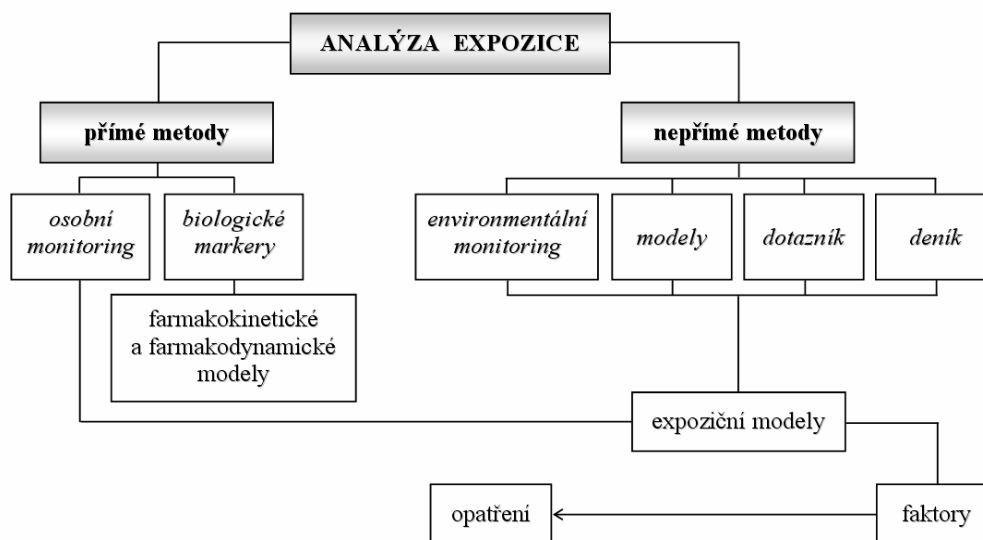
Působení chemických látek je člověk vystaven v pracovním i mimopracovním prostředí. V pracovním prostředí lze většinou přesněji identifikovat zdroje kontaminace a definovat podmínky a dobu expozice i skupinu exponovaných osob než v případě venkovního prostředí (Janout et Markvart, 2000).

Ve venkovním prostředí je výsledná směs látek tvořena mnoha zdroji. Kontaminanty mohou být transportovány na velké vzdálenosti v závislosti na jejich fyzikálně-chemických vlastnostech a podmínkách prostředí. Hlavním transportním médiem chemických látek je atmosféra. Koncentrace a účinky látek v ovzduší jsou významně ovlivňovány reakcemi a atmosférickou depozicí (Holoubek, 2005).

Celková expozice určité látce zahrnuje všechny expoziční situace a je dána úhrnem příspěvků všech expozičních vstupů (nejčastěji inhalace, ingesce a kontakt s kůží nebo sliznicí). Hodnocení jednotlivých expozičních vstupů má svá specifika. S ohledem na zaměření práce je dále v textu blíže charakterizována inhalační expozice.

Při kvantitativním hodnocení inhalační expozice jsou obecně využívány dva přístupy – přímý a nepřímý (obrázek 3).

**Obr. 3.** Schématické znázornění přístupů k analýze inhalační expozice polutantům (Janout et Markvart, 2000)



Jednotlivé metody zahrnující měření (osobní, biologický nebo environmentální monitoring), modelování nebo sběr informací o subjektu a jeho aktivitách (dotazník, deník) jsou relativně nezávislé a mohou se navzájem doplňovat. Z tohoto důvodu je při hodnocení výhodné využívat více technik a snižovat tak míru potenciální nejistoty posouzení (IPCS, 2000). Využití metod závisí na účelu a podmínkách hodnocení.

**Přímé metody hodnocení** inhalační expozice dobře postihují její prostorovou variabilitu a variabilitu chování osob. Nevýhodami jsou omezený počet monitorovaných látek u biologického monitorování a omezení časová, personální a finanční u osobního monitorování (Provazník et Komárek, 2009).

Osobní monitoring představují opakovaná měření koncentrací ve vzorcích odebraných v mikroprostředích jednotlivce. Tato měření umožňují získat informace o velikosti a změnách koncentrací látek v ovzduší, kterým jsou osoby vystaveny (Janout et Markvart, 2000).

Nejčastěji bývají odběrové přístroje („samplery“) umístěny v blízkosti tváře sledovaného jedince v tzv. dýchací zóně, kde měří přímo vdechované koncentrace látek. Odráží skutečnou osobní expozici vybraného jedince v průběhu určitého časového intervalu. „Samplery“ mohou být aktivní nebo pasivní. Aktivní „samplery“ využívají malých bateriových čerpadel k nasávání vzduchu přes odběrové médium (filtr, trubičky s absorbérem). Pasivní samplery využívají procesu difúze nebo prolínání.

Odběrové médium je specifické pro určité látky nebo skupiny látek. V tomto médiu se zachycují polutanty, jejichž množství je následně analyzováno v laboratoři (integrované „samplery“). Koncentrace kontaminantů mohou být také měřeny přímo na místě pomocí detektoru (kontinuální „samplery“) (Janout et Markvart, 2000; IPCS, 2000).

**Při biologickém monitoringu** se sledují hladiny specifického ukazatele v biologickém materiálu (IPCS, 2000). Mohou být monitorovány koncentrace samotné chemické látky nebo jejího metabolitu v tkáních, tekutinách nebo exkretech organismu (například v krvi, moči, stolici, dechu, vlasech, mateřském mléce) nebo produkty vzniklé po interakci s cílovými strukturami (DNA, RNA, proteiny) (IPCS, 1999; 2000). Dále mohou být sledovány měřitelné biochemické, fyziologické nebo behaviorální změny (IPCS, 2000).

Biologický monitoring poskytuje informace o absorbované (vnitřní) dávce a o celkové expozici jedince, která je výsledkem působení různých zdrojů všemi expozičními cestami (Provazník et Komárek, 2009). Biologický monitoring odráží, jak individuální rozdíly

vyplývající z rozdílných schopností jedinců látku absorbovat, metabolizovat a vylučovat, tak i vliv dalších faktorů ovlivňujících velikost vnitřní dávky, jako je například životní styl (Janout et Markvart, 2000; Provazník et Komárek, 2009).

Biologické ukazatele je možné obecně rozdělit do následujících skupin: ukazatele expozice, účinku a vnímavosti. *Biologické ukazatele expozice* indikují expozici dané látky nebo směsi látek a její velikost, *biologické ukazatele účinku* detekují změny, ke kterým došlo v důsledku expozice danému faktoru. *Biologické ukazatele vnímavosti* jsou indikátory vrozených nebo získaných schopností organismu k tomu, aby reagoval nestandardně na expozici danému xenobiotiku (IPCS, 2000; Provazník et Komárek, 2009).

Využití biomonitoringu může zlepšit proces odhadu rizik zpřesňováním údajů o vztahu mezi expozicí chemické látky, vnitřní dávkou a zdravotním poškozením (IPCS, 2000). Biologické ukazatele účinků mohou také pomoci snižovat „bias“ v hodnocení nízkých úrovní rizika a vliv „confounding faktorů“ (US EPA, 2005a).

Významným přínosem biologického monitorování je skutečnost, že pomocí některých biomarkerů je možné zachytit časné nepříznivé účinky expozice faktoru ještě předtím, než dojde k vážnějšímu zdravotnímu poškození (Provazník et Komárek, 2009). Mohou být identifikováni jedinci nebo celé populační skupiny ve zvýšeném riziku, vyplývajícím z větší absorpce látky nebo vážnější biologické odpovědi na danou expozici (IPCS, 1999; 2000).

Nevýhodou biologického monitoringu je, že ho oproti osobnímu či environmentálnímu monitoringu lze aplikovat pouze u omezeného počtu chemických látek. Jeho využití pro hodnocení expozice nebo účinku je založeno na znalostech vztahu koncentrací v indikátorových tkáních nebo tekutinách ke koncentracím v cílových strukturách nebo k nabídnuté, případně vnitřní dávce (Provazník et Komárek, 2009). Problematická může být také vysoká reaktivita látky nebo interferující reakce v organismu. Detekovaný biologický ukazatel (látky, produkt nebo účinek) může souviset nejen se sledovanou expozicí určité látky nebo směsi, ale může být také důsledkem působení dalších faktorů nebo metabolitem jiné chemikálie apod. Omezením biologického monitorování je také invazivní způsob odběru vzorků a větší finanční nároky spojené s odběrem a analýzou biologických vzorků (IPCS, 1999).

Mezi **nepřímé metody hodnocení** inhalační expozice patří odhady odvozené z měření kontaminace prostředí (měření v lokalitách a prostředích pobytu sledovaných osob).



Měření vzorků ovzduší umožňuje zjištění přítomnosti a koncentrace určité látky (nebo skupiny látek) v tomto médiu. Pokud jsou realizována opakovaná měření nebo souvislé monitorování, poskytuje i informace s ohledem na časový faktor a umožňuje odhad časových trendů (*Janout et Markvart, 2000; Provazník et Komárek, 2009*).

Tato environmentální měření (stejně jako osobní nebo biologický monitoring) jsou často kombinována také se záznamy o frekvenci, délce pobytu v měřeném prostředí a dalších faktorech a aktivitách ovlivňujících expozici (*IPCS, 2000*).

Úroveň expozice je odhadována také na základě modelových přístupů, které doplňují existující data z měření nebo je úplně nahrazují. Verifikované modely snižují potřebu realizace nákladných a časově náročných měřicích programů. Některé modely umožňují využívat a kombinovat data z různých studií a poskytují tak komplexnější informace, než jaké lze získat v případě použití výstupů jednotlivých studií (*IPCS, 2000*).

Modely jsou nepostradatelné v případech plánovaných záměrů. Již v době jejich projektové přípravy je možné na základě emisních charakteristik zdroje provést odhad předpokládaného rozptylu škodlivin do prostředí a predikovat úroveň koncentrací modelových látek v rámci širšího území (*IPCS, 2000; Pelikánová et Podzimková, 2007; Jiřík et Volf, 2011*). Modelování založené na pravděpodobnostních technikách umožňuje zavedení frekvence výskytu různých vstupních parametrů a následný odhad distribuce expozice mezi populací nebo definovanými skupinami obyvatelstva (*US EPA, 2001*).

Nevýhodou použití modelů je skutečnost, že pracují se zjednodušením reality (skutečných jevů a vztahů), a proto mohou být jejich výstupy zatíženy i většími nejistotami, než je tomu v případě monitoringu (*IPCS, 2000; Janout et Markvart, 2000; Provazník et Komárek, 2009; Jiřík et Volf, 2011*).

## **1.3 Hodnocení zdravotních rizik chemických látek**

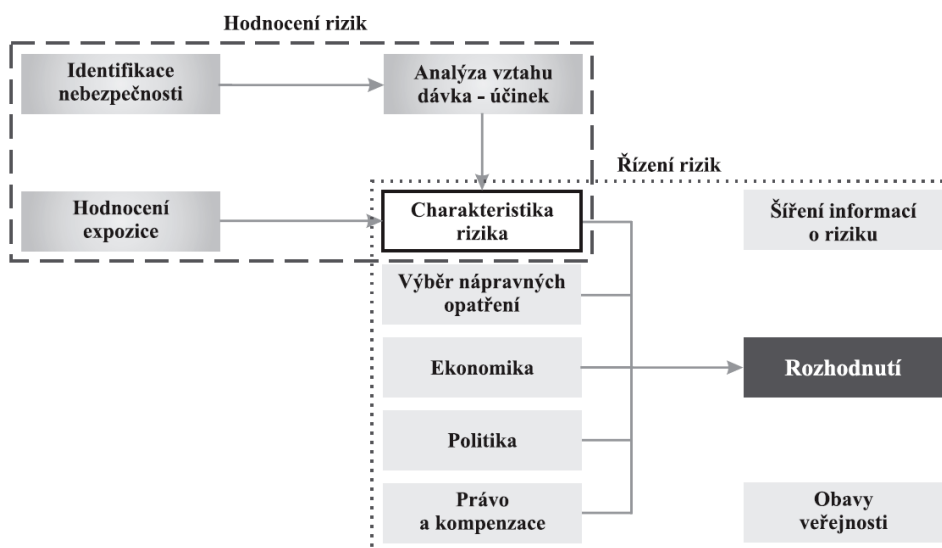
### **1.3.1 Proces hodnocení zdravotních rizik v oblasti ochrany veřejného zdraví**

Dle 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. Výsledek hodnocení zdravotního rizika je podkladem pro řízení zdravotních rizik (*management*), zahrnující komplexní rozhodovací proces s cílem snížit zdravotní rizika a komunikaci o těchto rizicích (*Zákon č. 258/2000 Sb.*).

Analýzu zdravotních rizik lze vnímat jako multidisciplinární vědecký proces. Řízení rizik (Volf, 2002) se mimo výstupů hodnocení zdravotních rizik dále opírá i o skutečnosti vyplývající z legislativních předpisů, ekonomiky a politiky a z vnímání těchto rizik exponovanou populací.

Schématické znázornění procesu hodnocení a řízení zdravotních rizik je uvedeno na obrázku 4.

**Obr. 4.** Proces hodnocení zdravotních rizik a jejich řízení (Provazník et Komárek, 2009)



V České republice byl základní metodický postup zveřejněn v roce 1996 v pokynu MŽP, odbor ekologických rizik a monitoringu, k hodnocení rizik (MŽP, 1996). Dále byl vydán metodický pokyn pro analýzu rizik kontaminovaného území, jehož součástí je i postup hodnocení zdravotních rizik. Tento metodický pokyn byl několikrát aktualizován, naposledy v roce 2011 (MŽP, 2011). Postupy odhadu rizika vycházejí z koncepcí vypracovaných Světovou zdravotnickou organizací (WHO) a Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí (US EPA).

Hodnocení a řízení zdravotních rizik je v České republice právně zakotveno ve výše uvedeném zákonu č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví. Mimo základní definice procesu hodnocení zdravotních rizik je zde specifikováno postavení jednotlivých orgánů při aplikaci metody a stanoveny podmínky vykonávání činnosti v oblasti hodnocení a řízení zdravotních rizik (Zákon č. 258/2000 Sb.).

Metoda hodnocení zdravotních rizik je, zejména u látek, pro které nejsou stanoveny limitní hodnoty, prakticky jediným způsobem, jak posoudit závažnost a přípustnost jejich výskytu v prostředí z hlediska ochrany veřejného zdraví. Týká se to i směsí látek, kdy je možné identifikovat významné toxické látky ve směsi (MZ, 2005).

Hodnocení je využíváno jako odborný podklad pro formulaci stanovisek orgánů státní správy a pro správní rozhodnutí. Bývá součástí rizikových analýz kontaminovaných území. Slouží také při rozhodování o způsobu eliminace rizik souvisejících s kontaminací. Předmětem hodnocení jsou potenciální rizika negativních vlivů na lidské zdraví vyplývající z existence kontaminace složek životního prostředí (MŽP, 2005).

Hodnocení zdravotních rizik je také součástí širších procesů posuzování vlivů na životní prostředí a veřejné zdraví, tzv. EIA (*Environmental Impact Assessment*) a SEA (*Strategic Environmental Assessment*), dle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí. Tyto procesy hodnotí připravované záměry (stavby, činnosti, technologie), plány, programy a koncepce nebo jejich jednotlivé varianty (*Zákon č. 100/2001 Sb.*). Vzhledem k tomu, že se jedná o plánované (budoucí) záměry, představuje zde proces posuzování zdravotních rizik prakticky jediný ryze preventivní nástroj ochrany veřejného zdraví.

Dále se hodnocení zdravotních rizik může uplatňovat v rámci posuzování žádosti o vydání integrovaného povolení dle zákona č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezení znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů, a to zejména u stávajících provozů a technologií, které neprošly posouzením rizik v rámci EIA a existuje zde možnost potenciálního rizika nepříznivého působení na veřejné zdraví (MZ, 2005).

Hodnocení zdravotních rizik může být také součástí žádosti o udělení dočasné výjimky předkládané příslušnému orgánu ochrany veřejného zdraví. Jedná se například o rozhodnutí o povolení užívání pitné vody nesplňující mezní hodnoty ukazatelů nebo o stanovení mírnějšího hygienického limitu ukazatelů s nejvyšší mezní hodnotou (Havel, 2006; SZÚ, 2011b).

Výstupy z hodnocení zdravotních rizik se využívají také k informování veřejnosti a při řešení obav a stížností občanů (MZ, 2005).

### **Proces hodnocení zdravotního rizika**

Proces hodnocení zdravotního rizika (*HRA – Health Risk Assessment*) sestává z těchto základních kroků (*IPCS, 1999; MŽP, 2005; 2011*): identifikace nebezpečnosti (*hazard*

*identification*), charakterizace nebezpečnosti spočívající v určení vztahu dávka – účinek (*hazard characterization: evaluation of dose – response relationship*), hodnocení expozice (*exposure characterization*) a charakterizace rizika (*risk characterization*) (obrázek 4). Na tyto kroky navazuje řízení rizika (*risk management*) a komunikace rizika (*risk communication*).

V rámci identifikace nebezpečnosti se u jednotlivých chemických látek a sloučenin posuzuje závažnost důkazů o jejich nepříznivých účincích na lidské zdraví a zjišťují se podmínky a expozice, za kterých může k negativním vlivům docházet (*IPCS, 1999*).

Cílem tohoto kroku je určení látek, které budou dále hodnoceny, a shromáždění dat o toxikologických vlastnostech kontaminantů (účinky látek, mechanismus působení, podmínky a velikost expozice nebo dávky) (*IPCS, 1999*).

Dále jsou identifikováni a charakterizováni potenciální příjemci rizik a upřesňovány nejdůležitější transportní cesty a relevantní scénáře expozice (*MŽP, 2000; MŽP, 2011*).

Data o nebezpečnosti chemických látek jsou podkladem pro charakterizaci nebezpečnosti představující kvantifikaci vztahů mezi přijatou dávkou (nebo expoziční úrovní) a odpovědí organismu (nepříznivým zdravotním účinkem).

Tento krok je velmi často spojen s nutností extrapolovat údaje zjištěné z profesionálních expozic a experimentálně prováděných studií do oblasti nízkých dávek nebo expozic, které se vyskytují v životním prostředí. Obecně mohou být aplikovány přístupy, které předpokládají linearitu nebo nelinearitu vztahu dávka – odpověď nebo kombinace obou přístupů v případě, kdy je přítomno více mechanismů působení.

Lineární přístup je všeobecně využíván zejména tam, kde není k dispozici adekvátní informace o mechanismech působení nebo kdy dostupná data signalizují, že křivka vztahu dávka – odpověď v oblasti nízkých hodnot má s velkou pravděpodobností lineární průběh. Lineární extrapolace je obecně považována za zdravotně protektivní přístup. Tato extrapolace by měla být použita zejména u látek, které jsou DNA reaktivní a které mají přímou mutagenní aktivitu. V případě použití linearizace u dat, která reálně tuto vlastnost nevykazují, dochází k nadhodnocení vlivu v oblasti nízkých expozic (*US EPA, 2005a; Jiřík et Volf, 2011*).

Při hodnocení zdravotních rizik je používána řada koncepcí a modelů. Mezi nejužívanější patří koncepce, která je založena na předpokladu prahových a bezprahových účinků látky.

U látek s prahovými účinky se uvažuje s existencí úrovně expozice, pod kterou není očekáván významný nežádoucí účinek vyvolaný působením fyziologických, adaptačních, detoxikačních a reparačních mechanismů organismu (*Provazník et Komárek, 2009*). Chemické látky nebo jejich směsi mohou mít řadu účinků na jeden nebo více orgánů, proto se obvykle stanovuje tzv. kritický účinek, což je významný nepříznivý účinek, který je pozorován při nejnižších dávkách nebo expozičních úrovních. V případě experimentálních studií bývá zpravidla volen také nejvíce citlivý živočišný druh. Předpokládá se, že když se nedostaví kritický účinek, nedostaví se ani jiné účinky vyžadující vyšší dávku (expozici) než účinek kritický (*IPCS, 1999; MŽP, 2005; 2011*).

V experimentálních studiích jsou pro vybrané látky zjišťovány křivky vztahu dávky a kritického účinku. Výstupem jsou hodnoty, které se blíží hodnotě reálného biologického prahu – tzv. POD (*Point of departure*), což bývají nejčastěji tzv. NOAEL nebo LOAEL. Hodnota označovaná jako NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*) je nejvyšší úroveň expozice nebo koncentrace látky, při které není detekován nepříznivý účinek na statisticky významné úrovni v porovnání s kontrolní skupinou. Mezi sledované účinky patří nepříznivé vlivy na morfologii, funkční kapacitu, růst, vývoj a dobu funkčnosti orgánu. LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*) odpovídá nejnižší dávce nebo koncentraci, při které byly negativní vlivy na zdraví ještě zjištěny (*IPCS, 1999; US EPA, 2009*).

Alternativně může být v oblasti počátku pozorovatelných úrovní účinků stanovena tzv. „benchmark dose/concentration“. To je efektivní dávka nebo koncentrace, která vyvolává nízký, definovaný vzestup frekvence nepříznivých účinků (1 % nebo 5 %) z maximální odpovědi (*IPCS, 1999*).

Z experimentálně zjištěných hodnot je pak pomocí specifických faktorů počítána referenční (přijatelná) dávka nebo koncentrace pro člověka. Jsou používány dvě skupiny specifických faktorů – faktory nejistoty UF (*Uncertainty Factors*) a modifikující faktory MF (*Modifying Factors*). Aplikace faktorů nejistoty souvisí s variabilitou odpovědi vyplývající z mezidruhové extrapolace výstupů ze studií prováděných na zvířatech a z interindividuální variability v lidské populaci. Dále se faktory uplatňují při extrapolaci subchronických studií na studie chronické a při odvození referenční dávky z hodnoty LOAEL místo NOAEL. Faktory nejistoty číselně odpovídají násobkům deseti. Modifikující faktory pokrývají další potenciální nejistoty (vyplývající z použitých zdrojů). Pohybují se v rozsahu hodnot 2–10 (*IPCS, 1999; Jiřík et Volf, 2011*).

Stanovené referenční koncentrace a dávky (RfC, RfD) jsou pak odhadem každodenní expozice lidské populace (včetně citlivých populačních skupin), která pravděpodobně nepředstavuje riziko nepříznivých účinků pro lidské zdraví, ani když trvá po celý život jedince (MŽP, 2005; 2011).

U některých škodlivin doposud nebyly stanoveny referenční hodnoty (například z důvodů nízké toxicity nebo nepřesně definovatelného působení). Pro hodnocení zdravotních rizik jsou proto využívány i jiné přístupy. Jedním z nich je aplikace publikovaných vztahů, které vycházejí z epidemiologických studií a vyjadřují závislost mezi úrovní expozice a výskytem různých zdravotních obtíží nebo ukazatelů nemoci – například u prašného aerosolu nebo oxidu dusičitého (WHO, 2005; 2006).

U látek s genotoxickými karcinogenními účinky se obecně předpokládá, že neexistuje prahová úroveň expozice, tzn. že nelze stanovit koncentraci, pod kterou by nedocházelo k negativnímu působení dané látky na organismus. Vychází se přitom ze skutečnosti, že i velmi malé množství změn na molekulární úrovni může způsobit u citlivého jedince nekontrolovatelnou proliferaci buňky a vyústit až ke vzniku maligního onemocnění. Každá expozice je tedy spojena s určitým rizikem. Riziko bývá obvykle vyjadřováno jako pravděpodobnost, se kterou dojde k projevu nepříznivého účinku.

K vyhodnocení závislosti mezi dávkou a účinkem je využívána jednotka karcinogenního rizika UCR (*Unit Cancer Risk*), resp. IUR (*Inhalation Unit Risk*), která udává zvýšení rizika v souvislosti se zvýšením koncentrace látky. Je obvykle vztažena k období celého života člověka (většinou 70 let). Používán je i faktor směrnice karcinogenního rizika SF (*Slope Factor*). Faktor je definován jako horní okraj odhadu pravděpodobnosti vzniku zhoubného novotvaru vztažený na jednotku průměrné denní dávky přijímané po celý život (MŽP, 2000; Provazník et Komárek, 2009; MŽP, 2011).

Přístup spočívající v rozdělení látek dle jejich účinků na prahové a bezprahové je zjednodušením jejich skutečného působení. Jsou látky, které vykazují oba zmiňované účinky (např. benzen). Také u některých látek s karcinogenními účinky se na základě výsledků epidemiologických studií diskutuje o existenci prahové hodnoty (například arsen) (Volf, 2002). I přes tyto skutečnosti je na základě principu předběžné opatrnosti u karcinogenně působících látek obecně doporučováno užití přístupu bezprahového působení (zejména při neznalosti mechanismu účinku). Riziko negenotoxické karcinogenity (bez přímé

mutagenity) se hodnotí obdobně jako prahové účinky látek s orgánovou nebo systémovou toxicitou (US EPA, 2005a; Jiřík et Volf, 2011).

Na charakterizaci nebezpečnosti posuzovaného faktoru navazuje hodnocení expozice. Hodnocení expozice může mít charakter kvantitativního nebo kvalitativního vyhodnocení. Mělo by zahrnovat popis intenzity, četnosti a doby trvání kontaktu s faktorem, cest expozice, vstupu a dávky (IPCS, 2000). Měla by být také charakterizována exponovaná populace. Je nutné uvést údaje o velikosti a typu populace a pokud jsou dostupné i informace o zastoupení rizikových skupin v této populaci (US EPA, 2005a).

Míra inhalační expozice závisí na výskytu a době pobytu skupin sledované populace v jednotlivých typech prostředí (venkovní prostředí, mikroprostředí budov a dopravních prostředků, pracovní prostředí) a na úrovních koncentrací látek v ovzduší v těchto prostředích.

Odhad potenciální velikosti expozice se nejčastěji provádí na základě monitoringu (environmentálního nebo osobního, méně biologického) nebo na základě výstupů z verifikovaných modelů rozptylu látek v ovzduší. Možná je také kombinace postupů měření a modelování (IPCS, 2000; Provazník et Komárek, 2009).

Ze získaných hodnot (zjištěných koncentrací látky) je možné pro jednotlivé expozice na základě předpokládaného expozičního scénáře vypočítat příjem – množství látky, které je v kontaktu s organismem, vztažené na jednotku hmotnosti a času. Příjem je obvykle vyjádřen jako chronický denní příjem CDI (*Chronic Daily Intake*) nebo jako průměrná denní dávka ADD (*Average Daily Dose*) u toxicky působících látek a jako celoživotní průměrná denní dávka LADD (*Lifetime Average Daily Dose*) u karcinogenů. Princip výpočtu je shodný pro látky s účinky prahovými i bezprahovými, u karcinogenů však posuzování směřuje k odhadu celoživotně působící průměrné koncentrace.

Pro inhalaci kontaminovaného vzduchu je možné dle MŽP (2005; 2011) využít následující vztah vycházející z predikčních modelů dle US EPA (1989):

$$\text{CDI (mg/kg/den)} = (\text{CA} \times \text{IR} \times \text{ET} \times \text{EF} \times \text{ED}) / (\text{BW} \times \text{AT})$$

CA (*Concentration in Air*) – koncentrace kontaminantu ve vzduchu: mg/m<sup>3</sup>

IR (*Inhalation Ratio*) – množství vdechnutého vzduchu: m<sup>3</sup>/hod

ET (*Exposure Time*) – doba expozice: hod/den

EF (*Exposure Frequency*) – frekvence expozice: dny/rok

ED (*Exposure Duration*) – trvání expozice: roky

BW (*Body Weight*) – průměrná tělesná hmotnost člověka: kg

AT (*Averaging Time*) – doba, na kterou je expozice průměrována: dny/rok (pro nekarcinogenní: ED (rok) × 365 dní/rok, pro karcinogenní: 70 let × 365 dní/rok)

V současné době ale MŽP ČR i US EPA doporučují místo použití výše uvedených výpočtů CDI posuzovat rizika inhalační expozice chemickým látkám přímo na základě porovnání naměřených koncentrací kontaminantů ve vzduchu, resp. expoziční koncentrace a odvozených hodnot inhalační toxicity – RfC a u genotoxicky působících látek IUR (US EPA, 2009; MŽP, 2011).

Při hodnocení se musí vycházet z reálných expozičních scénářů a trvání expozice (akutní, subchronická, chronická). U akutní expozice je expoziční koncentrace rovna koncentraci naměřené, v ostatních případech se používá obdobná rovnice jako při výpočtu chronického denního příjmu bez uvažování inhalovaného množství a tělesné hmotnosti (US EPA, 2009; MŽP, 2011). Odlišnosti v inhalovaném množství a hmotnosti dané věkem jsou dle US EPA dostatečně zohledněné u referenčních koncentrací, kde se při jejich odvození počítá se zvýšenou citlivostí některých skupin populace. Také u jednotek karcinogenního rizika je používaný postup stanovení dostatečně konzervativní k pokrytí rozsahu variací vlivem těchto věkově specifických faktorů (Havel, 2011).

Metodika přístupu by měla také pokrývat rozdíly v inhalovaných objemech vzduchu u osob, které vykonávají střídavě lehčí a těžší aktivitu. Pokud by byla osoba vystavena zvláště vysoké námaze, zvyšuje se adekvátně i její ventilace. Zdravotní rizika pro tohoto jedince se mohou pohybovat na horním konci rozsahu rizika, zejména pokud je vystaven plynným látkám, které mají přímé účinky na dýchací cesty (US EPA, 2009).

Pro výpočet expoziční koncentrace US EPA uvádí následující rovnici (US EPA, 2009; MŽP, 2011):

$$EC = CA \times ET \times EF \times ED / AT$$

*EC (Exposure concentration) – expoziční koncentrace:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$*

*CA (Concentration in Air) – koncentrace kontaminantu ve vzduchu:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$*

*ET (Exposure Time) – doba expozice: hod/den*

*EF (Exposure Frequency) – frekvence expozice: dny/rok*

*ED (Exposure Duration) – trvání expozice: roky*

*AT (Averaging Time) – doba, na kterou je expozice průměrována: hodiny*

*Pokud je expozice kratší než jeden rok, jsou jednotky u ukazatelů EF: dny/týden, ED: týdny/trvání expozice a AT: hodiny/trvání expozice.*

*U nekarcinogenně působících látek je doba průměrování (AT) vypočítávána vztahem: trvání expozice (ED) v rocích  $\times$  365 dní za rok  $\times$  24 hodin za den.*

*Při hodnocení karcinogenního působení je doba průměrování kalkulována jako doba života v letech  $\times$  365 dní za rok  $\times$  24 hodin za den.*



Závěrečným krokem hodnocení zdravotních rizik je charakterizace rizika, ve které se integrují všechny předchozí výstupy. Na základě úrovně a podmínek expozice (dávky) a závažnosti účinků (nebezpečnosti látky) se vyhodnocuje míra potenciálních zdravotních rizik pro sledovanou populaci. Pokud je to možné, provádí se vedle popisu odhadů potenciálního rizika pro jednotlivé faktory také kvantitativní vyhodnocení, které bývá nejčastěji vyjadřováno jako pravděpodobnost vzniku určitého nepříznivého účinku.

U chemických látek s prahovými účinky se srovnává zjištěná expoziční úroveň s expozičním limitem (nejčastěji toxikologicky akceptovatelnou referenční koncentrací). Míru rizika reprezentuje kvocient nebezpečnosti (*Hazard Quotient*) - HQ vyjadřovaný jako poměr mezi zjištěnou expoziční a referenční koncentrací nebo mezi přijatou a referenční dávkou (MŽP, 2005; 2011):

$$\mathbf{HQ = EC / RfC}$$

*EC* – průměrná zjištěná expoziční koncentrace (např. v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

*RfC* – referenční koncentrace (např. v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

případně

$$\mathbf{HQ = E / RfD}$$

*E* – chronický denní příjem (CDI), průměrná denní dávka (ADD) nebo celoživotní průměrná denní dávka (LADD):  $\text{mg}/\text{kg}/\text{den}$

*RfD* – referenční dávka:  $\text{mg}/\text{kg}/\text{den}$

V reálných podmínkách působí na člověka komplexní směsi látek. Také v rámci hodnocení zdravotních rizik je ve většině případů vybíráno více prioritních kontaminantů. V současnosti jsou o působení jednotlivých látek ve směsích k dispozici pouze omezené údaje. Pokud nejsou k dispozici adekvátní informace o jiných vztazích vzájemného ovlivňování (například antagonismus nebo synergismus), lze při současném působení více kontaminantů na stejný orgán nebo systém předpokládat, že působí aditivně. Míra rizika se v těchto případech vyjadřuje v podobě sumárního indexu nebezpečnosti HI (*Hazard Index*), který je součtem kvocientů HQ jednotlivých látek (MŽP, 2005; 2011):

$$\mathbf{HI = HQa + HQb + HQc + \dots + HQn}$$

Se vzrůstající hodnotou HQ (HI) vzrůstá i riziko, nebezpečnost konkrétní expozice je signalizována hodnotami HQ (HI) > 1.

Pro charakterizaci rizika genotoxického karcinogenního účinku látky se na základě koncepce bezprahového působení užívá teoretická míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů

pro jednotlivce nad běžný výskyt v populaci při celoživotní expozici dané úrovni expozice sledované látky ILCR (*Individual Lifetime Cancer Risk*). V literatuře je také uváděna zkratka ELCR (*Excess Lifetime Cancer Risk*) a LICR (*Lifetime Individual Cancer Risk*) (Jiřík et Volf, 2011; MŽP, 2011). Tato míra rizika pro inhalační expozici vychází ze vztahu (US EPA, 2009; MŽP, 2011):

#### **Riziko = EC x IUR**

*EC* – průměrná expoziční koncentrace látky v ovzduší v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

*IUR* – inhalační jednotka karcinogenního rizika v  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , která udává horní hranici zvýšeného celoživotního rizika rakoviny u jednotlivce při celoživotní expozici jednotkové koncentraci látky v ovzduší; je vypočítána jako podíl faktoru směrnice a tělesné hmotnosti (70 kg) a násobek denního objemu inhalovaného vzduchu ( $20 \text{ m}^3$  za 24 hodin)

Pro výpočet rizika může být také použit chronický denní příjem, resp. celoživotní průměrná denní dávka a směrnice karcinogenního rizika (MŽP, 2011):

#### **Riziko = CDI x SF nebo LADD x SF**

*SF* – směrnice karcinogenního rizika pro inhalační expozici:  $(\text{mg}/\text{kg}/\text{den})^{-1}$

*CDI* – chronický denní příjem:  $\text{mg}/\text{kg}/\text{den}$

*LADD* – celoživotní průměrná denní inhalační dávka:  $\text{mg}/\text{kg}/\text{den}$

Tento výpočet rizika se využívá do hodnoty 0,01 (pravděpodobnost vzniku nádorového onemocnění u jednoho člověka ze sta). Pro vyšší rizika se vychází z upravené rovnice **Riziko =  $1 - \exp^{-(\text{CDI} \times \text{SF})}$**  (US EPA, 1989; MŽP, 2011).

Pokud je hodnoceno více látek s karcinogenními účinky, zjištěná individuální rizika (ILCR) pro jednotlivé látky lze sčítat a vypočítat celkové karcinogenní riziko TECR (*Total Exposure Cancer Risk*). Tento přístup má ale určitá omezení. Směrnice karcinogenních rizik jsou zpravidla horní meze 95% intervalu spolehlivosti; součet takovýchto maximálních odhadů rizik jednotlivých látek může reálná rizika nadhodnocovat. Dále s uplatněním tohoto postupu souvisejí i další faktory (mechanismy vzniku rakoviny, váha důkazů o jejich karcinogenitě). V případě, že jednotlivé látky iniciují odlišné lokalizace nádorů a nejsou klasifikovány ve stejné karcinogenní skupině, může součet rizik zkreslovat skutečnost. Součet rizik je dostatečně přesný pro hodnoty rizika  $< 0,1$  (Jiřík et Volf, 2011).

Riziko je také možné vyjádřit jako odhad počtu postižených osob (pro populační skupinu) dle vztahu (Provazník et Komárek, 2009): počet postižených osob = riziko (ILCR) x velikost populace. V případě, že se získané číslo dělí počtem roků života, který byl použit při stanovení expoziční dávky (průměrná délka života jedince v populaci), je výstupem roční

populační karcinogenní riziko APCR (*Annual Population Cancer Risk*), které udává pravděpodobný počet nových případů novotvarů za rok v exponované populaci vzniklých vlivem expozičních hodnocených látek (Jiřík et Volf, 2011).

U látek s možnými karcinogenními účinky, které působí jako komplexní směs, se jednotliví zástupci mohou lišit významností zdravotních účinků (jsou různě silnými karcinogeny). Pro vyhodnocení zdravotních rizik vybraných směsí (například PAU) se často využívá postup komparace karcinogenní potence, který je založený na principu aditivního působení látek. Pro vybrané zástupce, u nichž se předpokládá podobné působení v organismu, jsou publikovány ekvivalentní faktory PEF (*Potency Equivalency Factor*) a RPF (*Relative Potency Factor*) (WHO, 2003a; US EPA, 2010b). Ty určují jejich karcinogenní potenciál ve srovnání se zvolenou látkou. Vynásobením zjištěné koncentrace jednotlivých zástupců příslušnými faktory je po jejich sečtení získána hodnota ekvivalentu směsi (ekvivalentní sumy vyjádřené pomocí jedné zvolené látky). S touto hodnotou se pak počítá při stanovení expoziční koncentrace, resp. příjmu látky. Ekvivalentní faktory jsou definovány pro přesně stanovené skupiny látek. Jejich použití by mělo být vázáno na podobný mechanismus účinku ve stejných cílových orgánech nebo systémech (US EPA, 2005a).

Za přijatelnou míru rizika jsou obvykle považovány úrovně od  $1 \cdot 10^{-4}$  (pravděpodobnost vzniku nádorového onemocnění u jednoho člověka z 10 000 exponovaných) do  $1 \cdot 10^{-6}$  (jeden případ vzniku nádorového onemocnění z milionu exponovaných osob) v závislosti na hodnocené situaci a řízení rizika příslušného státu.

V České republice je všeobecně považováno za přijatelné celoživotní zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění ve výši  $1 \cdot 10^{-6}$ . Podle Ministerstva zdravotnictví (MZ, 2005) je možné, vzhledem k nejistotě odhadu expozice i stanovení referenční hodnoty, za přijatelné rozmezí rizika považovat řádovou úroveň pravděpodobnosti  $10^{-6}$  (tj. 1–9 případů nádorového onemocnění při celoživotní expozici na milion exponovaných osob).

Při analýze rizik souvisejících s kontaminací v území jsou doporučovány podle rozsahu vlivů následující hodnoty úrovní karcinogenního rizika (MŽP, 2005; 2011): při hodnocení regionálních vlivů (nad 100 ohrožených osob):  $1 \cdot 10^{-6}$ ; při hodnocení lokálních vlivů (řádově mezi 10 a 100 ohroženými osobami):  $1 \cdot 10^{-5}$  a při hodnocení jednotlivců (do 10 osob):  $1 \cdot 10^{-4}$ .

Jiřík a Volf (2011) uvádějí, že přijatelnost rizik by měla být zvažována nejen podle velikosti exponované populace, ale i podle závažnosti důkazů o karcinogenitě posuzované látky (tj. její zařazení do skupiny karcinogenity podle IARC). Čím jsou důkazy závažnější (skupina 1 dle IARC) a exponovaná populace je větší (desítky, stovky tisíc osob), tím by měla být hranice přijatelnosti rizika nižší a blížit se spíše hodnotě  $10^{-6}$ . Pro látky klasifikované dle IARC ve skupinách 2A a 2B a malé populace (desítky až tisíce lidí) by se přijatelnost rizika přibližovala spíše úrovni  $10^{-4}$ .

Součástí hodnocení zdravotních rizik je také popis a zdůvodnění výběru metod, přístupů a konkrétních hodnot. Dále je nutné charakterizovat nejistoty spjaté s procesem hodnocení. Jedná se zejména o nejistoty a omezení dané použitými daty a postupy (modely, výpočty). Problematické je také vyhodnocení možného vzájemného ovlivňování různých látek nebo kombinace působení dalších rizikových faktorů. Výstupy hodnocení může ovlivnit také absence podrobnějších informací o exponované populaci a jejích aktivitách.

Analýza nejistot je u experimentálně stanovených dat často vyhodnocena kvantitativně (např. formou stanovení přesnosti a intervalem spolehlivosti měření). Řadu dalších nejistot je ale možné vyjádřit pouze kvalitativním vyhodnocením, což zejména v případech, kdy se riziko pohybuje u hranice akceptovatelné úrovně, může být významné pro navazující proces řízení rizik.

Úroveň nejistot je možné snížit využitím pravděpodobnostních analýz, které jsou doporučovány k doplnění hodnocení zdravotních rizik založených na odhadu pro vybraný scénář (deterministické hodnocení). Pravděpodobnostní přístupy mají v oblasti hodnocení zdravotních rizik využití nejčastěji v odhadu expozice. V těchto hodnoceních se uvažuje s frekvencí výskytu určitých jevů, což umožňuje lépe charakterizovat variabilitu rizika v dané populaci. Na druhé straně jsou pravděpodobnostní výpočty oproti deterministickým odhadům náročnější z hlediska množství vstupních dat a prováděných simulací. Vstupní údaje jsou zadávány ve formě pravděpodobnostních funkcí a výsledek analýzy je významně ovlivňován kvalitou vstupních dat. Pro zajištění transparentnosti a kvality odhadu je nutné vycházet z metodologie, standardů a vstupních údajů specifických pro určitou oblast (US EPA, 2001; Öberg, 2005). To může být v praktickém uplatnění pravděpodobnostních odhadů problematické, pokud tato data nejsou dostupná.

Podle US EPA (2001) má být pravděpodobnostní odhad pro analýzy rizik kontaminovaných území aplikován zejména v případech, kdy počáteční hodnocení deterministickými metodami

neposkytuje jednoznačné výsledky. Je doporučována jednorozměrná „Monte Carlo simulace“, popřípadě další zpřesnění pokročilým pravděpodobnostním odhadem (dvojměrnou simulací). Tyto simulace umožňují odhad pravděpodobnosti pro dané riziko nebo expozici a také informaci o senzitivitě vstupních proměnných (velikost vlivu jednotlivých proměnných na výsledný odhad).

### **1.3.2 Hodnocení zdravotních rizik v pracovním prostředí**

V oblasti pracovního prostředí se provádí analýza rizik, která zahrnuje mimo hodnocení a řízení zdravotních rizik, jejichž cílem je snížit zdravotní rizika na přijatelnou úroveň a zabránit vzniku nemocí z povolání, ještě posouzení bezpečnosti pracovišť z důvodu minimalizace vzniku pracovních úrazů. Hodnocení zdravotních rizik je v České republice povinností zaměstnavatelů (*Jiřík et Volf, 2011; Zákon č. 258/2000 Sb.*).

Hodnocení zdravotních rizik v pracovním prostředí je založeno na stejných principech jako hodnocení rizik v oblasti ochrany veřejného zdraví. Zahrnuje identifikaci faktorů (chemických látek) na pracovišti a charakterizaci jejich nebezpečných vlastností a dále zhodnocení typu, úrovně, frekvence a trvání expozice (včetně popisu technologických a pracovních operací s chemickou látkou, exponovaných osob a podmínek na pracovišti). Jsou posuzovány všechny situace na pracovišti, za nichž může dojít k nadměrné expozici – včetně prací spojených s údržbou a úklidem. Na základě vyhodnocení míry zátěže faktory pracovního prostředí jsou v případě rizikových pracovišť posuzovány možnosti odstranění nebo snížení rizika a po provedení opatření je následně zhodnocena jejich účinnost (*Nářízení vlády č. 361/2007 Sb.; Jiřík et Volf, 2011*).

Pro hodnocení rizika se využívá porovnání zjištěných úrovní faktorů s hygienickými limity. U chemických látek jsou expozice porovnávány s přípustným expozičním limitem a nejvyšší přípustnou koncentrací nebo s limitní hodnotou ukazatele biologického expozičního testu (*Vyhláška MZ č. 432/2003 Sb.; Nářízení vlády č. 361/2007 Sb.*).

Dále se v rámci posouzení míry závažnosti vlivu daného rizikového faktoru na zdraví pracovníka berou v úvahu i výsledky lékařských prohlídek a vyšetření. Při nich jsou sledovány změny stavu organismu odpovídající předpokládanému vlivu rizikového faktoru. Cílem je zjištění časných změn v jejich reversibilním stadiu. Účelem periodických lékařských prohlídek je také identifikovat vnímavé jedince, u kterých (i při dodržení daných

hygienických limitů) může dojít k negativnímu ovlivnění zdraví (*Švábová et al., 2008; Hrnčíř, 2010*).

U chemických látek a sloučenin jsou v pracovním prostředí nejčastější cestou vstupu do organismu dýchací cesty. Látky přijímané inhalačně mohou být ve formě plynů, par nebo kapalných a pevných aerosolů. Další vstupní branou může být kůže (především na ruku) a sliznice. Méně častý je vstup přes trávicí trakt (za předpokladu dodržení pravidel hygieny práce).

Míra inhalační expozice chemickým sloučeninám se obvykle zjišťuje stanovením v pracovním ovzduší (v dýchací zóně pracovníka). Měření mohou provádět jen osoby akreditované nebo autorizované k příslušným měřením (*Zákon č. 258/2000 Sb.*). Dále je možné u vybraných látek provádět hodnocení expozice pomocí biologického monitorování, které však zachycuje vstup do organismu všemi expozičními cestami.

Hygienické limity platné v České republice pro chemické látky měřené v pracovním ovzduší jsou uvedeny v nařízení vlády č. 361/2007 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví zaměstnanců při práci. Jak již bylo uvedeno, mají podobu přípustných expozičních limitů (PEL) a nejvyšších přípustných koncentrací (NPK-P).

Přípustný expoziční limit chemické látky nebo prachu je celosměnový časově vážený průměr koncentrací plynů, par nebo aerosolů v pracovním ovzduší, kterým může být vystaven zaměstnanec v osmihodinové nebo kratší směně týdenní pracovní doby, aniž by u něho došlo i při celoživotní pracovní expozici k poškození zdraví, k ohrožení jeho pracovní schopnosti a výkonnosti. Přípustné expoziční limity jsou stanoveny pro pracovníka zatěžovaného tělesnou prací, při které jeho průměrná plicní ventilace nepřesahuje 20 litrů za minutu a doba výkonu práce nepřekračuje 8 hodin (*Nařízení vlády č. 361/2007 Sb.*).

Nejvyšší přípustné koncentraci (NPK-P) nesmí být zaměstnanec vystaven v žádném úseku směny. Při hodnocení pracovního ovzduší lze porovnávat s NPK-P časově vážený průměr koncentrací sledované látky měřené po dobu nejvýše 15 minut (*Nařízení vlády č. 361/2007 Sb.*).

Při působení směsi chemických látek, které mají vliv na stejný orgánový systém, se předpokládá, že působí aditivně (účinek se sčítá), pokud nejsou podloženy informace o opaku. Součet poměrů naměřených koncentrací látek k jejich PEL nebo NPK-P nesmí přesahovat číslo 1:

$$k_1 / \text{PEL}_1 + k_2 / \text{PEL}_2 + \dots + k_n / \text{PEL}_n \leq 1$$

$$k_1 / \text{NPK-P}_1 + k_2 / \text{NPK-P}_2 + \dots + k_n / \text{NPK-P}_n \leq 1,$$

kde  $k_1$  až  $k_n$  jsou naměřené koncentrace jednotlivých látek,  $\text{PEL}_1$  až  $\text{PEL}_n$  jsou stanovené hodnoty PEL jednotlivých látek a  $\text{NPK-P}_1$  až  $\text{NPK-P}_n$  jsou stanovené hodnoty NPK-P jednotlivých látek. Pokud existují podložené údaje, že nelze aditivní účinek jednotlivých látek ve směsi předpokládat, koncentrace žádné složky směsi nesmí překračovat její NPK-P ani PEL (*Nariadení vlády č. 361/2007 Sb.*).

Hygienické limity jsou uvedeny pro přibližně 300 látek. U látek, pro které nejsou stanoveny tyto přípustné hodnoty, stanovuje limity orgán ochrany veřejného zdraví. Jedná se o individuální posouzení vlastností látky, podmínek a pracovních postupů na konkrétním pracovišti. Podkladem pro toto posouzení je odborné stanovisko Komise pro stanovení přípustných expozičních limitů a nejvyšších přípustných koncentrací v pracovním prostředí, která je ustanovena v Centru pracovního lékařství Státního zdravotního ústavu v Praze (*Šamánek et Baumruk, 2008; Šamánek, 2010*).

Posouzení míry expozice chemickým látkám prostřednictvím biologického monitorování se provádí stanovením ukazatelů ve vzorcích biologického materiálu odebraných exponovaným jedincům ve vhodnou dobu. V České republice je provádění biologických expozičních testů upraveno vyhláškou Ministerstva zdravotnictví č. 432/2003 Sb., kterou se stanoví podmínky pro zařazování prací do kategorií, limitní hodnoty ukazatelů biologických expozičních testů, podmínky odběru biologického materiálu pro provádění biologických expozičních testů a náležitostí hlášení prací s azbestem a biologickými činiteli. Přehled uznaných biologických expozičních testů (včetně limitních hodnot ukazatelů) a podmínek doby odběrů biologického materiálu je uveden v příloze 2 této vyhlášky. Překročení limitních hodnot ukazatelů biologických expozičních testů svědčí o zvýšení expozice chemickým látkám nad hygienicky přípustnou úroveň.

Na základě porovnání zjištěných (naměřených) hodnot s příslušným hygienickým limitem se určuje míra zdravotního rizika exponovaných pracovníků. Pokud se při hodnocení zjistí, že stanovená limitní hodnota je překročena, musí být zjištěny důvody tohoto překročení a na pracovišti realizována opatření pro nápravu situace (*Nariadení vlády č. 361/2007 Sb.*).

Souhrnné hodnocení úrovně zátěže faktory rozhodujícími ze zdravotního hlediska o kvalitě pracovních podmínek se provádí v rámci kategorizace prací, kdy je práce zařazena dle míry

výskytu faktorů a jejich rizikovosti pro zdraví do jedné ze čtyř stanovených kategorií. V kategorii první jsou práce, při nichž podle současného poznání není pravděpodobný nepříznivý vliv na zdraví. Do kategorie druhé náleží práce, při nichž nejsou překračovány hygienické limity faktorů a podle současné úrovně poznání lze očekávat jejich nepříznivý vliv na zdraví jen výjimečně (zejména u vnímavých jedinců). U práce zařazené do kategorie třetí není expozice osob spolehlivě snížena technickými opatřeními pod úroveň hygienických limitů. Pro zajištění ochrany zdraví osob je proto nezbytné využívat osobní ochranné pracovní prostředky a ochranná opatření. Dále jsou zde zařazeny i práce, při nichž se vyskytují opakovaně nemoci z povolání nebo statisticky významně častěji nemoci související s prací. Do kategorie čtvrté náleží práce, při nichž existuje vysoké riziko ohrožení zdraví, které nelze zcela vyloučit ani při používání dostupných a použitelných ochranných opatření (*Vyhláška MZ č. 432/2003 Sb.; Šamánek, 2010*).

Práce kategorie 3 a 4 jsou označovány jako rizikové práce (dle ustanovení § 39 zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví. Rizikovou prací může být také práce kategorie 2, pokud o této práci takto rozhodl orgán ochrany veřejného zdraví.

Při kategorizaci prací se vyhodnocuje výskyt a úroveň jednotlivých vybraných faktorů na pracovišti (prach, chemické látky, hluk, vibrace, neionizující záření a elektromagnetická pole, fyzická zátěž, pracovní poloha, zátěž teplem, zátěž chladem, psychická zátěž, zraková zátěž, práce s biologickými činiteli a práce ve zvýšeném tlaku vzduchu). Pokud se jedná o práci spojenou s expozicí několika faktorům, tak se výsledná kategorie práce stanoví podle nejméně příznivě hodnoceného faktoru (*Vyhláška MZ č. 432/2003 Sb.*).

### **1.3.3 Expozice vybraným látkám z ropných odpadů a zdravotní rizika**

Ropné odpady reprezentují významný zdroj komplexní inhalační expozice, která může vyvolávat systémové, karcinogenní a mutagenní účinky (*Perez-Cadahia et al., 2006; 2008; Janjua et al., 2006; Aquilera et al., 2010*).

Vzhledem k tomu, že ropné produkty (benzíny, petroleje, plynové a mazací oleje) jsou složité směsi, které obsahují stovky chemických sloučenin, je složité posoudit toxicitu takových směsí. Principy možného přístupu pro komplexní posouzení u lokalit kontaminovaných ropnými uhlovodíky prezentuje US EPA (*US EPA, 2006; Zimová et al., 2011*): Pokud jsou součástí směsí ropných látek jednotlivé chemické látky a jsou pro ně stanoveny referenční hodnoty (dávky, karcinogenní faktory), je třeba pro ně použít tyto hodnoty.



Zbytek směsi je možné rozdělit do několika skupin látek nebo frakcí. Referenční dávka se přiřazuje každé části dle toxikologické charakteristiky známé látky obsažené v této skupině nebo na základě látky s podobnou chemickou strukturou. Z důvodu širokého spektra chemických látek a jejich potenciálních zdravotních účinků by se měly sumarizovat i nekarcinogenní toxické účinky jednotlivých frakcí v ropné směsi.

US EPA (2006) doporučila základní rozdělení směsi ropných látek na alifatické a aromatické uhlovodíky a každou z těchto skupin dále dělit na frakce s podobnými vlastnostmi. Park, I.S. a Park, J.W. (2010) oproti tomu uvádějí, že alifatické uhlovodíky s délkou řetězce EC (*Equivalent Carbon*) 8-16 a aromatické EC 10-21 nejvýznamněji přispívají ke zdravotnímu riziku všemi vstupními bránami expozice (tvořily přibližně 96 % hodnoty indexu nebezpečnosti HI). Proto doporučují zaměřit se při hodnocení zdravotní rizika na lidské zdraví na tyto dvě prioritní frakce.

K problematice hodnocení zdravotních rizik pocházejících z inhalační expozice škodlivinám emitovaným při provádění srovnatelných sanací starých zátěží z ropných odpadů bylo nalezeno jen omezené množství prací.

Charakterizace rizik vyplývajících z inhalační profesionální expozice u sludgeových lagun obdobného původu byla provedena v Polsku – „Czechowice Oil Refinery Project“ (Wcislo, 2006). Rafinérie je umístěna v městské průmyslové oblasti. Ve třech otevřených neizolovaných lagunách, hlubokých přibližně 3 metry, bylo uloženo přibližně 120 000 tun sludge z kyselinové rafinace (Tien et al., 1999). Oblast ekologické zátěže má celkovou rozlohu 3,8 hektarů. V práci byla hodnocena expozice kontaminantům během pracovních aktivit přímo v místě lagun, kde na rozloze cca 0,3 ha byla demonstrována bioremediační technologie. Za indikátorové rizikové látky byly vybrány benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny, 6 zástupců PAU (benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(ghi)perylen, benzo(k)fluoranten, fluoranten, indeno(1,2,3-cd)pyren) a těžké kovy (arsen, kadmium, chróm, kobalt, měď, olovo, rtuť, nikl, zinek). Z hlediska doby trvání a frekvence expozice bylo uvažováno s 50 dny v roce (1 den v týdnu, 50 týdnů za rok) po dobu 25 let (ze 70 let života). Jako možné vstupní brány expozice byly vyhodnoceny inhalace, dermální kontakt a náhodné požití půdních částic. Pro inhalační expozici byl vyčíslen index nebezpečnosti HI indikátorových látek v úrovni 0,012 a potenciální karcinogenní riziko v hladině  $7,7 \cdot 10^{-8}$ . Největší příspěvek na velikost karcinogenního rizika byl zjištěn u benzenu a benzo(a)pyrenu. Vypočtený HI pro celkovou

expozici činil 0,016 a celkové karcinogenní riziko dosáhlo hodnoty  $3,7 \cdot 10^{-6}$  (Godzik et al., 2000; Wcislo, 2006).

V rámci řešení analýzy rizika ekologické zátěže skládky odpadů s.p. Diamo (Tomíška, 1998) bylo provedeno měření emisí z povrchu lagun, imisní monitoring a výpočet rozptylu látek pro situaci samotné sanace (těžby odpadů). Jednalo se o skládku nebezpečných odpadů z provozu rafinace a regenerace minerálních olejů obsahující zbytky z rafinace, louhové vody a kaly, kyselý pryskyřice a kaly z chladících věží, z čistíren odpadních vod a z čištění kotlů. V roce 1998 byly v této lokalitě provedeny odběry emisí z povrchu tří lagun ve výšce 1,5 m nad povrchem. Jednalo se celkem o 12 vzorků reprezentující chladné a teplé počasí. Vzorky obsahovaly nepolární uhlovodíky (emisní tok 345–1583  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{hod}$  za chladna, 690–4386  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{hod}$  za tepla) a dále oxid siřičitý, toluen, 1,1-dichlorethan, 1,1-dichlorethen, trichlorethylen a sirouhlík.

Výpočty modelu rozptylu látek při těžbě odpadů do okolí (nejbližší zástavba ve vzdálenosti přibližně 500 m) byly provedeny pro  $\text{SO}_2$ , 1,1-dichlorethylen, benzen a benzo(a)pyren, které měly relativně vysoké emisní toky a byly zdravotně nejrizikovější.

Imisní situace v obytné zástavbě byla hodnocena po otevření celé plochy jednotlivých lagun za současného použití nejvyššího zjištěného emisního toku škodlivin. Byly zjištěny roční imisní koncentrace v rozmezí 0,009–7,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  u oxidu siřičitého, 0,001–0,002  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  u 1,1-dichlorethylenu a 0,08–0,13  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  u benzenu. Imisní půlhodinové koncentrace se pohybovaly v maximálních hladinách 1,4–1073,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  u oxidu siřičitého, 0,48–3,96  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  u 1,1-dichlorethylenu a 62,2–208,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  u benzenu. U benzo(a)pyrenu byly zjištěny imisní koncentrace pod  $10^{-6}$   $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

V rámci přípravy sanace ropných odpadů firmy Ostramo (Hammer, 2007) byly vyhodnoceny úrovně předpokládaných příspěvků imisí přímo v obytné zástavbě nacházející se v okolí a zhodnocena související zdravotní rizika. Jako modelové látky byly zvoleny oxid siřičitý, oxid dusičitý, tuhé znečišťující látky, sirovodík, benzen, trichlorethen, suma polychlorovaných bifenylnů, polycyklické aromatické uhlovodíky a zástupci těžkých kovů (arsen, 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 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.

#### **1.4 Charakteristika vybraných chemických látek emitovaných při sanaci staré zátěže**

Předkládaná disertační práce se zabývá hodnocením inhalačních rizik při zpracování ropných odpadů pocházejících z rafinace minerálních olejů kyselinou sírovou. Rafinace je součástí technologie k odstraňování asfaltických a pryskyřičných látek z olejových destilátů (Lochmann et Drvota, 2001). Ekologický audit v zájmové lokalitě prokázal silnou kontaminaci horninového prostředí a podzemních vod především nepolárními extrahovatelnými látkami (MŽP, 2010).

Jako modelové látky pro další hodnocení byly na základě znalostí původu staré zátěže, provedeného průzkumu lokality a rozborů vybrány oxid siřičitý, sirovodík, polycyklické aromatické uhlovodíky a zástupce těkavých organických látek - toluen.

##### **1.4.1 Oxid siřičitý**

Oxid siřičitý ( $\text{SO}_2$ ) je bezbarvý plyn charakteristického dráždivého zápachu, snadno rozpustný ve vodném prostředí (NIOSH, 2007; HSDB, 2010d). Vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti této látky jsou shrnuty v tabulce 1.

Oxid siřičitý je vstřebáván sliznicemi respiračního traktu, dermální absorpce má zanedbatelný význam. Při inhalační expozici dochází u  $\text{SO}_2$  v důsledku jeho vysoké reaktivity a rozpustnosti k absorpci především ve slizničních membránách nosu a horních cestách dýchacích (ATSDR, 1998). Absorpce je závislá na koncentraci. K přibližně 85% absorpci v nose dochází při koncentraci 4–6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a k 99% absorpci přibližně při koncentraci 46  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO, 1987). Z dýchacích cest se  $\text{SO}_2$  dostává přímo do krve. Vylučuje se zejména močí po biotransformaci na sírany, ke které dochází v játrech.

Oxid siřičitý má dráždivý účinek, působí především na oči a horní cesty dýchací - vyvolává pálení spojivek a nosu, kašel, ztížené dýchání, krácení dechu, sípání (WHO, 2005; NIOSH, 2007). Oxid siřičitý snižuje ventilační kapacitu plic, zvyšuje odpor dýchacích cest. Účinky jsou zvyšovány fyzickou námahou, při které narůstá respirační objem, a tím i množství oxidu siřičitého v dýchacích cestách (WHO, 2005).

Při sledování působení oxidu siřičitého na lidské zdraví byla nalezena korelace mezi respiračními symptomy a frekvencí výskytu respiračních onemocnění a expozicí koncentracím SO<sub>2</sub> (WHO, 2000; 2005; US EPA, 2010a).

Několik studií zabývajících se působením směsi emisí z průmyslových a dopravních zdrojů prokázalo účinky na mortalitu (celkovou, kardiovaskulární a respirační) a na hospitalizaci z důvodu respiračních obtíží. Roční průměrná koncentrace SO<sub>2</sub> se přitom pohybovala pod 50 µg/m<sup>3</sup> a denní koncentrace obvykle nepřekročily 125 µg/m<sup>3</sup> (WHO, 2000).

Na souvislost mezi úrovní 24-hodinových koncentrací a denní mortalitou bylo poukázáno ale i při hladinách významně nižších. Průměrné koncentrace se ve 12 kanadských městech pohybovaly okolo 5 µg/m<sup>3</sup>, resp. nejvyšší průměr byl nižší než 10 µg/m<sup>3</sup> (Burnett et al., 2004).

Citlivost k působení oxidu siřičitému je v rámci populace různá. Mezi rizikové skupiny populace patří zejména děti, starší osoby a jedinci s onemocněním dýchacích cest (ATSDR, 1998; WHO, 2000; US EPA, 2010a). Například při sledování skupin astmatiků bylo zjištěno, že jsou podstatně citlivější k expozicím a reagují výraznějšími změnami funkcí plic než zdraví jedinci. Z rozboru klinických studií provedených u cvičících astmatiků vyplývá, že expozice SO<sub>2</sub> může mít za následek změny v plicních funkcích (zvýšení specifické plicní resistance a snížení vynuceného výdechového objemu) a respirační obtíže – bronchokonstrikce, ztížené dýchání a zvýraznění symptomů astmatu (WHO, 2000; US EPA, 2010a). Při krátkodobé expozici SO<sub>2</sub> byly pozorovány malé změny ventilační kapacity u koncentrace 572 µg/m<sup>3</sup>. Snížení ventilační kapacity v úrovni 10 % bylo pozorováno při koncentraci 1144 µg/m<sup>3</sup> a o 15 % při koncentraci 1716 µg/m<sup>3</sup> (WHO, 2000; 2005).

WHO (2005) dále uvádí výstupy studií zabývajících se vztahem mezi koncentracemi kontaminantů a zvýšením úmrtnosti populace vybraných měst. Často je ale sledováno současné působení SO<sub>2</sub> a dalších kontaminantů (především částic prašného aerosolu). V případě města HongKong (Hedley et al., 2002) byl po snížení obsahu síry v palivu dokumentován pokles koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší o cca 50 % (z úrovně 44 µg/m<sup>3</sup> na 21 µg/m<sup>3</sup>), ale koncentrace PM<sub>10</sub> se neměnily. Průměrný roční trend poklesu úmrtnosti se celkově projevil v úrovni 2,1 % (resp. u úmrtnosti na respirační onemocnění o 3,9 % a u kardiovaskulární úmrtnosti o 2,0 %).

Dle Mezinárodní agentury pro výzkum rakoviny (IARC) je oxid siřičitý zařazen do skupiny 3 – tj. mezi látky, které nelze klasifikovat z hlediska jejich karcinogenity pro člověka (IARC, 2012).

### **Referenční koncentrace pro venkovní ovzduší**

Dle WHO (2005) nelze na základě stávajících znalostí stanovit bezpečnou prahovou koncentraci v ovzduší.

Účinky oxidu siřičitého na lidské zdraví byly dokumentované v epidemiologických studiích, které se zabývaly reálnými (komplexními) expozicemi. Výstupy tedy nerepresentují pouze vliv oxidu siřičitého, ale také souběžně působících látek s podobnými účinky na respirační systém (nejčastěji suspendované částice, oxidy dusíku, ozón). Také citlivost osob k expozici oxidu siřičitému se vyznačuje významnou variabilitou.

Světová zdravotnická organizace doporučila v roce 2000 ve Směrnici pro kvalitu ovzduší pro ochranu veřejného zdraví hodnotu imisní koncentrace  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro krátkodobou expozici do 10 minut (na základě výsledků studie s citlivou skupinou populace – cvičícími astmatiky). Dále byla stanovena hodnota  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  jako 24-hodinový průměr a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro roční průměrné koncentrace (WHO, 2000).

V roce 2005 (WHO, 2005) byly publikovány tzv. přechodné cíle IT-1 ( $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) a IT-2 ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Zároveň byla na základě výsledků novějších studií (Hedley et al., 2002; Burnett et al., 2004) snížena směrná hodnota WHO pro 24-hodinové koncentrace ze  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  na hodnotu  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Směrná koncentrace pro krátkodobou expozici do 10 minut ( $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) je shodná s hodnotou publikovanou v roce 2000. Krátkodobé expozice jsou závislé na charakteru místních zdrojů a meteorologických podmínkách, proto nelze jednoduše přepočítávat odpovídající směrné hodnoty pro delší časová období. Hodnota pro roční průměrné koncentrace již není stanovena, WHO (2005) to nepovažuje při stanovení směrné denní koncentrace v úrovni  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  za nutné.

ATSDR (2012) stanovila pro akutní inhalační expozici  $\text{SO}_2$  v trvání 1 až 14 dnů referenční koncentraci MRL (*Minimal Risk Level*) s hodnotou 0,01 ppm ( $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

### **Přípustné expoziční limity v pracovním prostředí**

V nařízení vlády č. 361/2007 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví zaměstnanců při práci v České republice, jsou uvedeny pro SO<sub>2</sub> hodnoty přípustného expozičního limitu PEL = 5 mg/m<sup>3</sup> a nejvyšší přípustné koncentrace NPK-P = 10 mg/m<sup>3</sup>.

Srovnatelné expoziční limity ze zahraničních zdrojů prezentuje například NIOSH – REL (*Recommended Exposure Limit*) TWA = 2 ppm (5 mg/m<sup>3</sup>) a ST = 5 ppm (13 mg/m<sup>3</sup>). Časově vážený průměr TWA (*time-weighted average*) odpovídá pracovní době do 10 hodin za den a celkem 40 hodinám za týden. Krátkodobá hodnota ST (*short-term*) by neměla být překročena více než 15 minut za pracovní den (*NIOSH, 2007*). OSHA uvádí PEL (8 hodinový časově vážený průměr) = 5 ppm (13 mg/m<sup>3</sup>) (*OSHA, 2006*).

**Tab. 1.** Vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti modelových látek

Název	Sumární vzorec	CAS	M (g/mol)	Bod varu (°C)	Bod tání (°C)	log K <sub>ow</sub>
Acenaften	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	83-32-9	154,21	279	95	3,92
Acenaftylen	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	208-96-8	152,2	265–275	92–93	4,07
Antracen	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	120-12-7	178,23	342	218	4,45
Benzo(a)antracen	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	56-55-3	228,29	437,6	160	5,79
Benzo(a)pyren	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	50-32-8	252,32	310–312	179–179,3	5,97
Benzo(b)fluoranten	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	205-99-2	252,32	481*	168	6,6
Benzo(ghi)perylene	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	191-24-2	276,34	550	277	6,63
Benzo(k)fluoranten	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	207-08-9	252,32	480	217	6,84
Dibenzo(ah)antracen	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	53-70-3	278,33	524	266	6,5
Fenantren	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	85-01-8	178,22	340	101	4,57
Fluoranten	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	206-44-0	202,26	384	111	5,16
Fluoren	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	86-73-7	166,21	295	116–117	4,18*
Chrysen	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	218-01-9	228,29	448	258,2	5,73
Indeno(1,2,3-cd)pyren	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	193-39-5	276,34	536	163,6	6,7*
Naftalen	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	91-20-3	128,17	217,9	80,2	3,3
Oxid siřičitý	SO <sub>2</sub>	7446-09-5	64,07	-10,1	-75,5	-
Pyren	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	129-00-0	202,26	404	151,2	4,88
Sirovodík	H <sub>2</sub> S	7783-06-4	34,08	-60,3	-85,5	-
Toluen	C <sub>7</sub> H <sub>8</sub>	108-88-3	92,14	110,6	-94,9	2,73

Zdroje informací: HSDB (2001a-d; 2003a,b; 2005a-f; 2006; 2009a,b; 2010a-d), ChemIDplus (2011a,b)

\*The Physical Properties Database (PHYSPROP)

### 1.4.2 Sirovodík

Sirovodík ( $\text{H}_2\text{S}$ ) je hořlavý bezbarvý plyn nepříjemného zápachu po zkažených vejcích (*HSDB, 2005e; ATSDR, 2006; NIOSH, 2007*). Vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti této látky jsou shrnuty v tabulce 1.

Páry sirovodíku pronikají do těla především při inhalační expozici. Může se vstřebávat i přes kůži, ale tato cesta expozice není příliš významná (*WHO, 2003b*). Sirovodík je většinou metabolizován oxidací na sírany a thiosírany v játrech a ledvinách. V malé míře se uplatňuje také metylace (za vzniku methylmerkaptanů a dimethylsulfátů) a reakce s metaloproteiny. Tyto metabolity se vylučují ledvinami a gastrointestinálním ústrojím (*WHO, 1987; US EPA, 2003b*). Dle *WHO (2003b)* mohou být thiosírany v moči užitečným indikátorem expozice sirovodíku.

Sirovodík má především silný dráždivý účinek. Expozice se může projevat slzením, pálením a bolestí očí, drážděním dýchacích cest, kašlem, dušností, nevolností, zvracením, bolestmi hlavy, malátností a fotofobií (*WHO, 2003b; NIOSH, 2007*).

Sirovodík působí toxicky na respirační systém a centrální nervovou soustavu (*WHO, 2003b; ATSDR, 2006*). Snižuje schopnost hemoglobinu přenášet kyslík, blokuje utilizaci kyslíku a je inhibátorem funkce enzymu cytochromoxidázy (*US EPA, 2003b*).

Vysoké koncentrace sirovodíku v ovzduší (při profesionálních expozicích) mohou mimo již popsaných účinků způsobit také anosmii (ztráta čichu), neurobehaviorální efekty, nekoordinovanost, halucinace, zhoršení paměti a plicní edém. V extrémně vysokých koncentracích (koncentrace vyšší než  $560 \text{ mg/m}^3$ , resp.  $700 \text{ mg/m}^3$ ) byly popsány poruchy srdečního rytmu (arytmie, tachykardie), dýchací obtíže až zástava dechu a ztráta vědomí (*WHO, 2003b; ATSDR, 2006*).

U krátkodobých expozic sirovodíku bylo pozorováno zhoršení plicních funkcí u 20 % astmatiků již u koncentrací na úrovni  $2,8 \text{ mg/m}^3$  (*Jappinen et al., 1990*). Tato hodnota je považována za hodnotu LOAEL (*WHO, 2003b; ATSDR, 2006*).

*US EPA (2003a)* prezentovala pro chronickou inhalační expozici  $\text{H}_2\text{S}$  u lidí hodnotu  $\text{NOAEL}_{(\text{HEC})} = 0,64 \text{ mg/m}^3$  (nejvyšší hodnota, při které se ještě neočekává nepříznivá odpověď) a hodnotu  $\text{LOAEL}_{(\text{HEC})} = 1,9 \text{ mg/m}^3$  (nejnižší hodnota, při které je možné již předpokládat nepříznivou odpověď). Tyto hodnoty byly odvozeny na základě subchronické inhalační studie provedené na myších a sledovaným efektem bylo poškození

nosní sliznice (*Brenneman et al., 2000*). Experimentálně stanovená hodnota NOAEL činila  $13,9 \text{ mg/m}^3$  (10 ppm) a LOAEL byla rovna  $41,7 \text{ mg/m}^3$  (30 ppm).

V publikaci WHO (*2003b*) jsou v souvislosti s expozicí sirovodíku zmíněny také účinky na metabolismus (zvyšování koncentrace laktátu v krvi, pokles spotřeby kyslíku aj.) a v případě profesionální expozice potenciální asociace s nárůstem počtu spontánních potratů u těhotných žen.

Sirovodík není uveden v IARC seznamu látek hodnocených z hlediska jejich možné karcinogenity u člověka (*IARC, 2012*), dle US EPA (*2003a*) také není klasifikován.

### ***Referenční koncentrace pro venkovní ovzduší***

Ministerstvo zdravotnictví České republiky v souvislosti s hodnocením a řízením zdravotních rizik stanovilo referenční denní koncentraci pro sirovodík v úrovni  $150 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  a hodnotu koncentrace pro ochranu proti obtěžování zápachem  $7 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  (*SZÚ, 2003*). Tyto koncentrace vycházejí z vyhodnocení provedeného WHO (*2000*). Dle WHO (*2000*) je směrná 24-hodinová koncentrace v ovzduší pro sirovodík  $150 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ . Referenční koncentrace vycházela z hodnoty LOAEL  $15 \text{ mg/m}^3$ , sledovaným kritickým efektem byly dráždivé účinky na sliznice očí člověka.

Pro ochranu proti obtěžování zápachem WHO (*2000*) doporučuje hladinu koncentrace sirovodíku ve volném ovzduší do  $7 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  pro 30 minutovou expozici.

V roce 2003 prezentovala WHO ve spolupráci s dalšími organizacemi přípustné koncentrace  $\text{H}_2\text{S}$  na úrovni  $100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  pro krátkodobou expozici 1–14 dnů a  $20 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  pro střednědobou expozici do 90 dnů (*WHO, 2003b*). Databáze IRIS (*US EPA, 2003a*) uvádí pro chronickou inhalační expozici u člověka  $\text{RfC} = 0,002 \text{ mg/m}^3$ . ATSDR (*2009*) stanovila v roce 2006 referenční hladiny rizika (MRL) pro akutní inhalační expozici sirovodíku 0,07 ppm ( $0,098 \text{ mg/m}^3$ ) a pro subakutní inhalační expozici sirovodíku hladinu 0,02 ppm ( $0,028 \text{ mg/m}^3$ ).

### ***Přípustné expoziční limity v pracovním prostředí***

Pro pracovní prostředí byl v České republice stanoven limit PEL =  $10 \text{ mg/m}^3$  a NPK–P =  $20 \text{ mg/m}^3$  (*Nariženi vlady č. 361/2007 Sb.*). NIOSH doporučuje maximální hranici expozice v úrovni REL = 10 ppm ( $14 \text{ mg/m}^3$ ) pro trvání po dobu do 10 minut (*NIOSH, 2007*). OSHA má ustanovenou nejvyšší přijatelnou koncentraci v úrovni 20 ppm ( $28 \text{ mg/m}^3$ ), s nejvyšší hodnotou 50 ppm ( $70 \text{ mg/m}^3$ ) po dobu maximálně 10 minut (*OSHA, 2006*).



### 1.4.3 Toluén

Toluén je bezbarvá hořlavá kapalná látka s charakteristickým zápachem, jejíž páry tvoří se vzduchem výbušnou směs (*US EPA, 2005b; HSDB, 2006; NIOSH, 2007*). Vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti této látky jsou shrnuty v tabulce 1.

Do lidského těla páry toluenu pronikají především při inhalační expozici. Vstřebávání toluenu z ovzduší kůží je zanedbatelné, průnik kůží je významnější v případě expozice kapalnému toluenu (*ATSDR, 2000; US EPA, 2005b*).

Z inhalovaného množství toluenu se vstřebává 50–80 %. Toluén se metabolizuje přes benzylalkohol a benzaldehyd na kyselinu benzoovou a po konjugaci s glycinem vzniká kyselina hippurová, která se vylučuje močí (její stanovení se používá jako biologický expoziční test). Z celkového množství vstřebeného toluenu se na kyselinu hippurovou metabolizuje asi 75–80 %. Vznikají i další metabolity (například kresoly a jejich sulfáty a benzoylglukuronid). V malé míře (7–20 % z inhalovaného množství) dochází k exkreci nemetabolizovaného toluenu vydechovaným vzduchem (*ATSDR, 2000*).

U toluenu dominuje účinek neurotoxický. Byly popsány různé neurologické efekty – zhoršená barevná vize, poškození sluchu, snížený výkon v neurobehaviorální analýze, změny rychlosti vedení nervových vzruchů, bolesti hlavy a závratě (*US EPA, 2005b*).

Expozice vysokým koncentracím toluenu v ovzduší působí narkoticky, dráždí oči a dýchací cesty. Jsou uváděny bolesti hlavy, žaludeční nevolnost, dráždění očí a dýchacích cest, příznaky exitační s pocity opilosti, euforie, únava, poruchy koordinace a prodloužený reakční čas (*ATSDR, 2000; NIOSH, 2007*). Při intenzivním kožním kontaktu dochází k vysušení a silnému podráždění pokožky (*ATSDR, 2000*).

Neurologické efekty byly identifikovány jako nejcitlivější (kritický) ukazatel. Jiné sledované účinky (například vliv na respirační systém) byly pozorovány až při vyšších úrovních expozice, než jaké byly popsány u ukazatelů potenciálního neurotoxického účinku (*US EPA, 2005b; 2007b*).

V epidemiologických studiích byly popsány účinky teratogenní (opoždění vývoje a vrozené anomálie). Tyto efekty jsou podporované nálezy studií na zvířatech – fetální vývojové zpoždění, kostní anomálie, nízká porodní hmotnost a vývojová neurotoxicita (*WHO, 2000; ATSDR, 2000*). Studie prováděné u profesionálně exponovaných těhotných žen i pokusy

na zvířatech naznačují zvýšené riziko samovolných potratů a změny úrovně některých hormonů. Při akutních otravách bylo popsáno i poškození ledvin a jater (ATSDR, 2000).

US EPA (2007b) stanovila průměrnou hodnotu NOAEL na úrovni  $128 \text{ mg/m}^3$ ,  $\text{NOAEL}_{(\text{HEC})} = 46 \text{ mg/m}^3$ . Ke stanovení této hodnoty a referenční koncentrace bylo využito výstupů z celkem 10 studií, kde sledovaným efektem byly neurologické efekty u profesionálně exponovaných lidí.

Dle Mezinárodní agentury pro výzkum rakoviny (IARC, 2012) je toluen zařazen mezi látky, které nelze klasifikovat z hlediska jejich karcinogenity pro člověka (skupina 3). Dle US EPA (2007b) není z hlediska možné karcinogenity klasifikován.

### ***Referenční koncentrace pro venkovní ovzduší***

Ministerstvo zdravotnictví České republiky uvádí pro toluen referenční koncentraci  $260 \mu\text{g/m}^3$  (SZÚ, 2003), která vychází z vyhodnocení provedeného WHO (2000). Tato referenční koncentrace se vztahuje k týdennímu průměru.

Pro ochranu proti obtěžování zápachem je WHO (2000) doporučena koncentrace toluenu ve volném ovzduší do  $1 \text{ mg/m}^3$  (30 minutový průměr).

Databáze IRIS (US EPA, 2007b) uvádí pro chronickou inhalační expozici u člověka referenční koncentraci v úrovni  $5 \text{ mg/m}^3$ .

ATSDR (2012) stanovila referenční hladiny rizika (MRL) pro chronickou inhalační expozici toluenu  $0,08 \text{ ppm}$  ( $0,3 \text{ mg/m}^3$ ). Při určení MRL se vycházelo z hodnoty LOAEL =  $35 \text{ ppm}$  ( $132 \text{ mg/m}^3$ ) odvozené v rámci inhalační studie (Zavalic et al., 1998a; 1998b). Sledovaným efektem bylo zhoršování zraku u profesionálně exponovaných pracovníků při výrobě obuvi. Dále byla ATSDR (2012) pro akutní inhalační expozici (1 až 14 dnů) stanovena koncentrace ve výši  $1 \text{ ppm}$  ( $3,8 \text{ mg/m}^3$ ).

### ***Přípustné expoziční limity v pracovním prostředí***

Pro pracovní prostředí v České republice je stanoven limit PEL =  $200 \text{ mg/m}^3$ , a NPK–P =  $500 \text{ mg/m}^3$  (Nařízení vlády č. 361/2007 Sb.). NIOSH (2007) doporučuje REL v úrovni TWA =  $100 \text{ ppm}$  ( $377 \text{ mg/m}^3$ ) a ST =  $150 \text{ ppm}$  ( $566 \text{ mg/m}^3$ ). OSHA (2006) má stanovený 8 hodinový časově vážený průměr v úrovni  $200 \text{ ppm}$  ( $754 \text{ mg/m}^3$ ) a nejvyšší přijatelnou koncentraci ve výši  $300 \text{ ppm}$  ( $1131 \text{ mg/m}^3$ ) s maximální hodnotou  $500 \text{ ppm}$  ( $1885 \text{ mg/m}^3$ ) po dobu 10 minut.

Vyhláškou Ministerstva zdravotnictví České republiky č. 432/2003 Sb. jsou pro toluen také stanoveny limitní hodnoty ukazatelů pro provádění biologických expozičních testů. Pro kyselinu hippurovou byla stanovena hodnota 1600 mg/g kreatininu; 1100  $\mu\text{mol}/\text{mmol}$  kreatininu, o-kresol: 0,5 mg/l, 4,6  $\mu\text{mol}/\text{l}$ . Ukazatele se stanovují v moči odebrané na konci pracovní směny.

#### **1.4.4 Polycyklické aromatické uhlovodíky**

PAU jsou obsáhlou skupinou organických sloučenin, které jsou tvořené uhlíkem a vodíkem se strukturou v podobě dvou a více kondenzovaných aromatických jader. PAU se vyskytují jako komplexní směsi (ATSDR, 1995; IARC, 2010). Fyzikálně-chemické vlastnosti jednotlivých zástupců PAU se liší. V tabulce 1 jsou shrnuty vybrané vlastnosti 16 zástupců PAU.

PAU jsou většinou pevné látky s relativně vysokým bodem tání a varu. Bod tání, varu i rozdělovací koeficient n-oktanol/voda ( $K_{ow}$ ) roste se vzrůstající molekulovou hmotností, tenze par a rozpustnost ve vodě klesá (Holoubek, 1996; 2005; WHO, 2010).

PAU patří mezi látky lipofilní a perzistentní. Reaktivita PAU je závislá na počtu a uspořádání kondenzovaných jader. V lineárním uspořádání je stabilita nejmenší, v klastrovém vzrůstá a nejvyšší je v angulárním uspořádání. Reaktivitu ovlivňují i další faktory – přítomnost pevných částic a dalších chemických látek v ovzduší, druh a velikost povrchu částic, meteorologické a klimatické poměry v dané lokalitě (UV záření, teplota). V atmosféře mohou PAU podléhat fotolýze, přičemž adsorpce na pevné částice může tento proces zpomalit (ATSDR, 1995; Holoubek 1996; 2005; WHO, 2010).

Antropogenním zdrojům PAU dominují procesy nedokonalého spalování organického materiálu – spalování fosilních paliv, spalování odpadů a doprava. Dále jsou významným zdrojem i technologie zpracování uhlí, ropy, nakládání s uhelnými dehty, asfalty a nebezpečnými odpady, které obsahují PAU (ATSDR, 1995; Fiala et al., 2000a; Ravindra et al., 2008; IARC, 2010).

V případě městského prostředí patří mezi významné zdroje PAU domácí topeniště a doprava, výrazné navýšení imisní zátěže způsobuje také těžký průmysl a staré ekologické zátěže. Na základě dlouhodobého sledování lze zátěž z dopravy ve větších městských celcích charakterizovat jako plošnou, kdy rozdíly mezi málo zatíženými a dopravně významně exponovanými lokalitami jsou minimální. Domácí topeniště se prosazují hlavně v okrajových

částech měst a v místech s kvantifikovatelným podílem spalování fosilních paliv. Tyto lokality se vyznačují vyššími koncentracemi v topném období a hodnotami pod mezí detekce v období netopném (SZÚ, 2011a).

Podle převládajících zdrojů emisí v dané lokalitě (doprava, vytápění, průmyslové činnosti, spalovací procesy) se mohou lišit poměry jednotlivých PAU ve venkovním ovzduší. Hlavní emisní zdroje PAU lze určit na základě výskytu specifických markerů – zástupců PAU indikujících danou kontaminaci. Dále jsou pro specifikaci majoritního zdroje emisí, popř. podílu jednotlivých typů zdrojů na celkovém znečištění, využívány publikované diagnostické poměry koncentrací dvou nebo více zástupců PAU, které se liší u různých zdrojů emisí (Holoubek et al., 2005; Ravindra et al., 2008; Leníček et al., 2011).

PAU jsou primárně produkovány v plynné fázi, následně se sorbují na suspendované částice v ovzduší. Schopnost adsorpce je větší pro PAU s vyšší molekulovou hmotností, nízkomolekulární PAU se vyskytují převážně v plynné fázi (WHO, 2003a; Holoubek et al., 2005; IARC, 2010). Na povrchu částic pak mohou být PAU šířeny do velkých vzdáleností od jejich zdrojů (Holoubek, 1996; IARC, 2010). Množství PAU v ovzduší je ovlivňováno meteorologickými podmínkami a sezónními variacemi – maximálních hodnot je dosahováno v zimním období. Degradace PAU probíhá rychleji v létě než v zimě (Mastral et al., 2003; Holoubek et al., 2005; Tsapakis et Stephanou, 2005; Akyüz et Cabuk, 2010; Yang et al., 2010; Leníček et al., 2011).

Do organismu se PAU vstřebávají prostřednictvím dýchacího ústrojí, zažívacím traktem, ale i absorpcí kůží a sliznicemi. U běžné populace je nejvýznamnější orální příjem (požití potravin a/nebo tekutin kontaminovaných PAU) (IARC, 2010). V případě kuřáků může být významnější příjem inhalační (WHO, 2003a).

IARC (2010) vychází ve svém dokumentu z hodnocení Rameshe (Ramesh et al., 2004) a porovnává studie z různých zemí odhadující průměrný příjem PAU z potravy. Hladiny se významně liší a pohybují se v rozsahu 0,02–17 µg/osobu/den. Spojená expertní komise FAO a WHO pro potravinová aditiva (JECFA) stanovila reprezentativní průměrný příjem benzo(a)pyrenu v úrovni 4 ng/kg tělesné váhy/den a „vysokouúrovňový“ příjem 10 ng/kg tělesné váhy/den pro hodnocení z PAU.

Vyšší příjem PAU lze mimo profesionálně exponovaných pracovníků a kuřáků očekávat také u osob preferujících určité druhy potravin a způsoby přípravy jídel (grilování, uzení, smažení,

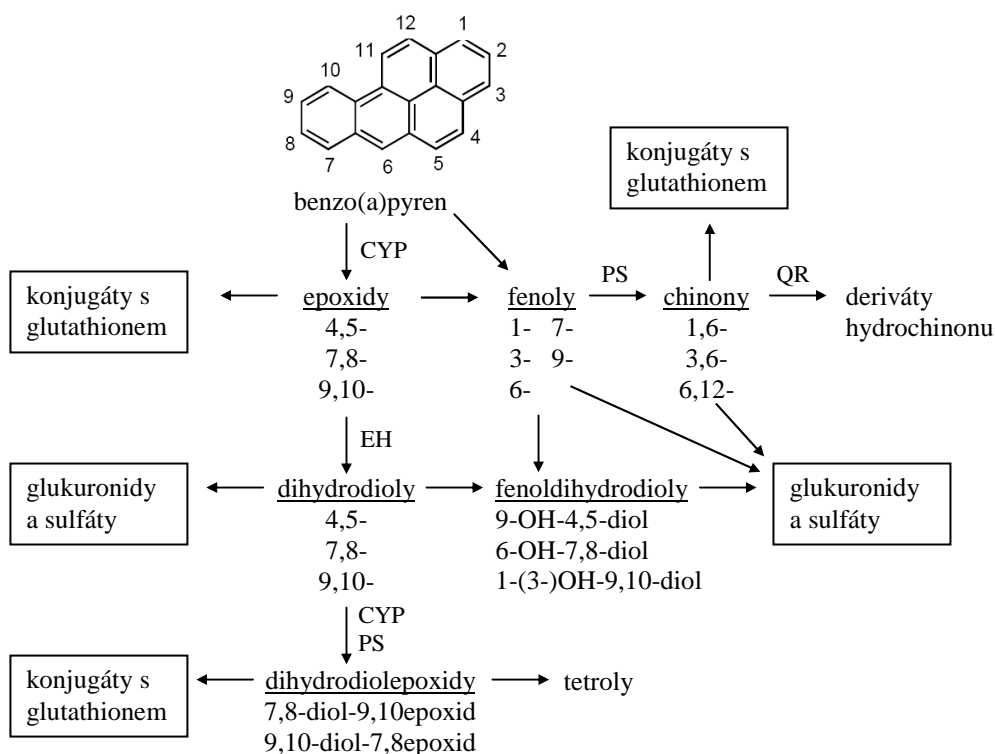
pečení a opékání na ohni); u malých dětí v souvislosti se zvýšenou ingescí kontaminovaných prachových a půdních částic a u některých léčebných postupů (Fiala et al., 2000a; Fiala et al., 2006; Pelikánová et al., 2009; IARC, 2010; Borská et al., 2010; 2011).

Mezi skupinu se zvýšenou vnímavostí vůči působení PAU lze zařadit zejména děti, starší osoby, těhotné ženy, osoby se sníženou imunitou a osoby s jaterními a kožními onemocněními nebo s genetickými predispozicemi (Fiala et al., 2000a; US EPA, 2005a).

Po vstřebání PAU dochází v organismu k jejich distribuci. V tkáních (zejména s vyšším obsahem tuku) mohou být také dočasně ukládány a následně uvolňovány při redistribuci.

Biotransformace PAU je složitý několikastupňový proces, v rámci kterého vzniká za spolupůsobení enzymů velké množství různých metabolitů (dioly, trioly, tetroy, epoxidy, dihydrodioly, fenoly, chinony, dihydrodiolepoxy, konjugáty těchto metabolitů se sulfáty, glutathionem a kyselinou glukuronovou). To demonstruje i schéma metabolizace benzo(a)pyrenu na obrázku 5 (IARC, 2010).

**Obr. 5.** Metabolismus benzo(a)pyrenu (IARC, 2010)

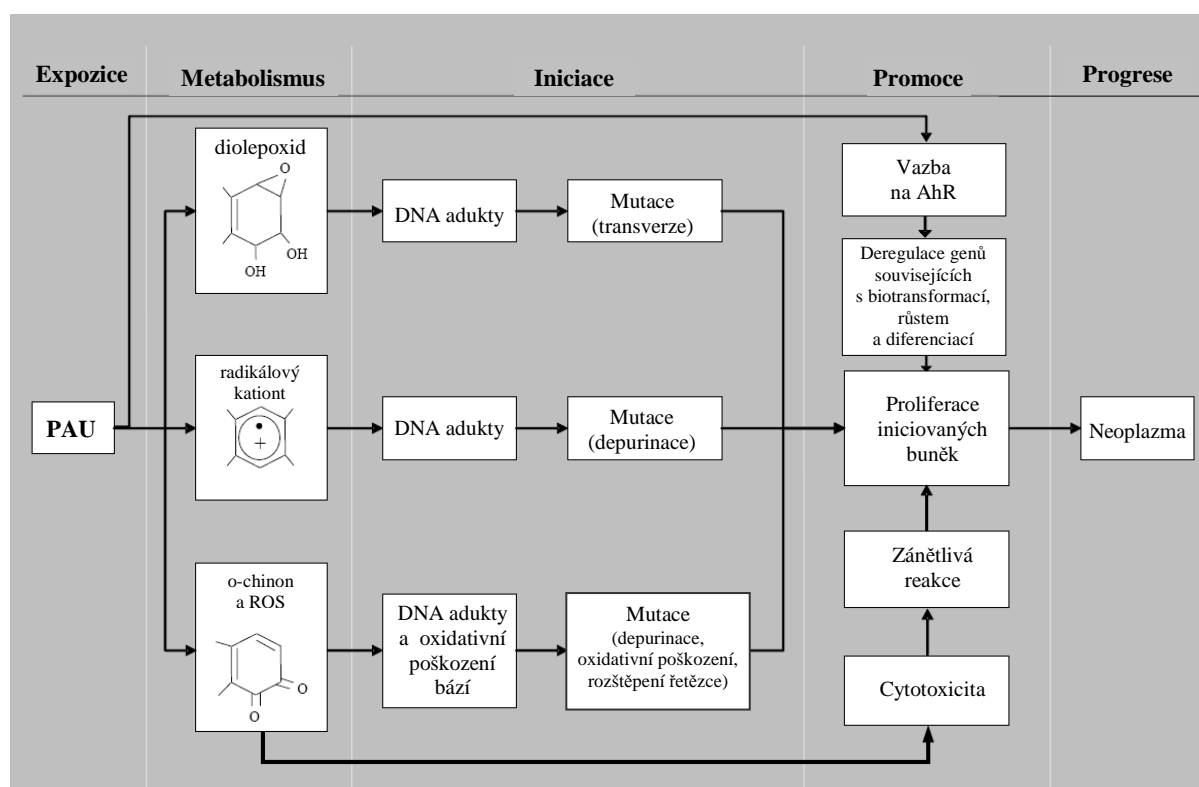


CYP – cytochrom P450; EH – epoxidhydroláza; GSH – glutathion; PS – prostaglandin H syntáza; QR – chinonreduktáza

Metabolizace PAU probíhá za účasti cytochromu P450, epoxidhydrolázy a dalších enzymů přes tvorbu epoxidů, dihydrodiolů za vzniku dihydrodiolepoxydů nebo přes epoxidy a fenoly za vzniku PAU-chinonů. V další fázi biotransformace mohou při působení enzymů glutathion-S-transferázy, UDP-glukuronyltransferázy a sulfotransferázy vznikat konjugáty s glutathionem, s kyselinou glukuronovou a se sulfáty. Konjugovaný metabolit se vyznačuje vyšší rozpustností ve vodě, s tím souvisí i snazší vyloučení látky z organismu (*Burczynski et Penning, 2000; Köhle et Bock, 2009; IARC, 2010*). PAU a jejich metabolity jsou z organismu vylučovány především stolicí a dále močí (*Fiala et al., 2000a; IARC, 2010*).

Některé intermediáty vznikající při metabolizaci PAU (diol-epoxidy) jsou schopné reagovat s proteiny a DNA a vytvářet s nimi adukty (obrázek 6). Ke vzniku DNA aduktů může vést i tvorba kationtových radikálů PAU a o-chinonů. Poškození DNA vytvořením aduktů má významný vliv na vznik mutací a s tím související riziko karcinogeneze (*Burczynski et Penning, 2000; Fiala et al., 2000a; IARC, 2010; US EPA, 2010b*). Mimo genotoxicity vyvolávají PAU i negenotoxické účinky, které mohou souviset s aktivací aryluhvodíkového receptoru (AhR), inhibicí mezibuněčné komunikace a dalšími efekty (*Andrysík et al., 2007; Bláha et al., 2002*).

**Obř. 6.** Karcinogenní účinek PAU (*US EPA, 2010b*)



*ROS - reaktivní formy kyslíku, AhR - aryluhvodíkový receptor*

PAU se vyznačují variabilitou v toxických účincích a rozdílnými vlivy na jednotlivé organismy. Mnohé z nich jsou potenciálními karcinogeny a mutageny (*IARC, 1998*). Nejčastěji byly karcinogenní účinky pozorovány u profesionálně exponovaných osob z procesů výroby koksu, zplyňování uhlí a zpracování ropy. Cílovými orgány byly především plíce a močový měchýř, dále kůže a trávicí trakt. V experimentálních studiích bylo zjištěno, že vznik karcinomů je ovlivňován také formou expozice a místem absorpce látek (*Fiala et al., 2000a; IARC, 2010*).

Ve skupině 19 zástupců PAU uvedených v databázi US EPA jsou jako mutageny registrovány benzo(a)antracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, chrysen, dibenzo(ah)antracen a indeno(1,2,3-cd)pyren (*US EPA, 2010b*).

Pro genotoxické působení některých PAU byla u tělních a pohlavních buněk nalezena řada efektů jako jsou strukturální změny na úrovni genů, genové mutace, chromozomové aberace, výměna sesterských chromatid a neplánovaná syntéza DNA (*Fiala et al., 2000a; Šmerhovský et al., 2002; IARC, 2010*). Po expozici environmentálními hladinám PAU byla pozorována i snížená schopnost reparace poškození DNA (*Cebulska-Wasilewska et al., 2005*).

PAU vykazují i toxické účinky. Bylo zaznamenáno negativní působení na kůži (dermatitida, hyperkeratóza a pigmentové změny) a na respirační systém. Některé studie naznačují i možné nepříznivé účinky na játra a hematopoetický systém (*ATSDR, 1995; Fiala, 2000a*). Byly také pozorovány imunosupresivní účinky a celkově snížená rezistence organismu proti infekci a nádorovým buňkám (*Fiala et al., 2000a; IARC, 2010; Borská et al., 2011*).

Některé PAU mají nepříznivé účinky na reprodukci a vývoj (*ATSDR, 1995; IARC, 2010*). U gravidních žen, které byly exponovány různorodým komplexním směsí, byla zaznamenána nižší porodní váha a velikost novorozence, zhoršený nitroděložní růst plodu a předčasné porody (*Fiala et al., 2000a; Dejmek et al., 2000; Šrám et al., 2005; IARC, 2010*). V experimentálních studiích byla reprodukční a vývojová toxicita pozorována u antracenu, benzo(a)antracenu, benzo(a)pyrenu, chrysenu, dibenzo(a)antracenu a naftalenu (*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., 2000a; Wenger, 2009*). PAU také patrně ovlivňují rozvoj aterosklerózy (*WHO, 2000*). Při běžné populační expozici se systémová toxicita PAU většinou neprojevuje (přispívá však k celkovému účinku ostatních škodlivin).

Prenatální expozice polycyklickým aromatickým uhlovodíkům může být spojena i s kognitivními deficity v dětství. Byly pozorovány změny v chování dětí – zejména příznaky úzkosti, snížená pozornost (*Perera et al., 2011; 2012*).

Kritickým účinkem PAU, který je zpravidla využíván pro hodnocení zdravotního rizika, je karcinogenita, která byla u několika zástupců PAU dokumentována řadou studií (*WHO, 2000*).

Z velké skupiny PAU vybrala US EPA (*1993*) šestnáct nesubstituovaných PAU a zařadila je na seznam prioritních polutantů: naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, chrysen, benzo(a)antracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perylene, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenzo(ah)antracen. U těchto PAU se předpokládá vyšší pravděpodobnost expozice a významnější účinky na zdraví lidí než u jiných zástupců PAU.

Podle klasifikace IARC (*2012*) je prokázaným lidským karcinogenem benzo(a)pyren (skupina 1). Za pravděpodobně karcinogenní látku je považován dibenzo(ah)antracen (skupina 2A) a za možné karcinogeny benzo(a)antracen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, indeno(1,2,3-cd)pyren, naftalen a chrysen (skupina 2B). Mezi látky, které nelze zatím klasifikovat z hlediska karcinogenity, jsou zařazeny acenaften, antracen, benzo(ghi)perylene, fenantren, fluoranten, fluoren a pyren (skupina 3).

US EPA (*2010c*) řadí k pravděpodobným lidským karcinogenům (skupina 2B) benzo(a)antracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, chrysen, dibenzo(ah)antracen a indeno(1,2,3-cd)pyren. Za možný karcinogen považuje naftalen (skupina C).

Pro hodnocení směsí PAU se vzhledem k odlišné míře karcinogenního působení jednotlivých PAU využívá postup komparace jejich karcinogenní potence se zvolenou látkou – benzo(a)pyrenem. Benzo(a)pyren je stálou složkou environmentálních směsí PAU. Existuje velká databáze studií zabývajících se sledováním účinků benzo(a)pyrenu v závislosti na expozici a porovnáváním jeho karcinogenního potenciálu s potenciálem ostatních PAU (*US EPA, 2010b*).

Pro vybrané zástupce PAU byly publikovány tzv. ekvivalentní faktory určující jejich karcinogenní potenciál ve srovnání s benzo(a)pyrenem. WHO prezentovala v roce 2003 PEFs (*Potency Equivalency Factors*) zjištěné z řady studií (*WHO, 2003a*). US EPA (*2010b*)



v konceptu dokumentu navrhla hodnoty ekvivalentních faktorů RPFs (*Relative Potency Factors*). Tyto RPFs byly stanoveny na základě řady biologických hodnocení karcinogenních účinků (především z experimentálních studií na zvířatech). Přehled PEFs a RPFs, resp. rozsah uváděných hodnot a jejich průměr, je uveden v následující tabulce 2.

**Tab. 2.** Ekvivalentní faktory – PEFs a RPFs

Zástupci PAU	CAS	PEFs (WHO, 2003)		RPFs (US EPA, 2010b)	
		rozsah	prům.	rozsah	prům.
1-methylfenantren	832-69-9	0,001	0,001	-	-
Acenaften	83-32-9	0–0,001	0,0008	-	-
Acenaftylen	208-96-8	0,001–0,01	0,004	-	-
Antantren	191-26-4	0,28–0,320	0,3	0,2–0,5	0,4
Antracen	120-12-7	0,0005–0,01	0,0076	0	0
11H-benzo(bc)aceantrylen	202-94-8	-	-	0,05	0,05
Benzo(e)aceantrylen	199-54-2	-	-	0,6–0,9	0,8
Benzo(j)aceantrylen	202-35-5	-	-	60	60
Benzo(l)aceantrylen	211-91-6	-	-	4–7	5
Benzo(a)antracen	56-55-3	0,005–0,145	0,083	0,02–0,4	0,2
Benzo(c)fluoren	205-12-9	-	-	1–50	20
Benzo(a)pyren	50-32-8	1	1	1	1
Benzo(b)fluoranten	205-99-2	0,1–0,141	0,106	0,1–2	0,8
Benzo(e)pyren	192-97-2	0–0,004	0,004	-	-
Benzo(ghi)perylen	191-24-2	0,01–0,022	0,014	0,009	0,009
Benzo(j)fluoranten	205-82-3	0,045–0,1	0,074	0,01–1	0,3
Benzo(k)fluoranten	207-08-9	0,01–0,1	0,07	0,03	0,03
Chrysen	218-01-9	0,001–0,1	0,024	0,04–0,2	0,1
Coronen (Dibenzo(ghi,pqr)perylen)	191-07-1	0,001	0,001	-	-
Cyklopenta(cd)pyren	27208-37-3	0,012–0,1	0,051	0,07–1	0,4
4H-Cyklopenta(def)chrysen	202-98-2	-	-	0,2–0,5	0,3
Dibenzo(ae)pyren	192-65-4	0,2–1,0	0,6	0,3–0,4	0,4
Dibenzo(ac)antracen	215-58-7	0,1	0,1	0,04–50	4
Dibenzo(ah)antracen	53-70-3	0,89–5,0	1,51	1–40	10
Dibenzo(al)pyren	191-30-0	1,0–100	67,0	10–40	30
Dibenzo(ae)fluoranten	5385-75-1	1,0	1,0	0,7–1	0,9
Dibenzo(ah)pyren	189-64-0	1,0–1,2	1,1	0,9	0,9

Zástupci PAU	CAS	PEFs (WHO, 2003)		RPFs (US EPA, 2010b)	
		rozsah	prům.	rozsah	prům.
Dibenzo(ai)pyren	189-55-9	0,1	0,1	0,5–0,7	0,6
Fluoranten	206-44-0	0,001–0,05	0,016	0,009–0,2	0,08
Fluoren	86-73-7	0–0,001	0,0007	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	0,067–0,232	0,112	0,07	0,07
Naftalen	91-20-3	0,001	0,001	-	-
Nafto(2,3-e)pyren	193-09-9	-	-	0,3	0,3
Perylen	198-55-0	0,001	0,001	-	-
Fenantren	85-01-8	0–0,001	0,0006	0	0
Pyren	129-00-0	0–0,81	0,14	0	0

Postup hodnocení směsi PAU pomocí ekvivalentních faktorů předpokládá aditivitu karcinogenních účinků jednotlivých zástupců. Platnost tohoto předpokladu je však stále předmětem výzkumu. V některých studiích zabývajících se vzájemným ovlivňováním zástupců PAU byly mimo aditivity pozorovány i další – synergické a antagonistické interakce (US EPA, 2010b).

Odhad potenciálních interakcí ve směsi je komplikovaný. Mimo charakteru jednotlivých PAU a jejich změn v metabolismu může být ovlivňován také podmínkami testování (výběr experimentálního druhu a způsobu testování). Navíc se předpokládá, že PAU vykazují v určitých úrovních dávek různé interakce. Vzájemná ovlivňování byla zaznamenána jen při vysokých expozičních koncentracích (dávkách); v nízkých environmentálních úrovních expozice nebyly interakce potvrzeny (US EPA, 2000; US EPA, 2010b).

#### **Referenční koncentrace pro venkovní ovzduší**

V ČR jsou referenční roční koncentrace (SZÚ, 2003) stanoveny pro fenantren = 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a benzo(a)antracen = 0,01  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tyto referenční koncentrace látek odpovídají úrovni karcinogenního rizika  $1 \cdot 10^{-6}$ .

Dle WHO (2000; 2003) je pro benzo(a)pyren jako indikátor PAU stanovena hodnota inhalační jednotky karcinogenního rizika (UR)  $8,7 \cdot 10^{-5}$  pro koncentraci 1  $\text{ng}/\text{m}^3$  v ovzduší. Hodnota byla odvozena na základě epidemiologické studie, při které byl sledován výskyt rakoviny plic u profesionálně exponovaných pracovníků u koksárenských pecí. Pomocí linearizovaného vícestupňového modelu byla odhadnuta horní hranice individuální jednotky

rizika v úrovni  $6,2 \cdot 10^{-4}$ , která je spojena s nepřetržitou expozicí koncentrací  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  směsi koksárenských emisí rozpustných v benzenu. Na základě průměrného zastoupení benzo(a)pyrenu v koksárenských emisích rozpustných v benzenu (0,71 %) byla stanovena výše uvedená hodnota jednotky karcinogenního rizika ( $8,7 \cdot 10^{-5}$ ) pro užití benzo(a)pyrenu jako indikátoru směsí PAU – pro emise z koksárenských technologií a obdobných spalovacích procesů v městském ovzduší (WHO, 2000).

I přes určitou kritiku širší aplikace této jednotky (UR) odvozené z pracovních epidemiologických dat se zdá, že je dobře využitelná pro odhad zdravotního rizika směsí PAU. Obdobná zdravotní rizika, jako v případě koksárenských emisí, byla odvozena i u osob exponovaných dalším směsím PAU odlišného složení. Také na základě výsledků experimentální inhalační studie na potkanech, kteří byly exponováni aerosolu kamenouhelného dehtu/pryskyřice, byla odvozena řádově shodná hodnota jednotky karcinogenního rizika – v úrovni  $2 \cdot 10^{-5}$  pro koncentraci  $1 \text{ ng}/\text{m}^3$  v ovzduší (WHO, 2000). Na základě hodnoty  $\text{UR} = 8,7 \cdot 10^{-5}$  je pro úroveň karcinogenního rizika  $1 \cdot 10^{-6}$  (tj. jeden případ onemocnění rakovinou na 1 milion celoživotně exponovaných osob) uvedena odpovídající akceptovatelná koncentrace  $0,012 \text{ ng}/\text{m}^3$  (WHO, 2003a).

US EPA publikovala v databázi „Risk Based Concentration Table“ pro vybrané zástupce PAU jednotky karcinogenního rizika pro inhalační expozici (IUR) a screeningové hladiny pro venkovní ovzduší v obytné zóně (odpovídající úrovni karcinogenního rizika  $10^{-6}$ ) a pro pracovní ovzduší. Tyto hodnoty jsou shrnuty v tabulce 3 (US EPA, 2011).

**Tab. 3.** Screeningové hladiny a jednotky karcinogenního rizika zástupců PAU

Zástupci PAU	CAS	IUR ( $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ) <sup>-1</sup>	Screeningové hladiny ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
			venkovní ovzduší (obytná zóna)	pracovní ovzduší
Benzo(a)antracen	56-55-3	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$8,7 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$
Benzo(a)pyren	50-32-8	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$8,7 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$
Benzo(b)fluoranten	205-99-2	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$8,7 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$
Benzo(k)fluoranten	207-08-9	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$8,7 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$
Chrysen	218-01-9	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$8,7 \cdot 10^{-2}$	1,1
Dibenzo(ah)antracen	53-70-3	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$8,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$
Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$8,7 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$
Naftalen	91-20-3	$3,4 \cdot 10^{-5}$	$7,2 \cdot 10^{-2}$	$3,6 \cdot 10^{-1}$

### ***Přípustné expoziční limity v pracovním prostředí***

Pro pracovní prostředí jsou ze skupiny polycyklických aromatických uhlovodíků v ČR stanoveny přípustné koncentrace v ovzduší u benzo(a)pyrenu a u naftalenu (*Narřízení vlády č. 361/2007 Sb.*). U benzo(a)pyrenu činí přípustný expoziční limit pro celosměnovou expozici PEL = 0,005 mg/m<sup>3</sup> a nejvyšší přípustná koncentrace NPK-P = 0,025 mg/m<sup>3</sup>. V případě naftalenu je PEL = 50 mg/m<sup>3</sup> a NPK-P = 100 mg/m<sup>3</sup>.

NIOSH (2007) stanovil doporučený expoziční limit pro vybrané směsi PAU. Pro látky uvolňované z kamenouhelného dehtu a pryskyřice (resp. pro frakci extrahovatelnou v cyklohexanu) je uveden REL = 0,1 mg/m<sup>3</sup> a pro saze v přítomnosti polycyklických aromatických uhlovodíků expoziční limit v úrovni 0,1 mg PAU/m<sup>3</sup> (měřeno jako frakce extrahovatelná v cyklohexanu). Oba limity jsou časově vážené koncentrace pro desetihodinovou pracovní směnu (10-h TWA) a celkovou týdenní pracovní dobu 40 hodin. Dále je uvedena limitní koncentrace pro výpary emitované během výroby nebo nanášení asfaltu – zaměstnanci nesmí být exponováni koncentrací vyšší než 5 mg/m<sup>3</sup> (15 minutový průměr).

OSHA (2006) uvedla pro látky uvolňované z kamenouhelného dehtu/pryskyřice (resp. pro frakci rozpustnou v benzenu – benzo(a)pyren, anthracen, fenantren, akridin, pyren) PEL = 0,2 mg/m<sup>3</sup>. Dále stanovila PEL v úrovni 0,15 mg/m<sup>3</sup> pro emise z koksovacích pecí, resp. pro frakci celkového prašného aerosolu rozpustnou v benzenu, která je emitována během suché destilace nebo karbonizace uhlí při výrobě koksu. Přípustný expoziční limit je časově vážená koncentrace pro osmihodinovou pracovní směnu (8-h TWA).

### ***Biologický monitoring***

Při hodnocení expozice polycyklickým aromatickým uhlovodíků a jejich účinku se také využívá biologické monitorování, které může doplnit monitoring pracovního nebo environmentálního prostředí. Umožňuje zachytit individuální rozdíly v úrovni expozice, které mohou být dané například chováním jedince (dodržování pracovních postupů a hygieny, kouření, výživa aj.), variabilitou ve vstřebávání, metabolismu a vylučování látek (*Janout et Markvart, 2000; Provazník et Komárek, 2009*).

V případě biologických ukazatelů expozice se nejčastěji detekují PAU a jejich metabolity v tělních tekutinách. Při profesionálních expozicích je využíváno zejména stanovení

1-hydroxypyrenu v moči. Pro environmentální úrovně koncentrací, které jsou většinou o několik řádů nižší, nemusí být ale tento biomarker dostatečně citlivý (*Leroyer et al., 2010*).

Mutagenní účinky profesionální (i environmentální) expozice PAU je možné hodnotit testy analyzujícími poškození DNA. Jako ukazatel biologicky efektivní dávky je možné sledovat tvorbu aduktů a biologickým ukazatelem časných účinků může být výskyt mikrojader a chromozómové aberace nejčastěji stanovované v periferních lymfocytech (*Castano-Vinyals et al., 2004; Topinka et al., 2007; Kůsová, 2009; Sram et al., 2011*). Dále lze také detekovat výměny sesterských chromatid (*Fiala et al., 2000b*).

V souvislosti s expozicí PAU je také sledován polymorfismus genů kódujících enzymy, které se podílí na metabolické aktivaci a detoxikaci PAU v organismu a opravě poškozené DNA. Tyto ukazatele jsou označovány jako biomarkery vnímavosti (*Binkova et al., 2007; Topinka et al., 2007; Perez-Cadahia et al., 2008; Ji et al., 2010*).

## **2. 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.

Dílními cíli bylo:

- získat měřená i modelová data kontaminace ovzduší v lokalitě zasažené emisemi ze sanace staré ekologické zátěže ropných odpadů,
- pomocí procedury hodnocení zdravotních rizik vyhodnotit úrovně inhalačních zdravotních rizik pracovních i mimopracovních exponovaných osob v dané lokalitě,
- transformovat výsledky hodnocení zdravotních rizik do dvojrozměrné formy geografické stratifikace.

### **3. Experimentální část**

#### **3.1 Charakteristika staré zátěže a sanace**

##### **3.1.1 Stará ekologická zátěž**

Rafinerie byla v předmětném území provozována od začátku 20. století (založení se datuje k roku 1901) a patřila k významným výrobcům pohonných hmot, mazacích olejů, parafínů a vazelín. V roce 1992 byla zastavena destilace ropy a byla ponechána pouze výroba mazacích olejů (*Lochmann et Drvota, 2001*).

Ekologický audit v areálu rafinerie i v jejím okolí prokázal kontaminaci horninového prostředí a podzemních vod především nepolárními extrahovatelnými látkami, dále v menší míře také toluenem, fenolem, chlorovanými uhlovodíky a benzenem (*MŽP, 2010*).

K největšímu úniku ropných uhlovodíků do okolních složek životního prostředí došlo před koncem II. světové války, kdy byla rafinerie poničena při leteckých útocích. Mimo tento nekontrolovatelný únik docházelo ke kontinuálním únikům při stáčení a manipulaci. Velkými zdroji kontaminace prostředí byl také vlastní provoz technologií - frakční dvoustupňová destilace, selektivní rafinace, oxidace asfaltů a odparafinování (*MŽP, 2010*).

Pro odparafinování ropných produktů se až do roku 1976 používala tzv. kyselinová rafinace, založená na mísení oleje s koncentrovanou kyselinou sírovou. Tento proces způsobuje vysrážení parafinických podílů ve formě kalu. Kal byl následně ukládán do odkališť (dvou sludgeových lagun) nezajištěných proti úniku látek do horninového prostředí a podzemní vody (*Lochmann et Drvota, 2001*).

První laguna byla postavena po 2. světové válce se sypanými hrázemi, bez izolací dna a stěn proti úniku ropných látek do podloží. Celkem zde bylo uloženo přibližně 22 500 m<sup>3</sup> odpadů. Provoz první laguny byl ukončen v roce 1967 a zároveň bylo zahájeno ukládání odpadů do druhé laguny. Druhá laguna byla situována západně od rafinerie, hráze má zpevněny čedičovou drtí. Východní hráz obou lagun byla společná. Do druhé laguny bylo uloženo přibližně 11 600 m<sup>3</sup> odpadů (*MŽP, 2010*).

Riziková analýza provedená společností MEGA a.s., Stráž p. Ralskem v roce 1995 prokázala, že hlavním kontaminantem jsou ropné uhlovodíky (stanovený obsah NEL dosahoval až 520 g/kg sušiny). V roce 1997 vyplynulo z doplňkového průzkumu realizovaného společností .A.S.A., spol. s r.o., že kontaminace nenasycené zóny NEL vně ochranných

hrází a v podloží sludgeových rybníků je výrazná, a to až na hladinu podzemní vody. Objem všech kontaminovaných zemín s obsahem vyšším než 5 000 mg NEL/kg v oblasti lagun byl odhadnut na cca 165 000 m<sup>3</sup> (MŽP, 2010).

**Obr. 7.** Letecký pohled na zájmovou lokalitu



**Obr. 8.** Hladina laguny pokrytá vrstvou olejů vyplavených z odpadů



V rámci sanačních prací byla v letech 1991 až 1993 realizována úplná podzemní těsnicí stěna, sdružené jímací vrty na odčerpávání ropných uhlovodíků ve volné kapalně fázi a pozorovací

vrty k monitorování změn kvality podzemní vody. Od roku 1998 probíhaly přípravné a stavební práce k zahájení zneškodnění nebezpečných odpadů a byla odčerpávána tekutá fáze z lagun. Následně byla zahájena těžba a přepracování tuhého odpadu ze sludgeových rybníků na palivo (MŽP, 2010).

### 3.1.2 Popis technologie sanace

Stará zátěž – nezabezpečené odpady ze zpracování ropných produktů (sludge) jsou v hodnoceném případě odstraňovány těžbou a přepracováním odpadu na alternativní palivo. Vstupními materiály pro výrobu alternativního paliva jsou sludge, hnědouhelný multiprach a vápenné „nedohasky“. Technologie je založena na adsorpci odpadů ze sludgeových lagun na hnědouhelném multiprachu. Odpad má pastovitou konzistenci plastického charakteru s trvale pružnou deformací. Působením vzdušného kyslíku dochází k polymeračním procesům s tvorbou tenké povrchové vrstvy.

Kaly obsahují přibližně 70 % organických látek a až 15 % volné kyseliny sírové. Orientační složení a parametry sludge prezentuje tabulka 4.

**Tab. 4.** Orientační parametry odpadu (Lochmann et Drvota, 2001)\*

Parametr	Jednotka	Hodnota
Obsah popela	%	20,05
Obsah vody	%	5,5
Spalné teplo	MJ/kg	25,03
Síra	%	5,18
Chlor	%	0,02

\* údaje byly získány na základě opakované extrakce organickými rozpouštědly a následujícími IR a <sup>1</sup>H – NMR spekter extraktů (elementární analýzou vzorku)

Zastoupení jednotlivých vybraných složek sledovaných při laboratorních rozborech je uvedeno v tabulce 5.

Podstatou výroby alternativního paliva je smísení odpadních kalů kapalné až pastovité konzistence (ropných odpadů) se sušeným multiprachem ve speciálním zařízení. Za účelem neutralizace odpadů a snížení emisí je do systému přidáváno vápno (vápenné „nedohasky“).



Hnědouhelný multiprach vzniká při sušení uhlí v parním trubkovém sušiči, ze kterého je unášen brýdovými parami do elektrostatického odlučovače. Vlastnosti multiprachy jsou uvedeny v tabulce 6.

**Tab. 5.** Složení odpadu\*

Parametr	Jednotka	Obsah
sušina	% hmot.	96,59
PCB	mg/kg	0,09
NEL	mg/kg	110370,0
PAU	mg/kg	44,94
fenoly	mg/kg	< 5,0
arsen	mg/kg	< 10,0
kadmium	mg/kg	3,4
olovo	mg/kg	260,0
nikl	mg/kg	30,0
rtuť	mg/kg	0,37
zinek	mg/kg	980,0

\* Analýza vzorku p.č. ODP 414/97

(protokol akreditované analytické laboratoře EMPLA č. 529/97 ze dne 18.6.1997)

**Tab. 6.** Složení a vlastnosti hnědouhelného multiprachy

Vlastnosti multiprachy, druh 49 E*	
výhřevnost	Qri = 20–23 MJ/kg
obsah vody	Wrt = 2–14 hm. %
obsah popela	Ad = 10–15 hm. %
obsah síry	SdVŠ = 0,2–0,6 hm. %
objemová hmotnost	0,52–0,6 t/m <sup>3</sup>
zrnitost	do 0,5 mm

\* údaje poskytl dodavatel multiprachy – společnost Sokolovská uhelná a.s., divize Sušárna Vřesová

Zařízení pro zpracování sludgeových kalů je tvořeno dvojicí identických technologických celků zajišťujících dávkování a mísení jednotlivých komponentů a odvádění výstupního produktu. Jednotlivé technologické linky jsou tvořeny míchačem MSS2000, do kterého

je ze vstupní násypky dávkován sludgeový kal přes vibrační síto šnekovým dopravníkem. Na tomto sítu jsou z odpadního materiálu odděleny nežádoucí příměsi (například kameny, stavební odpady).

Mísení jednotlivých složek se provádí v takovém poměru, aby výsledným produktem byla směs sypké, ale bezprašné konzistence. Poměr mísení je přibližně následující: sludge 60 hm.% : multiprach 30 hm.% : vápenné „nedohasky“ 10 hm.%. Vzniklý sypký materiál černé barvy s vysokým energetickým obsahem je spalitelný v elektrárnách spolu s černým nebo hnědým uhlím nebo v cementářských rotačních pecích spolu s tuhými nebo tekutými palivy. Vlivem aditivování směsi vápnem jsou při spalování paliva emise oxidu siřičitého srovnatelné s běžným palivovým uhlím.

Technologie pracuje v cyklech. Průměrně proběhnou 4 cykly za hodinu při výrobě 200 kg směsi aditivního paliva v jednom cyklu.

Linky nejsou vybaveny zařízením pro záchyt emisí (zařízení není odsáváno). Pouze v případě, kdy dochází k přepadu vyrobené směsi na dopravníkový pás, je tento zkrápěn vodou pro zamezení úletu tuhých částic ze zařízení.

### **3.1.3 Popis zájmové lokality**

#### **3.1.3.1 Popis území**

Nadmořská výška v místě staré zátěže je přibližně 195–196 m n. m. V prostoru staré sludgeové laguny je povrch zvýšen navážkami (cca 198,5 m n. m.). Mocnost vrstvy písku se šterkem dosahuje až 5,9 m. Podle regionálního geomorfologického členění České republiky je oblast součástí celku Středolabská tabule. Z geologického hlediska se v území a širším okolí nachází horniny kutnohorského krystalinika, křídové sedimenty české křídové tabule a kvartérní fluviální sedimenty. Oblast je součástí hydrogeologického rajónu č. 115 - Kvartérní sedimenty Labe po Poděbrady. Rajón je tvořen pruhem labských sedimentů, jejichž mocnost je dána především morfologií podložních křídových slínovců. Jsou zde významné zásoby mělké podzemní vody, vhodné pro jímání, jejíž kvalita je na mnoha místech negativně ovlivněna antropogenní činností. K doplňování zásob podzemní vody v zájmovém území a blízkém okolí dochází především infiltrací atmosférických srážek. Nejvýznamnější hlubší kolektor v této oblasti tvoří puklinově propustné cenomanské pískovce (MŽP, 2010).

V blízkosti zájmového areálu nejsou vymezeny žádné oblasti se zvláštním režimem, ani pásma hygienické ochrany vodních zdrojů. Domovní studny situované v zahrádkářské kolonii (jižním směrem od zájmového území) jsou využívány pouze k závlahám.

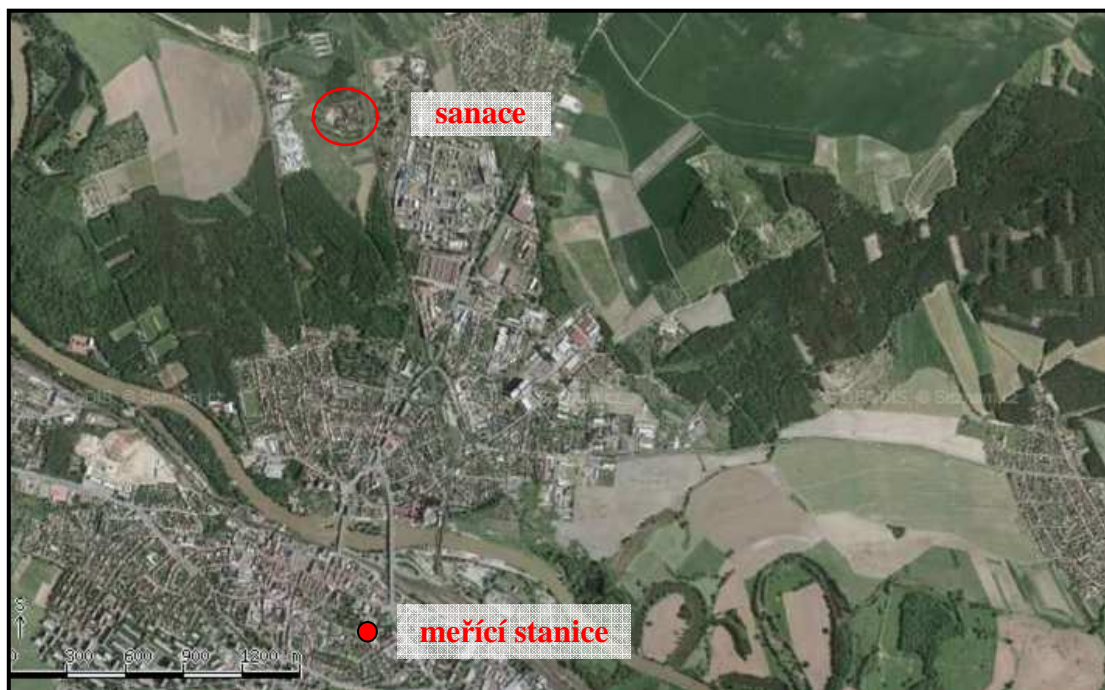
Z klimatického hlediska náleží zájmové území do teplé klimatické oblasti okrsku T2 (Quitt, 1970). Celkový roční průměrný úhrn srážek dosahuje cca 562 mm, celková roční hodnota výparu z povrchu půdy činí zhruba 460 mm.

### 3.1.3.2 Kvalita ovzduší

Stávající imisní situace v širším území je ovlivňována především emisemi ze silniční dopravy, z obslužné dopravy v jednotlivých průmyslových areálech a dálkovým přenosem z velkých průmyslových zdrojů.

Imisní situace přímo v místě staré zátěže není trvale sledována. Jižně, ve vzdálenosti přibližně 2,4 km od místa sanace staré zátěže, se nachází nejbližší reprezentativní měřicí stanice č. 1191 (obrázek 9). Na stanici je prováděn monitoring vybraných kovů, suspendovaných částic frakce PM<sub>10</sub>, oxidu siřičitého, oxidu dusnatého a dusičitého a sumy oxidů dusíku. Dále v textu jsou uvedeny výsledky měření této stanice týkající se SO<sub>2</sub>. Údaje byly převzaty z ročenek ČHMÚ za roky 2002–2005 (ČHMÚ, 2003; 2004; 2005; 2006).

**Obr. 9.** Zákres umístění sanace staré zátěže a měřicí stanice č. 1191



**Tab. 7.** Imisní charakteristiky SO<sub>2</sub> za roky 2002–2005, stanice č. 1191 (ČHMÚ, 2003; 2004; 2005; 2006)

Imisní koncentrace oxidu siřičitého [µg/m <sup>3</sup> ]															
Rok	Hodinové hodnoty				Denní hodnoty				Čtvrtletní hodnoty				Roční hodnoty		
	Max.	25 MV	VoL	50% Kv	Max.	4MV	VOL	50% Kv	X1q	X2q	X3q	X4q	X	S	N
	Datum	Datum	VoM	98% Kv	Datum	Datum	95% Kv	98% Kv	C1q	C2q	C3q	C4q	XG	SG	dv
2002	118,4	57,2	0	8,0	50,6	37,2	0	9,6	14,0	9,4	-	12,5	11	6,30	317
	4.12.	13.9.	0	37,2	6.1.	13.1.	22,9	34,5	89	89	54	85	10	1,56	37
2003	175,8	67,9	0	9,3	40,1	30,3	0	10,1	16,6	9,2	9,9	11,2	11,8	5,75	347
	5.8.	8.8.	0	35,9	14.2.	18.2.	23,2	26,7	90	87	88	82	10,7	1,54	4
2004	89,2	54,6	0	-	48,2	36,1	0	7,9	13,5	8,1	7,1	8,6	9,3	5,44	353
	5.9.	24.1.	0	-	24.1.	5.1.	17,1	25,7	89	90	92	82	8,4	1,53	3
2005	87,9	42,6	0	8,0	38,1	27,5	0	7,6	13,5	8,4	7,3	-	8,9	4,89	336
	18.7.	5.3.	0	28,0	4.3.	3.3.	17,1	24,0	84	87	90	75	8,0	1,60	12

*Vysvětlivky k tabulce:*

50 % Kv	50% kvantil
95 % Kv	95% kvantil
98 % Kv	98% kvantil
99,9 % Kv	99,9% kvantil
X1 <sub>q</sub> , X2 <sub>q</sub> , X3 <sub>q</sub> , X4 <sub>q</sub>	čtvrtletní aritmetický průměr
C1 <sub>q</sub> , C2 <sub>q</sub> , C3 <sub>q</sub> , C4 <sub>q</sub>	počet hodnot, ze kterých je spočítán aritmetický průměr za dané čtvrtletí
X	roční aritmetický průměr
XG	roční geometrický průměr
S	směrodatná odchylka
SG	standardní geometrická odchylka
N	počet měření v roce
dv	doba trvání nejdelšího souvislého výpadku měření
25 MV, 4 MV	25., 4. nejvyšší hodnota v kalendářním roce pro daný časový interval
VoL	počet překročení limitní hodnoty – imisního limitu
VoM	počet překročení limitní hodnoty a meze tolerance – imisního limitu a meze tolerance pro daný rok

Oxid siřičitý

Hodnoty imisního limitu (Nařízení vlády ČR č. 597/2006 Sb.)

Hodinová koncentrace: 350 µg/m<sup>3</sup> – nesmí být překročena více jak 24 x za rok

Denní koncentrace: 125 µg/m<sup>3</sup> – nesmí být překročena více jak 3 x za rok

Imisní koncentrace sirovodíku se v České republice sledují pouze na několika místech v Ústeckém kraji (Litoměřice – stanice č. 617, Lovosice – stanice č. 637, Štětí – stanice č. 460, Litvínov – stanice č. 929 a Most – stanice č. 537). Hodnoty měsíčních průměrných koncentrací se na těchto stanicích (ČHMÚ, 2003; 2004; 2005; 2006) pohybovaly v rozmezí

1–7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  v roce 2002, 1,2–17,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  v roce 2003, 1,7–12,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  v roce 2004 a 1,7–21,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  v roce 2005. Průměrné roční koncentrace dosahovaly hodnot v rozsahu 2–5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  v roce 2002, 2,4–6,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  v roce 2003, 4–6,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  v roce 2004 a 2,2–11,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  v roce 2005. U většiny stanic je udána reprezentativnost okrskového měřítka (0,5–4 km), u stanic v Litvínově a Mostu je reprezentativnost oblastního měřítka (4–50 km), tzn., že hodnoty nelze použít pro zájmovou lokalitu.

Polycyklické aromatické uhlovodíky se v České republice monitorují na měřicích stanicích v Praze, Kladně, Českých Budějovicích, Plzni, Sokolově, Mostu, Teplicích, Ústí nad Labem, Liberci, Hradci Králové, Pardubicích, Košeticích, Žďáru nad Sázavou, Brně, Olomouci, Zlíně, Karvině a Ostravě. Za pozad'ové koncentrace (přirozené pozadí) lze považovat měření v Pelhřimově – Košeticích – stanice ČHMÚ č. 1436. Lokalita není zatížena průmyslovými provozy, reprezentativnost stanice odpovídá regionálnímu až globálnímu měřítku (stovky až tisíce km), nadmořská výška je 534 m n. m. U ostatních stanic je udána reprezentativnost okrskového měřítka (0,5–4 km), popř. oblastního měřítka (4–50 km).

Výsledky monitoringu ze stanice Košetice (okres Pelhřimov) pro jednotlivé zástupce PAU jsou shrnuty v tabulce 8.

**Tab. 8.** Imisní charakteristiky zástupců PAU za roky 2002–2005, stanice č. 1436 (ČHMÚ, 2003; 2004; 2005; 2006)

Imisní koncentrace PAU [ $\text{ng}/\text{m}^3$ ]								
Zástupce PAU	Rok 2002		Rok 2003		Rok 2004		Rok 2005	
	měsíční hodnoty	roční průměr	měsíční hodnoty	roční průměr	měsíční hodnoty	roční průměr	měsíční hodnoty	roční průměr
BaA	0–2,41	0,53	0–2,1	0,4	0–0,7	0,3	0–1	0,4
BbF	0,02–4,07	0,98	0–3,4	0,5	0–1,4	0,5	0–1,8	0,6
BaP	0,01–2,33	0,56	0–1,9	0,4	0–0,9	0,3	0–1,4	0,4
FLU	0,03–6,88	1,35	0,3–9,8	2,3	0,2–4,6	2,0	0,3–7,9	2,4
PYR	0,03–5,43	1,15	0,1–7	1,5	0,1–3,2	1,3	0,2–5,7	1,9
CRY	0,01–3,83	0,80	0–3,3	0,7	0–1,6	0,5	0,1–2,5	0,7
BkF	0,01–1,73	0,39	0–1,4	0,3	0–0,9	0,3	0–0,9	0,3
I(1,2,3-cd)P	0,01–2,31	0,58	0–1,8	0,3	0–0,4	0,3	0–1,3	0,4
DBahA	0–0,20	0,06	0–0,2	-	0–0,1	-	0–0,1	-
BgP	0,02–1,98	0,47	0–1,5	0,3	0–0,9	0,3	0–0,7	0,3
N	0,05–0,44	0,16	-	-	-	-	-	-

Imisní koncentrace PAU [ng/m <sup>3</sup> ]								
Zástupce PAU	Rok 2002		Rok 2003		Rok 2004		Rok 2005	
	měsíční hodnoty	roční průměr	měsíční hodnoty	roční průměr	měsíční hodnoty	roční průměr	měsíční hodnoty	roční průměr
<b>Acl</b>	0–0,42	0,08	-	-	-	-	-	-
<b>Ac</b>	0–0,03	0,01	-	-	-	-	-	-
<b>FL</b>	0,01–0,39	0,08	-	-	-	-	-	-
<b>FEN</b>	0,04–4,47	0,82	1,1–22,2	5,7	1–14,3	6,0	1,1–18,3	5,9
<b>A</b>	0–0,34	0,07	0–0,9	0,2	0–1,1	0,2	0–0,9	0,3

Vysvětlivky:

*BaA* – benzo(a)antracen, *BbF* – benzo(b)fluoranten, *BaP* – benzo(a)pyren, *FLU* – fluoranten, *PYR* – pyren, *CRY* – chrysen, *BkF* – benzo(k)fluoranten, *I(1,2,3-cd)P* – indeno(1,2,3-cd)pyren, *dBahA* – dibenzo(ah)antracen, *BgP* – benzo(ghi)perylen, *N* – naftalen, *Acl* – acenaftylen, *Ac* – acenaften, *FL* – fluoren, *FEN* – fenantren, *A* – antracen

Koncentrace toluenu ve venkovním ovzduší se v ČR monitorují ve 22 obcích a městech. Největší reprezentativnost (desítky až stovky kilometrů) udává stanice č. 916 (resp. 1562) Košetice a č. 1135 Mikulov-Sedlec. Výsledky měření imisního pozadí z těchto stanic jsou uvedeny v tabulce 9.

**Tab. 9.** Imisní charakteristiky toluenu za roky 2002–2005 (*ČHMÚ, 2003; 2004; 2005; 2006*)

Imisní koncentrace toluenu [μg/m <sup>3</sup> ]			
Rok	Stanice č. 916		Stanice č. 1135*
	měsíční hodnoty	roční průměr	měsíční hodnoty
<b>2002</b>	0,25–1,65	0,75	0,6–2
<b>2003</b>	0,18–1,04	0,54	0,7–1
<b>2004</b>	0,11–0,80	0,40	0,1–2,5
<b>2005</b>	0,11–0,62	0,31	0,1–0,3

Vysvětlivky: \* stanice neudává hodnoty koncentrací ročního průměru

### 3.1.3.3 Klimatické faktory

Pro zájmovou lokalitu byla v roce 2007 zpracována větrná růžice ČHMÚ Praha. Větrná růžice udává četnost směrů větrů ve výšce 10 m nad terénem pro pět tříd stability přízemní vrstvy atmosféry (charakterizované vertikálním teplotním gradientem) a tři třídy rychlosti větru (1,7 m/s, 5 m/s a 11 m/s) - viz příloha 3.

Z této větrné růžice vyplývá, že největší četnost výskytu má severozápadní vítr (20,30 %). Četnost výskytu bezvětří je 28,30 %. Vítr o rychlosti do 2,5 m/s se vyskytuje v 75,58 % případů, vítr o rychlosti od 2,5 do 7,5 m/s lze očekávat v 23,50 % a rychlost větru nad 7,5 m/s se vyskytuje v 0,92 % případů. I. a II. třída stability počasí v přízemní vrstvě atmosféry, tzn. špatné rozptylové podmínky se vyskytují v 30,95 % případů.

## **3.2 Metody a použité postupy**

### **3.2.1 Odběry a analýzy kontaminovaného ovzduší**

V letech 2002–2005 bylo každý rok v podzimním období prováděno měření škodlivin u exponovaných pracovníků při sanaci staré ekologické zátěže (EMPLA, 2002a; 2003a; 2004a; 2005a). Měření bylo realizováno v průběhu pracovních směn (při vykonávání obvyklé činnosti) po dobu jednoho pracovního týdne, tj. v pěti pracovních dnech. Odběr vzorků látek v pracovním prostředí zaměstnanců byl prováděn na 4 místech, a to při těžbě odpadů ze sludgeové laguny a při zpracování odpadů (výroba paliva). V rámci jednotlivých sledovaných období bylo měřeno identické spektrum látek.

V kabině obsluhy těžebního stroje bylo umístěno měřící místo I. Byl měřen oxid siřičitý, sirovodík a těkavé organické látky (toluen). Odběr vzorků byl realizován pomocí osobní odběrové aparatury v dýchací zóně pracovníka, v době přítomnosti pracovníka v kabině těžebního stroje. Dále byly měřeny koncentrace oxidu siřičitého, sirovodíku a toluenu ve venkovním prostředí u místa těžby (měřící místo II). Vzorky byly odebírány pomocí stacionární odběrové aparatury po celou dobu měření.

Odběr vzorků byl také prováděn u obsluhy linky na výrobu alternativního paliva na lávce u mísení (měřící místo III), v dýchací zóně pracovníka, a to stacionární odběrovou aparaturou. Byly měřeny koncentrace následujících látek: oxid siřičitý, sirovodík, 16 zástupců polycyklických aromatických uhlovodíků (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). Ve velínu linky na výrobu paliva (měřící místo IV) byl realizován odběr vzorků oxidu siřičitého pomocí stacionární odběrové aparatury po celou dobu měření.

Na měřících místech I, III a IV byl také odebrán vzorek pro stanovení celkového prašného aerosolu. Na měřících místech I a II byly stanoveny i koncentrace ostatních organických látek

– jednalo se o heterogenní skupinu látek (blíže nespecifikovanou), kterou nelze z hlediska možných zdravotních účinků hodnotit. Charakteristiky měření jsou pro doplnění uvedeny v tabulkách v příloze 1 disertační práce.

Dále byl realizován odběr vzorků pomocí stacionární odběrové aparatury pro stanovení imisních koncentrací oxidu siřičitého a sirovodíku v ovzduší v širším okolí (*EMPLA, 2002b; 2003b; 2004b; 2005b*). (Také zde byly provedeny odběry vzorků celkového prašného aerosolu.) Odběrové místo 1 bylo umístěno v areálu základní školy, ve vzdálenosti přibližně 740 m od místa zpracování odpadů. Odběrové místo 2 se nacházelo na okraji obytné zóny vzdálené přibližně 780 m od linek na výrobu paliva.

Odběry vzorků vzduchu pro stanovení koncentrace sirovodíku byly prováděny do absorpčního roztoku octanu zinečnatého ve fritovém absorbéru. Koncentrace sirovodíku byla stanovena spektrofotometricky. Absorbovaný sirovodík reagoval v přítomnosti železitých iontů s N,N-dimetyl-p-fenyldiaminem za vzniku methylenové modři. Oxid siřičitý byl při odběrech absorbován do roztoku hydroxidu sodného s přidavkem peroxidu vodíku a jeho koncentrace byla stanovena odměrnou analýzou. Těkavé organické látky byly zachyceny v sorpčních trubičkách naplněných aktivním uhlím. Po desorpci rozpouštědlem byly stanoveny metodou plynové chromatografie s plamenovou ionizační detekcí (GC-FID). 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 (HPLC-FD).

V průběhu měření byly sledovány základní klimatické podmínky reprezentované teplotou, relativní vlhkostí, rychlostí větru a barometrickým tlakem. Přístroje a vybavení použité při odběrech a stanovení látek jsou uvedeny v tabulce 10.

Odebrané látky byly analyzovány v akreditovaných zkušebních laboratořích společnosti EMPLA spol. s r.o. v Hradci Králové. Z měření látek v pracovním prostředí byly zpracovány protokoly o zkoušce, z měření imisních koncentrací v okolí těžby a zpracování ropných odpadů studie (*EMPLA, 2002a; 2002b; 2003a; 2003b; 2004a; 2004b; 2005a; 2005b*).



**Tab. 10.** Přístroje použité při odběrech a stanovení

<b>Přístroj</b>
barometr UZ 0004; Brüel & Kjaer, Německo
aspirační psychrometr PM-821, Polsko
bubnový plynoměr PL 0,1; Spektrum, ČR
membránové čerpadlo GAST, model MOA P 101-CD; GAST, USA
osobní odběrové čerpadlo Casella; Casella, GB
osobní odběrové čerpadlo model 224-PCXR4; SKC, USA
anemometr C-metr 65405; Metra, ČR
Robinsonův anemometr Q 50; ČR
vysokoúčinný kapalinový chromatograf PU 4100 s UV-VIS detektorem / FLU detektorem; Pye Unicam, GB / Ecom, ČR
plynový chromatograf CHROM 5 s FID; LP Praha, ČR
analytické váhy MP 2024; Sartorius, Německo
UV-VIS spektrofotometr DMS 80; Varian, Austrálie
FTIR spektrofotometr Paragon 1000 PC; Perkin Elmer, USA

### **3.2.2 Modelová analýza rozptylu škodlivin**

Výpočet imisních koncentrací, resp. příspěvku z provozu linek na výrobu alternativního paliva a z prostoru sludgeových lagun, byl proveden programem SYMOS'97 - Systém modelování stacionárních zdrojů (*Bubník et al., 1998; MŽP, 2003*). Dle nařízení vlády ČR č. 597/2006 Sb., o sledování a vyhodnocování kvality ovzduší, se jedná o závaznou metodu pro výpočet rozptylu znečišťujících látek. K vlastnímu výpočtu byla použita verze programu z roku 2003.

Tato metoda (*Bubník et al., 1998; MŽP, 2003*) je založena na předpokladu Gaussovského profilu koncentrací kouřové vlečky. Program umožňuje výpočet maximálních krátkodobých a průměrných ročních imisních koncentrací znečišťujících látek, které se mohou vyskytnout v daných třídách stability a při různých rychlostech a směrech větru. Dále je součástí výpočtu i doba překročení zvolených hraničních koncentrací (např. imisních limitů a jejich násobků) za rok a podíly jednotlivých zdrojů nebo skupin zdrojů na roční průměrné koncentraci v daném místě.

Metodika (*Bubník et al., 1998*) zahrnuje korekce na vertikální členitost terénu, počítá se stáčením a zvyšováním rychlosti větru s výškou, a při výpočtu průměrných koncentrací

a doby překročení bere v úvahu rozložení četností směru a rychlosti větru (dle větrné růžice dané lokality – viz příloha 3 disertační práce).

V rámci výpočtu byl uvažován prostor sludgeových rybníků a provoz 2 linek na výrobu alternativního paliva jako plošný zdroj emisí. Pro výpočet rozptylu byly plošné zdroje rozděleny na čtverce s délkou strany 25 m. Do modelového výpočtu byly zahrnuty látky měřené v místě těžby (toluen, sirovodík, oxid siřičitý) a u linky na výrobu alternativního paliva (sirovodík, oxid siřičitý, PAU).

Polycyklické aromatické uhlovodíky tvoří směs látek s rozdílnou zdravotní závažností. Zástupci, kteří jsou klasifikováni jako pravděpodobně karcinogenní, se liší svým karcinogenním potenciálem. Pro vyhodnocení zdravotních rizik směsi PAU byl proto použit postup komparace karcinogenního potenciálu jednotlivých PAU s karcinogenním potenciálem benzo(a)pyrenu. Pro vybrané zástupce PAU byly publikovány tzv. ekvivalentní faktory PEF (*Potency Equivalency Factors*), které určují jejich karcinogenní potenciál ve srovnání s benzo(a)pyrenem (viz kapitola 1.4.4).

Zjištěné průměrné koncentrace jednotlivých polycyklických aromatických uhlovodíků v rámci celého období 2002–2005 byly vynásobeny příslušnými faktory PEF. Sečtením uvedených násobků byla získána hodnota ekvivalentu benzo(a)pyrenu konkrétní směsi PAU ( $BaP_{ekv}$ ). Pro výpočet byly použity hodnoty PEF uvedené v tabulce 11, které představují nejkonzervativnější hodnotu PEF zjištěnou při srovnávacím hodnocení WHO (2003a).

**Tab. 11.** Faktory PEF jednotlivých zástupců polycyklických aromatických uhlovodíků

PAU	PEF	PAU	PEF
naftalen	0,001	chrysen	0,03
acenaften	0,001	benzo(b)fluoranten	0,141
fluoren	0,001	benzo(k)fluoranten	0,1
fenantren	0,001	benzo(a)pyren	1
antracen	0,01	dibenzo(ah)antracen	5
fluoranten	0,05	benzo(ghi)perylen	0,022
pyren	0,81	indeno(1,2,3-cd)pyren	0,232
benzo(a)antracen	0,145	acenaftylen	0,01

Hmotnostní toky látek z plošných zdrojů byly vypočteny ze stanovených koncentrací a množství prosáté vzdušiny za měřený časový interval (EMPLA, 2002a; 2003a; 2004a; 2005a). Emisní hodnoty plošných zdrojů jsou shrnuty v tabulce 12.

**Tab. 12.** Emisní hodnoty plošných zdrojů

Rok	Hmotnostní tok ( $\mu\text{g/s/m}^2$ )			
	toluen	oxid siřičitý	sirovodík	PAU - BaP <sub>ekv</sub> *
2002	$1,13 \cdot 10^{-3}$	$2,66 \cdot 10^{-2}$ $2,35 \cdot 10^{-2}$	$8,22 \cdot 10^{-6}$ $1,45 \cdot 10^{-5}$	$1,88 \cdot 10^{-6}$
2003	$1,18 \cdot 10^{-4}$	$2,42 \cdot 10^{-3}$ $7,92 \cdot 10^{-2}$	$3,25 \cdot 10^{-5}$ $2,08 \cdot 10^{-5}$	$6,88 \cdot 10^{-6}$
2004	$4,62 \cdot 10^{-6}$	$8,22 \cdot 10^{-2}$ $1,56 \cdot 10^{-1}$	$7,58 \cdot 10^{-6}$ $3,56 \cdot 10^{-6}$	$1,07 \cdot 10^{-6}$
2005	$6,15 \cdot 10^{-6}$	$9,90 \cdot 10^{-7}$ $3,83 \cdot 10^{-4}$	$5,88 \cdot 10^{-6}$ $3,12 \cdot 10^{-6}$	$4,52 \cdot 10^{-8}$

\* směs polycyklických aromatických uhlovodíků vyjádřená jako ekvivalent benzo(a)pyrenu

Charakteristiky znečištění zájmového území byly stanoveny v husté geometrické síti referenčních bodů. Parametry sítě jsou uvedeny v tabulce 13. Výpočet v síti byl proveden pro výšku 1,5 m (přibližná výška dýchací zóny člověka). Parametry sítě byly zvoleny tak, aby síť pokrývala širší zájmové území zejména s ohledem na nejbližší obytnou zástavbu v okolí posuzovaného záměru.

**Tab. 13.** Parametry sítě referenčních bodů

Krok sítě na osách	x = 50 m, y = 50 m
Počet bodů ve směru osy x	39
Počet bodů ve směru osy y	29
Celkový počet bodů	1 131
Rozloha zájmového území	1 900 m x 1 400 m
Celková plocha pokrytá sítí	2,66 km <sup>2</sup>

### **3.2.3 Hodnocení zdravotních rizik**

Hodnocení zdravotních rizik bylo provedeno podle doporučení a metodických pokynů pro analýzu rizik kontaminovaného území (*Provazník et Komárek, 2009; MŽP 2005; 2011; Jiřík et Volf, 2011*).

#### **3.2.3.1 Identifikace a charakterizace nebezpečnosti**

Posuzované sludgeové laguny se vyznačují značnou heterogenitou uložených odpadů a exponovaná populace je tak vystavena působení komplexní směsi škodlivin. Vzhledem k finanční náročnosti nebylo možné stanovit expoziční koncentrace u všech látek emitovaných při sanaci staré zátěže. Na základě znalosti vzniku ekologické zátěže, výsledků analýz a technických měření provedených před samotnou sanací byly jako referenční látky vybrány oxid siřičitý, sirovodík, zástupce těkavých organických látek (toluen) a vzhledem k možnému karcinogennímu působení i skupina polycyklických aromatických uhlovodíků. Toxikologické vlastnosti modelových látek a charakterizace jejich nebezpečnosti je uvedena v teoretické části, v kapitole 1.4.

Pro jednotlivé kontaminanty byla zvolena místa s předpokládanou nejvyšší expozicí. Pravidelné imisní měření probíhalo od roku 2002 na čtyřech místech u prováděné těžby a přepracování odpadu (sludge) a na dvou místech v širším okolí (viz kapitola 3.2.1).

V rámci měření byl také stanovován celkový prašný aerosol, který ale nebyl do dalšího hodnocení zahrnut z důvodu neznalosti jeho složení. Pro vyhodnocení možných zdravotních rizik by bylo potřebné v rámci měření prašnosti analyzovat i obsah jednotlivých chemických látek v odebraných vzorcích suspendovaných částic.

Mezi exponované osoby lze zařadit pracovníky provádějící sanaci a následné přepracování odpadů a dále také část populace žijící v okolí staré ekologické zátěže.

Hlavní cestou expozice u profesionálně exponovaných pracovníků je inhalace kontaminovaného vzduchu. Omezená je možnost orálního příjmu náhodným požitím látek spolu s prachem a částicemi (ze znečištěných rukou při jídle, pití nebo kouření). Dermální kontakt s kontaminanty a následné pronikání látek kůží je možné předpokládat v případě potřísnění povrchu těla při nakládání s nebezpečným odpadem. K těmto expozicím by však při používání ochranných prostředků a ochranných pracovních oděvů a při dodržování zásad osobní hygieny a správných pracovních postupů nemělo docházet ve významné míře.

Z prostoru sludgeových lagun a při nakládání s odtěženými odpady dochází k emitování znečišťujících látek do ovzduší a jejich rozptylu v rámci širšího území. Určitá část látek je vymýváním z atmosféry nebo spadem (látky sorbované na pevné částice) šířena také do dalších složek životního prostředí (půda, povrchové vody).

V případě oxidu siřičitého, sirovodíku a toluenu je pro obyvatele žijící v okolí staré zátěže hlavní expoziční cestou inhalace. Jiná situace je v případě polycyklických aromatických uhlovodíků, kde je hlavní expoziční cestou pravděpodobně dietární příjem. Zejména v případě dětí a některých dalších skupin populace (zahrádkáři, zemědělci) také ingesce prachových a půdních částic a dermální kontakt (Vyskocil *et al.*, 2000; Fiala *et al.*, 2001).

Z ovzduší, atmosferického spadu a z půdy s obsahem PAU může docházet také ke kontaminaci plodin pěstovaných v daném území. PAU jsou přijímány nadzemními částmi rostlin i kořenovými systémy. Proces akumulace je ovlivněn řadou faktorů – zejména morfologií rostlin (listová plocha, obsah lipidů v tkáních), environmentálními podmínkami (teplota, vlhkost, vlastnosti půdy), zastoupením, koncentracemi a vlastnostmi jednotlivých PAU (Slaski *et al.*, 2000; Kulhánek, 2006).

Popsané expoziční cesty však nebyly v rámci posouzení možných zdravotních rizik hodnoceny z důvodů nedostatku informací o perorálním příjmu PAU a neznalosti úrovně možné kontaminace půdy a plodin v dané lokalitě.

### 3.2.3.2 *Hodnocení expozice*

Vyhodnocení expozičních koncentrací a s tím spojených zdravotních rizik bylo provedeno pro profesionálně exponované osoby i pro obyvatele v zájmovém území.

Odtěžování odpadů ze sludgeových lagun je realizováno pomocí těžebního mechanismu, který nakládá materiál na nákladní automobily přepravující odpad k lince. Obsluhu mechanismu při těžbě odpadů ze sludgeových lagun tvoří jeden pracovník. Odpad a další suroviny se dávkuje na rošt linky na výrobu paliva pomocí nakladače. Obsluhu linky na výrobu alternativního paliva tvoří 4 pracovníci. Jeden pracovník v případě potřeby obsluhuje také nakladač, pomocí kterého je vyrobené alternativní palivo nakládáno z místa dočasného shromažďování na nákladní automobily a odváženo k energetickému využití. Pracovní doba na pracovišti je 8 hodin, od pondělí do pátku. Provoz na pracovišti je dvousměnný.

Dále lze mezi exponované osoby zařadit populaci, která žije v blízkosti sanace. Jedná se především o obyvatelstvo v souvislé obytné zóně umístěné východně a severovýchodně od místa sanace. Nejbližší okraj zóny se nachází ve vzdálenosti cca 0,5 km od místa staré ekologické zátěže. Zástavba je ve většině případů nízkopodlažní, typu rodinný dům. Celkem se jedná o cca 500 obytných objektů.

U profesionálně exponovaných pracovníků vychází posouzení expozice z koncentrací naměřených v dýchací zóně při vykonávání pracovní činnosti (viz kapitola 3.3.1.1 a 3.3.3.1). Při hodnocení byl u pracovníků použit předpoklad pobytu v místě sanace v době pracovní směny (8 hodin denně po dobu 5 dnů v týdnu).

Pro vyhodnocení inhalační expozice obyvatel žijících v okolí sanace byla využita kombinace analýz koncentrací škodlivin u zdroje ekologické zátěže a modelu rozptylu těchto látek v prostředí. (Podrobný popis je uveden v předchozí kapitole 3.2.2.)

U běžné populace je velmi obtížné zjistit faktory, které ovlivňují úroveň individuální expozice (například doba trávená ve venkovním prostředí, volnočasové aktivity). Z tohoto důvodu byl u odhadů expozice používán „konzervativní přístup“, který předpokládá celodenní expozici koncentracím zjištěným ve vnějším ovzduší obytné zóny.

### 3.2.3.3 Charakterizace rizika

Charakterizace rizika byla provedena pro osoby exponované přímo při sanaci a dále pro obyvatele žijící v okolí staré ekologické zátěže.

#### **Těžba a zpracování odpadů (profesionální expozice)**

Riziko bylo posouzeno porovnáním úrovně referenčních látek zjištěných v dýchací zóně pracovníků se stanovenými hygienickými limity (přípustným expozičním limitem) pro jednotlivé látky.

Dále byla hodnocena potenciální aditivita biologických účinků složek směsí pomocí interakční databáze „miXie“, která umožňuje odhady aditivity, supra-aditivity (synergie, potenciace, koalitivita) a infra-aditivity (antagonismus, nezávislé účinky).

V interakční databázi miXie je pro každou z 647 chemických látek prezentován individuální toxikologický profil a látka je zařazena do jedné nebo více z celkem 32 tříd toxických účinků (tab. 14). V české verzi byl program miXie modifikován podle legislativy České republiky, pro hodnocení kombinací účinků byl použit výpočet součtu poměrů naměřených koncentrací

látek k jejich PEL (NPK-P) dle postupu uvedeného v příloze 2, část B, Nařízení vlády ČR č. 361/2007 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví zaměstnanců při práci. Pro látky, u kterých nejsou v Nařízení vlády č. 361/2007 Sb. uvedeny hygienické limity PEL a NPK-P, byly použity srovnatelné regulační limity dle ACGIH: TLV-TWA a TLV-C, resp. TLV-STEEL, pokud není stanovena hodnota TLV-C (*Borsky et al., 2010; UK LF HK, 2011; Fiala et al., 2012*).

**Tab. 14.** Třídy toxických účinků – databáze miXie

Třídy toxických účinků	
T1 – poškození zraku	T17 – vazodilatace
T2 – iritace horních cest dýchacích	T18 – poškození autonomního nervového systému
T3 – iritace dolních cest dýchacích	T19 – poškození centrálního nervového systému
T4 – porucha transportu kyslíku	T20 – poškození periferního nervového systému
T5 – porucha krevní koagulace	T21 – ototoxický účinek
T6 – leukopenie	T22 – svalová stimulace
T7 – metabolická acidóza	T23 – poškození kostí
T8 – stimulace bazálního metabolismu	T24 – zubní fluoróza
T9 – antityreoidní účinek	T25 – zubní eroze
T10 – poškození imunitního systému	T26 – argyrie
T11 – poškození jater	T27 – poškození kůže
T12 – poškození sleziny	T28 – poškození mužského pohlavního systému
T13 – poškození ledvin	T29 – poškození ženského pohlavního systému
T14 – gastrointestinální poruchy	T30 – poškození embryonální a fetální
T15 – poškození srdečního systému	T31 – teratogenní účinek
T16 – vazokonstrikce	T32 – rakovina

Program po vložení dat (v rámci analýzy prvního stupně) stanoví, zda u hodnocené směsi dvou nebo více látek lze očekávat aditivitu účinku (tzn. zda existuje alespoň jedna třída společných účinků). Následně určí, zda má být pro kvantifikaci rizika dané expozice použito individuálních limitů nezávislých složek směsi nebo bude následně pomocí indexu aditivity vyhodnocena úroveň zdravotního rizika pocházejícího z aditivních interakcí toxických účinků látek. U navazující analýzy druhého stupně je pro dvojice látek přítomné v dané směsi provedeno posouzení, zda u nich byly dle aktuálních toxikologických údajů identifikovány další možné interakce (*Fiala et al., 2012*).

Na dvou pracovních místech s nejvyšší expozicí (místo I a III) bylo provedeno také vyhodnocení rizika na základě znalosti expoziční koncentrace, které umožnilo porovnání těchto výstupů s výsledky obdobné zahraniční studie (Godzik *et al.*, 2000; Wcislo, 2006). 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 výpočtu HQ, ILCR a použité hodnoty RfC a UR jsou shodné s výpočtem pro obytnou zónu (viz níže). Expoziční koncentrace byla stanovena dle naměřených koncentrací látek přímo v místě sanace při zohlednění doby trvání a frekvence expozice pracovníků.

### **Širší území (venkovní prostředí - obytná zóna)**

#### **Příspěvek rizika z těžby a nakládání s odpady**

Odhad příspěvku zdravotních rizik vyvolaného těžbou nebezpečných odpadů a provozem linky na výrobu alternativního paliva v širším území byl proveden na základě expozičních imisních koncentrací zjištěných pomocí modelového výpočtu programu SYMOS'97 (viz kapitola 3.2.2).

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 vypočtenou imisní koncentraci byly dosazeny 24 hodinové průměrné koncentrace zjištěné pomocí programu SYMOS'97.

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 imisní koncentraci byly dosazeny vypočtené průměrné roční koncentrace. Dále byl stanoven HQ i na základě vypočítaných 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).

V databázi IRIS (US EPA, 2007b) je publikována pro chronickou inhalační expozici toluenu referenční koncentrace RfC =  $5\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . ATSDR (2012) uvádí referenční hladiny rizika (MRL) =  $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dle Světové zdravotnické organizace (WHO, 2000) i Ministerstva zdravotnictví České republiky (SZÚ, 2003) je referenční inhalační koncentrace pro toluen =



260  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Přestože se tato koncentrace vztahuje pouze k týdennímu průměru, je nižší než obě výše uvedené referenční koncentrace pro chronické expozice. Pro výpočet kvocientu nebezpečnosti byla na základě principu předběžné opatrnosti použita nejnižší zjištěná hodnota referenční koncentrace (260  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Za vypočtenou imisní koncentraci byly dosazeny průměrné roční koncentrace zjištěné pomocí programu SYMOS '97.

Pro charakterizaci rizika karcinogenního účinku směsi PAU, vyjádřené jako ekvivalent benzo(a)pyrenu ( $\text{BaP}_{\text{ekv}}$ ), byla vypočtena míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci ILCR, daná vztahem  $\text{ILCR} = \text{EC} \times \text{IUR}$ . ILCR vychází z odhadu celoživotně působící průměrné koncentrace, proto je zde „EC“ vypočtená průměrná imisní koncentrace PAU (resp.  $\text{BaP}_{\text{ekv}}$ ) v bodu geometrické sítě bodů za celou sledovanou dobu (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 byla použita  $\text{IUR} = 8,7 \cdot 10^{-5}$  pro koncentraci 1  $\text{ng}/\text{m}^3$  v ovzduší, stanovená Světovou zdravotnickou organizací (*WHO, 2003a*).

Pro názornou prezentaci byly výsledky transformovány do dvojrozměrné formy geografické stratifikace zdravotních rizik. HQ, resp. ILCR, byl vypočten pro každý bod geometrické sítě bodů vytvořené v modelu rozptylu látek. Pomocí programu SURFER (verze 6.01) byly výpočty převedeny do mapových výstupů (*ČÚGK, 1992*) a v rámci zvolené sítě (1 900 m x 1 400 m) byly vytvořeny izolinie „rizika“ (HQ nebo ILCR).

#### Rizika z celkové imisní situace

Ve stejných obdobích, kdy byly měřeny hodnoty koncentrací u těžby a zpracování odpadů, bylo také realizováno měření imisních koncentrací oxidu siřičitého a sirovodíku na dvou místech v širším okolí: v areálu základní školy v nejbližší obci (místo 1) a na okraji areálu závodu (místo 2).

V rámci měřených období byly stanoveny průměrné denní koncentrace, které představují celkové imisní koncentrace dané příspěvkem z těžby a zpracování odpadů, ostatními zdroji v lokalitě a dálkovým přenosem.

Z těchto imisních koncentrací byl proveden výpočet kvocientu nebezpečnosti. Za referenční koncentraci byly dosazeny hodnoty pro 24 hodinové koncentrace. U oxidu siřičitého to bylo 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (*WHO, 2005*) a u sirovodíku 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (*WHO, 2003b*).

Celkové imisní koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků a toluenu v širším území měřeny nebyly. Pro orientační vyhodnocení potenciální celkové inhalační expozice byl využit monitoring těchto látek na stanici č. 1436 a č. 916, resp. č. 1562 Košetice (výsledky měření viz tabulka 8 a 9). Lokalita, ve které se nachází tato měřící stanice, není zatížena průmyslovými provozy a hladiny stanovených koncentrací tak představují přirozené pozadí v České republice. Reprezentativnost stanice odpovídá regionálnímu až globálnímu měřítku (stovky až tisíce km).

Hodnoty průměrného ročního imisního pozadí jednotlivých zástupců z měřící stanice byly stejně jako u předchozího hodnocení přepočteny pomocí faktorů PEF (tabulka 9) na ekvivalent benzo(a)pyrenu směsi PAU ( $BaP_{ekv}$ ). Hodnoty pozad'ové koncentrace pak byly přičteny k ročním imisním příspěvkům z prováděné sanace zjištěným pomocí modelového výpočtu. Z takto získaných celkových imisních koncentrací byla vypočtena míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci (ILCR). Pro výpočet byla použita  $IUR = 8,7 \cdot 10^{-5}$  pro koncentraci  $1 \text{ ng/m}^3$  (WHO, 2003a).

Hodnoty průměrného ročního imisního pozadí toluenu z měřící stanice byly přičteny k vypočteným ročním imisním příspěvkům z prováděné sanace. Z celkových imisních koncentrací pak byly stanoveny hladiny HQ (resp. HI).

### **3.3 Výsledky a diskuse**

#### **3.3.1 Stanovené koncentrace vybraných látek v ovzduší**

Základní statistické charakteristiky souborů dat pro jednotlivá měřící místa a každý sledovaný rok jsou vzhledem k rozsahu uvedeny tabelárně v přílohách disertační práce. V příloze 1 jsou shrnuta data týkající se naměřených koncentrací látek v pracovním prostředí a v příloze 2 charakteristiky vztažené k naměřeným imisním koncentracím v širším území. Jsou zde prezentovány základní výběrové charakteristiky: minimum a maximum naměřených hodnot, aritmetický a geometrický průměr a medián. V příloze 1 této práce jsou dále popsány klimatické podmínky odběrů vzorků (teplota vzduchu, směr a rychlost proudění větru, tlak, aktuální počasí) a množství zpracovaného odpadu během měření. V následujícím textu jsou shrnuty výsledky měření pomocí grafů a tabulek.

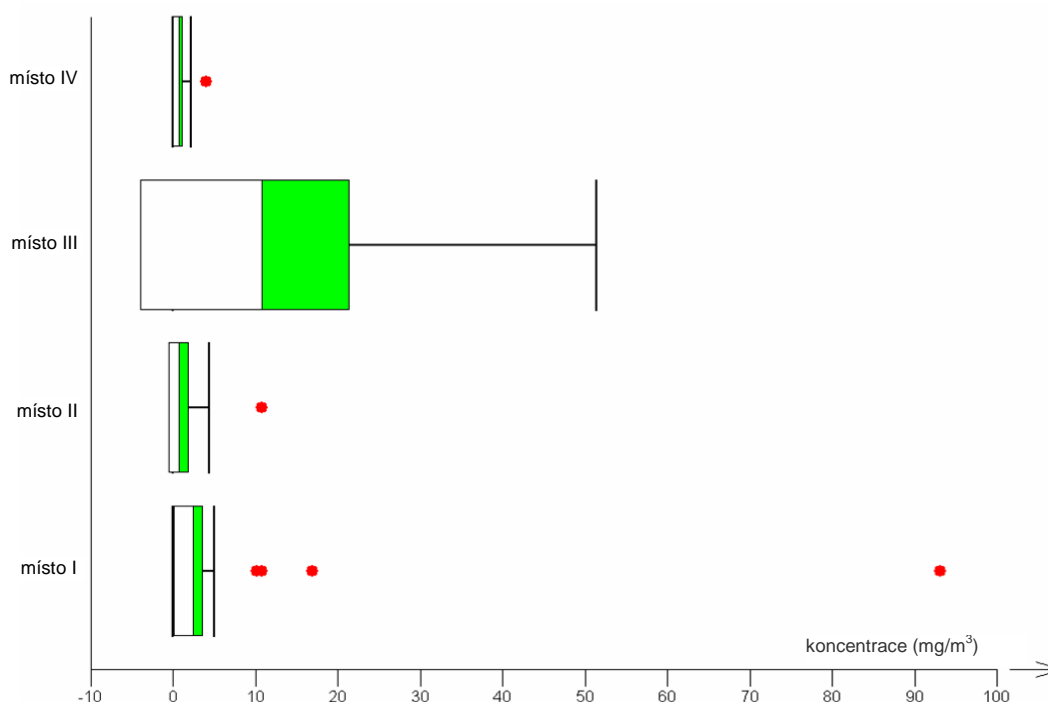
### 3.3.1.1 Měřené koncentrace látek v ovzduší na pracovních místech

Koncentrace oxidu siřičitého v pracovním ovzduší zaměstnanců se v rámci celého monitorovaného období let 2002–2005 pohybovaly v rozsahu 0,0006–93,07 mg/m<sup>3</sup> (místo I), 0,0003–10,8 mg/m<sup>3</sup> (místo II), 0,0012–51,41 mg/m<sup>3</sup> (místo III) a 0,0006–3,95 mg/m<sup>3</sup> (místo IV). Rozdělení stanovených koncentrací pro jednotlivá pracovní místa je uvedeno v grafu (obrázek 10). V tabulce pod grafem jsou shrnuty základní statistické parametry tohoto souboru dat.

Z grafického zobrazení je zřejmé, že průměrná koncentrace za období let 2002 až 2005 dosahovala nejvyšší hodnoty 10,7 mg/m<sup>3</sup> na měřicím místě III (u obsluhy linky při mísení odpadů s dalšími surovinami). Tato hodnota je přibližně desetinásobkem průměrné koncentrace zjištěné na měřicích místech II (nad místem těžby) a IV (velín obsluhy linky).

Průměrná hodnota na měřicím místě I (u obsluhy těžebního zařízení v místě sanace) dosahuje hodnoty 7,5 mg/m<sup>3</sup>, což je 70 % hodnoty zjištěné na měřicím místě III. Tuto průměrnou hodnotu významně ovlivňuje zejména maximální odlehlá hodnota v úrovni 93,1 mg/m<sup>3</sup>, což dokládá rozdíl mezi hodnotou průměru a mediánu.

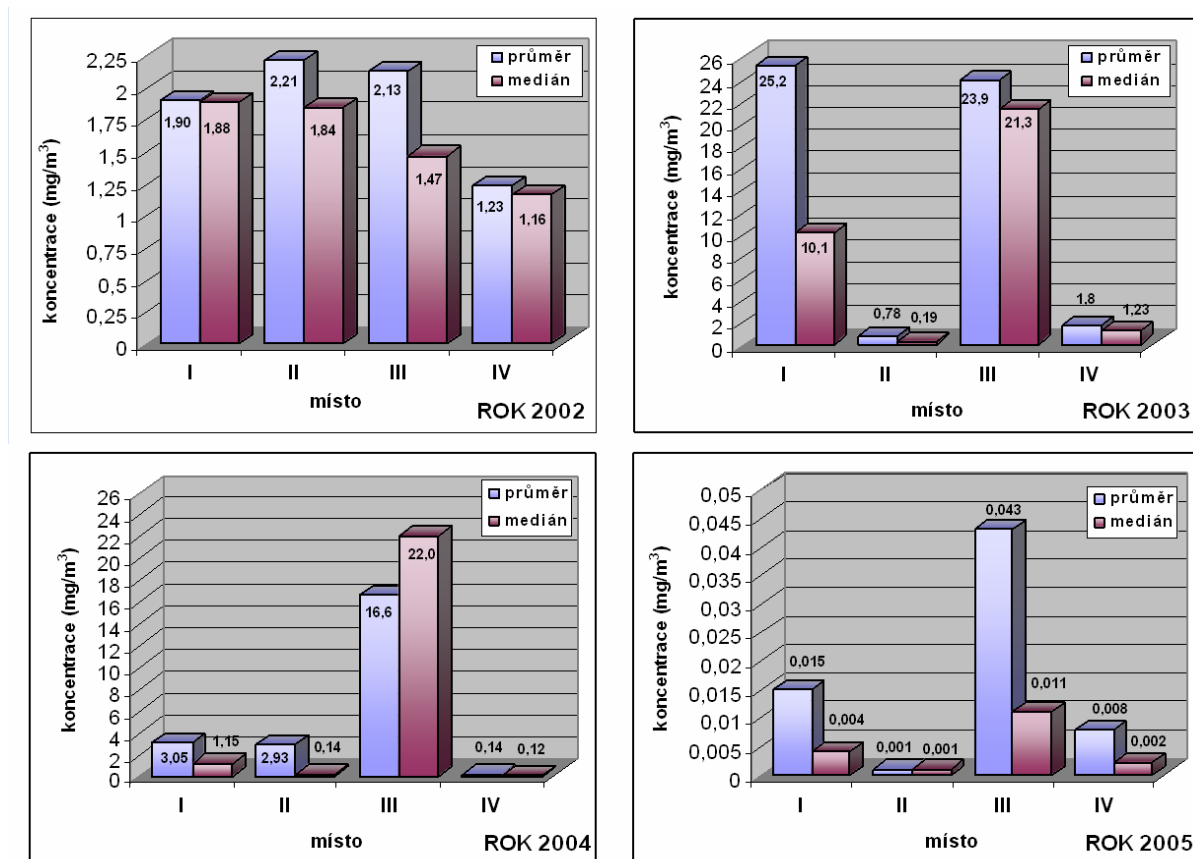
**Obr. 10.** Rozdělení stanovených koncentrací oxidu siřičitého (v mg/m<sup>3</sup>) za celé období let 2002–2005 a základní statistické parametry



Měřicí místo	Parametr						
	aritm. průměr	medián	minimum	maximum	kvartil 1	kvartil 3	směr. odchylka
I	7,545	1,318	0,0006	93,067	0,057	3,659	20,625
II	1,481	0,161	0,0003	10,8	0,006	1,859	2,539
III	10,660	3,429	0,0012	51,412	0,163	21,448	14,570
IV	0,795	0,352	0,0006	3,947	0,054	1,180	1,011

Aritmetické průměry a mediány naměřených koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší pro jednotlivé roky 2002–2005 jsou uvedeny na obrázku 11. Vyšší koncentrace byly naměřeny na pracovním místě I v roce 2003 (průměrná hodnota = 25,2 mg/m<sup>3</sup>, medián = 10,1 mg/m<sup>3</sup>) a na pracovním místě III v roce 2003 (průměrná hodnota = 23,9 mg/m<sup>3</sup>, medián = 21,3 mg/m<sup>3</sup>) a v roce 2004 (průměrná hodnota = 16,6 mg/m<sup>3</sup>, medián = 22 mg/m<sup>3</sup>). Nejnižší koncentrace byly zaznamenány v roce 2005, a to na všech pracovních místech.

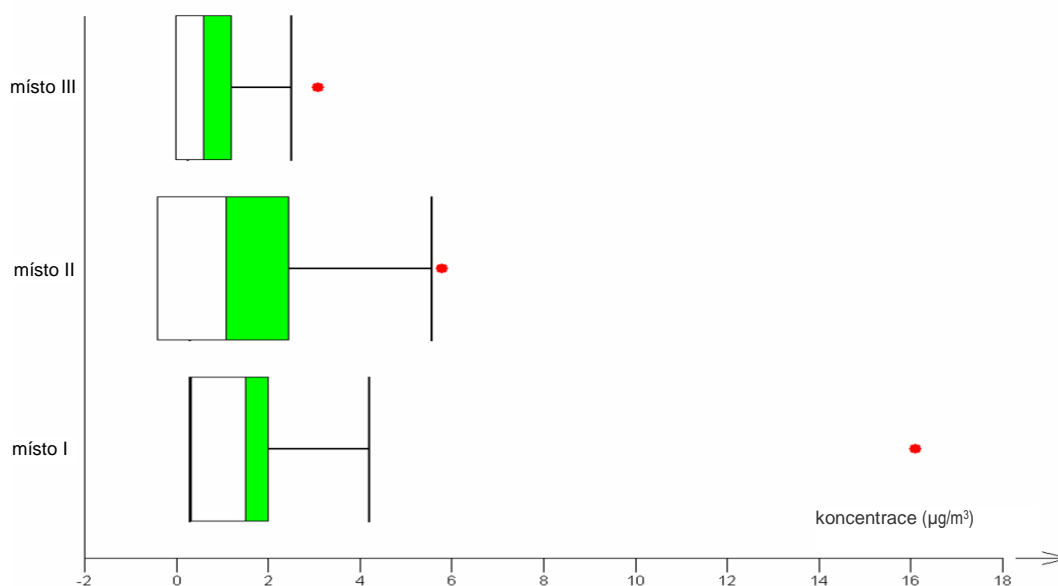
**Obr. 11.** Aritmetické průměry a mediány stanovených koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší na měřicích místech



K nejvyšším expozicím sirovodíku obecně dochází při manipulaci s odpady obsahujícími tento kontaminant. Z tohoto důvodu byla koncentrace sirovodíku měřena na místech I, II a III (mimo stanoviště velínu linky). Koncentrace sirovodíku v pracovním ovzduší se za celé měřené období pohybovaly v rozsahu 0,3–16,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo I), 0,3–5,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo II) a 0,25–3,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo III). Znázornění stanovených koncentrací a popis základních statistických ukazatelů je uveden na obrázku 12.

Nejvyšší průměrná hodnota 2,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  byla stanovena na měřícím místě I (obsluha těžebního stroje). Tato hodnota byla významně ovlivněna odlehlou hodnotou v úrovni 16,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Obr. 12.** Rozdělení stanovených koncentrací sirovodíku (v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) za celé období 2002–2005 a základní statistické parametry

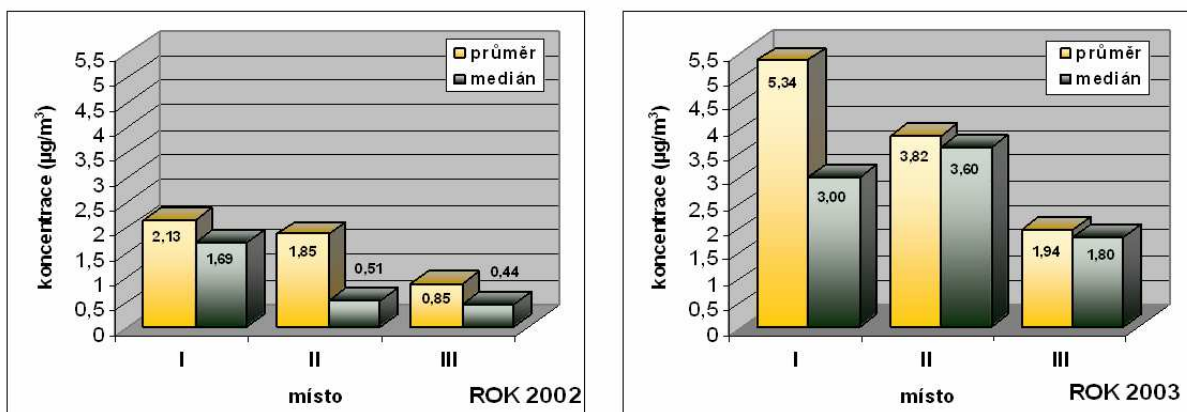


Měřící místo	Parametr						
	aritm. průměr	medián	minimum	maximum	kvartil 1	kvartil 3	směr. odchylka
I	2,017	0,93	0,3	16,1	0,3	2,025	3,524
II	1,567	0,345	0,3	5,8	0,3	2,473	1,923
III	0,848	0,3	0,25	3,1	0,3	1,21	0,874

Na obrázku 13 jsou uvedeny aritmetické průměry a mediány naměřených koncentrací sirovodíku v ovzduší pro rok 2002 a 2003. Průměrné hodnoty i mediány se pohybovaly řádově v desetinách až jednotkách  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hodnoty pro rok 2004 a 2005 nebyly znázorněny, protože koncentrace se u všech odebraných vzorků pohybovaly pod mezí stanovitelnosti.

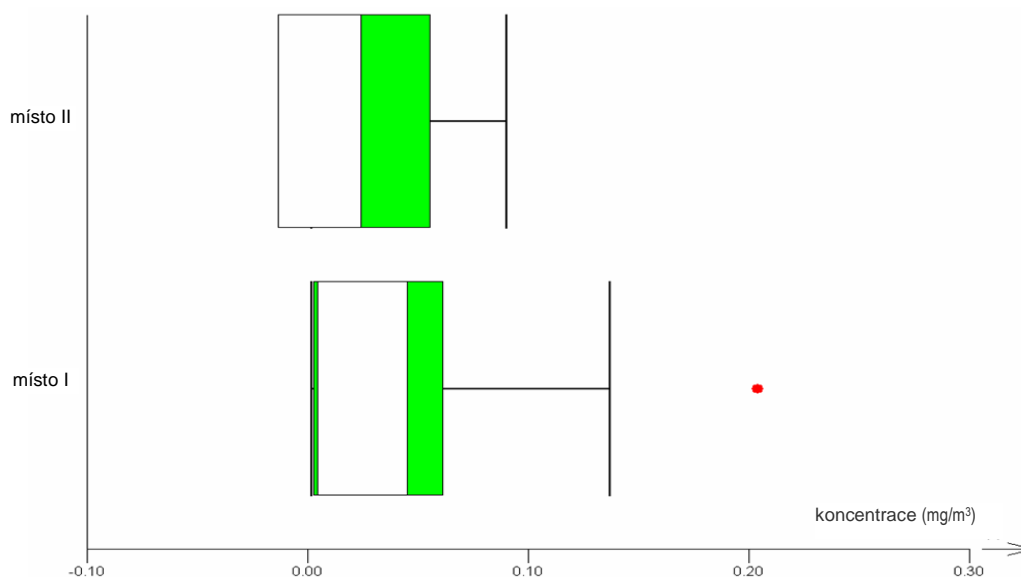
To znamená, že koncentrace sirovodíku v ovzduší na pracovních místech byly nižší než hodnota  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Obr. 13.** Aritmetické průměry a mediány stanovených koncentrací sirovodíku v ovzduší na měřicích místech



Koncentrace toluenu byla měřena na místech I a II. Hodnoty koncentrací toluenu v pracovním ovzduší byly nízké, v rámci celého období se pohybovaly v rozsahu tisícín až desetin  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Nad místem těžby (místo I) dosahovaly úrovně  $0,002\text{--}0,204 \text{ mg}/\text{m}^3$  a v kabině těžebního stroje (místo II) činily  $0,002\text{--}0,09 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Znázornění rozdělení zjištěných koncentrací a popis základních statistických parametrů je uvedeno na obrázku 14.

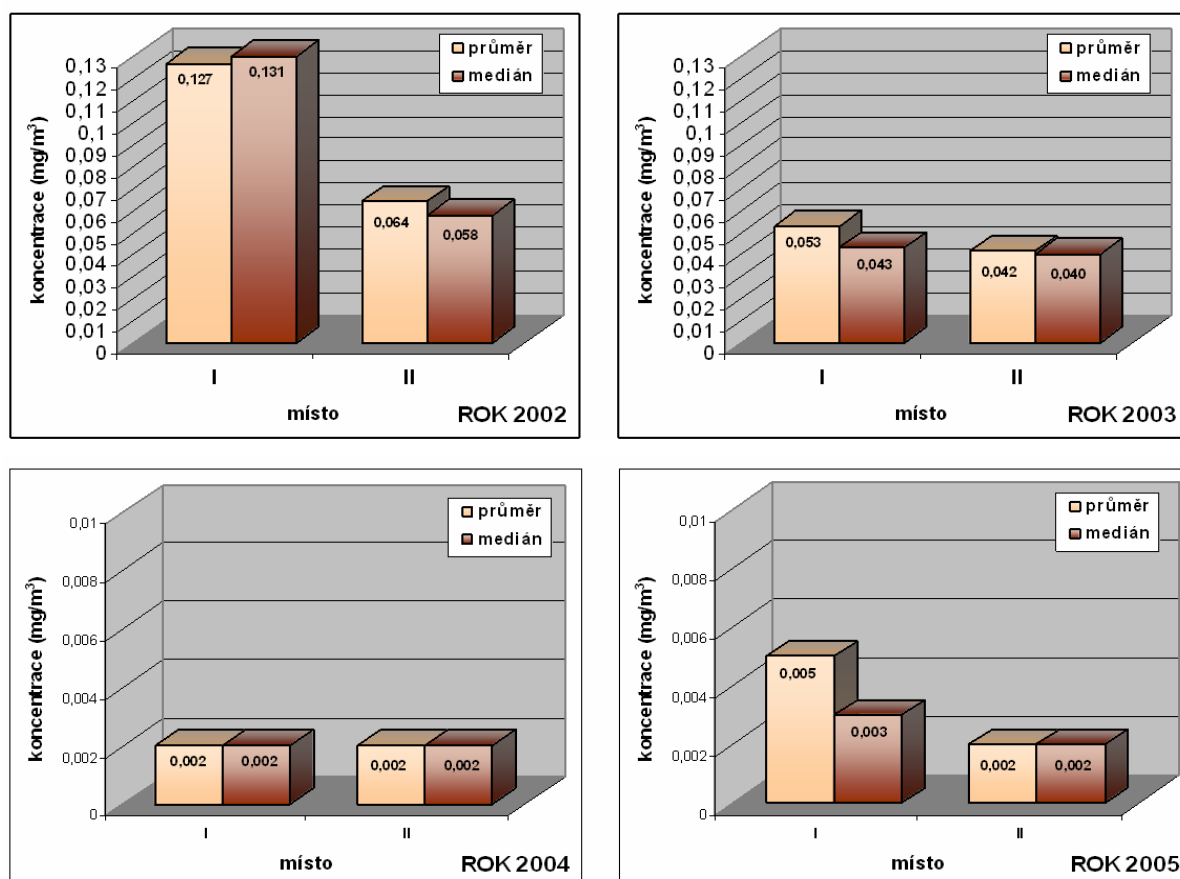
**Obr. 14.** Rozdělení stanovených koncentrací toluenu (v  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) za celé období 2002–2005 a základní statistické parametry



Měřicí místo	Parametr						
	aritm. průměr	medián	minimum	maximum	kvartil 1	kvartil 3	směr. odchylka
I	0,047	0,025	0,002	0,204	0,0028	0,062	0,0589
II	0,028	0,055	0,002	0,090	0,002	0,056	0,0308

Aritmetické průměry a mediány naměřených koncentrací toluenu v ovzduší pro jednotlivé sledované roky jsou uvedeny v grafech na obrázku 15. Tyto koncentrace byly nízké, dosahovaly hodnot v rozsahu desetin až tisícín  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Celkově lze uvést, že v průběhu monitorovaného období došlo k postupnému snižování hodnot koncentrací (v porovnání s rokem 2002). V roce 2004 a 2005 se koncentrace pohybovaly v řádu tisícín  $\text{mg}/\text{m}^3$ .

**Obř. 15.** Aritmetické průměry a mediány stanovených koncentrací toluenu v ovzduší na měřicích místech

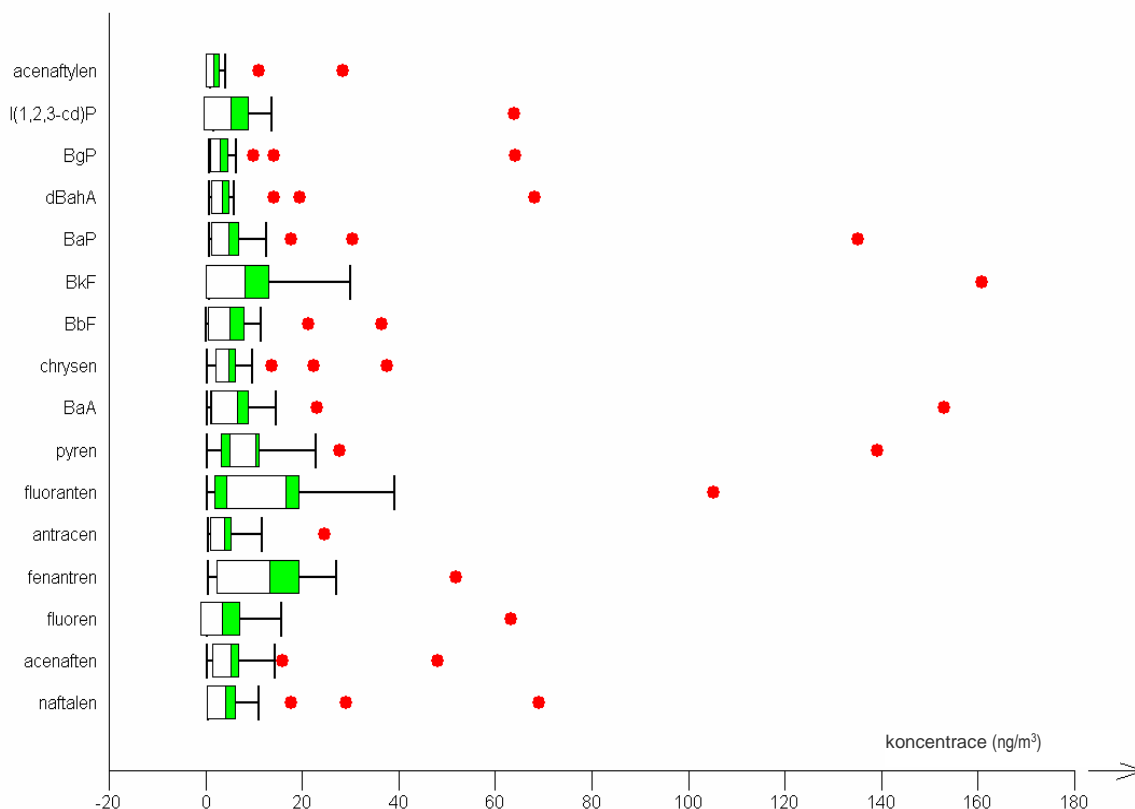


Zástupci polycyklických aromatických uhlovodíků byli měřeni u místa s nejvyšší očekávanou expozicí – na výrobní lince při mísení ropných odpadů s ostatními surovinami (místo III). Grafické znázornění stanovených koncentrací a popis základních statistických ukazatelů je uveden na obrázku 16.

Hodnoty koncentrací jednotlivých zástupců PAU se v rámci celého měřeného období pohybovaly v následujících rozmezích: 0,3–48 ng/m<sup>3</sup> u acenaftenu, 1,0–28,5 ng/m<sup>3</sup> u acenaftylenu, 0,5–24,7 ng/m<sup>3</sup> u antracenu, 0,4–153 ng/m<sup>3</sup> u benzo(a)antracenu, 0,7–135,2 ng/m<sup>3</sup> u benzo(a)pyrenu, 0,2–36,4 ng/m<sup>3</sup> u benzo(b)fluorantenu, 0,7–42 ng/m<sup>3</sup> u benzo(ghi)perylenu, 0,8–160,8 ng/m<sup>3</sup> u benzo(k)fluorantenu, 0,7–68,1 ng/m<sup>3</sup> u dibenzo(ah)antracenu, 0,6–51,8 ng/m<sup>3</sup> u fenantrenu, 0,4–105,2 ng/m<sup>3</sup> u fluorantenu, 0,3–63,3 ng/m<sup>3</sup> u fluorenu, 0,3–37,7 ng/m<sup>3</sup> u chrysenu, 1,75–64 ng/m<sup>3</sup> u indeno(1,2,3-cd)pyrenu, 0,5–69 ng/m<sup>3</sup> u naftalenu a 0,3–139,2 ng/m<sup>3</sup> u pyrenu.

Naměřené koncentrace všech zástupců PAU se vyznačovaly velkou variabilitou (obrázek 16).

**Obr. 16.** Rozdělení stanovených koncentrací polycyklických aromatických uhlovodíků (v ng/m<sup>3</sup>) za celé období 2002–2005 a základní statistické parametry



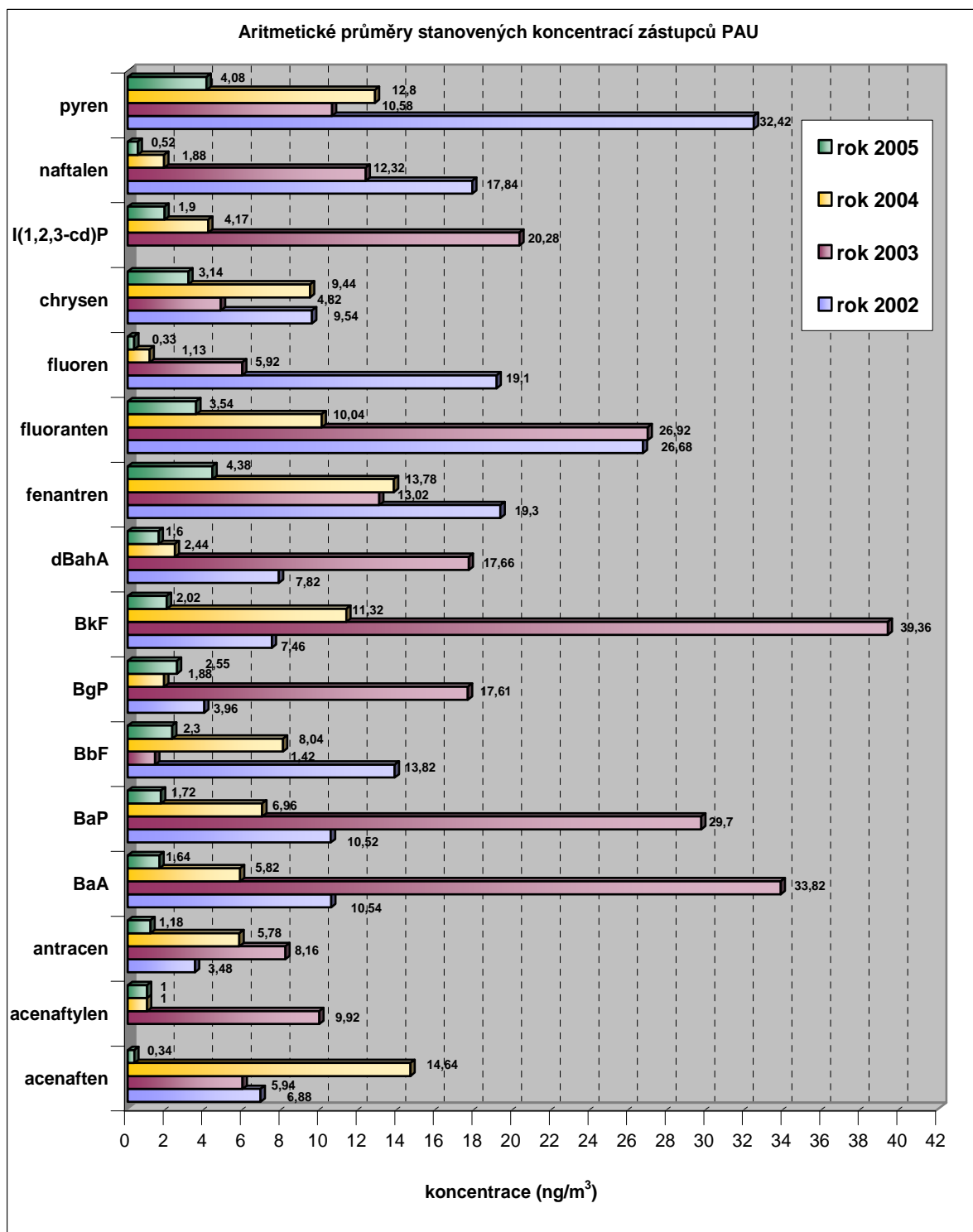


Zástupce PAU	Parametr						
	aritm. průměr	medián	minimum	maximum	kvartil 1	kvartil 3	směr. odchylka
<i>acenaften</i>	6,95	3,4	0,3	48	1,4	7,025	10,741
<i>acenaftylen</i>	3,973	1	1	28,5	1	3,05	7,275
<i>antracen</i>	4,65	2,55	0,5	24,7	0,9	5,525	5,835
<i>BaA</i>	12,96	4,05	0,4	153	0,975	8,95	33,477
<i>BaP</i>	12,23	3,1	0,7	135,2	1,7	7,05	29,831
<i>BbF</i>	6,395	2,9	0,2	36,4	1,575	8,175	8,707
<i>BgP</i>	6,5	2,1	0,7	64,2	1,75	4,7125	13,991
<i>BkF</i>	15,04	4,15	0,8	160,8	1,575	13,25	35,273
<i>dBahA</i>	7,38	2,4	0,7	68,1	1,5	5,025	15,037
<i>fenantren</i>	12,62	7,85	0,6	51,8	3,575	19,575	12,400
<i>fluoranten</i>	16,8	10,6	0,4	105,2	1,875	19,6	23,665
<i>fluoren</i>	6,578	1,3	0,3	63,3	0,3375	7,15	14,235
<i>chrysen</i>	6,735	3,6	0,3	37,7	2,1	6,3	8,944
<i>I(1,2,3-cd)P</i>	8,783	2,5	1,75	64	1,75	9,05	15,802
<i>naftalen</i>	8,14	2,3	0,5	69	0,6	6,425	16,017
<i>pyren</i>	14,97	7,8	0,3	139,2	3,25	11,175	30,065

Vysvětlivky: *BaA* - benzo(a)antracenu; *BaP* - benzo(a)pyrenu; *BbF* - benzo(b)fluorantenu; *BgP* - benzo(ghi)perylenu; *BkF* - benzo(k)fluorantenu; *dBahA* - dibenzo(ah)antracenu; *I(1,2,3-cd)P* - indeno(1,2,3-cd)pyrenu

Aritmetické průměry a mediány naměřených koncentrací zástupců polycyklických aromatických uhlovodíků v ovzduší pro jednotlivé sledované roky jsou uvedeny na obrázku 17 a 18. Z výsledků vyplývá, že nejnižší koncentrace (jejich průměrné hodnoty i mediány) u zástupců PAU (vyjma benzo(ghi)perylenu a benzo(b)fluorantenu) byly stanoveny v roce 2005. Nejvyšší hodnoty průměrných koncentrací byly zjištěny u benzo(b)fluorantenu, fenantrenu, fluorenu, chrysenu, naftalenu a pyrenu v roce 2002, u acenaftyleny, antracenu, benzo(a)antracenu, benzo(a)pyrenu, benzo(ghi)perylenu, benzo(k)fluorantenu, dibenzo(ah)antracenu, fluorantenu a indeno(1,2,3-cd)pyrenu v roce 2003 a u acenaftenu v roce 2004. Maximální hodnoty mediánů koncentrací byly stanoveny u acenaftenu, benzo(a)antracenu, benzo(a)pyrenu, benzo(b)fluorantenu a fluorenu v roce 2002, u acenaftyleny, antracenu, benzo(ghi)perylenu, benzo(k)fluorantenu, dibenzo(ah)antracenu, fluorantenu a indeno(1,2,3-cd)pyrenu a naftalenu v roce 2003 a fenantrenu, chrysenu a pyrenu v roce 2004.

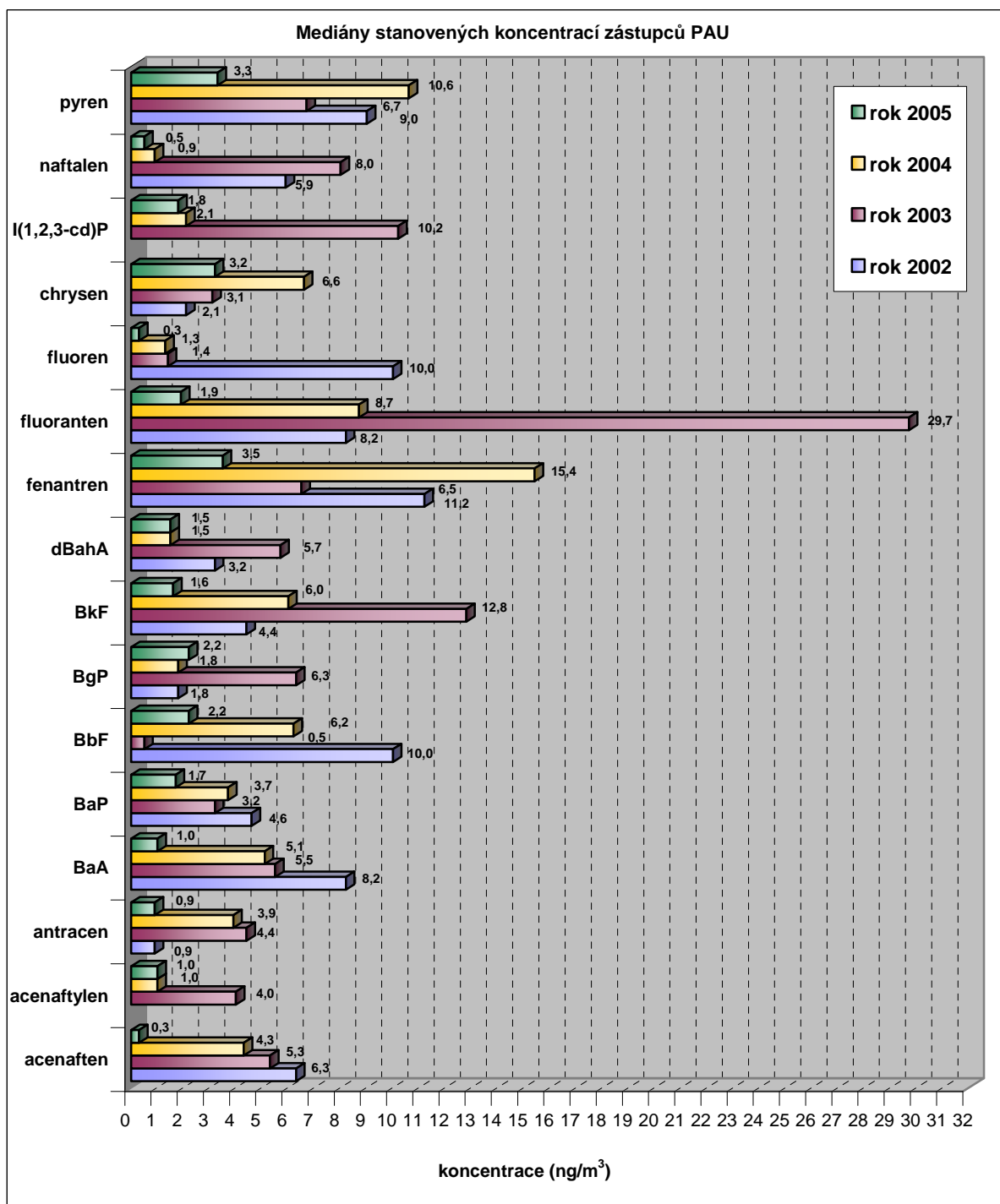
**Obř. 17.** Aritmetické průměry stanovených koncentrací zástupců polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) v ovzduší – měřicí místo III



Vysvětlivky: BaA - benzo(a)antracen; BaP - benzo(a)pyren; BbF - benzo(b)fluoranten; BgP - benzo(ghi)perylen; BkF - benzo(k)fluoranten; dBahA - dibenzo(ah)antracen; I(1,2,3-cd)P - indeno(1,2,3-cd)pyren

Pozn.: v roce 2002 nebyla stanovena koncentrace indeno(1,2,3-cd)pyrenu a acenaftylenu

**Obř. 18.** Mediány stanovených koncentrací zástupců polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) v ovzduší - měřicí místo III



Vysvětlivky: BaA - benzo(a)antracen; BaP - benzo(a)pyren; BbF - benzo(b)fluoranten; BgP - benzo(ghi)perylen; BkF - benzo(k)fluoranten; dBahA - dibenzo(ah)antracen; I(1,2,3-cd)P - indeno(1,2,3-cd)pyren

Pozn.: v roce 2002 nebyla stanovena koncentrace indeno(1,2,3-cd)pyrenu a acenaftylenu

Z měření vyplývá, že škodliviny jsou nejvíce emitovány při manipulaci s nebezpečnými odpady. Nejvyšší koncentrace vybraných látek v ovzduší byly zjištěny v místě těžby odpadů a u obsluhy linky na výrobu alternativního paliva, kde se provádí mísení ropných odpadů s ostatními surovinami.

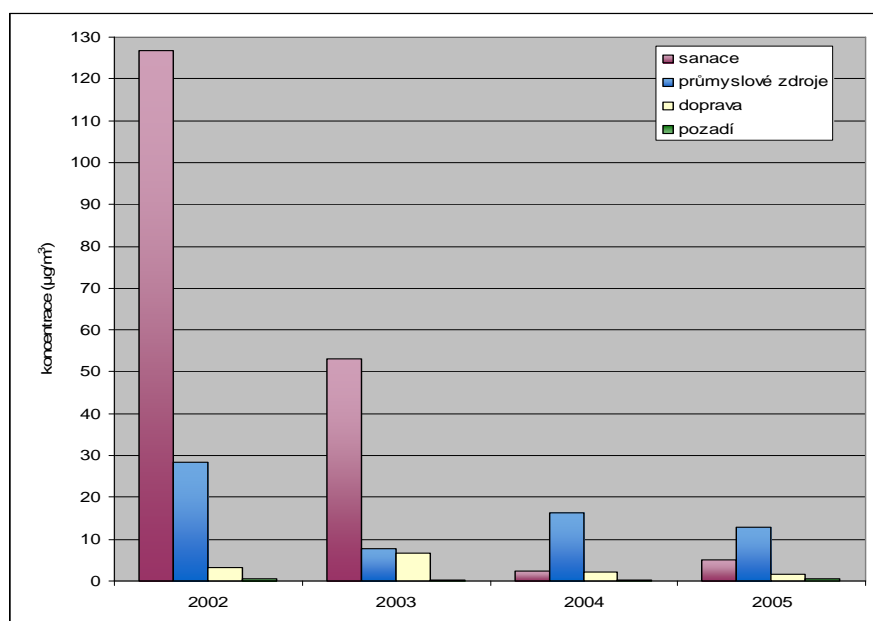
Nejnižší průměrné koncentrace všech měřených látek byly stanoveny v roce 2005. Naopak nejvyšší hodnoty se vztahují k roku 2003, mimo toluenu, kde byly zaznamenány v roce 2002. Nelze jednoznačně určit majoritní faktory, zodpovědné za uvedené rozdíly mezi jednotlivými roky. Úroveň zjištěných koncentrací je závislá na celé řadě faktorů. Největší vliv na zastoupení emitovaných škodlivin ve směsi a jejich množství má nejpravděpodobněji složení ropných odpadů a jejich zpracovávané množství v době měření. Ropné odpady uložené ve „sludgeových lagunách“ se vyznačují vysokou heterogenitou složení v horizontálním i vertikálním profilu, která je v podstatě nepredikovatelná. Bezesporu se uplatňují i klimatické podmínky, které mají velký vliv na množství emisí a rychlost jejich šíření.

Úroveň expozice oxidu siřičitému, toluenu a PAU z prováděné sanace je možné porovnat s průměrnými hodnotami zjištěnými v různě exponovaných lokalitách při automatickém imisním monitoringu v České republice (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 pro jednotlivá období 2002, 2003, 2004 a 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  $\text{SO}_2$  nižší, řádově srovnatelné s expozicí zjištěnou u průmyslově a dopravně exponované lokality.

Naměřené koncentrace toluenu v různě exponovaných lokalitách jsou prezentovány v grafu na obrázku 19. V roce 2002 a 2003 koncentrace toluenu v blízkosti prováděných sanací dosahovaly významně vyšších hladin než v ostatních lokalitách reprezentujících úroveň pozadí, dopravně a průmyslově exponovanou lokalitu. Nejvyšší hodnota byla naměřena v roce 2002 v úrovni  $127 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , což bylo 4x vyšší než srovnávací lokalita ovlivněná průmyslovými zdroji a 40x vyšší než 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. 2 x) nižší než u lokality ovlivněné průmyslovými zdroji. Úroveň imisního pozadí se pohybovala pod  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Obř. 19.** Průměrné denní koncentrace toluenu ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) u sanace a dalších exponovaných lokalitách

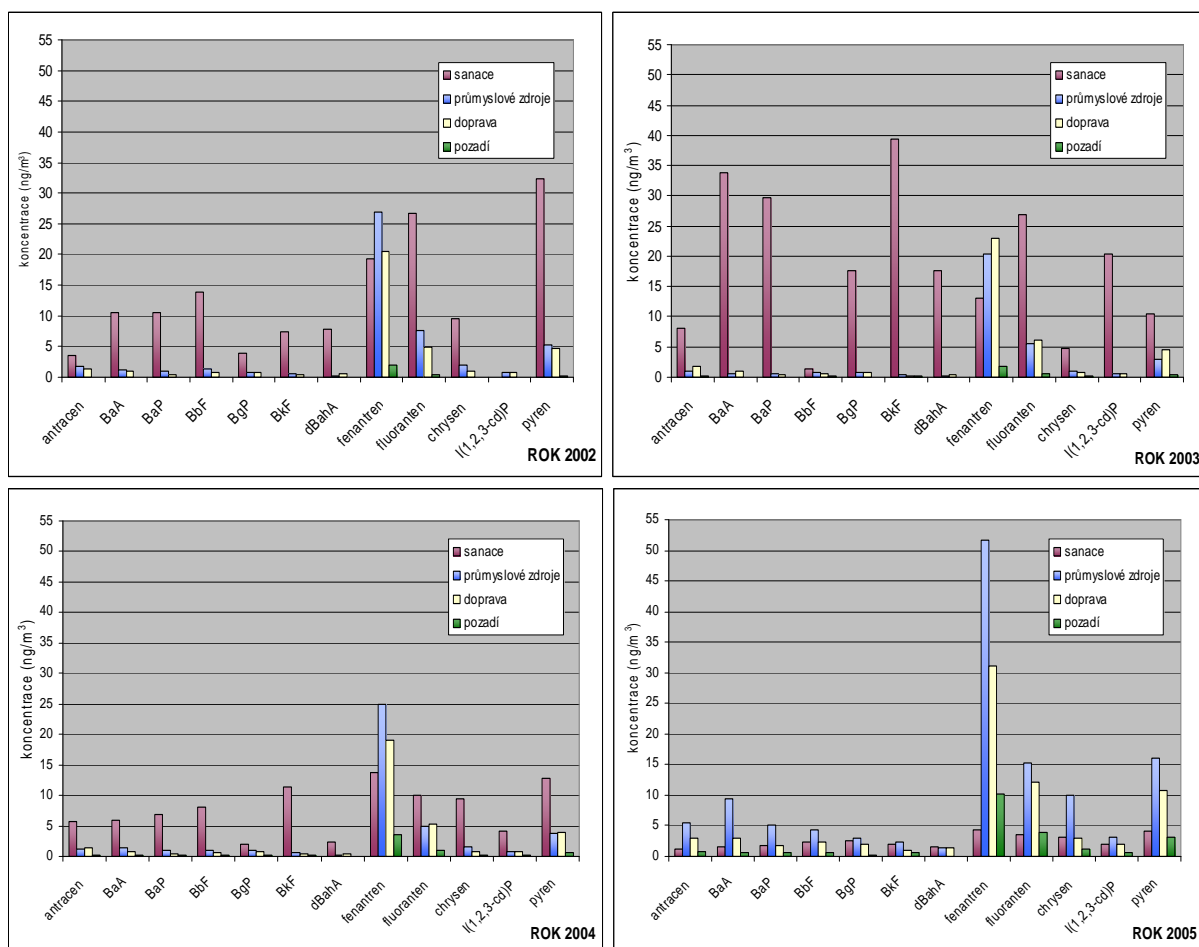


Koncentrace zástupců PAU naměřené v různě exponovaných lokalitách jsou uvedeny v grafech na obrázku 20. V tomto porovnání bylo hodnoceno 12 zástupců PAU, pro které byla dostupná data v rámci monitorovacího systému. U hodnot koncentrací z provádění sanací byly v rámci celého období opakovaně dosahovány 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 vyskytují stejní zástupci PAU 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 v pořadí další významně zastoupené látky - fluorantenu.

U sanací nebylo zjištěno, na rozdíl od ostatních exponovaných lokalit, takto vyrovnané zastoupení. Podíly zástupců PAU ve sledované směsi se liší v rámci jednotlivých měření, což může souviset se značnou heterogenitou uložených odpadů. Mimo již uvedeného fenantrenu, pyrenu a fluorantenu bylo shledáno také 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. Acenaften není v grafech zobrazen (nejsou pro něho dostupná data z imisního monitoringu), jeho významné zastoupení je zřejmé z obrázku 17.

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. Mimo fenantrenu dosahovaly v roce 2002, 2003 i 2004 koncentrace PAU ze sanace úrovní vyšších než v průmyslově a dopravně exponované lokalitě. 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. 20.** Průměrné koncentrace vybraných zástupců PAU ( $\text{ng/m}^3$ ) 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 2–14,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  - 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).

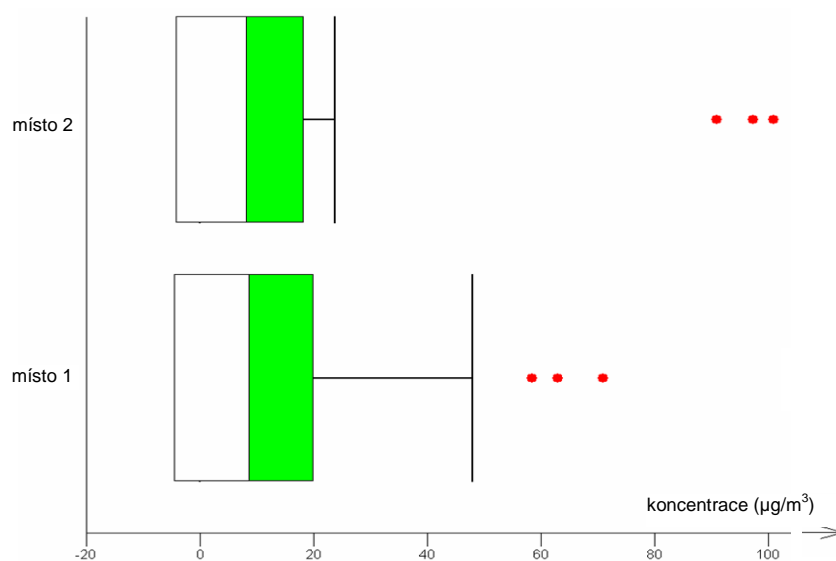
Při provádění těžby a přepracování odpadů byly zjištěny koncentrace v rozsahu 0,3–16,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , tj. řádově srovnatelné s výše uvedeným imisním monitoringem. Průměrné hodnoty za celé období na jednotlivých pracovních místech byly 2,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; 1,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a 0,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### 3.3.1.2 Měřené imisní koncentrace látek v ovzduší v širším území

Měřením v širším území byly stanoveny celkové imisní koncentrace vybraných látek – oxidu siřičitého a sirovodíku. Na naměřených hodnotách se mimo škodlivin emitovaných z těžby a zpracování odpadu podílely i jiné zdroje v území a dálkový přenos.

Hodnoty celkových imisních koncentrací oxidu siřičitého se v rámci celého měřeného období pohybovaly v rozmezí 0,02–104,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo 1) a 0,02–106,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo 2). Znázornění rozdělení zjištěných koncentrací s popisem základních statistických parametrů je uvedeno na obrázku 21.

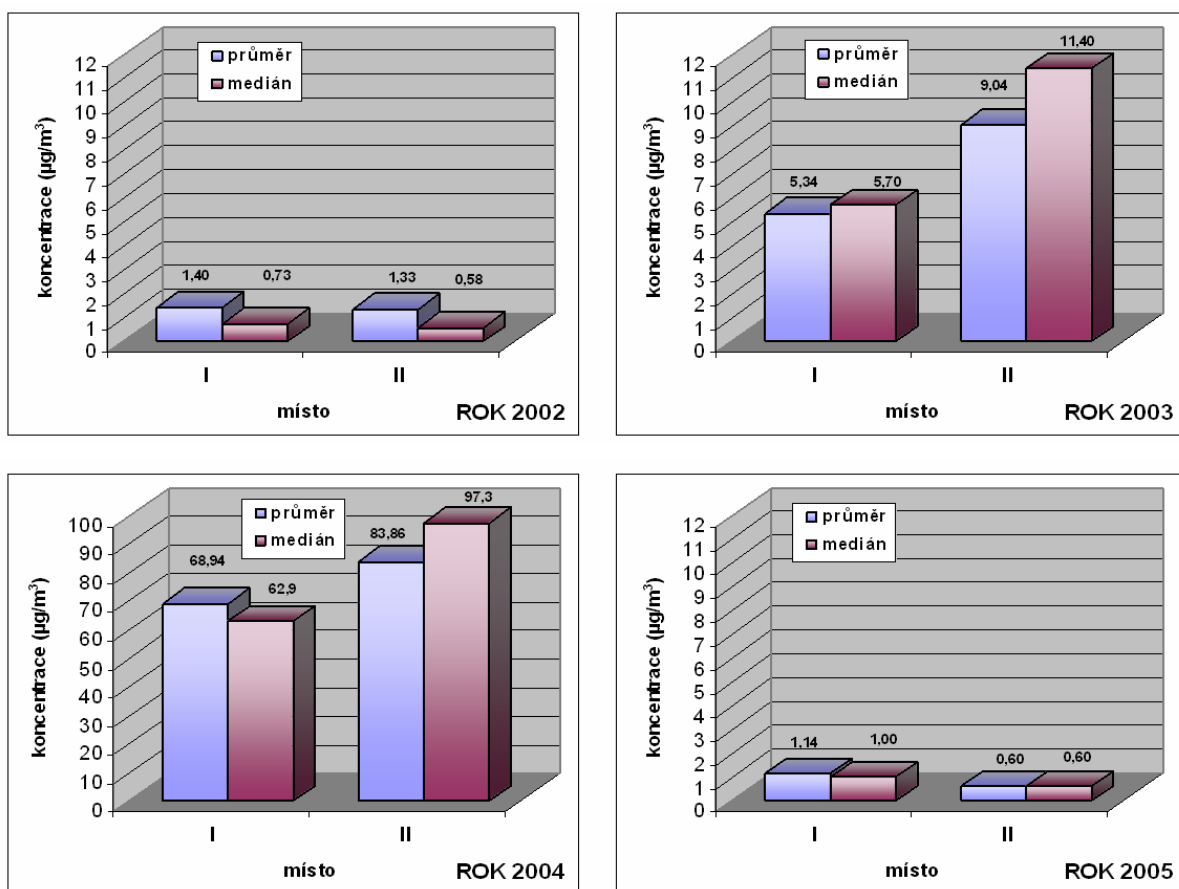
**Obr. 21.** Rozdělení stanovených imisních koncentrací oxidu siřičitého (v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) za celé období 2002–2005 a základní statistické parametry



Měřicí místo	Parametr						
	aritm. průměr	medián	minimum	maximum	kvartil 1	kvartil 3	směr. odchylka
1	19,21	2,095	0,02	104,4	1	19,95	31,18
2	23,59	2,05	0,01	106,2	0,6	18,25	39,25

Aritmetické průměry a mediány stanovených koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší pro jednotlivé sledované roky jsou uvedeny na obrázku 22. Naměřené koncentrace byly velmi nízké v letech 2002 a 2005. Nejvyšší koncentrace byly zjištěny v roce 2004: průměrná hodnota =  $68,94 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo 1), resp.  $83,86 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo 2) a medián =  $62,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo 1), resp.  $97,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo 2). Toto koresponduje i s vysokými naměřenými koncentracemi v roce 2004 a nízkými úrovněmi koncentrací  $\text{SO}_2$  v roce 2002 a 2005 přímo v místě prováděné sanace.

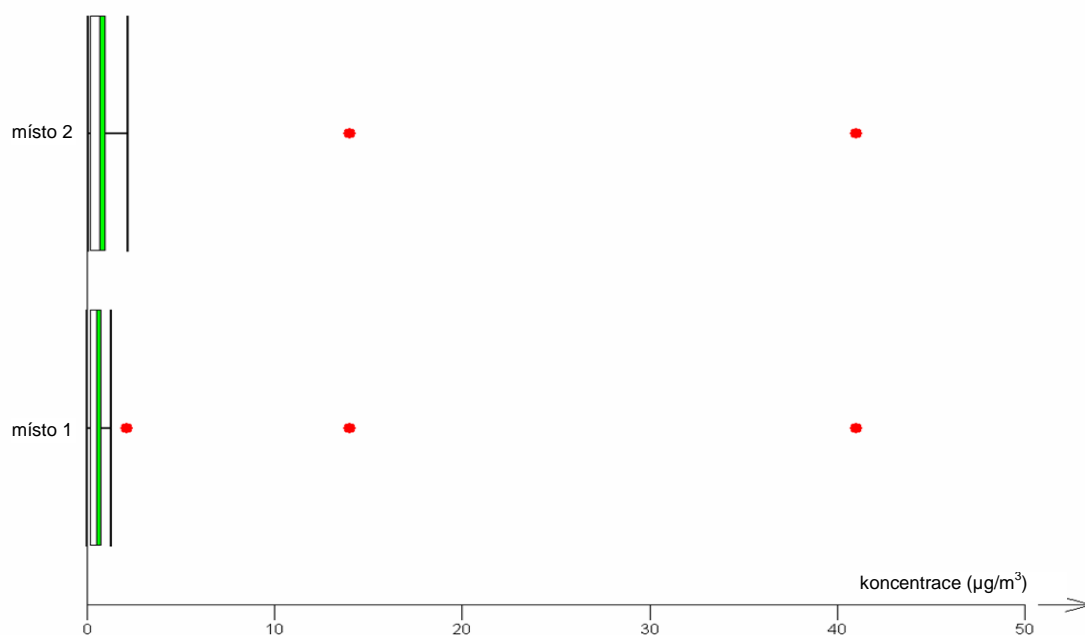
**Obr. 22.** Aritmetické průměry a mediány stanovených imisních koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší





Imisní koncentrace sirovodíku se v rámci celého měřeného období pohybovaly v rozmezí 0,01–41  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo 1) a 0,03–41  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo 2). Znázornění rozdělení zjištěných koncentrací a popis základních statistických parametrů je uveden na obrázku 23.

**Obr. 23.** Rozdělení stanovených imisních koncentrací sirovodíku (v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) za celé období 2002–2005 a základní statistické parametry



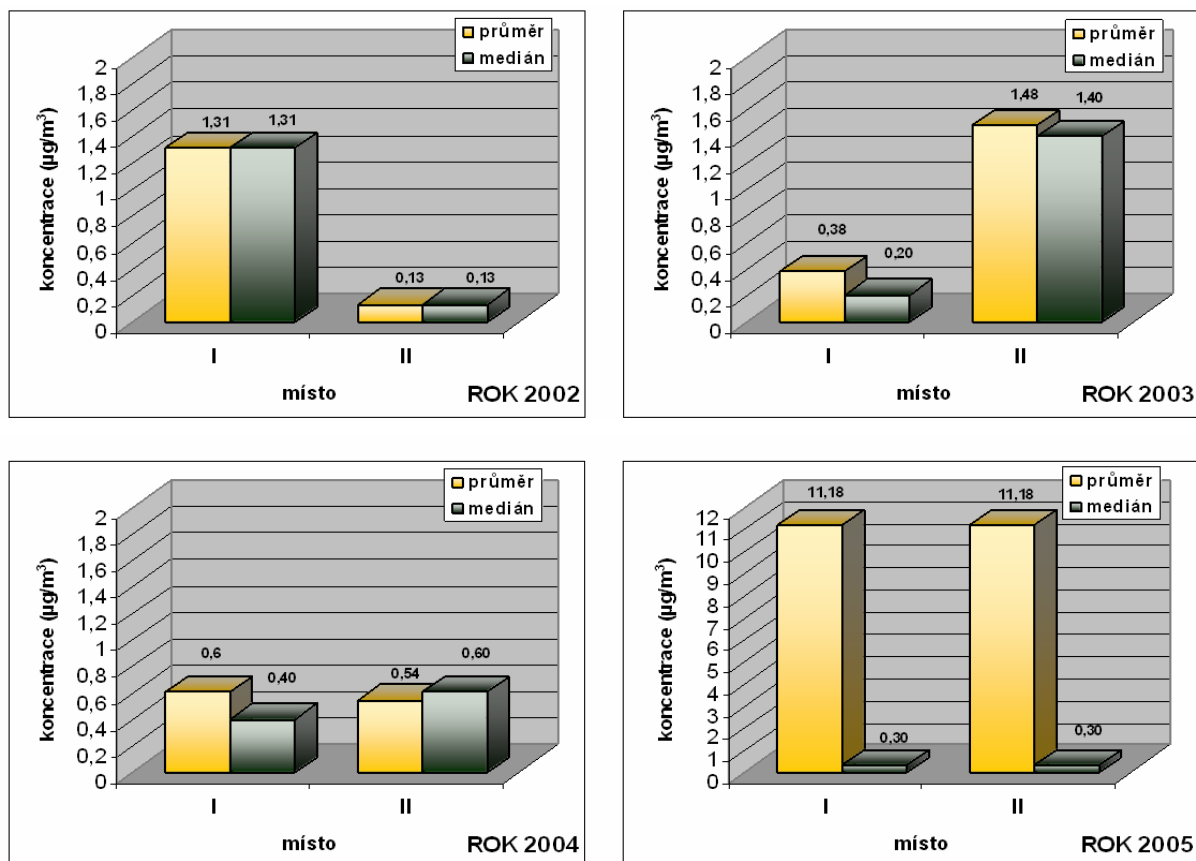
Měřicí místo	Parametr						
	aritm. průměr	medián	minimum	maximum	kvartil 1	kvartil 3	směr. odchylka
1	3,180	0,35	0,01	41	0,2	0,775	9,414
2	3,323	0,45	0,03	41	0,2	1,025	9,378

Úroveň naměřených celkových denních imisních příspěvků oxidu siřičitého nepřekračovala mimo roku 2004 cílovou hodnotu směrné průměrné 24 hodinové koncentrace 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  stanovenou WHO (WHO, 2005). V roce 2004 byly zjištěny vysoké průměrné koncentrace v úrovni 68, 94 a 83,96  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , které byly 3 x, resp. 4 x, vyšší než tato směrná hodnota.

Aritmetické průměry a mediány naměřených koncentrací sirovodíku v ovzduší pro jednotlivé sledované roky jsou uvedeny na obrázku 24. Tyto koncentrace jsou nízké, v období let 2002–2004 dosahovaly hodnot v rozsahu desetin až jednotek  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nejvyšší koncentrace (jejich aritmetické průměry) byly zjištěny na obou měřených místech v roce 2005 a činily 11,18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Oproti tomu mediány hodnot stanovené v roce 2005 jsou řádově srovnatelné

s předchozími lety. Významný rozdíl mezi hodnotami průměrů a mediánů v roce 2005 je způsoben dvěma vysokými naměřenými hodnotami:  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Obř. 24.** Aritmetické průměry a mediány stanovených imisních koncentrací sirovodíku v ovzduší



Celkové naměřené imisní koncentrace sirovodíku byly ve všech obdobích nižší než stanovená přípustná koncentrace v úrovni  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO, 2003b), dosahovaly maximálně 11 % této hodnoty.

Koncentrace naměřené v roce 2005 (v úrovni  $1\text{--}16,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , s průměrem  $11,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) by ale mohly být příčinou obtěžování obyvatelstva zápachem. Jen pro orientační porovnání lze uvést, že pro krátkodobou 30 minutovou expozici sirovodíku byla stanovena koncentrace pro ochranu proti obtěžování zápachem v úrovni  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (SZÚ, 2003).

### 3.3.2 Výpočet rozptylu v širším území

Výstupem výpočtu programem SYMOS '97 byla tabulka hodnot maximálních (hodinových nebo 24-hodinových) a průměrných ročních imisních koncentrací v každém z bodů zvolené sítě. Odděleně byla vyhodnocena každá posuzovaná látka (oxid siřičitý, toluen, sirovodík a polycyklické aromatické uhlovodíky přepočtené na benzo(a)pyren) pro jednotlivé sledované roky.

Vypočtené rozsahy průměrných ročních imisních příspěvků z těžby a zpracování odpadu v obytné zóně jsou shrnuty v tabulce 15. Dále jsou zde uvedeny zjištěné hladiny denních imisních příspěvků pro oxid siřičitý a toluen (pro tyto látky jsou stanoveny referenční 24-hodinové koncentrace).

**Tab. 15.** 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

Pro inhalační expozici oxidu siřičitému udává WHO (2005) cílovou hodnotu směrné průměrné 24-hodinové koncentrace v úrovni  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , tuto hodnotu imisní příspěvky z posuzované sanace u obytné zóny překročily v roce 2004. V roce 2002 a 2003 dosahovaly koncentrace 10–35 % hodnoty směrné koncentrace a v roce 2005 se pohybovaly pod 0,1 % úrovně směrné koncentrace.

Pro sirovodík uvádí MZ (SZÚ, 2003) referenční denní koncentraci v ovzduší v úrovni  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . K expozici od 1 do 14 dnů je vztažena přípustná koncentrace  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO, 2003b). Pro chronickou expozici sirovodíku udává databáze IRIS (US EPA, 2003a) referenční koncentraci  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hodnoty referenčních koncentrací vztahující se k denním a ročním expozicím sirovodíku nepřekračovaly odpovídající imisní příspěvky ze sanace v obytné zóně,

u denních koncentrací dosahují maximálně 7,5 % hodnoty přípustné koncentrace (WHO, 2003b) a roční příspěvky se pohybují do 5 % referenční koncentrace uvedené pro chronickou expozici (US EPA, 2003a). Na základě imisních koncentrací zjištěných v roce 2003 nelze vyloučit, že by koncentrace sirovodíku mohly být nárazově čichově vnímány obyvatelstvem jako zápach.

V případě toluenu uvádí MZ (SZÚ, 2003) i WHO (2000) referenční inhalační koncentraci v úrovni 260  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tato koncentrace se vztahuje k týdennímu průměru, přesto je nižší než další referenční koncentrace pro chronické expozice: RfC = 5 000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (US EPA, 2007b), MRL = 300  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (ATSDR, 2012). Vypočítané imisní příspěvky ze sanace nebudou v obytné zóně překračovat tyto doporučené úrovně koncentrací, dosahují maximálně 1,5 % nejnižší hodnoty referenční koncentrace.

Pro benzo(a)pyren WHO (2003a) uvádí akceptovatelnou koncentraci 0,012  $\text{ng}/\text{m}^3$  odpovídající úrovni karcinogenního rizika  $1 \cdot 10^{-6}$  (tj. jeden případ onemocnění rakovinou na 1 milión celoživotně exponovaných osob). Vypočtené imisní příspěvky v obytné zóně se pohybují v  $\text{pg}/\text{m}^3$ , jsou nižší než uvedená akceptovatelná koncentrace, dosahují maximálně 33 %.

### **3.3.3 Charakterizace zdravotních rizik**

#### **3.3.3.1 Těžba a zpracování odpadů (pracovní prostředí)**

V rámci těžby nebezpečných odpadů a výroby alternativního paliva je emitovaným škodlivinám vystaveno celkem 10 pracovníků provádějících sanaci. Jeden pracovník odtěžuje odpady z laguny pomocí těžebního stroje. Odpad a suroviny se nakládají bagrem na rošt linky na výrobu paliva. Obsluhu linky tvoří 4 pracovníci. Jeden pracovník v případě potřeby obsluhuje také nakladač, kterým je alternativní palivo nakládáno z místa dočasného shromažďování na nákladní automobily a odváženo k energetickému využití. Pracovní doba je 8 hodin (pondělí–pátek), provoz na pracovišti je dvousměnný.

Míra inhalační expozice pracovníků byla zjištěna opakovaným měřením referenčních látek u samotné těžby „sludge“, u pracovníka zajišťujícího kontrolu mísení vstupních surovin a u obsluhy velína linky. Pro hodnocení expoziční zátěže byly použity průměrné hodnoty koncentrací naměřené na jednotlivých pracovních místech, které dostatečně reprezentují celosměnné koncentrace. Zjištěnými úrovněmi koncentrací jsou pracovníci ovlivněni téměř po celou dobu vykonávání pracovní činnosti. Pracovník obsluhující těžební stroj se nachází

v kabině mechanismu a dle potřeby ve venkovním prostředí, proto byly úrovně koncentrací látek v ovzduší vyhodnoceny na obou místech nezávisle. Pracovníci obsluhující linku na výrobu paliva (mísení surovin, velín) se nachází po celou dobu provozu linky na určených pracovních místech.

Popis měřících míst, způsobu odběru a stanovení vzorků a zjištěné koncentrace látek jsou uvedeny v kapitole 3.2.1 a 3.3.1, podmínky měření a základní statistické charakteristiky koncentrací stanovených látek pro jednotlivá období a měřící místa jsou shrnuty v tabulkách v příloze 1 disertační práce.

#### Porovnání stanovených koncentrací s platnými limity

Přijatelnost potenciálních zdravotních rizik je vyhodnocena porovnáním zjištěných hodnot koncentrací jednotlivých sledovaných látek v pracovním ovzduší s příslušným přípustným expozičním limitem, resp. u látek se stejnou třídou účinku výpočtem součtu poměrů naměřených koncentrací jednotlivých látek k jejich PEL.

Měření u obsluhy těžebního stroje bylo provedeno v dýchací zóně pracovníka formou osobního odběru v kabině zařízení (měřící místo I) a zároveň byl pomocí stacionární odběrové aparatury měřen i venkovní prostor u těžby - v místě možného pohybu pracovníka (měřící místo II). Stanovován byl oxid siřičitý, sirovodík a toluen.

Rozsah naměřených hodnot v rámci období 5 pracovních dní daného roku je shrnutý v následujících tabulkách 16 a 17. Zároveň je uvedena i hodnota aritmetického průměru z těchto naměřených hodnot.

Naměřené hodnoty reprezentují průměrné koncentrace zjištěné v rámci pracovních směn. Tyto koncentrace jsou porovnávány s přípustným expozičním limitem (PEL). Nařízení vlády č. 361/2007 Sb. uvádí pro SO<sub>2</sub> hodnotu PEL = 5 mg/m<sup>3</sup>, pro sirovodík PEL = 10 mg/m<sup>3</sup> a pro toluen PEL = 200 mg/m<sup>3</sup>. V rámci provedeného měření nebyly zjištěny nárazové/maximální koncentrace v průběhu krátkých časových úseků, které by byly srovnatelné s NPK-P.

U toluenu a sirovodíku byly na obou místech (v kabině těžebního stroje i u místa těžby) naměřeny velmi nízké koncentrace v porovnání se stanoveným expozičním limitem. Z dat je zřejmé, že nedocházelo k překročení hodnoty PEL. Koncentrace u toluenu dosahovaly maximálně 0,1 % hodnoty PEL, u sirovodíku 0,2 % hodnoty PEL.

Z naměřených koncentrací oxidu siřičitého vyplývá, že v průběhu pracovní činnosti může docházet i k několikanásobnému překročení přípustného expozičního limitu. V kabině obsluhy těžebního zařízení byly zjištěny koncentrace významně převyšující hodnotu PEL: v roce 2003 ve třech z pěti dnů, kdy bylo prováděno měření (93,1 mg/m<sup>3</sup>; 10,1 mg/m<sup>3</sup> a 16,9 mg/m<sup>3</sup>), v roce 2004 v jednom dni (10,8 mg/m<sup>3</sup>). U místa těžby byly zjištěny vysoké koncentrace oxidu siřičitého (11,0 mg/m<sup>3</sup>) v roce 2004, a to v jednom z pěti dnů, kdy bylo prováděno měření.

**Tab. 16.** Naměřené koncentrace škodlivin – měřící místo I

Látka /jednotka	Období				
		2002	2003	2004	2005
oxid siřičitý (mg/m <sup>3</sup> )	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
sirovodík (mg/m <sup>3</sup> )	rozsah	0,0016–0,0031	0,0016–0,0161	0,0003	0,0003
	průměr	0,0021	0,0053	0,0003	0,0003
toluen (mg/m <sup>3</sup> )	rozsah	0,049–0,204	0,036–0,100	0,002–0,004	0,002–0,014
	průměr	0,1268	0,0528	0,0024	0,0052

**Tab. 17.** Naměřené koncentrace škodlivin – měřící místo II

Látka /jednotka	Období				
		2002	2003	2004	2005
oxid siřičitý (mg/m <sup>3</sup> )	rozsah	1,368–4,304	0,007–1,910	0,027–10,8	0,0003–0,0016
	průměr	2,212	0,776	2,933	0,0007
sirovodík (mg/m <sup>3</sup> )	rozsah	0,0004–0,0056	0,0021–0,0058	0,0003	0,0003
	průměr	0,0019	0,0038	0,0003	0,0003
toluen (mg/m <sup>3</sup> )	rozsah	0,043–0,090	0,007–0,074	0,002–0,004	0,002–0,004
	průměr	0,0644	0,0416	0,0024	0,0024

Odběr vzorků u obsluhy linky na výrobu alternativního paliva (lávka u mísení surovin a odpadu) byl realizován pomocí stacionární odběrové aparatury v dýchací zóně pracovníka. Měřen byl oxid siřičitý, sirovodík a 16 zástupců ze skupiny polycyklických aromatických uhlovodíků.

Rozsah stanovených hodnot v rámci měřeného období daného roku a průměr z těchto hodnot je uveden v tabulce 18. Z PAU je prezentován naftalen a benzo(a)pyren.

Při mísení odpadů se vstupními materiály byly u sirovodíku naměřeny velmi nízké koncentrace a nedocházelo zde k překročení hodnoty PEL. Koncentrace u sirovodíku dosahovaly maximálně 0,03 % hodnoty PEL.

U oxidu siřičitého byly zjištěny koncentrace významně přesahující expoziční limit, a to v roce 2003 ve všech pěti dnech, kdy bylo prováděno měření (51,4 mg/m<sup>3</sup>; 21,3 mg/m<sup>3</sup>; 5,2 mg/m<sup>3</sup>; 31,3 mg/m<sup>3</sup> a 10,4 mg/m<sup>3</sup>) a v roce 2004 ve třech dnech z pěti měřených (22,0 mg/m<sup>3</sup>; 29,4 mg/m<sup>3</sup> a 26,5 mg/m<sup>3</sup>).

**Tab. 18.** Naměřené koncentrace škodlivin – měřící místo III

Látka /jednotka	Období				
		2002	2003	2004	2005
oxid siřičitý (mg/m <sup>3</sup> )	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
sirovodík (mg/m <sup>3</sup> )	rozsah	0,0003–0,0021	0,001–0,0031	0,0003	0,0003
	průměr	0,0009	0,002	0,0003	0,0003
naftalen (ng/m <sup>3</sup> )	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
BaP (ng/m <sup>3</sup> )	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

Z PAU jsou stanoveny expoziční limity pouze pro naftalen PEL = 50 mg/m<sup>3</sup> a benzo(a)pyren PEL = 5 µg/m<sup>3</sup> (Nařízení vlády č. 361/2007 Sb.). U těchto zástupců nedošlo k překročení hodnot PEL, v případě naftalenu byly zjištěny koncentrace do 0,0001 % hodnoty PEL a u benzo(a)pyrenu do 2,7 % hodnoty PEL.

Vzhledem k tomu, že bylo měřeno celkem 16 zástupců PAU, bylo provedeno vyhodnocení ještě pro celou tuto skupinu. Zjištěné koncentrace PAU, které byly naměřeny v jednotlivých dnech, byly vynásobeny faktory PEF dle WHO (2003a) – viz tabulka 11. Po sečtení hodnot byl získán ekvivalent benzo(a)pyrenu směsi PAU (BaP<sub>ekv</sub>). Zároveň byl výpočet proveden i pro hodnoty průměrných koncentrací jednotlivých zástupců v daném měřeném období.

Výstupy jsou shrnuty v tabulce 19. Z výsledku výpočtu v tabulce vyplývá, že hodnoty ekvivalentu benzo(a)pyrenu směsi PAU v jednotlivých měřených obdobích jsou nižší než je stanovený limit pro benzo(a)pyren.

**Tab. 19.** Hodnota ekvivalentu benzo(a)pyrenu směsi PAU ( $BaP_{ekv}$ ) – měřící místo III

Rok	PAU - $BaP_{ekv}$ ( $ng/m^3$ )					
	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 ekvivalentu benzo(a)pyrenu směsi PAU byla vypočtena z hodnot aritmetických průměrů koncentrací jednotlivých zástupců za dané měřené období

U obsluhy velína linky na výrobu alternativního paliva byl proveden odběr vzorků oxidu siřičitého pomocí stacionární odběrové aparatury v dýchací zóně pracovníka. Rozsah zjištěných hodnot v rámci měřeného období daného roku a průměr z těchto hodnot je shrnut v tabulce 20. U pracovníka ve velíně linky nebylo zjištěno překročení hodnot PEL pro oxid siřičitý v žádném z monitorovaných období. Koncentrace oxidu siřičitého dosahovaly maximálně 79 % hodnoty PEL.

**Tab. 20.** 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

Dále byly zhodnoceny také možné interakce chemických látek ve směsi. Pomocí programu miXie (viz kapitola 3.2.3.3) 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.



Zjištěné třídy společných účinků byly následující: oxid siřičitý - T1, T2; sirovodík - T1, T2 a T19; toluen - T1, T2, T19 a T30; naftalen - T1 a T4 a benzo(a)pyren - T32. Třída T1 zahrnuje účinky spojené s poškozením zraku – iritace, katarakta, nekróza rohovky. Třídu T2, specifikovanou jako iritace horních cest dýchacích, tvoří chemické a fyzikální iritanty. Do třídy T4 jsou zařazeny účinky, které narušují transport kyslíku z plic do tkání. Patří sem asfyxie, numerické a funkční poškození červených krvinek (anémie, snížení počtu červených krvinek, inhibice syntézy hemu a hemolýza), narušení transportu kyslíku červenými krvinkami (karboxyhemoglobinémie, tvorba nitrosylhemoglobinu, methemoglobinémie) a narušení utilizace kyslíku v tkáních (inhibice funkce cytochromoxidáz). Do třídy T19 se řadí poškození centrálního nervového systému, deprese, konvulze. Třída T30 zahrnuje embryonální a fetální poškození (UK LF HK, 2011).

Výstupem analýzy je součet poměrů naměřených koncentrací látek k jejich PEL vyjádřený v procentech, k překročení PEL dochází při dosažení hodnoty vyšší než 100. Hodnocení aditivní interakce účinků posuzovaných látek při provádění sanace je shrnuto v tabulce 21.

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 (sirovodík, toluen, naftalen) se vyskytovaly ve velmi nízkých úrovních, které při zohlednění aditivního přístupu prakticky nevedly k nárůstu rizika oproti předchozímu hodnocení jednotlivých látek jako nezávislých složek.

**Tab. 21.** Hodnocení aditivní interakce účinků látek

Místo	Společné třídy účinku	Období			
		2002	2003	2004	2005
I	T1, T2	38,0 %	504,4 %	61,0 %	0,3 %
II	T1, T2	44,3 %	15,6 %	58,7 %	0,02 %
III	T1	42,5 %	478,0 %	331,6 %	0,9 %

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

Při interpretaci všech výše uvedených výsledků je nutné vzít v úvahu, že byly měřeny vybrané referenční látky. Ve skutečnosti na pracovníky působí komplexní směs škodlivin, která má proměnlivé kvalitativní i kvantitativní složení v závislosti na aktuálních podmínkách v zájmové lokalitě, odtěžovaných nebezpečných odpadech a jejich množství a dalších faktorech.

Během průzkumných prací i samotné těžby bylo zjištěno, že odpady uložené ve sludgeových lagunách se vyznačují vysokou heterogenitou v horizontálním i vertikálním profilu lagun. S tímto mohou také souviset významně odlišné úrovně expozic stanovené v průběhu celého sledovaného období.

S ohledem na výše uvedené skutečnosti doporučuji zejména v případě oxidu siřičitého, kde byly nárazově naměřeny vysoké koncentrace přesahující hodnotu PEL (NPK-P), provádět v průběhu těžby odpadů četnější měření a zajistit u exponovaných pracovníků důsledné používání ochranné masky s odpovídajícím filtrem pro záchyt kyselých plynů a par (především u obsluhy těžebního mechanismu a obsluhy v místě mísení na lince výroby alternativního paliva).

Dále navrhuji u sanací a podobných činností (nakládání s látkami nebo odpady ropného původu) doplňovat měření koncentrací v pracovním ovzduší ještě biologickým monitorováním, které poskytuje informaci o celkové expozici konkrétního pracovníka bez ohledu na zdroj a cestu vstupu dané látky do organismu. Biologický ukazatel odráží biologické působení dané látky nebo komplexní směsi (včetně vzájemných interakcí jednotlivých látek ve směsi).

V tomto konkrétním případě by vzhledem k finanční nákladnosti tohoto typu měření bylo vhodné realizovat biologické monitorování alespoň u nejexponovanějších pracovníků (obsluha těžebního zařízení a obsluha linky u mísení surovin). S ohledem na původ a složení staré zátěže by mohlo být vhodným biologickým ukazatelem sledování genotoxických účinků směsi škodlivin emitované ze sanovaných nebezpečných odpadů.

Dlouhodobě je ke sledování genotoxického působení látek u profesionálně exponovaných osob využívána především metoda cytogenetické analýzy chromozomových aberací v periferních lymfocytech, která umožňuje detekci a kvantitativní stanovení chromozomových

abnormalit. Zvýšený výskyt chromozomových aberací zvyšuje riziko vzniku nádorových onemocnění a negativně ovlivňuje buněčné funkce a procesy (Rössner *et al.*, 2005).

Pravidelné monitorování pracovníků nakládajících s nebezpečnými odpady může identifikovat jedince ve zvýšeném zdravotním riziku souvisejícím s velikostí expozice směsi škodlivin nebo se zvýšenou vnímavostí k expozici genotoxicky působícím látkám. Je tedy možné zaznamenat včasné změny (poškození DNA) ještě před nepříznivým ovlivněním zdravotního stavu pracovníka a následně přijmout odpovídající technická nebo organizační opatření (úprava zařízení a technologického postupu, omezení doby strávené na rizikovém pracovišti, přeložení osoby na pracoviště bez výskytu látek s genotoxickými účinky).

Velikost expozice pracovníků může být také významně ovlivněna způsobem prováděné činnosti, proto je nutné pro minimalizaci možného zdravotního rizika důsledně dodržovat stanovené pracovní postupy a zásady ochrany zdraví při práci. Z obecných zásad se jedná zejména o dodržování osobní hygieny (očista pokožky po práci a před jídlem, zákaz kouření a konzumace jídla na pracovišti) a používání osobních ochranných pracovních prostředků (rukavice, pracovní oděv) pro zajištění ochrany kůže před kontaktem se sanovanými odpady. Ochranné pracovní prostředky musí být čisté a náležitě udržované. Také je nutné důsledně provádět vstupní a periodické zdravotní prohlídky pracovníků. Zaměstnavatel musí zajistit dostatečnou informovanost pracovníků s ohledem na možná rizika spojená s prováděným typem prací. Zároveň je vhodné motivovat pracovníky k osobní odpovědnosti za ochranu vlastního zdraví.

### Výpočet rizika

Největší inhalační expozice byla zjištěna u pracovníků provádějících těžbu nebezpečných odpadů a mísení odpadů při výrobě alternativního paliva. Na základě měření na těchto pracovních místech bylo provedeno vyhodnocení rizika vyplývajícího ze zjištěné expoziční koncentrace tak, aby bylo možné výsledky orientačně porovnat s výstupy hodnocení zdravotních rizik provedeného u staré zátěže obdobného původu (Godzik *et al.*, 2000; Wcislo, 2006). V případě toluenu a sirovodíku byla míra rizika vyjádřena jako kvocient nebezpečnosti HQ a u směsi zástupců PAU ( $BaP_{ekv}$ ) jako míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci ILCR (podrobněji viz kapitola 1.3).

Výpočet expoziční koncentrace (EC) vycházel ze vztahu (US EPA, 2009; MŽP, 2011):

$$EC (\mu\text{g}/\text{m}^3) = (CA \times ET \times EF \times ED) / AT$$

CA: hodnota průměrné koncentrace dané látky v dýchací zóně pracovníka v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; ET: 8 hod/den; EF: 190 dnů/rok; ED: 10 let; AT pro nekarcinogenní působení:  $365 \times 10 \times 24$

K výpočtu byla použita průměrná koncentrace látky za celé sledované období 2002–2005 (tj. odhad střední hodnoty expozice). Kvocient rizika pro chronickou expozici byl vypočítán jako  $HQ = EC/RfC$ , kde RfC je referenční koncentrace pro inhalační expozici. Byla využita hodnota referenční koncentrace u sirovodíku v úrovni  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (US EPA, 2003a), u toluenu  $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO, 2000; SZÚ, 2003).

U karcinogenně působících PAU se koncentrace přijatá za definovaný čas přepočítala na celkovou předpokládanou délku života exponované osoby. Kalkulace AT byla provedena na 70 let ( $AT = 365 \times 70 \times 24$ ). Míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci vychází ze vztahu  $ILCR = EC \times IUR$ . Za inhalační jednotku karcinogenního rizika (IUR) byla použita hodnota  $8,7 \cdot 10^{-5}$  pro koncentraci  $1 \text{ ng}/\text{m}^3$  v ovzduší (WHO, 2003a).

V tabulce 22 je uveden odhad rizika souvisejícího s pracovní expozicí osob provádějících těžbu a přepracování nebezpečných odpadů.

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 mezi 10–100 ohroženými osobami je doporučovaná hladina rizika  $1 \cdot 10^{-5}$  a u více než 100 osob úroveň  $1 \cdot 10^{-6}$  (MŽP, 2005; 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 označit za přijatelnou.

**Tab. 22.** Hodnocení rizika pracovníků při sanaci (těžba a nakládání s odpady)

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	-	-	$9,69 \cdot 10^{-6}$

K charakteru zde prezentovaného hodnocení má nejbližší studie „Czechowice Oil Refinery Project“, součástí které bylo posouzení zdravotních rizik pracovníků provádějících sanaci starých zátěží z provozu rafinerie. V této studii byly jako reprezentativní škodliviny vybrány benzen, toluen, ethylbenzen, xylen, 6 zástupců PAU (benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(ghi)perylen, benzo(k)fluoranten, fluoranten, indeno(1,2,3-cd)pyren) a těžké kovy (arsen, kadmium, chrom, kobalt, měď, olovo, rtuť, nikl, zinek). Byla posuzována profesionální expozice související bezprostředně s nakládáním s odpady. V případě pracovníků provádějících sanační práce se jednalo o dočasnou expozici, frekvence expozice byla stanovena na 50 dnů za rok a doba trvání expozice na 25 let. Pro inhalační expozici dosáhl index nebezpečnosti HI hodnoty 0,012 a kvantifikátor celoživotního zvýšení karcinogenního rizika ILCR úrovně  $7,7 \cdot 10^{-8}$  (Godzik *et al.*, 2000; Wcislo, 2006).

V disertační práci i ve výše uvedené studii byla vyhodnocena expozice pracovníků jednotlivým látkám a z toho vyplývající zdravotní rizika. Při porovnání obou případů hodnocení zdravotních rizik lze konstatovat, že vypočtený index nebezpečnosti nedosahuje úrovně odpovídající zvýšenému riziku.

Do vyhodnocení nebyla zahrnuta expozice oxidu siřičitému, pro který není doposud jednoznačně stanovena bezpečná prahová koncentrace, ani referenční koncentrace pro dlouhodobé působení. Pokud by byla hodnocena i chronická expozice oxidu siřičitému, došlo by, s ohledem na naměřené úrovně koncentrací, k významnému navýšení nekarcinogenního rizika, resp. hodnoty HI.

Pro doplnění je možno uvést, že maximální naměřená koncentrace oxidu siřičitého (reprezentující expozici v době pracovní směny) činila  $93\,067 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Průměrné hodnoty za celé sledované období byly  $7\,540 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo I), resp.  $10\,660 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (místo III).

Při zohlednění doby a frekvence expozice by expoziční koncentrace činila 1 308  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , resp. 1 849  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pro environmentální expozici oxidu siřičitému je uvedena pouze směrná průměrná 24 hodinová koncentrace (WHO, 2005) v úrovni 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a pro krátkodobou expozici do 10 minut hodnota 500  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

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.

Ve studiích se lišily podmínky expozice – v případě sanace hodnocené v disertační práci byla doba trvání expozice předpokládána na 10 let, frekvence dosahovala přibližně 190 dní za rok (v zimních měsících zpracovávání odpadů neprobíhalo). Rozdílné bylo také spektrum sledovaných látek. V hodnocení prezentovaném v této práci byla měřena rozsáhlejší skupina zástupců PAU, méně druhů těžkých látek a nebyly sledovány kovy. Nutno též zdůraznit, že byla použita aktuálnější data s ohledem na stav poznání hodnocených látek a jejich účinků na zdraví (hodnoty referenčních koncentrací, PEF faktory, jednotky karcinogenního rizika).

### 3.3.3.2 Širší území (venkovní prostředí – obytná zóna)

#### Příspěvek rizika z těžby a nakládání s odpady

Rozsah příspěvku rizika zjištěného v místě pobytu obyvatel – v obytné zóně je uveden v tabulce 23. U toluenu, sirovodíku a oxidu siřičitého byla míra rizika vyjádřena jako kvocient nebezpečnosti HQ, u směsi PAU ( $\text{BaP}_{\text{ekv}}$ ) formou pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci ILCR. Uvedené hodnoty představují odhad příspěvku rizika hodnocených látek vyvolaného těžbou a přepracováním nebezpečných odpadů (Pelikánová et Fiala, 2010).

Vypočítané kvocienty nebezpečnosti u sirovodíku a toluenu jsou o několik řádů nižší než úroveň signalizující riziko HQ (HI) >1.

Pro inhalační expozici oxidu siřičitému nebyla doposud jednoznačně stanovena bezpečná prahová koncentrace. Pro určení kvocientu nebezpečnosti HQ proto byla místo referenční koncentrace použita hodnota směrné 24 hodinové koncentrace dle WHO (2005) v úrovni 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pro výpočet byly využity naměřené denní koncentrace, HQ vychází spíše z akutní až subakutní expozice. V roce 2004 byly v části obytné zástavby zjištěny kvocienty

nebezpečnosti v úrovni až 1,2 (tabulka 23 a příloha práce 4, obr. 3). To koresponduje i s vysokými celkovými denními koncentracemi naměřenými v období 6.9.–11.9. 2004 na 2 místech v širším okolí (68,94 a 83,86  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Pro ostatní hodnocené roky byly pro oxid siřičitý vypočteny kvocienty nebezpečnosti podstatně nižší (v úrovni 0–0,3).

Teoretická míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci (ILCR) směsi polycyklických aromatických uhlovodíků vyvolaná těžbou a přepracováním odpadů se v obytné zóně pohybuje řádově na úrovni  $10^{-8}$  až  $10^{-7}$  (tabulka 23 a příloha práce 5, obr. 9). Za přijatelnou míru rizika je při hodnocení regionálních vlivů (obvykle nad 100 osob) považována hodnota ILCR =  $1 \cdot 10^{-6}$ , tj. pravděpodobnost vzniku rakoviny u jednoho člověka z milionu exponovaných, resp. ILCR řádově v úrovni  $10^{-6}$  (MŽP, 2005). Zjištěná úroveň ILCR je 1–2 řády pod přijatelnou úrovní rizika (Pelikánová et Fiala, 2010).

**Tab. 23.** Příspěvek rizika u obytné zástavby (z hodnot modelové analýzy)

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

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. Za modelové látky byly zvoleny tuhé znečišťující látky, oxid siřičitý, oxid dusičitý, sirovodík, trichloreten, benzen, suma polychlorovaných bifenyly, polycyklické aromatické uhlovodíky a zástupci těžkých kovů (nikl, arsen, kadmium, 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 oxidu siřičitého  $0,0065 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a u PAU  $0,117 \text{ ng}/\text{m}^3$ . U sirovodíku byla konstatována velká nejistota hodnocení, související mimo jiné i s nevyčíslením možných krátkodobých maximálních hodnot imisí (Hammer, 2007).

V případě výstupů této disertační práce byly nejvyšší zjištěné roční imisní příspěvky v obytné zóně při těžbě a zpracování odpadů (tabulka 13) u PAU přibližně o dva řády nižší a u oxidu siřičitého o dva řády vyšší než bylo uvedeno u obdobné sanace (Hammer, 2007). Nicméně tyto imisní koncentrace, shodně se závěry uvedené práce, nepředstavují významnější 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).

Pro názornou prezentaci byly výsledky transformovány do dvojrozměrné formy geografické stratifikace zdravotních rizik. Příspěvky rizika z těžby a zpracování odpadů byly vypočteny pro každý bod geometrické sítě bodů vytvořené v modelu rozptylu látek. Následně byly výpočty převedeny do mapových výstupů a v rámci zvolené sítě (1900 m x 1400 m) byly vytvořeny izolinie „rizika“ (HQ nebo ILCR). Jsou zpracovány u jednotlivých látek pro všechny hodnocené roky. Pouze u PAU je prezentováno grafické zobrazení za celé sledované období 2002–2005 vzhledem k tomu, že ILCR vychází z odhadu celoživotně působící průměrné koncentrace. Tyto izolinie jsou uvedeny v příloze disertační práce, a to pro akutní působení u oxidu siřičitého a sirovodíku (příloha 4) a pro chronické působení sirovodíku, toluenu a PAU (příloha 5).

Předložený způsob dvojrozměrné formy zobrazení příspěvku potenciálních zdravotních rizik může dobře posloužit v řízení (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 naopak jednoduchost, přehlednost a rychlost zpracování, bez nutnosti obsáhlých podkladových souborů (Pelikánová et Fiala, 2010). Toto dvojdimensionální zobrazení splňuje účel přehledné prezentace výstupů (imisních koncentrací, rizik) v rámci zvolené lokality.

Pro doplnění lze uvést, že expoziční zátěž obyvatelstva v blízkosti prováděné sanace je mimo již uváděných faktorů (množství a charakter zpracovávaných odpadů, aktuální atmosférická situace) významně ovlivněna i dalšími faktory (vzdálenost obytné zóny od místa těžby, způsob manipulace s odpady, podmínky v zájmové lokalitě). Proto je třeba u obdobných záměrů sanace vhodně zvolit technologii výroby alternativního paliva a její umístění



s ohledem na situování obytné zástavby, konfiguraci terénu a převládající směr proudění větrů v dané lokalitě.

#### Rizika z celkové imisní situace

Průměrné denní koncentrace oxidu siřičitého a sirovodíku zjištěné v rámci měřených období jsou shrnuty v tabulkách 24 a 25. Hodnoty představují celkové imisní koncentrace dané příspěvkem z těžby a zpracování odpadů, ostatními zdroji v lokalitě a dálkovým přenosem. Dále jsou v tabulkách prezentovány hodnoty kvocientů nebezpečnosti (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

**Tab. 24.** Celkové imisní koncentrace oxidu siřičitého v lokalitě a vypočtený kvocient nebezpečnosti (HQ)

Rok	Průměrné denní koncentrace ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		HQ	
	místo 1	místo 2	místo 1	místo 2
2002	1,40	1,33	0,070	0,067
2003	5,34	9,04	0,267	0,452
2004	68,94	83,86	3,447	4,193
2005	1,14	0,60	0,057	0,030

**Tab. 25.** Celkové imisní koncentrace sirovodíku v lokalitě a vypočtený kvocient nebezpečnosti (HQ)

Rok	Průměrné denní koncentrace ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		HQ	
	místo 1	místo 2	místo 1	místo 2
2002	1,31	0,13	0,0131	0,0013
2003	0,38	1,48	0,0038	0,0148
2004	0,60	0,54	0,0060	0,0054
2005	11,18	11,18	0,1118	0,1118

Kvocienty nebezpečnosti, vypočítané na základě celkových imisních koncentrací naměřených v zájmovém území, prezentují odhad celkového aktuálního rizika hodnocené látky. Pro výpočet byly použity 24-hodinové koncentrace, jedná se tedy o akutní až subakutní expozici.

Na základě hodnot kvocientu nebezpečnosti lze konstatovat, že zdravotní riziko pro obyvatele zájmového území vyplývající z expozice sirovodíku ve venkovním ovzduší je celkově nízké.

U oxidu siřičitého byly v období 6.9.–11.9. 2004 zjištěny vysoké hladiny koncentrací (68,94 a 83,86  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Kvocient nebezpečnosti dosáhl hodnoty 3,447, resp. 4,193, tj. imisní koncentrace 3,5x až 4x převýšily doporučenou směrnou koncentraci. V ostatních měřených obdobích se hodnoty kvocientů nebezpečnosti pohybovaly v rozmezí 0,03–0,45 (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

Celkové imisní koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků a toluenu v širším území měřeny nebyly. Pro orientační vyhodnocení potenciální celkové inhalační expozice byl využit monitoring těchto látek na pozadové monitorovací stanici. Z celkových imisních koncentrací byla vypočtena míra pravděpodobnosti zvýšení výskytu karcinomů nad běžný výskyt v populaci ILCR a hladiny HQ (*Pelikánová et Fiala, 2010*). Výstupy jsou shrnuty v tabulce 26.

**Tab. 26.** Celkové imisní koncentrace toluenu, PAU ( $\text{BaP}_{\text{ekv}}$ ) 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 ( $\text{BaP}_{\text{ekv}}$ )	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*

Na základě výpočtu kvocientu nebezpečnosti z celkových imisních koncentrací lze konstatovat, že zdravotní riziko pro obyvatele zájmového území vyplývající z celkové expozice toluenu ve venkovním ovzduší je velmi nízké.

Teoretický odhad pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění při celoživotní expozici celkovým koncentracím se pohybuje v rozmezí  $1,813 \cdot 10^{-4}$  až  $1,815 \cdot 10^{-4}$ , tzn. onkologické onemocnění postihne 2 osoby z deseti tisíc celoživotně exponovaných obyvatel. Zjištěná úroveň ILCR je 2 řády nad doporučenou přijatelnou úrovní rizika ( $10^{-6}$ ). Samotný příspěvek hodnocené těžby a přepracování odpadu na těchto hodnotách je nízký. Zjištěné imisní koncentrace ze sanace tvoří 0,01–0,1 % z hodnot potenciální celkové koncentrace PAU v ovzduší (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

### **3.3.4 Analýza nejistot hodnocení**

Hodnocení potenciálních zdravotních rizik vyvolaných těžbou nebezpečných odpadů a provozem linky na výrobu alternativního paliva je prognózou stavu s řadou neurčitostí a nejistot.

První okruh nejistot se vztahuje k samotnému výběru, měření a stanovení chemických látek. Vzhledem k omezenému finančnímu rozpočtu provozovatele bylo možné vybrat pro další sledování pouze několik referenčních kontaminantů a nebylo možné sledovat rozsáhlejší spektrum látek. V rámci měření byl také na několika místech stanovován celkový prašný 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 kadmium, arsen, nikl a rtuť (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

Linky na výrobu alternativního paliva nejsou vybaveny zařízením pro zachyt emisí ani odsávání a tak byly emise pevných částic omezovány pouze pracovními postupy. Mísení vstupních surovin (ropné odpady, hnědohelný multiprach a vápenné nedohasky) bylo prováděno automaticky mísícím zařízením v takovém poměru, aby výsledným produktem byla směs sypké konzistence, ale aby nedocházelo k emitování prachových částic. Vyrobena směs byla na dopravníkovém pásu ještě skrápěna vodou (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

Měření při sanaci staré zátěže probíhalo po dobu čtyř let (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.

Měření probíhalo vždy v podzimním období. V zimním období, v době nepříznivých klimatických podmínek, je těžba a zpracování nebezpečných odpadů omezeno. Lze tedy předpokládat, že množství emitovaných kontaminantů je v tomto období významně nižší.

Podzimní období zachycuje imisní situaci odpovídající vyšším koncentracím v rámci roku, blízcím se nebo odpovídajícím lokálnímu maximu. Obecně jsou u oxidu siřičitého nejvyšší imisní koncentrace naměřeny v zimním období v souvislosti s provozem spalovacích zdrojů (vytápění). Také polycyklické aromatické uhlovodíky vykazují maximum v zimních měsících. Nejnižší imisní koncentrace jsou naopak v letním období, což je podmíněno zejména degradačními procesy, které probíhají v létě rychleji než v zimě (*Holoubek et al., 2005; Tsapakis et Stephanou, 2005; Yang et al., 2010; Akyüz et Cabuk, 2010; Leníček et al., 2011*).

Výsledné hodnoty zjištěných koncentrací látek v ovzduší jsou ovlivněny řadou faktorů, například množstvím a charakterem zpracovávaného odpadu, typem přístrojů a měřidel, proměnnými podmínkami měření (především klimatickými faktory) a použitými metodami měření a stanovení. Odlišnost naměřených hodnot některých škodlivin v jednotlivých letech může také souviset s výraznou heterogenitou odpadů uložených ve „sludgeových lagunách“, které se liší z hlediska plošného a výškového uspořádání. Veškeré odběry a stanovení látek se řídily standardními operačními postupy laboratoře společnosti EMPLA. Mez stanovitelnosti látek a celková nejistota měření je uvedena v tabulce 27.

Druhý okruh nejistot se vztahuje k vlastnímu odhadu zdravotního rizika. Byla hodnocena inhalační část celkové expozice. Inhalace je majoritní cestou vstupu do organismu v případě oxidu siřičitého, sirovodíku a toluenu. U toluenu by přicházelo do úvahy ještě pronikání látky kůží (*ATSDR, 2000; US EPA, 2005 b*), a to v případě přímého kontaktu kůže pracovníků se sanovanými odpady. Z provedených srovnání (*US EPA, 2005b*) vyplývá, že dermální absorpce je menší než absorpce po inhalační expozici.

Možnost orálního příjmu náhodným požitím částic je omezena. „Neinhalační“ formy expozice jsou významně redukovány používáním osobních ochranných prostředků a ochranných pracovních oděvů, jejich dostatečnou údržbou a dále dodržováním zásad osobní hygieny a správných pracovních postupů. Jiná situace je ale v případě polycyklických

aromatických uhlovodíků. U těchto látek je hlavní cestou vstupu pravděpodobně dietetární příjem a v případě dětí také ingesce prachových a půdních částic a dermální kontakt s tímto médiem (Vyskocil *et al.*, 2000; Fiala *et al.*, 2001).

**Tab. 27.** Mez stanovitelnosti látek a celková nejistota měření

Látka	Mez stanovitelnosti	Celková nejistota [%]
toluen	0,010 mg/vzorek	14
etanol	0,025 mg/vzorek	24
hexan	0,001 mg/vzorek	24
oxid siřičitý	0,5 µg/vzorek	20
sirovodík	0,1 µg/vzorek	17
naftalen	2,0 ng/vzorek	12
acenaften	2,0 ng/vzorek	15
fluoren	1,0 ng/vzorek	13
fenantren	1,0 ng/vzorek	15
antracen	1,0 ng/vzorek	13
fluoranten	1,0 ng/vzorek	12
pyren	1,0 ng/vzorek	15
benzo(a)antracen	5,0 ng/vzorek	15
chrysen	1,0 ng/vzorek	14
benzo(b)fluoranten	1,0 ng/vzorek	15
benzo(k)fluoranten	1,0 ng/vzorek	15
benzo(a)pyren	1,0 ng/vzorek	14
dibenzo(ah)antracen	2,0 ng/vzorek	20
benzo(ghi)perylen	2,0 ng/vzorek	20
indeno(1,2,3-cd)pyren	2,0 ng/vzorek	20
acenaftylen	2,0 ng/vzorek	20

Využití výpočetního programu SYMOS'97 pro zjištění imisních koncentrací látek z posuzovaných zdrojů emisí v zájmovém území je nutno chápat jako přiblížení se skutečnosti. Vypočtené výsledky jsou zatížené nejistotou a nedají se interpretovat zcela jednoznačně. Základem metodiky je matematický model. Ten již svou podstatou znamená zjednodušení, neboť není možné pomocí modelu popsat všechny děje v atmosféře, které ovlivňují rozptyl a změnu znečišťujících látek během jejich transportu. Disperzní model

nepočítá s pozadovým znečištěním ovzduší. Vypočtené imisní koncentrace u obytné zástavby se týkají pouze zdrojů zahrnutých do výpočtu, u kterých bylo možné vyčíslit hmotnostní tok emisí (*Pelikánová et Fiala, 2010*). Na druhé straně se však jedná o závaznou metodiku pro provádění výpočtů v rezortu Ministerstva životního prostředí ČR a dobrá shoda modelových výsledků s realitou byla doložena několika studii. V hodnoceném případě bylo sledováno relativně malé území s jednoduchou konfigurací terénu, což také snižuje potenciální chyby výpočtu.

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. V širším území bylo provedeno měření pouze vybraných látek (oxid siřičitý, sirovodík). Nejbližší stanice provádějící dlouhodobé monitorování kvality ovzduší se nachází cca 2,5 km od místa těžby a z hodnocených látek se zde měří pouze oxid siřičitý (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

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 nejistotou. Posuzovaná lokalita se nachází mimo městskou aglomeraci, přesto ale bude ovlivňována také místními emisními zdroji, dopravou a dálkovým přenosem. Na hodnoty pozadových koncentrací znečišťujících látek z monitorovací stanice je proto nutné pohlížet jako na hodnoty orientační (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

V případě hodnocení karcinogenního rizika by měl výpočet vycházet z odhadu celoživotně působící průměrné koncentrace. Ropné odpady byly v lokalitě ukládány od poloviny 20. století, expozice obyvatelstva je dlouhodobá, i když lze předpokládat, že v době sanace byla vzhledem k manipulaci s nebezpečnými odpady vyšší. Použitím koncentrace, zjištěné v době sanace pro odhad pravděpodobnosti nárůstu nádorových onemocnění v populaci, dochází tedy zřejmě k mírnému nadhodnocení reálného rizika (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

Nejistotami jsou zatíženy také 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. Ten celkové riziko vědomě nadhodnocuje, ale jeho použití se z několika pohledů jeví jako opodstatněné. Expoziční scénář používá imisní koncentrace zjištěné v obytné zóně a předpokládá nepřetržitou (24 hodinovou) expozici. 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.

Dalším důvodem pro použití hodnot venkovních imisních koncentrací je také skutečnost, že 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).

Úroveň kontaminace vnitřního ovzduší polycyklickými aromatickými uhlovodíky a dalšími škodlivinami (především oxidy dusíku, oxidem siřičitým a uhelnatým) je závislá na výskytu zdrojů emisí (lokální vytápění, vaření, kouření), na odvětrávání prostor a na pronikání těchto škodlivin z venkovního ovzduší. Významným zdrojem kontaminace mohou být i emise z automobilů, zejména v případech, kdy se parkovací stání (garáž) nachází v blízkosti obytných prostor (*WHO, 2010; Provazník et Komárek, 2009*).

Koncentrace oxidu siřičitého v interiérech bývají obecně nižší než koncentrace ve venkovním prostředí vzhledem k absorpci této látky na povrch stěn, nábytku a vybavení interiéru. Zdrojem oxidu siřičitého ve vnitřních prostorách může být vytápění – zejména při spalování uhlí (*WHO, 1987; Provazník et Komárek, 2009*).

Opačný případ může nastat u těkavých organických látek (toluen, formaldehyd, benzen aj.), kde byly zdokumentovány vyšší koncentrace ve vnitřním prostředí. Zdroje emisí souvisí především s kouřením a používáním produktů a výrobků obsahujících tyto látky – barvy, laky, ředidla, lepidla, čisticí prostředky (*ATSDR, 2000; SZÚ, 2004; Holoubek, 2005; HSDB, 2006*). Dle monitoringu v roce 2003 (*SZÚ, 2004*) byla v prostředí bytů zjištěna průměrná koncentrace toluenu  $31,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (v topné sezoně  $46,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; mimo topné období  $12,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Ve venkovním ovzduší se imisní koncentrace pohybovaly v úrovni  $2\text{--}7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Při hodnocení zdravotních rizik byly používány limity dané národními předpisy (PEL, referenční koncentrace vydané SZÚ) a dále referenční hodnoty a údaje přebírané

z uznávaných světových vědeckých institucí a databází (zejména WHO, US EPA, ATSDR, NIOSH, OSHA). Přestože referenční hodnoty byly stanoveny expertními týmy na specializovaných pracovištích, mohou být zatíženy určitými nejistotami danými použitými metodami stanovení, včetně extrapolace působení látek v oblasti vysokých koncentrací na nízké expoziční koncentrace vyskytující se v životním prostředí. U referenčních hodnot vycházejících ze zahraničních epidemiologických studií to mohou být i modifikace vyplývající z jiného prostředí, stylu života a zvyklostí (*Pelikánová et Fiala, 2010*).

Referenční koncentrace a inhalační jednotky rizika jsou standardně odvozovány ze vztahu dávka – odpověď pro předpokládaný příjem na základě parametrů odpovídajících většinou „průměrné dospělé osobě“ reprezentované jedincem o tělesné hmotnosti 70 kg s inhalačním příjmem 20 m<sup>3</sup>/den bez další specifikace pro jednotlivé skupiny populace (děti, ženy, muži).

Rozdíly související se specifickými faktory (inhalované množství, hmotnost jedince) jsou dle US EPA dostatečně zohledněné u referenčních koncentrací, kde se při jejich odvození uvažuje s variabilitou v populaci. Také při stanovení jednotek karcinogenního rizika je používán postup dostatečně konzervativní k pokrytí rozsahu možných variací (*US EPA, 2009; Havel, 2011*).

V případě PAU byl u hodnocení karcinogenních rizik na základě principu předběžné opatrnosti aplikován přístup bezprahového působení a lineární model extrapolace do oblasti nízkých dávek, což zřejmě nadhodnocuje reálné riziko související s expozicí těmto karcinogenům.

Pro inhalační expozici oxidu siřičitému nebyla doposud jednoznačně stanovena bezpečná prahová koncentrace. Pro odhad rizik byla proto při výpočtu kvocientu nebezpečnosti místo referenční koncentrace využita hodnota směrné průměrné 24 hodinové koncentrace (*WHO, 2005*) v úrovni 20 µg/m<sup>3</sup>. Vzhledem k tomu, že se nejedná o standardně stanovenou „bezpečnou úroveň expozice“, která by chránila i citlivé skupiny populace, může do určité míry dojít k podhodnocení reálného rizika.

Hodnocení bylo provedeno pro vybrané kontaminanty komplexní směsi škodlivin, kterou není možné přesně charakterizovat. Jednotlivé chemické látky a sloučeniny mohou vzájemně reagovat nebo navzájem ovlivňovat působení. V současné době jsou k dispozici pouze omezené znalosti z hlediska možných interakcí ve směsích škodlivin. Na základě údajů uvedených v databázi programu miXie byly u posuzovaných látek stanoveny třídy



společných účinků a u látek se stejnými účinky byla vyhodnocena úroveň zdravotního rizika vycházející z aditivních interakcí toxických účinků látek.

Vztahy mezi životním prostředím a zdravím jsou obecně velmi složité a není možné je všechny předpovědět a zavést do procesu hodnocení. V rámci screeningového hodnocení potenciálního příspěvku rizika, vyvolaného nakládáním s nebezpečnými odpady v zájmové lokalitě, byla akceptována řada výše popsaných zjednodušení. Při aplikaci výstupů je proto nutné uvědomit si, že uvedené hodnocení zdravotních rizik je odborným odhadem založeným na vstupních podkladech a použitých metodách hodnocení.

## **4. 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).

V průběhu celého sledovaného období byly naměřeny odlišné úrovně expozic, které mohly být ovlivněny aktuálními podmínkami v zájmové lokalitě, odtěžovanými odpady, jejich množstvím a heterogenitou. 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).

K vyhodnocení možného příspěvku k inhalační expozici z posuzované sanace pro obyvatelstvo byla využita kombinace měření koncentrací látek u zdroje a následného modelového výpočtu rozptylu látek v širším území. Tento postup lze aplikovat u stávajících technologií i u plánovaných záměrů ještě před jejich realizací. Pomocí modelového výpočtu a následné vizualizace lze, při znalostech základních vstupních dat, prezentovat i očekávané vlivy různých variant hodnoceného provozu.

Výsledky hodnocení zdravotních rizik byly transformovány do dvojrozměrné formy geografické stratifikace, což zpřehledňuje situaci při odhadu rizika pro exponovanou populaci a usnadňuje regulaci rizika. Tento způsob grafického zobrazení je možné využít pro různé kontaminanty i zdroje emisí.

Přes všechna uvedená pozitiva je nutné výstupy hodnocení zdravotních rizik chápat především jako prognózu, zatíženou nejistotami, týkajícími se použitých dat, postupů a modelů. Za účelem minimalizace těchto nejistot doporučuji, zejména u oxidu siřičitého, provádět v průběhu těžby odpadů četnější měření. Zároveň s měřením vybraných látek v pracovním ovzduší by ke zpřesnění hodnocení rizik u profesionálně exponovaných osob významně přispělo také biologické monitorování expozice, případně biologické monitorování účinku.

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.

## 5. Použitá literatura

AKYÜZ, M.; CABUK, H. 2010. Gas-particle partitioning and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Zonguldak, Turkey. *The Science of the total environment*. 2010, vol. 408, issue 22, s. 5550–5558. ISSN 0048-9697.

ANDRYSIK, Z.; VONDRACEK, J.; MACHALA, M.; KRČMAR, P.; SVIHÁLKOVÁ-SINDLEROVÁ, L.; KRANZ, A.; WEISS, C.; FAUST, D.; KOZUBIK, A.; DIETRICH, C. 2007. The aryl hydrocarbon receptor-dependent deregulation of cell cycle control induced by polycyclic aromatic hydrocarbons in rat liver epithelial cells. *Mutation Research*. 2007, vol. 615, issues 1–2, s. 87–97. ISSN 0027-5107.

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.

ATSDR 1995. *Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)* [on-line]. Atlanta, Georgia: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, August 1995, s. 13–15, 174–185 [cit. 2011-03-05]. Dostupné z WWW: <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp69.pdf>>.

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>>.

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>>.

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>>.

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)>.

BIELAN, P. 2000. Možnosti výroby. Náhradní palivo pro cementárny. *Odpady*. 2000, roč. 10, č. 10, s. 10–11. ISSN 1210-4922.

BINKOVÁ, B.; CHVATALOVÁ, I.; LNENICKOVÁ, Z.; MILCOVÁ, A.; TULUPOVÁ, E.; SRAM, R.J. 2007. PAH-DNA adducts in environmentally exposed population in relation to metabolic and DNA repair gene polymorphisms. *Mutation Research*. 2007, vol. 620, issue 1–2, s. 46–61. ISSN 0027-5107.

- BLÁHA, L.; KAPPLOVÁ, P.; VONDRÁČEK, J.; UPHAM, B.; MACHALA, M. 2002. Inhibition of gap-junctional intercellular communication by environmentally occurring polycyclic aromatic hydrocarbons. *Toxicological Sciences*. 2002, vol. 65, issue 1, s. 43–51 [cit. 2011-01-08]. Dostupné také z WWW: <<http://toxsci.oxfordjournals.org/content/65/1/43.full.pdf>>. ISSN 1096-6080 (tištěná verze). ISSN 1096-0929 (elektronická verze).
- 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.
- BORSKA, L.; SMEJKALOVA, J.; CERNA, M.; HAMAKOVA, K.; KUCERA, I.; KREMLACEK, J.; PELIKANNOVA, 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. ISSN 1383-5718.
- BORSKY, T.; FIALA, Z.; VYSKOCIL, A.; BORSKA, L.; DROLET, D.; LEMAY, F.; KREMLACEK, J.; KRAJAK, V.; RANNA, D. 2010. Health risk evaluation of exposure to mixture of substances in various workplaces. *Toxicology Letters*. 2010, vol. 196, suppl. 1, s. S95–96. ISSN 0378-4274.
- BRENNEMAN, K.A.; JAMES, R.A.; GROSS, E.A.; DORMAN, D.C. 2000. Olfactory loss in adult male CD rats following inhalation exposure to hydrogen sulfide. *Toxicologic Pathology*. 2000 vol. 28, no. 2, s. 326–333. ISSN 0192-6233.
- 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.
- BURCZYNSKI, M.E.; PENNING, T.M. 2000. Genotoxic polycyclic aromatic hydrocarbon ortho-quinones generated by aldo-keto reductases induce CYP1A1 via nuclear translocation of the aryl hydrocarbon receptor. *Cancer Research*. 2000, vol. 60, no. 4, s. 908–915. ISSN 0008-5472 (tištěná verze). ISSN 1538-7445 (elektronická verze).
- BURNETT, R.T.; STIEB, D.; BROOK, J.R.; CAKMAK, S.; DALES, R.; RAIZENNE, M.; VINCENT, R.; DANN, T. 2004. Associations between short-term changes in nitrogen dioxide and mortality in Canadian cities. *Archives of Environmental Health: An International Journal*. 2004, vol. 59, no. 5, s. 228–236. ISSN 0003-9896.
- CASTANO-VINYALS, G.; D'ERRICO, A.; MALATS, N.; KOGEVINAS, M. 2004. Biomarkers of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons from environmental air pollution [on-line]. *Occupational & Environmental Medicine*. 2004, vol. 61, issue 4, s. 1–9 [cit. 2011-09-09]. Dostupné z WWW: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1740739/pdf/v061p00e12.pdf>>. ISSN 1351-0711.
- 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.
- CZINEGE, P.; LOCHMANN, J. 1999. Sanace odkališť kyselinových pryskyřic. *Odpady*. 1999, roč. 9, č. 5, s. 26. ISSN 1210-4922.

ČHMÚ 2003. *Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika. Tabulární přehled 2002* [on-line databáze]. 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)>.

ČHMÚ 2004. *Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika. Tabulární přehled 2003* [on-line databáze]. 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)>

ČHMÚ 2005. *Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika. Tabulární přehled 2004* [on-line databáze]. 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)>.

ČHMÚ 2006. *Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika. Tabulární přehled 2005* [on-line databáze]. 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)>.

ČÍŽ, J. 2007. Energetické zhodnotenie dáva odpadu druhů šancu. *Odpady*. 2007, roč. 7, č. 12, s. 12–13. ISSN 1210-4922.

ČÚGK 1992. *Státní mapa 1:5000 – odvozená. Kolín, list 4-7 a 5-7*. Praha: Český úřad geodetický a kartografický, Geodetická a kartografická správa Praha, 1992.

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.

DOŠKÁŘOVÁ, Š.; BÍLEK, J.; ŠPLÍCHALOVÁ, A. 2006. Hygienický monitoring sanačních prací. *Odpadové fórum*. 2006, č. 2, s. 23–24. ISSN 1212-7779.

EMPLA 1997. Protokol akreditované analytické laboratoře EMPLA č. 529/97 ze dne 18.6.1997. Analýza vzorku p.č. ODP 414/97 [odborná zpráva]. Hradec Králové: EMPLA, 1997. [Dostupné pouze v tištěné podobě, v archívu společnosti EMPLA a zadavatele.]

EMPLA 2002a. Protokol o zkoušce č. E 427/2002 – měření pracovního prostředí [odborná zpráva]. Hradec Králové: EMPLA, 2002. [Dostupné pouze v tištěné podobě, v archívu společnosti EMPLA a zadavatele.]

EMPLA 2002b. Studie č. E 426/2002 [odborná zpráva]. Hradec Králové: EMPLA, 2002.

EMPLA 2003a. Protokol o zkoušce č. E 469/2003 – měření škodlivin v pracovním prostředí [odborná zpráva]. Hradec Králové: EMPLA, 2003. [Dostupné pouze v tištěné podobě, v archívu společnosti EMPLA a zadavatele.]

EMPLA 2003b. Studie č. E 470/2003 [odborná zpráva]. Hradec Králové: EMPLA, 2003.

EMPLA 2004a. Protokol o zkoušce č. E 435/2004 – měření škodlivin v pracovním prostředí [odborná zpráva]. Hradec Králové: EMPLA, 2004. [Dostupné pouze v tištěné podobě, v archívu společnosti EMPLA a zadavatele.]

- EMPLA 2004b. Studie č. E 434/2004. Hradec Králové: EMPLA, 2004. [Dostupné pouze v tištěné podobě, v archívu společnosti EMPLA a zadavatele.]
- EMPLA 2005a. Protokol o zkoušce č. E 610/2005 – měření škodlivin v pracovním prostředí. Hradec Králové: EMPLA, 2005.
- EMPLA 2005b. Studie č. E 632/2005 [odborná zpráva]. Hradec Králové: EMPLA, 2005. [Dostupné pouze v tištěné podobě, v archívu společnosti EMPLA a zadavatele.]
- 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)>.
- FIALA, Z.; BORSKÁ, L.; VYSKOČIL, A.; MAŠÍN, V.; SRB, V. 2000a. Polycyklické aromatické uhlovodíky II. Toxické účinky. *Acta Medica (Hradec Králové) Supplementum* 2000, sv. 43, č. 1, s. 37–61. ISSN 1211-247X.
- FIALA, Z.; VYSKOČIL, A.; BORSKÁ, L.; MAŠÍN, V.; SRB, V. 2000b. Polycyklické aromatické uhlovodíky III. Biologické ukazatele expozice a možnosti prevence. *Acta Medica (Hradec Králové) Supplementum*. 2000, sv. 43, č. 1, s. 63–72. ISSN 1211-247X.
- 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.
- FIALA, Z.; BORSKA, L.; PASTORKOVA, A.; KREMLACEK, J.; CERNA, J.; SMEJKALOVA, J.; HAMAKOVA, K. 2006. Genotoxic effect of Goeckerman regimen of psoriasis. *Archives of dermatological research*. 2006, vol. 298, no. 5, s. 243–251. ISSN 0340-3696.
- 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.
- GAYOR, D.W.; CULP, S.J.; GOLDSTEIN, L.S.; BELAND, F.A. 2000. Cancer risk estimation for mixtures of coal tars and benzo(a)pyrene. *Risk Analysis*. 2000, vol. 20, issue 1, s. 81–85. ISSN 1539-6924.
- 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>>.
- 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)>.

HAVEL, B. 2006. Hodnocení zdravotního rizika trihalometanů z pitné vody. *Hygiena*. 2006, roč. 51, č. 1, s. 11-17. ISSN 1802-6281.

HAVEL, B. 2011. K metodice hodnocení zdravotních rizik – aktualizace postupu EPA v hodnocení rizika inhalační expozice chemickým látkám. *Hygiena*. 2011, roč. 56, č. 2, s. 62–64. ISSN 1802-6281.

HEDLEY, A.J.; WONG, C.M.; THACH, T.Q.; MA, S.; LAM, T.H.; ANDERSON, H.R. 2002. Cardiorespiratory and all-cause mortality after restrictions on sulfur content of fuel in Hong Kong: an intervention study. *Lancet*. 2002, vol. 360, issue 9346, s. 1646–1652. ISSN 0140-6736.

HOLOUBEK, I. 1996. *Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) v prostředí. 1. vydání*. Praha: Český ekologický ústav a Odbor ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR, 1996, 135 s. ISBN 80-85087-44-8.

HOLOUBEK, I.; BEDNÁŘ, J.; FARA, M.; FIALA, J.; HOVORKA, J.; HŮNOVÁ, I.; KLÁN, P.; KOHOUTEJ, J.; KOMPRDA, J.; LENÍČEK, J.; SKYBOVÁ, M.; VOKOUNOVÁ, Š.; ZÁVODSKÝ, D. 2005. *Troposferická chemie*. Brno: Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, 2005. s. 7–9, 88–89, 106–107, 127–131. ISBN 80-210-3656-7.

HRNČÍŘ, E. 2010. Pracovně lékařská péče na závodech. In PROVAZNÍK, K.; KOMÁREK, L.; URBAN, P.; HRNČÍŘ, E. (red.) *Prevence v pracovním lékařství*. Praha: Nadace CINDI ve spolupráci se 3. lékařskou fakultou Univerzity Karlovy a Státním zdravotním ústavem, 2010, s. 178-181 [cit. 2011-06-05]. Dostupné také z WWW: <<http://www.lf3.cuni.cz/miranda2/export/sites/www.lf3.cuni.cz/cs/pracoviste/uzdm/prevence-v-pracovnim-lekarstvi.pdf>>. ISBN 978-80-7071-315-0.

HSDB 2001a. *Acenaphthene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2001-8-9, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: <<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2001b. *Acenaphthylene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2001-8-9, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: <<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2001c. *Benzo(ghi)perylene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2001-8-9, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: <<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2001d. *Fluorene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2001-8-9, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: <<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2003a. *Benzo(k)fluoranthene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2003-8-29, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: <<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2003b. *Indeno(1,2,3-cd)pyrene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2003-8-29, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: <<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2005a. *Benz(a)anthracene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2005-6-23, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2005b. *Benzo(b)fluoranthene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2005-6-23, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2005c. *Fluoranthene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2005-6-23, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2005d. *Chrysene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2005-6-23, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2005e. *Hydrogen sulfide* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2005-6-24, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2005f. *Naphthalene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2005-6-24, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2006. *Toluene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2006-2-14, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2009a. *Anthracene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2009-09-21, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2009b. *Phenanthrene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2009-09-21, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2010a. *Benzo(a)pyrene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2010-04-30, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2010b. *Dibenz(a,h)anthracene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2010-06-03, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2010c. *Pyrene* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2010-06-03, [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

HSDB 2010d. *Sulfur dioxide* [on-line databáze]. Hazardous Substances Data Bank. TOXNET. National Library of Medicine. Last Revision Date: 2010-04-30, [cit. 2011-08-15]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>.

CHEMIDPLUS 2011a. *Fluorene. Basic Information – Physical Property* [on-line databáze]. ChemIDplus Lite. TOXNET. National Library of Medicine. Data From Syracuse Research



Corporation PhysProp Database [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: < <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?CHEM> >.

CHEMIDPLUS 2011b. *Indeno(1,2,3-cd)pyrene. Basic Information – Physical Property* [on-line databáze]. ChemIDplus Lite. TOXNET. National Library of Medicine. Data From Syracuse Research Corporation PhysProp Database [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: <<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?CHEM>>.

IARC 1998. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1. Chemical, Environmental and Experimental Data. Summary of Data Reported and Evaluation* [on-line]. Lyon: World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, vol. 32., last updated 1998-04-17 [cit. 2010-12-10]. Dostupné z WWW: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol32/volume32.pdf>>.

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. Dostupné také z WWW: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol92/mono92.pdf>>. ISBN 978 92 832 1292 8.

IARC 2012. *Agents Classified by the IARC Monographs - Lists of classifications soted by Group* [on-line databáze]. Lyon: International Agency for Research on Cancer, last updated 2012-02-22 [cit. 2012-03-03]. Dostupné z WWW: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsGroupOrder.pdf>>.

IPCS 1999. *Environmental health criteria 210. Principles for the assessment of risk to human health from exposure to chemicals* [on-line]. Geneva: International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, 1999 [cit. 2011-03-05]. Dostupné z WWW: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc210.htm>>. ISBN 92 4 157210 8, ISSN 0250-863X.

IPCS 2000. *Environmental health criteria 214. Human Exposure Assessment* [on-line]. Geneva: International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, 2000 [cit. 2011-03-05]. Dostupné z WWW: < <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc214.htm>>. ISBN 92 4 157214 0, ISSN 0250-863X.

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.

JANOUT, V.; MARKVART, K. (sest.) 2000. *Manuál prevence v lékařské praxi. Příloha 2 - Vybrané kapitoly z hodnocení expozice*. Praha: Státní zdravotní ústav Praha, Fortuna, 2000, s. 15–19, 28, 33–35, 37. ISBN 80-7071-142-6.

JAPPINEN, P; VILKKA, V.; MARTTILA, O.; HAAHTELA, T. 1990. Exposure to hydrogen sulphide and respiratory function. *British Journal of Industrial Medicine*. 1990, vol. 47, no. 12, s. 824–828. ISSN 0007-1072.

- JI, G.; GU, A.; ZHOU, Y.; SHI, X.; XIA, Y.; LONG, Y.; SONG, L.; WANG, S.; WANG, X. 2010. Interactions between exposure to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons and DNA repair gene polymorphisms on bulky DNA adducts in human sperm [on-line]. *PLoS ONE*. 2010, vol. 5, issue 10, s. e13145 [cit. 2011-09-09]. Dostupné z WWW: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2950145/?tool=pubmed>>. ISSN 1932-6203.
- JIRŮ, V.; VOLF, J. 2011. Základy hodnocení zdravotních rizik podle zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví, a odborné způsobilosti v rámci posuzování vlivů na veřejné zdraví. *Acta hygienica, epidemiologica et microbiologica*. 2011, č. 1, s. 7–9, 24–29, 38–42, 45–46. ISSN 1804-9613.
- KÖHLE, CH.; BOCK, K.W. 2009. Coordinate regulation of human drug-metabolizing enzymes, and conjugate transporters by the Ah receptor, pregnane X receptor and constitutive androstane receptor. *Biochemical Pharmacology*. 2009, vol. 77, issue 4, s. 689–699. ISSN 0006-2952.
- KULHÁNEK, A. 2006. *Metody hodnocení zdravotního rizika půd kontaminovaných vybranými polycyklickými aromatickými uhlovodíky*. Praha: 2006, 142 s. Disertační práce. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Fakulta technologie ochrany prostředí, Ústav chemie ochrany prostředí. Školitel: doc. Ing. Josef Janků.
- KŮSOVÁ, J. 2009. Cytogenetické metody a ochrana zdraví – zkušenosti laboratorního pracovníka. *Hygiena*. 2009, roč. 54, č. 3, s. 99–103. ISSN 1802-6281.
- LENÍČEK, J.; KOVÁČ, M.; SEKYRA, M.; SYNEK, V.; PLYCHÁ, H.; RICHTEROVÁ, D. 2011. Polycyklické aromatické uhlovodíky v městském ovzduší jako markery imisního zatížení ze stacionárních a mobilních zdrojů. *Ochrana ovzduší*. 2011, roč. 23 (43), č. 1, s. 7–14. ISSN 1211-0337.
- LEROYER, A.; JEANDEL, F.; MAITRE, A.; HOWSAM, M.; DEPLANQUE, D.; MAZZUCA, M.; NISSE, C. 2010. 1-Hydroxypyrene and 3-hydroxybenzo[a]pyrene as biomarkers of exposure to PAH in various environmental exposure situations. *The Science of the total environment*. 2010, vol. 408, issue 5, s. 1166–1173. ISSN 0048-9697.
- LOCHMANN, J.; DRVOTA, V. 2001. Ropné laguny v Kolíně. *Odpady*. 2001, roč. 11, č. 9, s. 17. ISSN 1210-4922.
- MATĚJŮ, V. 2000. Legální postupy jsou dražší – biologické metody sanací. *Odpady*. 2000, roč. 10, č. 1, s. 20. ISSN 1210-4922.
- MASTRAL, A.M.; LOPEZ, J.M.; CALLEN, M.S.; GARCIA, T.; MURILLO, R.; NAVARRO, M.V. 2003. Spatial and temporal PAH concentrations in Zaragoza, Spain. *The Science of The Total Environment*. 2003, vol. 307, issue 1-3, s. 111–124. ISSN 0048-9697.
- MZ 2005. *Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální*. HEM-300-19.9.05/31639 [on-line]. Praha: Ministerstvo zdravotnictví ČR, 2005, s. 1, 3–5 [cit. 2010-11-01]. Dostupné z WWW: <<http://www.khslbc.cz/odbory/hok/hem.pdf>>.
- MŽP 1996. Metodický pokyn odboru ekologických rizik a monitoringu k hodnocení rizik č. j. 1138/OER/94. *Věstník MŽP*. 1996, roč. 1996, částka 2, s. 16–18, 22–35. ISSN 0862-9013.

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. Dostupné také z WWW: <[http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/64391664C0912558C1256F5C002CD739/\\$file/Vestnik4.pdf](http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/64391664C0912558C1256F5C002CD739/$file/Vestnik4.pdf)>. ISSN 0862-9013.

MŽP 2005. Metodický pokyn č. 12 pro analýzu rizik kontaminovaného území. *Věstník MŽP*. 2005, roč. XV, částka 9, s.1–41. Dostupné také z WWW: <[http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/1215D822C8B13629C1257044002BC0AC/\\$file/vestnik9\\_web.pdf](http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/1215D822C8B13629C1257044002BC0AC/$file/vestnik9_web.pdf)>. ISSN 0862-9013.

MŽP 2007. Sdělení odboru ochrany ovzduší MŽP o hodnocení kvality ovzduší – vymezení oblastí se zhoršenou kvalitou ovzduší, na základě dat za rok 2005. *Věstník MŽP*. 2007, roč. XVII, částka 3, s. 88. Dostupné také z WWW: <<http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/e75c7074f3a42826c1256b0100778c9a/f5964cab7ef17d95c12572590045e61a?OpenDocument>>. ISSN 0862-9013.

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/>>.

MŽP 2011. Metodický pokyn odboru ekologických škod MŽP - Analýza rizik kontaminovaného území. *Věstník MŽP*. 2011, roč. XXI, částka 3, s. 1–52. Dostupné také z WWW: <[http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/46861B2409735127C125784E0043418B/\\$file/OVV-Vestnik\\_3\\_2011-09032011.pdf](http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/46861B2409735127C125784E0043418B/$file/OVV-Vestnik_3_2011-09032011.pdf)>. ISSN 0862-9013.

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. Dostupné z WWW: <<http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/>>. ISSN 1211-1244.

Nařízení vlády č. 597/2006 Sb., o sledování a vyhodnocování kvality ovzduší. *Sbírka zákonů, Česká republika*. 2006, částka 188, s. 7947, 7948, 7958. Dostupné z WWW: <<http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/>>. ISSN 1211-1244.

NIOSH 2007. *NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards. DHHS (NIOSH) Publication No. 2005-149* [on-line]. 3. vyd. Cincinnati: National Institute for Occupational Safety and Health. U.S. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention. September 2007, s. 170, 289, 311, 346–348 [cit. 2011-10-11]. Dostupné také z WWW: <<http://www.cdc.gov/niosh/docs/2005-149/pdfs/2005-149.pdf>>.

ÖBERG, T.; BERGBÄCK, B. 2005. A review of probabilistic risk assessment of contaminated land. *JSS – J Soils & Sediments*. 2005, vol. 5, no. 4, s. 213–224 [cit. 2010-07-15]. Dostupné také z WWW: <<http://www.springerlink.com/content/pg7u8q2k2q146k2q/fulltext.pdf>>. ISSN 1614-7480 (elektronická verze). ISSN 1439-0108 (tištěná verze).

OSHA 2006. *Occupational Safety and Health Standards, Toxic and Hazardous Substances. Code of Federal Regulations 29 CFR 1910.1000* [on-line]. Washington: Occupational Safety and Health Administration (OSHA), U.S. Department of Labor. Last updated 2006, [cit. 2011-02-05]. 1910 Subpart Z - Toxic and Hazardous Substances. Database - Table Z-1 Limits for Air Contaminants, Table Z-2. Dostupné z WWW: <[http://www.osha.gov/pls/oshaweb/owasrch.search\\_form?p\\_doc\\_type=STANDARDS&p\\_toc\\_level=1&p\\_keyvalue=1910](http://www.osha.gov/pls/oshaweb/owasrch.search_form?p_doc_type=STANDARDS&p_toc_level=1&p_keyvalue=1910)>.

PARK, I.S.; PARK, J.W. 2010. A novel total petroleum hydrocarbon fractionation strategy for human health risk assessment for petroleum hydrocarbon-contaminated site management. *Journal of Hazardous Materials*. 2010, vol. 179, no. 1–3, s. 1128–1135. ISSN 0304-3894.

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.

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.

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 [cit. 2011-07-06]. Dostupné také z WWW: <<http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/e75c7074f3a42826c1256b0100778c9a/83d9b55f1771cf2fc1256f54004d88c9?OpenDocument>>. ISSN 1801-6901 (elektronická verze).

PERERA, F.P.; WANG, S.; VISHNEVETSKY, J.; ZHANG, B.; COLE, K.J.; TANG, D.; RAUGH, V.; PHILLIPS, D.H. 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons-aromatic DNA adducts in cord blood and behavior scores in New York city children. *Environmental Health Perspectives*, vol. 119, no. 8, s. 1176–1181. ISSN 0091-6765.

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.

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.

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.

PROVAZNÍK, K.; KOMÁREK, L. (red.) 2009. *Prevence v praxi*. Praha: Nadace CINDI ve spolupráci se 3. lékařskou fakultou Univerzity Karlovy v Praze, 2009. s. 167–172, 406–407, 418, 421–428, 430–435 [cit. 2011-06-05]. Dostupné také z WWW: <[http://www.lf3.cuni.cz/miranda2/export/sites/www.lf3.cuni.cz/cs/pracoviste/uzdm/Prevence\\_v\\_praxi.pdf](http://www.lf3.cuni.cz/miranda2/export/sites/www.lf3.cuni.cz/cs/pracoviste/uzdm/Prevence_v_praxi.pdf)>. ISBN 978-80-254-7090-9

QUITT, E. 1970. *Mapa klimatických oblastí ČSSR*. [Měřítko 1 : 500 000.] Brno: Geografický ústav ČSAV, 1970.

RAMESH, A.; WALKER, S.A.; HOOD, D.B.; GUILLEN, M.D.; SCHNEIDER, K.; WEYAND, E.H. 2004. Bioavailability and risk assessment of orally ingested polycyclic aromatic hydrocarbons. *International Journal of Toxicology*. 2004, vol. 23, no. 5, s. 301–333. ISSN 1091-5818.

RAVINDRA, K.; SOKHI, R.; VAN GRIEKEN, R. 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*. 2008, vol. 42, issue 13, s. 2895–2921. ISSN 1352-2310.

RINN, M. 2003. Přehled technologií pro sanaci znečištění CIU a PAU. *Odpady*. 2003, roč. 13, č. 2, s. 11–12. ISSN 1210-4922.

ROSSNER, P.; BOFFETA, P.; CEPPI, M.; BONASSI, S.; SMERHOVSKY, Z.; LANDA, K.; JUZOVA, D.; SRAM, R. J. 2005. Chromosomal aberrations in lymphocytes of healthy subjects and risk of cancer. *Environmental Health Perspectives*. 2005, vol. 113, no. 5, s. 517-520. ISSN 0091-6765.

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.

SLASKI, J. J.; ARCHAMBAULT, D. J.; LI, X. 2000. *Evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) accumulation in plants. The potential use of PAH accumulation as a marker of exposure to air emissions from oil and gas flares* [on-line]. Edmonton, Alberta: Alberta Environment Air Researchers Users Group, August 2000, s. 5–8, 12–16. [cit. 2011-06-05]. Dostupný také z WWW: <<http://environment.gov.ab.ca/info/library/6697.pdf>>. ISBN: 0-7785-1228-2 (tištěná verze), ISBN: 0-7785-1229-0 (elektronická verze).

SRAM, R.J.; BINKOVA, B.; BESKID, O.; MILCOVA, A.; ROSSNER, P.; ROSSNER, P. Jr.; ROSSNEROVA, A.; SOLANSKY, I.; TOPINKA, J. 2011. Biomarkers of exposure and effect-interpretation in human risk assessment. *Air Quality, Atmosphere & Health*. 2011, vol. 4, no. 3-4, s. 161–167. ISSN 1873-9318 (tištěná verze). ISSN 1873-9326 (elektronická verze).

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)>.

SZÚ 2004. *Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ČR ve vztahu k životnímu prostředí. Subsystem I. – Zdravotní důsledky a rizika znečištění ovzduší. Odborná zpráva za rok 2003* [on-line]. Praha, Státní zdravotní ústav, červenec 2004, s. 36, 86 [cit. 2011-04-05]. Dostupné z WWW: <[http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/odborne\\_zpravy/OZ\\_03/ovzdusi\\_2003\\_zprava.pdf](http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/odborne_zpravy/OZ_03/ovzdusi_2003_zprava.pdf)>. ISBN 80-7071-240-6.

SZÚ 2011a. *Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ČR ve vztahu k životnímu prostředí. Subsystem I. – Zdravotní důsledky a rizika znečištění ovzduší. Odborná zpráva za rok 2010*. Praha, Státní zdravotní ústav, červenec 2011, s. 28–29 [cit. 2011-08-09]. Dostupné také z WWW: <[http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/odborne\\_zpravy/OZ\\_10/ovzdusi\\_2010.pdf](http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/odborne_zpravy/OZ_10/ovzdusi_2010.pdf)>. Vydáno na informačním CD MZSO s ISBN 978-80-7071-118-3.

SZÚ 2011b. *Autorizační návod AN 16/04 verze 3 - Autorizační návod k hodnocení rizika expozice chemickým látkám v pitné vodě* [on-line]. Havel, B.; Kožíšek, F.; Jelígová, H. Praha: Státní zdravotní ústav, aktualizace: 2011-09-20, s. 1 [cit. 2011-10-10]. Dostupné z WWW: <[http://www.szu.cz/uploads/documents/ska/autorizace/AN16\\_04\\_voda.pdf](http://www.szu.cz/uploads/documents/ska/autorizace/AN16_04_voda.pdf)>.

ŠAMÁNEK, J.; BAUMRUK, J. 2008. *Přípustné expoziční limity chemických látek v pracovním prostředí* [on-line]. Praha: SZÚ, 1. 3. 2008 [cit. 2011-06-05]. Dostupné z WWW: <<http://www.szu.cz/tema/pracovni-prostredi/pripustne-expozicni-limity-chemickych-latek-v-pracovnim-prostredi>>.

ŠAMÁNEK, J. 2010. Kategorizace prací jako forma hodnocení zdravotních rizik z práce. In PROVAZNÍK, K.; KOMÁREK, L.; URBAN, P.; HRNČÍŘ, E. (red.) *Prevence v pracovním lékařství*. Praha: Nadace CINDI ve spolupráci se 3. lékařskou fakultou Univerzity Karlovy a Státním zdravotním ústavem, 2010, s. 21–28 [cit. 2011-06-05]. Dostupné také z WWW: <<http://www.lf3.cuni.cz/miranda2/export/sites/www.lf3.cuni.cz/cs/pracoviste/uzdm/prevence-v-pracovnim-lekarstvi.pdf>>. ISBN 978-80-7071-315-0.

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.

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.

ŠŤASTNÁ, J. 2003. Alternativní palivo z kyselinových kalů. *Odpady*. 2003, roč. 13, č. 11, s. 21–22. ISSN 1210-4922.

ŠVÁBOVÁ, K.; DLOUHÁ, B.; LEBEDOVÁ, J. 2008. *Preventivní prohlídky pracovníků* [on-line]. Praha: SZÚ, únor 2008 [cit. 2011-06-05]. Dostupné z WWW: <<http://www.szu.cz/tema/pracovni-prostredi/preventivni-prohlidky-pracovniku-1>>.

TIEN, A.J.; ALTMAN, D.J.; WORSZTYNOWICZ, A.; ZACHARZ, K.; ULFIG, K.; MANKO, T.; HAZEN, T.C. 1999. *Bioremediation of a Process Waste Lagoon at a Southern Polish Oil Refinery - DOE's First Demonstration Project in Poland* [on-line]. Proceedings Fourth International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe (Warsaw'98). Institute for International Cooperative Environmental Research at the Florida State University. 1999, [cit. 2009-11-20]. Dostupné z WWW: <[http://esd.lbl.gov/files/about/staff/terryhazen/1999Tien\\_etal\\_Warsaw98009.PDF](http://esd.lbl.gov/files/about/staff/terryhazen/1999Tien_etal_Warsaw98009.PDF)>.

TOMÍŠKA, P. 1998. *Analýza rizika ekologické zátěže skládky odpadů s.p. Diamo – závěrečná zpráva pro oblast ovzduší (arch. č. 155/98)*. Odborná zpráva. Hradec Králové: EMPLA, prosinec 1998. [Dostupné pouze v tištěné podobě, v archívu společnosti EMPLA a zadavatele.]

TOPINKA, J.; SEVASTYANOVA, O.; BINKOVA, B.; CHVATALOVA, I.; MILCOVA, A.; LNENICKOVA, Z.; NOVAKOVA, Z.; SOLANSKY, I.; SRAM, R.J. 2007. Biomarkers of air pollution exposure - a study of policemen in Prague. *Mutation Research*. 2007, vol. 624, issue 1–2, s. 9–17. ISSN 0027-5107.

TSAPAKIS, M.; STEPHANOU, E.G. 2005. Occurrence of gaseous and particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: study of sources and ambient temperature effect on the gas/particle concentration and distribution. *Environmental Pollution*. 2005, vol. 133, issue 1, s. 147–156. ISSN 0269-7491.

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/>>.

US EPA 1989. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final* [on-line]. EPA/540/1-89/002. Washington: US Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, December 1989. [Kapitola] 6 – Exposure assessment, s. 1–25, 28 [cit. 2010-11-12]. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsa/>>.

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>>.

US EPA 2000. *Supplementary guidance for conducting health risk assessment of chemical mixtures* [on-line]. EPA/630/R-00/002. Washington: US Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, August 2000, s. 113–114 [cit. 2011-01-08]. Dostupné z WWW: <[http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/CHEM\\_MIX\\_08\\_2001.PDF](http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/CHEM_MIX_08_2001.PDF)>.

US EPA 2001. *Risk assessment guidance for Superfund: Volume III – Part A, Process for conducting probabilistic risk assessment* [on-line]. EPA/540/R-02/002. Washington: US Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, December 2001, [Kapitola] 1 - Overview of Probabilistic Approach to Risk Assessment, s. 2–10 [cit. 2010-07-10]. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/rags3adt/index.htm>>.

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>>.

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>>.

US EPA 2005a. *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment* [on-line]. EPA/630/P-03/001F. Washington: US Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, March 2003. [Kapitola] 1.3. Key features of the cancer guidelines, s. 12–13; 2.2. Analysis of tumour data, s. 7; 3.2. Analysis in the range of observation, s. 20; 4 Exposure assessment, s. 1–7, [cit. 2011-02-03]. Dostupné z WWW: <[http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/CANCER\\_GUIDELINES\\_FINAL\\_3-25-05.PDF](http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/CANCER_GUIDELINES_FINAL_3-25-05.PDF)>.

US EPA 2005b. *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>>.

US EPA 2006. *Reference Doses for Petroleum Mixtures* [on-line]. US EPA, February 2006 [cit. 2011-09-09]. Dostupné z WWW: <<https://fortress.wa.gov/ecy/clarc/FocusSheets/petroToxParameters.pdf>>.

US EPA 2007a. *Concepts, Methods and Data Sources for Cumulative Health Risk Assessment of Multiple Chemicals, Exposure and Effects: A Resource Document* [on-line]. EPA/600/R-06/013F. Cincinnati: US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development; US Department of Energy Argonne National Laboratory, Environmental Assessment Division, August 2007, s. 1–19 [cit. 2011-02-02]. Dostupné z WWW: <<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=190187>>.

US EPA 2007b. *Toluene (CASRN 108-88-3)* [on-line databáze]. US Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System, Last Revised: 2007-4-3 [cit. 2011-02-03]. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0118.htm#inhalrftc>>.

US EPA 2009. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment, Final)* [on-line]. EPA-540-R-070-002. Washington: US Environmental Protection Agency, Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Environmental Protection, January 2009, s. 5–22. [cit. 2011-09-10]. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsf/index.htm>>.

US EPA 2010a. *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>>.

US EPA 2010b. *Development of a Relative Potency Factor (RPF) Approach for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Mixtures (External Review Draft)* [on-line]. Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Washington: US Environmental Protection Agency, February 2010, s. 24–26, 38–39, 193–194 [cit. 2010-08-05]. Dostupné z WWW: <[http://cfpub.epa.gov/ncea/iris\\_drafts/recordisplay.cfm?deid=194584](http://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/recordisplay.cfm?deid=194584)>.

US EPA 2010c. *Table 1. Prioritized Chronic Dose-Response Values (4/27/2010)* [on-line database]. US Environmental Protection Agency, 2010 [cit. 2011-12-11]. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/ttn/atw/toxsource/table1.pdf>>.

US EPA 2011. *EPA Region III Risk-Based Concentration Table. Regional Screening Level (RSL) Summary Table November 2011* [on-line databáze]. US Environmental Protection Agency, Mid-Atlantic Risk Assessment, November 2011 [cit. 2011-12-12]. Dostupné z WWW: <[http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration\\_table/Generic\\_Tables/pdf/master\\_sl\\_table\\_run\\_NOV2011.pdf](http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/Generic_Tables/pdf/master_sl_table_run_NOV2011.pdf)>.

VANĚK, J.; HLÁSENSKÝ, I. 2005. Sanace areálu bývalého vojenského letiště. *Odpadové fórum*. 2005, č. 2, s. 27–29. ISSN 1212-7779.

VEVERKA, Z. 2004. Alternativní paliva v cementárnách. *Odpadové fórum*. 2004, č. 10, s. 15–16. ISSN 1212-7779.

VOLF, J. 2002. *Metodiky hodnocení zdravotních rizik v hygienické službě*. Ostrava: Ostravská Univerzita, Zdravotně-sociální fakulta, 2002, s. 10. ISBN 80-7042-336-6.



Vyhláška MZ č. 432/2003 Sb., kterou se stanoví podmínky pro zařazování prací do kategorií, limitní hodnoty ukazatelů biologických expozičních testů, podmínky odběru biologického materiálu pro provádění biologických expozičních testů a náležitosti hlášení prací s azbestem a biologickými činiteli. *Sbírka zákonů, Česká republika*. 2003, částka 142, s. 7210–7223. Dostupné z WWW: <<http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/>>. ISSN 1211-1244.

VYSKOCIL, A.; FIALA, Z.; CHÉNIER, V.; KRAJAK, L.; ETTLEROVA, E.; BUKAC, J.; VIAUA, C.; EMMINGER, S. 2000. Assessment of multipathway exposure of small children to PAH. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 2000, vol. 8, issue 2, s. 111–118. ISSN 1382-6689.

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)>.

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.

WHO 1987. *Air Quality Guidelines for Europe. (WHO Regional Publications, European Series, No. 23)*. Copenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe, 1987, 426 s. ISBN 92-890-1114-9. ISSN 0378-2255.

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.

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)>.

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.

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.

WHO 2006. *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution* [on-line]. Copenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe, 2006, s. 12–17 [cit. 2011-03-04]. Dostupné z WWW: <[http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0006/78657/E88189.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/78657/E88189.pdf)>.

WHO 2010. *Guidelines for indoor air quality: selected pollutants* [on-line]. Copenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe, 2010, s. 289–346 [cit. 2011-8-9]. Dostupné z WWW: <[http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0009/128169/e94535.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf)>. ISBN 978 92 890 0213 4.

YANG, Y.; GUO, P.; ZHANG, Q.; LI, D.; ZHAO, L.; MU, D. 2010. Seasonal variation, sources and gas/particle partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in Guangzhou, China. *The Science of the total environment*. 2010, vol. 408, issue 12, s. 2492–2500. ISSN 0048-9697.

Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů. *Sbírka zákonů, Česká republika*. 2000, částka 74, s. 3622. Dostupné z WWW: <<http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/>>. ISSN 1211-1244.

Zákon č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezení znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů (zákon o integrované prevenci). *Sbírka zákonů 2002, Česká republika*. 2002, částka 34, s. 1658–1680. Dostupné z WWW: <<http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/>>. ISSN 1211-1244.

ZAVALIC, M.; MANDIC, Z.; TURK, R.; BOGADI-SARE, A.; PLAVEC, D. 1998a. Quantitative assessment of color vision impairment in workers exposed to toluene. *American journal of industrial medicine*. 1998, vol. 33, no. 3, s. 297–304. ISSN 0271-3586.

ZAVALIC, M.; MANDIC, Z.; TURK, R.; BOGARDI-SARE, A.; PLAVEC, D.; GOMZI, M.; SKENDER, L.J. 1998b. Assessment of colour vision impairment in male workers exposed to toluene generally above occupational exposure limits. *Occupational Medicine*. 1998, vol. 48, no. 3, s. 175–180 [cit. 2011-8-9]. Dostupné také z WWW: <<http://ocmed.oxfordjournals.org/content/48/3/175.full.pdf>>. ISSN 0962-7480.

ZIMOVÁ, M.; MELICHERČÍK, J.; KŘÍŽ, L. 2011. Přístupy k hodnocení zdravotního rizika u kontaminace prostředí ropnými uhlovodíky. *Zpravodaj EIA – IPPC – SEA*. 2011, roč. 16, č. 1, s. 2–5 [cit. 2011-07-06]. Dostupné také z WWW: <<http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/e75c7074f3a42826c1256b0100778c9a/83d9b55f1771cf2fc1256f54004d88c9?OpenDocument>>. ISSN 1801-6901 (elektronická verze).

ŽÁČKOVÁ, P.; VANĚK, J. 2006. Sanace lokality v Makedonii. *Odpadové fórum*. 2006, č. 2, s. 22. ISSN 1212-7779.

## 6. Seznam obrázků a tabulek

- Obr. 1.** Zobrazení proměnných při odhadu zdravotních rizik
- Obr. 2.** Zobrazení vztahu zdraví a expozice chemickým látkám z životního prostředí
- Obr. 3.** Schématické znázornění přístupů k analýze inhalační expozice polutantům
- Obr. 4.** Proces hodnocení zdravotních rizik a jejich řízení
- Obr. 5.** Metabolismus benzo(a)pyrenu
- Obr. 6.** Karcinogenní účinek PAU
- Obr. 7.** Letecký pohled na zájmovou lokalitu
- Obr. 8.** Hladina laguny pokrytá vrstvou olejů vyplavených z odpadů
- Obr. 9.** Zákres umístění sanace staré zátěže a měřící stanice č. 1191
- Obr. 10.** Rozdělení stanovených koncentrací oxidu siřičitého (v  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) za celé období let 2002–2005 a základní statistické parametry
- Obr. 11.** Aritmetické průměry a mediány stanovených koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší na měřících místech
- Obr. 12.** Rozdělení stanovených koncentrací sirovodíku (v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) za celé období 2002–2005 a základní statistické parametry
- Obr. 13.** Aritmetické průměry a mediány stanovených koncentrací sirovodíku v ovzduší na měřících místech
- Obr. 14.** Rozdělení stanovených koncentrací toluenu (v  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) za celé období 2002–2005 a základní statistické parametry
- Obr. 15.** Aritmetické průměry a mediány stanovených koncentrací toluenu v ovzduší na měřících místech
- Obr. 16.** Rozdělení stanovených koncentrací polycyklických aromatických uhlovodíků (v  $\text{ng}/\text{m}^3$ ) za celé období 2002–2005 a základní statistické parametry
- Obr. 17.** Aritmetické průměry stanovených koncentrací zástupců polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) v ovzduší – měřící místo č. III
- Obr. 18.** Mediány stanovených koncentrací zástupců polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) v ovzduší – měřící místo č. III
- Obr. 19.** Průměrné denní koncentrace toluenu v místě sanace a dalších exponovaných lokalitách
- Obr. 20.** Průměrné koncentrace vybraných zástupců PAU v místě sanace a dalších exponovaných lokalitách
- Obr. 21.** Rozdělení stanovených imisních koncentrací oxidu siřičitého (v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) za celé období 2002–2005 a základní statistické parametry
- Obr. 22.** Aritmetické průměry a mediány stanovených imisních koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší
- Obr. 23.** Rozdělení stanovených imisních koncentrací sirovodíku (v  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) za celé období 2002–2005 a základní statistické parametry
- Obr. 24.** Aritmetické průměry a mediány stanovených imisních koncentrací sirovodíku v ovzduší

- Tab. 1.** Vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti modelových látek
- Tab. 2.** Ekvivalentní faktory – PEFs a RPFs
- Tab. 3.** Screeningové hladiny a jednotky karcinogenního rizika zástupců PAU
- Tab. 4.** Orientační parametry odpadu
- Tab. 5.** Složení odpadu
- Tab. 6.** Složení a vlastnosti hnědouhelného multiprachu
- Tab. 7.** Imisní charakteristiky SO<sub>2</sub> za roky 2002 – 2005, stanice č. 1191
- Tab. 8.** Imisní charakteristiky zástupců PAU za roky 2002 – 2005, stanice č. 1436
- Tab. 9.** Imisní charakteristiky toluenu za roky 2002 – 2005 (*ČHMÚ, 2003, 2004, 2005, 2006*)
- Tab. 10.** Přístroje použité při odběrech a stanovení
- Tab. 11.** Faktory PEF jednotlivých zástupců polycyklických aromatických uhlovodíků
- Tab. 12.** Emisní hodnoty plošných zdrojů
- Tab. 13.** Parametry sítě referenčních bodů
- Tab. 14.** Třídy toxických účinků – databáze miXie
- Tab. 15.** Denní a průměrné roční imisní příspěvky u obytné zástavby (hodnoty modelové analýzy)
- Tab. 16.** Naměřené koncentrace škodlivin – měřící místo č. I
- Tab. 17.** Naměřené koncentrace škodlivin – měřící místo č. II
- Tab. 18.** Naměřené koncentrace škodlivin – měřící místo č. III
- Tab. 19.** Hodnota ekvivalentu benzo(a)pyrenu směsi PAU (BaP<sub>ekv</sub>) – měřící místo č. III
- Tab. 20.** Naměřené koncentrace oxidu siřičitého – měřící místo č. IV
- Tab. 21.** Hodnocení aditivní interakce účinků látek
- Tab. 22.** Hodnocení rizika pracovníků při sanaci (těžba a nakládání s odpady)
- Tab. 23.** Příspěvek rizika u obytné zástavby (z hodnot modelové analýzy)
- Tab. 24.** Celkové imisní koncentrace oxidu siřičitého v lokalitě a vypočtený kvocient nebezpečnosti (HQ)
- Tab. 25.** Celkové imisní koncentrace sirovodíku v lokalitě a vypočtený kvocient nebezpečnosti (HQ)
- Tab. 26.** Celkové imisní koncentrace toluenu, PAU (BaP<sub>ekv</sub>) a odpovídající hladiny rizika
- Tab. 27.** Mez stanovitelnosti látek a celková nejistota měření

## **7. Seznam příloh**

**Příloha 1:** Naměřené koncentrace v pracovním prostředí

**Příloha 2:** Naměřené imisní koncentrace v širším území

**Příloha 3:** Zobrazení větrné růžice zájmové lokality

**Příloha 4:** Geografická stratifikace zdravotních rizik - příspěvek z těžby a zpracování odpadu, akutní expozice

**Příloha 5:** Geografická stratifikace zdravotních rizik - příspěvek z těžby a zpracování odpadu, chronická expozice