

# Hodnocení zdravotních rizik

záměru

„ODPADOVÉ HOSPODÁŘSTVÍ BRNO II  
LINKA K1“

**Zadavatel :**

**Bucek, s.r.o.**

Mgr.Jakub Bucek, Brno

Libušino údolí 497/118

623 00 Brno

**Vypracoval:**

**RNDr. Bohumil Pokorný, CSc.**

držitel osvědčení pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví (č.6/2010, platné do 17.6.2020

a

autorizovaná osoba pro hodnocení zdravotních rizik hluku (SZÚ Praha, č. 007/04), (platné do 29.11.2020)

RNDr.Bohumil Pokorný,CSc.

Velkopavlovická 2

628 00 Brno

IČO : 163 04 241

tel.: 723 299 023

**Brno, duben 2020**

## OBSAH

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b> .....	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>POPIS LOKALITY</b> .....	<b>5</b>
2.1	DOTČENÉ ÚZEMÍ .....	5
2.2	DOTČENÁ POPULACE.....	5
<b>3</b>	<b>IDENTIFIKACE NEBEZPEČNOSTI</b> .....	<b>9</b>
3.1	HODNOCENÍ Vlivu HLUKU.....	9
3.1.1	<i>Výběr počátečního a koncového stavu pro hodnocení vlivu záměru</i> .....	10
3.2	HODNOCENÍ Vlivu EMISÍ .....	10
3.2.1	<i>Výběr počátečního a koncového stavu pro hodnocení vlivu záměru</i> .....	11
3.2.2	<i>Identifikace imisních škodlivin pro hodnocení vlivu záměru</i> .....	11
<b>4</b>	<b>ZDRAVOTNÍ RIZIKO ZÁTĚŽE LOKALITY HLUKEM</b> .....	<b>13</b>
4.1	IDENTIFIKACE NEBEZPEČNOSTI HLUKOVÉ EXPOZICE - ÚČINKY HLUKU NA ZDRAVÍ .... <b>CHYBA! ZÁLOŽKA NENÍ DEFINOVÁNA.</b>	
4.2	ZÁKLADNÍ LEGISLATIVNÍ VZTAHY A POŽADAVKY NA MĚŘENÍ HLUKU .....	<b>CHYBA! ZÁLOŽKA NENÍ DEFINOVÁNA.</b>
4.3	VZTAHY MEZI DÁVKOU A ODPOVĚDÍ.....	<b>CHYBA! ZÁLOŽKA NENÍ DEFINOVÁNA.</b>
4.3.1	<i>Obtěžování hlukem (annoyance)</i> .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
4.3.2	<i>Rušení spánku (sleep disturbance)</i> .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
4.3.3	<i>Kardiovaskulární onemocnění</i> .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
4.4	HODNOCENÍ HLUKOVÉ EXPOZICE V ZÁJMOVÉ OBLASTI.....	<b>CHYBA! ZÁLOŽKA NENÍ DEFINOVÁNA.</b>
4.4.1	<i>Referenční výpočtové body</i> .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
4.4.2	<i>Současná hluková zátěž v lokalitě, stanovení dominantní složky hluku</i> .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
4.5	CHARAKTERIZACE RIZIKA HLUKOVÉ EXPOZICE .....	<b>CHYBA! ZÁLOŽKA NENÍ DEFINOVÁNA.</b>
4.5.1	<i>Riziko hlukové expozice v současném stavu</i> .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
4.5.2	<i>Riziko hlukové expozice po realizaci záměru</i> .....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
4.5.3	<i>Porovnání rizik hlukové expozice pro různé realizace záměru</i> ....	<b>Chyba! Záložka není definována.</b>
4.6	ZDRAVOTNÍ RIZIKA HLUKOVÉ EXPOZICE – SHRNUTÍ .....	<b>CHYBA! ZÁLOŽKA NENÍ DEFINOVÁNA.</b>
<b>5</b>	<b>ZDRAVOTNÍ RIZIKO IMISNÍ ZÁTĚŽE OVZDUŠÍ</b> .....	<b>30</b>
5.1	IDENTIFIKACE RIZIKOVÝCH POLUTANTŮ ZÁTĚŽE OVZDUŠÍ .....	30
5.1.1	<i>Polévatý prach – prašný aerosol frakcí PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub></i> .....	30
5.1.2	<i>Oxid dusičitý NO<sub>2</sub> CAS 10102-44-0</i> .....	32
5.1.3	<i>Oxid siřičitý (SO<sub>2</sub>) - CAS 7746-09-5</i> .....	32
5.1.4	<i>Arsen (As) a jeho anorg.sloučeniny, CAS 7440-38-2</i> .....	33
5.1.5	<i>Kadmium a kadmiové sloučeniny (Cd), CAS 7440-43-9</i> .....	34
5.1.6	<i>Chrom ( Cr ), CAS 7440-47-3, Cr (III) 16065-83-1, Cr(VI) 18540-29-9</i> .....	35
5.1.7	<i>Olovo ( Pb ) CAS 7439-92-1</i> .....	36
5.1.8	<i>Mangan (Mn) CAS 7439-96-5</i> .....	37
5.1.9	<i>Nikl (Ni)</i> .....	38
5.1.10	<i>Rtuť ( Hg ) 7439-97-6</i> .....	38
5.1.11	<i>Benzen (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) CAS 71-43-2</i> .....	39
5.1.12	<i>Polyaromatické uhlovodíky- benzo(a)pyren (BaP) CAS 50-32-8</i> .....	40
5.1.13	<i>PCDD/F CAS 1746-01-6</i> .....	41
5.2	VZTAH DÁVKA ÚČINEK .....	42
5.2.1	<i>Výpočet vztahu dávka – účinek systémově působící škodliviny</i> .....	43
5.2.2	<i>Vztah dávka-účinek expozice polévatého prachu PM a oxidu dusičitého</i> .....	44
5.2.2.1	<i>Imise polévatého prachu</i> .....	45
5.2.2.2	<i>Inhalační rizika imisí oxidu dusičitého</i> .....	46
5.3	VZTAH DÁVKA-ÚČINEK EXPOZICE KARCINOGENNÍCH ŠKODLIVIN .....	46
5.4	EXPOZICE.....	47
5.4.1	<i>Imisní koncentrace identifikovaných významných škodlivin v zájmové lokalitě</i> .....	48

5.4.2	<i>Výběr referenčních bodů pro hodnocení imisí v zájmové lokalitě</i> .....	51
5.5	CHARAKTERIZACE ZDRAVOTNÍHO RIZIKA .....	53
5.5.1	<i>Rizika expozice prašného aerosolu frakcí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub> a SO<sub>2</sub></i> .....	53
5.5.1.1	Polévatý prach – akutní a chronická zdravotní rizika.....	53
5.5.1.2	Oxid dusičitý – akutní a chronická zdravotní rizika.....	59
5.5.1.3	Oxid siřičitý .....	62
5.5.2	<i>Rizika anorganických prvků</i> .....	63
5.5.2.1	Arsen.....	63
5.5.2.2	Kadmium.....	64
5.5.2.3	Nikl .....	66
5.5.2.4	Chrom .....	67
5.5.2.5	Olovo .....	69
5.5.2.6	Mangan .....	70
5.5.2.7	Rtuť.....	71
5.5.3	<i>Rizika organických polutantů</i> .....	71
5.5.3.1	Benzen .....	71
5.5.3.2	Benzo-a-pyren.....	73
5.5.3.3	PCDD/F (TEQ).....	74
5.6	SOUHRNNÉ HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍHO IMISNÍ EXPOZICE V ZÁJMOVÉ LOKALITĚ.....	75
5.6.1	<i>Zdravotní rizika systémově působících polutantů</i> .....	75
5.6.2	<i>Zdravotní rizika kancerogenních imisních škodlivin</i> .....	79
<b>6</b>	<b>NEJISTOTY HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK HLUKU A IMISÍ</b> .....	<b>81</b>
6.1	NEJISTOTY VZTAHUJÍCÍ SE K HLUKOVÉ EXPOZICI.....	81
6.2	NEJISTOTY VZTAHUJÍCÍ SE K RIZIKŮM IMISNÍ EXPOZICE.....	82
<b>7</b>	<b>POUŽITÉ ZDROJE</b> .....	<b>83</b>

## 1 ÚVOD

Cílem posuzovaného záměru je navýšení zpracovatelské kapacity pro energetické využití směsných komunálních odpadů pomocí nově vybudované spalovenské linky K1 o kapacitě 132 tis. tun odpadu ročně.

K uvedenému záměru byla zpracována dokumentace ve smyslu ustanovení § 8 zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, v rozsahu přílohy č. 4 k tomuto zákonu, která slouží jako základní podklad pro posouzení vlivu stavby na životní prostředí. Vzhledem k rozsahu záměru byla zadavateli uložena povinnost samostatného vypracování hodnocení vlivů záměru na veřejné zdraví.

Hlavními aspekty vlivu zamýšleného provozu záměru, které mohou ovlivňovat veřejné zdraví v okolním prostředí bude znečišťování ovzduší a hlukové emise jak dopravní, tak i stacionární z provozovaných technologií. K dopravní obslužnosti po realizaci záměru budou využity stávající příjezdové komunikace.

Hodnocení zdravotních rizik je zaměřeno na posouzení možného rizika ohrožení zdraví dotčených obyvatel v okolí posuzovaného záměru hlukem z provozu uvažovaného záměru včetně navazující dopravy a s výrobními činnostmi souvisejícím imisním zatížením z bodových, plošných a liniových emisních zdrojů.

Jako podklady pro požadované posouzení zdravotních rizik byly dodány materiály :

- Dokumentace o hodnocení vlivů na životní prostředí dle přílohy č.4 zákona č. 100/2001 Sb. v platném znění záměru „Odpadové hospodářství Brno II – Linka K1“, Bucek, s.r.o., Brno , prosinec 2019.
- Hluková studie „Odpadové hospodářství Brno II – Linka K1“ , S.Grossmannová, J.Bucek, Bucek s.r.o., Brno , říjen-listopad 2019.
- Příspěvková rozptylová studie záměru „Odpadové hospodářství Brno II – Linka K1“ včetně příloh 1 a 2, J. Bucek, D.Fogašová, Bucek s.r.o., Brno , říjen-listopad 2019.

Vlastní odhad zdravotního rizika byl proveden podle metodiky US EPA ve čtyřech následných krocích:

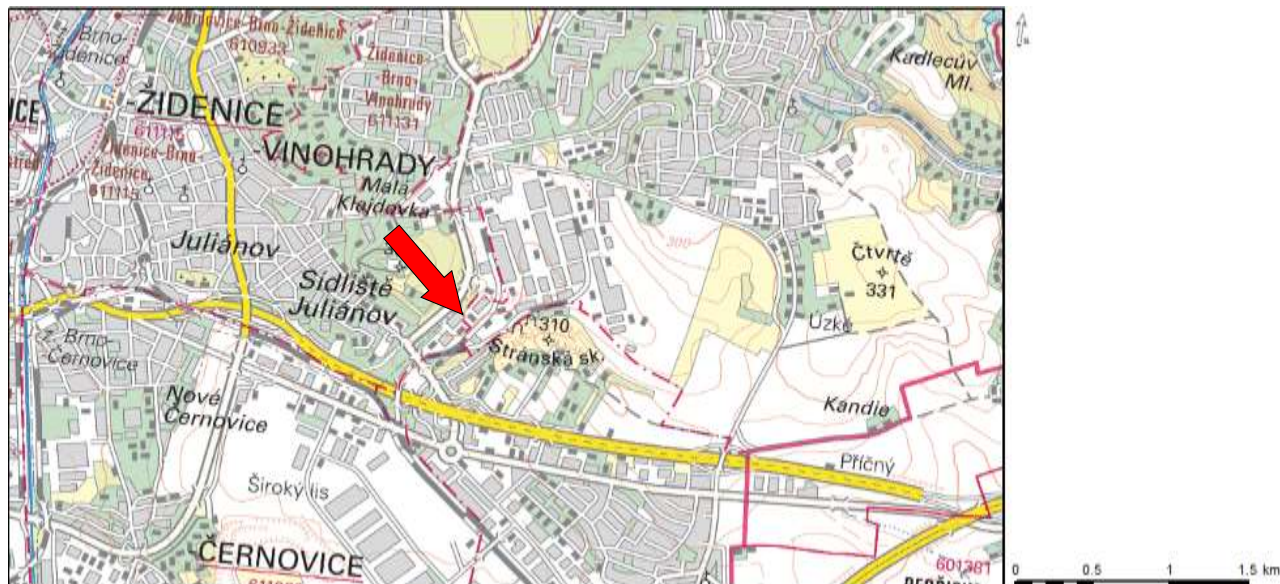
- identifikace nebezpečnosti
- popis vztahu dávka-účinek
- hodnocení expozice
- charakterizace rizika.

Studie hodnocení zdravotních rizik HRA (Health risk assessment) posuzuje realizaci záměru z pohledu jeho vlivu hlukové zátěže a expozice imisními škodlivinami ze záměru na veřejné zdraví a to jak v současném stavu, tak i po uvedení stavby do standardního provozu. Hodnocení je provedeno v souladu s legislativou ČR a recentními poznatky o vztazích mezi mírou poškození zdravotního stavu obyvatel a znečištěním životního prostředí.

## 2 POPIS LOKALITY

Popis dotčené lokality zahrnuje určení geografické polohy místa, kde má být záměr realizován a identifikaci dotčené populace, která může být předpokládaným účinkům záměru vystavena. Poloha záměru je znázorněna na obr.č.1 převzatém z podkladové dokumentace.

Obr. 1 . Geografické vymezení lokality



### 2.1 Dotčené území

Záměr je umístěn do stávajícího areálu SAKO Brno a.s. nacházejícím se na území městské části Brno-Židenice. Areál je v územním plánu města Brna označen jako plnicí funkci „plocha pro technickou vybavenost“. Dopravně je areál napojen na čtyřproudovou silniční komunikaci II/373 (ulice Jedovnická).

Z hlediska širšího zájmového území se jedná o oblast, kde se prolíná bytová výstavba v několika městských částech Brna (Vinohrady, Líšeň, Židenice, Slatiny) s významnými průmyslovými objekty (zejména areál firmy ZETOR) a toto území je prokánno hustou silniční sítí, kde pohyby vozidel na hlavních komunikacích přesahují hodnotu 10.000/den. Bezprostřední okolí těchto komunikací je pak významně ovlivněno hlukem a emisemi z dopravy. Nejbližší obytná zástavba se nachází cca 50-100 metrů východně a jihovýchodně od areálu SAKO.

Z pohledu možného ovlivnění imisemi z posuzované dnešní i budoucí technologie lze potom uvažovat o širším zájmovém území dosahujícím až do vzdáleností kolem 10 km od emisního zdroje.

### 2.2 Dotčená populace

Pro hodnocení vlivu záměru na hlukové emise je rozhodující nejbližší obytná zástavba. Ta je v okolí brněnského zařízení na energetické využívání odpadu (dále jen „ZEVO“ ) rozložena převážně v severovýchodním směru – MČ Líšeň, severním směru – MČ Vinohrady a severozápadním směru MČ

Židenice (východní okraj této MČ), západně je to sídliště Juliánov a nakonec jižně od záměru se nachází MČ Slatina. Celkové počty obyvatel těchto místních částí jsou uvedeny v následující tabulce.

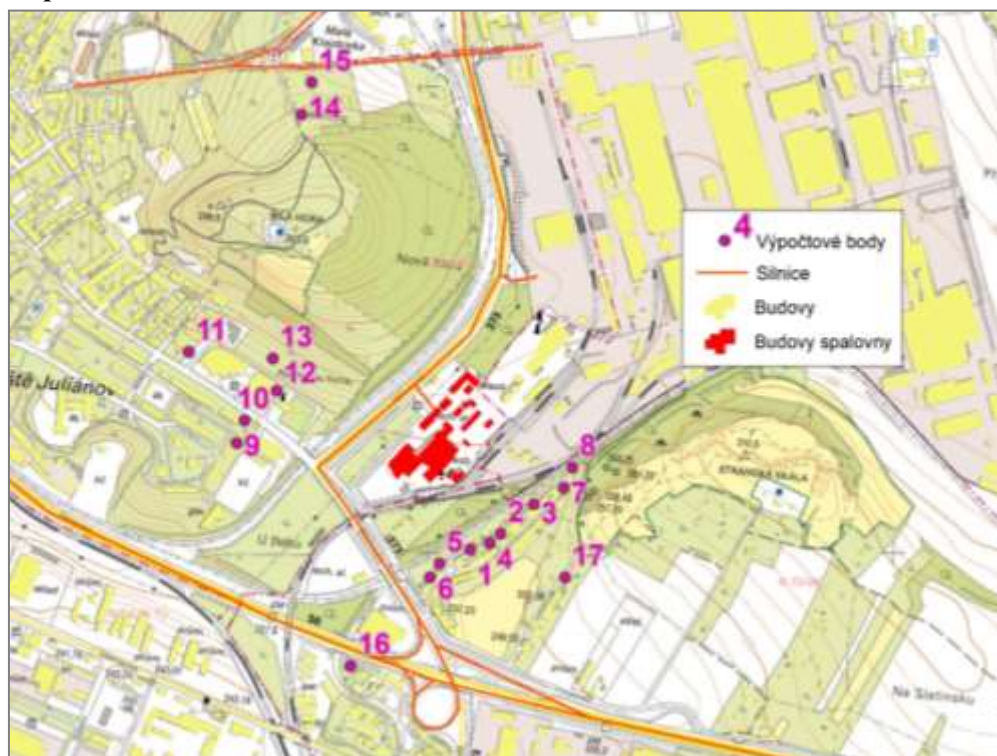
**Tab. 2.1 : Počty obyvatel v bezprostředním okolí hodnoceného záměru**

Lokalita	celkem	z toho děti do 15let
MČ Líšeň	25 307	4 340
MČ Vinohrady	11 953	1 588
MČ Židenice	19 284	3 041
Sídliště Juliánov*	4500	700
MČ Slatina	9160	1 543
MČ Černovice	6 809	1 113

\* kvalifikovaný odhad

Z pohledu na zájmové území uvedené na obr.1 a v souladu se závěry s údaji uvedenými v dokumentaci pro tento záměr, mohou být hlukovými vlivy posuzovaného záměru potenciálně dotčeny pouze okrajové části samostatných brněnských městských částí Slatina a Židenice, ležící v blízkosti posuzovaného záměru. Na obr 2 jsou tyto lokality zobrazeny i s identifikací míst pro které byly vyhodnoceny hlukové expozice pro chráněné venkovní prostory staveb (ChVePS).

**Obr. 2 . Okolí posuzovaného záměru**



Z obrázku je patrná lokalizace referenčních bodů - výpočetních míst ChVePS pro hodnocení hlukové expozice, které jsou rozloženy ve východním okraji MČ Židenice (sídliště Juliánov) a na západním okraji

MČ Slatina. Z něho je také zřejmé, že na hlukové expozici v těchto bodech se bude podílet rovněž liniová doprava v této oblasti města (na obrázku jsou hlavní komunikace vyznačeny červenou linií).

Tyto hlavní komunikační osy tvoří hlukové zdroje dopravního hluku, který se může významnou měrou podílet na hlukové expozici převážné většiny referenčních bodů, jejichž lokalizace jsou uvedeny pro shodnými čísly v hlukové studii. Souběžně s vlivem dopravy je v těchto záměru blízkých referenčních bodech ztělesňujících chráněný venkovní prostor staveb kvantifikován i vliv stacionárního hluku, který je určován provozem ZEVO.

Poněkud jiná strategie byla přijata pro hodnocení imisní zátěže zájmové lokality. Vzhledem k potenciální možnosti vzdálenějšího působení emisí spektra posuzovaných látek z komína ZEVO byla pro výpočet imisních expozic v imisní rozptylové studii – IRS vytvořena základní pravidelná síť referenčních bodů v ploše cca 50x30 km. V ní bylo zahrnuto celkem 63 105 referenčních bodů. Rozsah a tvar území pokrytého sítí referenčních bodů stanovili zpracovatelé studie s ohledem na předpokládaný plošný rozsah hodnocených vlivů. Vyhodnocení příspěvků zdrojů bylo provedeno jak pro síť bodů pokrývající toto rozsáhlé území, tak pro 39 vybraných výpočtových bodů charakterizujících imisní expozice ve městech a obcích ležících v tomto území. Základní údaje k nim jsou uvedeny v následující tabulce 1.

**Tab.1 : Seznam referenčních bodů v lokalitách obcí a měst zájmové oblasti.**

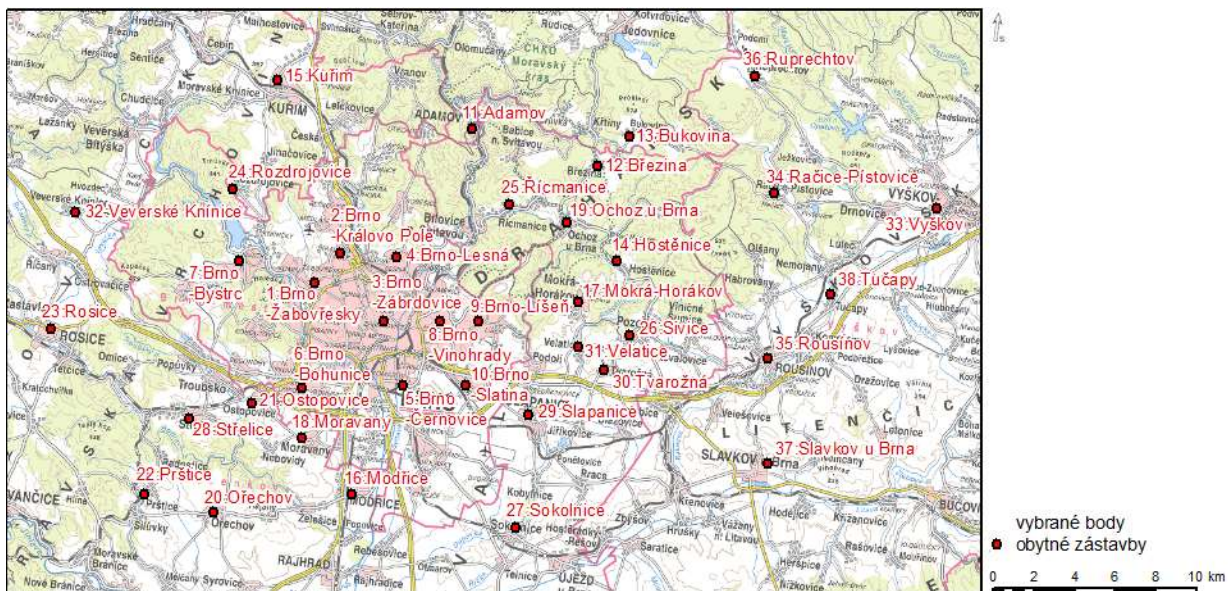
Číslo referenčního bodu	Popis	Počet celkem	Počet dosp.obyvatel	Počet dětí do 15let
1	Brno-Žabovřesky	19 231	16 458	2 773
2	Brno-Král. Pole	23 629	20 080	3 549
3	Brno-Zábřovice (střed)	83 136	69 847	13 289
4	Brno-Lesná (sever)	42 309	35 742	6 567
5	Brno-Černovice	6 809	5 696	1 113
6	Brno-Bohunice	12 713	10 934	1 779
7	Brno-Bystřec	23 709	19 823	3 886
8	Brno-Vinohrady	11 953	10 365	1 588
9	Brno-Líšeň	25 307	20 967	4 340
10	Brno-Slatina	9 160	7 617	1 543
11	Adamov	4 408	3 747	661
12	Březina	1 045	817	228
13	Bukovina	423	335	88
14	Hostěnice	777	624	153
15	Kuřim	10 675	8 814	1 861
16	Modřice	4 631	3 846	785
17	Mokrý-Horákov	2 741	2 300	441
18	Moravany	3 007	2 331	676
19	Ochoz u Brna	1 455	1 191	264
20	Ořechov	2 721	2 233	488
21	Ostopovice	1 725	1 416	309



Číslo referenčního bodu	Popis	Počet celkem	Počet dosp.obyvatel	Počet dětí do 15let
22	Prštice	964	794	170
23	Rosice	6 155	5 032	1 123
24	Rozdrojovice	1 068	871	197
25	Řícmanice	814	666	148
26	Sivice	1 084	866	218
27	Sokolnice	2 280	1 850	430
28	Střelice	2 995	2 466	529
29	Šlapanice	7 407	6 170	1 237
30	Tvarožná	1 312	1 086	226
31	Velatice	747	601	146
32	Veverské Knínice	927	786	141
33	Vyškov	20 383	17 510	2 873
34	Račice-Pístovice	1 230	1 014	216
35	Rousínov	5 517	4 573	944
36	Ruprechtov	596	504	92
37	Slavkov u Brna	6 783	5 578	1 205
38	Tučapy	578	481	97
39	Brno-Židenice	19 284	16 243	3 041
součty		352 404	296 031	56 373

Počet obyvatel reprezentujících těchto 39 referenčních bodů dosahuje přibližně 350.000. Z toho je cca 55.000 (16 %) v dětském a adolescentním věku do 15 let. Umístění těchto referenčních bodů je uvedeno na obr. 2

**Obr. 2 : Umístění referenčních bodů v zájmové oblasti**





### 3 IDENTIFIKACE NEBEZPEČNOSTI

V současné době jsou provozovány dva kotle K2 a K3 v rámci zařízení pro energetické využívání odpadů. Záměrem investora je umístit do areálu další, třetí kotel k navýšení zpracovatelské kapacity pro energetické využití směsných komunálních odpadů s nominální kapacitou 132.000 tun odpadu ročně. Teoreticky hodlá společnost SAKO a.s. dodávat do sítě CZT až 1,55 mil. GJ tepla za rok oproti současným 1,04 mil GJ za rok. Zvýšený objem energeticky využitých odpadů vyvolá vyšší požadavky na dopravu odpadů i zvýšení emisí produkovaných použitou technologií. To bude mít určitý vliv na složky životního prostředí.

Potenciálně záměrem dotčené složky životního prostředí v posuzovaném areálu a technologii tedy budou :

- a. **Hluk** – hlukem z provozu mechanismů, technologií a liniové dopravy jak v prostoru záměru, tak na příjezdových komunikacích.
- b. **Ovzduší** - imisemi škodlivých látek z provozu technologie, a liniové dopravy do a ze ZEVO.

#### 3.1 Hodnocení vlivu hluku

Pro hodnocení hlukové expozice dopravním a stacionárním hlukem byla vypracována Hluková studie, v níž autoři definovali tři výpočtové stavy, pro které modelovali a propočítali hlukové expozice ve vybraných chráněných venkovních prostorách staveb.

Jsou to následující výpočtové stavy :

**Výpočtový stav 1** – V tomto výpočtovém stavu byla vyhodnocena stávající hluková zátěž chráněných venkovních prostorů staveb v zájmovém území.

**Výpočtový stav 2** – Realizací záměru zprovoznění třetího kotle K1 dojde k navýšení počtu svozových vozidel obsluhujících areál ZEVO. Je uvažováno s částí svozu realizovaného železnicí. Pro souběh vyvolané nákladní železniční dopravy záměru je pro výhledový rok 2024 uvažováno s přepravou odpadu po železnici v množství do 51.500 t/rok. Železniční doprava však nebyla do výpočtu hlukové expozice v této výpočtové variantě zahrnuta vzhledem k jejímu zanedbatelnému příspěvku danému denním nárůstem této dopravy pouze o jednu 1 železniční soupravu.

Varianta tedy hodnotí předpokládané příspěvkové provozní hlukové vlivy nových stacionárních hluků provozu ZEVO daných provozem všech tří kotlů, se zavedením nových protihlukových opatření na stávajících zdrojích spolu s hlukovou expozicí ze zátěže dopravou v roce 2024.

**Výpočtový stav 3** – V tomto výpočtovém stavu je hodnocena hluková zátěž dopravy v této lokalitě v roce 2035, přičemž se předpokládá určitý pokles silniční dopravy areálem ZEVO, který je vyvolán navýšením vyvolané nákladní železniční dopravy. Pro souběh vyvolané nákladní železniční dopravy obou záměrů bylo pro výhledový rok 2035 uvažováno s maximální kapacitou železniční vlečky, jenž činí cca 200.000 t/rok.

Celková hluková expozice je tedy v tomto výpočtovém stavu obrazem kumulativního působení obou dopravních vlivů spolu se všemi stacionárními zdroji provozu ZEVO SAKO v tomto roce.

Pro hodnocení zdravotního rizika hlukové expozice musí být kvantifikovány celodenní hlukové hladiny a zjištěny převažující hlukové zdroje (dopravní nebo stacionární hluk) v daném referenčním bodě lokality.

### 3.1.1 Výběr počátečního a koncového stavu pro hodnocení vlivu záměru

Pro kvantifikaci hodnocení zdravotního rizika hlukové expozice z posuzovaného záměru použijeme hodnoty **výpočtového stavu 1** jako počátečního - současného stavu a **výpočtového stavu 3** zahrnujícího budoucí dopravní hlukovou zátěž a stacionární hluk v roce 2035.

## 3.2 Hodnocení vlivu emisí

Vzhledem k několika současně uvažovaným scénářům dalšího rozvoje technologie energetického využití komunálních odpadů v ZEVO SAKO bylo k hodnocení vlivu provozu ZEVO na zátěž volného ovzduší autory rozptylové studie (IRS Bucek,2019) definováno celkem 7 scénářů popisujících různé kombinace předpokládaných technologií. Tyto scénáře jsou velmi podrobně diskutovány a hodnoceny z hlediska jejich vlivů na zátěž volného ovzduší v širším okolí ZEVO. V rozptylové studii jsou tyto scénáře uvedeny jako výpočtové stavy 1- 7.

**Výpočtový stav 1** - hodnotí současný stav zátěže ovzduší vlivem dnešního provozu stávajících kotlů K2 a K3. Vyhodnocení jejich příspěvku bylo provedeno na základě údajů SPE za období let 2016-2018. Jako jediný způsob dopravy odpadů do zařízení je uvažována automobilová doprava.

**Výpočtový stav 2**- v podstatě hodnotí rovněž současný stav technologie. Vyhodnocení příspěvku kotlů K2 a K3 bylo provedeno pro teoretické emise ve výši emisních limitů stanovených v integrovaném povolení ZEVO. Jako jediný způsob dopravy odpadů do zařízení je i zde uvažována automobilová doprava.

**Výpočtový stav 3** - hodnotí příspěvky stacionárních, liniových a plošných zdrojů znečištění ovzduší provozem stávajících kotlů K2 a K3 a nového kotle K1. Vyhodnocení příspěvku kotlů K2 a K3 bylo provedeno jako ve výpočtovém stavu 1 na základě údajů SPE. Pro kotel K1 byly uvažované emise na úrovni BAT. Jiný je i kombinovaný způsob dopravy odpadů do zařízení. Železniční dopravou do úrovně 40.000 t/rok a zbývající objem automobilovou dopravou.

**Výpočtový stav 4** - hodnotí znečištění ovzduší souvisejících se provozem stávajících K2 a K3 a nového kotle K1. Vyhodnocení příspěvku kotlů K2 a K3 bylo provedeno pro teoretické emise ve výši emisních limitů stanovených v integrovaném povolení zařízení jako u výpočtového stavu 2, pro kotel K1 jsou uvažovány emise na úrovni BAT. Kombinovaný způsob dopravy odpadů do zařízení je shodný s výpočtovým stavem 3.

**Výpočtový stav 5** – je shodný s výpočtovým stavem 4, rozdíl je tvořen jinou kombinací dopravy odpadů do ZEVO. Železniční dopravou do úrovně max. 188.500 t/rok a zbývající množství automobilovou dopravou.

**Výpočtový stav 6** - hodnotí příspěvky stacionárních, liniových a plošných zdrojů znečištění ovzduší souvisejících s provozem stávajících K2 a K3 a nového kotle K1 v souběhu se zdroji plánovaného areálu „Svoz“. Příspěvky kotlů K2 a K3 jsou počítány pro teoretické emise ve výši emisních limitů stanovených v integrovaném povolení zařízení. Pro kotel K1 byly uvažovány emise na úrovni BAT. Způsob dopravy

odpadů do zařízení je rovněž kombinovaný, železniční dopravou do úrovně cca 51.500 t/rok pro oba areály a zbytek automobilovou dopravou.

**Výpočtový stav 7** - hodnotí příspěvky stacionárních, liniových a plošných zdrojů znečištění ovzduší shodně jako ve výpočtovém stavu 6. Způsob dopravy odpadů do zařízení byl uvažovaný kombinovaně železniční dopravou do úrovně max. 200.000 t pro oba areály a automobilovou dopravou v roce konečné realizace tohoto záměru.

### 3.2.1 Výběr počátečního a koncového stavu pro hodnocení vlivu záměru

Pro kvantifikaci hodnocení zdravotních rizik emisí škodlivin z posuzovaného záměru použijeme hodnoty **výpočtového stavu 1** jako počátečního - současného stavu (**SS**). Tento stav odpovídá podmínkám hodnoceného hluku ve výpočtovém stavu 1 z hlukové studie. Jako konečný budeme hodnotit **výpočtový stavu imisí 7 (BS)** odpovídající výpočtovému stavu 3 hlukové studie. Rozdílové parametry jsou zobrazením významu rizika imisní expozice v cílovém stavu plné realizace záměru.

### 3.2.2 Identifikace imisních škodlivin pro hodnocení vlivu záměru

Ke kvantifikaci potenciálních zdravotních rizik imisních expozic však také musíme ze spektra emisně známých škodlivin zvolit ty, které mohou mít v zájmovém území reálný vliv na zdraví jimi exponovaných obyvatel. Imisí příspěvková studie (Bucek, 2019) pracuje s poměrně značným počtem emisně identifikovaných škodlivin, které jsou k dispozici zejména z legislativních důvodů, daných zákonem o ochraně ovzduší, jeho prováděcími předpisy a v neposlední řadě také požadavky integrovaného povolení IPPC.

Zdravotní rizika některých z těchto škodlivin však nejsou přímo hodnotitelná (např. pro skupinové analýzy jako TOC, PAHs nebo PCB), případně hodnocení některých polutantů jsou, ve vztahu ke zdravotnímu riziku z jejich expozice, zcela zanedbatelná. Automaticky budou hodnocena rizika expozice látek s kancerogenním potenciálem, jejichž nebezpečí tkví v tom, že žádnou koncentraci bez rizika tyto látky nedisponují. Z imisně hodnocených škodlivin to jsou: arsen (As), kadmium (Cd), Chrom (jako podíl CrVI), nikl (Ni) a olovo (Pb), dále organické škodliviny benzen (BZ), benzo-a-pyren (BaP) a polychlorované dioxiny (vyjádřené jako TEQ TCDD).

Výběr hodnocených systémově působících škodlivin je závislý na riziku inhalační expozice a na imisní koncentraci příslušné škodliviny, která byla vypočtena v IRS. V následující tabulce č. 2 jsou uvedeny ty systémově působící škodliviny, jejichž imisní koncentrace jsou velmi nízké a mají relativně malou toxicitu vyjádřenou hodnotou referenční koncentrace RC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Referenční koncentrace jsou uvedeny s příslušnou citací databáze v tabulce. Pro tyto polutanty nebudou rizika hodnocena

Hodnocena budou zdravotní rizika expozice tzv. standardními škodlivinami prašný aerosol PM, NO<sub>2</sub> a SO<sub>2</sub> a skupina anorganických prvků As,Cd,Cr, Hg,Mn,Ni a Pb, jejichž rizika jsou prokazatelná a pro něž většinou máme i relevantní hodnoty pozadových koncentrací. Kromě těchto škodlivin budou hodnocena i rizika tří organických látek benzen, benzo-a-pyren a skupina PCDD, protože pro všechny je charakteristický karcinogenní potenciál a jejich riziko nemá prakticky žádnou počáteční koncentrační mez.

**Tab.2 : Zdůvodnění škodlivin, jejichž rizika nejsou dále hodnocena**

škodlivina	databáze	chronická expozice		
	RC	RC (µg/m <sup>3</sup> )	C <sub>max</sub> * (µg/m <sup>3</sup> )	C <sub>max</sub> */RC
<b>CO</b>	WHO (GW) 8h	10 000	24,3	0,0024
<b>HCl</b>	US EPA (RfC)	20	0,054	0,0027
<b>HF</b>	OEHHA (REL)	14	0,0055	0,0004
<b>NH<sub>3</sub></b>	OEHHA (REL)	200	0,223	0,0011
<b>Co</b>	RIVM (TCA)	0,1	0,000125	0,0013
<b>Cu</b>	RIVM (TCA)	1	0,00033	0,00030
<b>V</b>	ATSDR (MRL)	0,1	0,0000023	0,00002
<b>Sb</b>	ATSDR (MRL)	0,3	0,0000058	0,00002
<b>Tl</b>	není pro inhal.riziko stanoveno		0,000042	

\* nejvyšší koncentrace příspěvku škodliviny v zájmové lokalitě (µg/m<sup>3</sup>)

## 4 ZDRAVOTNÍ RIZIKO ZÁTĚŽE LOKALITY HLUKEM

Hlukem se rozumí každý zvuk, který je nechtěný, obtěžující nebo může mít škodlivé účinky pro lidské zdraví. Hluk je tedy fyzikální faktor, který může na člověka působit nepříznivě. Do jisté míry lze považovat hluk za bezprahově působící noxu a pro zdravotní hodnocení hluku rozlišujeme tři základní hlediska:

- **hladinu akustického tlaku**, projevující se jako hlasitost zvuku;
- **frekvenci**, projevující se jako výška zvuku;
- **časový průběh** hlukové události, její trvání.

Vnímání hluku je subjektivní pocit, který se může lišit s vysokou mírou individuální variability, nicméně je možné stanovit teoretickou fyzikální míru přípustné hlukové expozice. Pro působení hluku v subjektivní sféře byly zavedeny diferencované pojmy pro charakterizaci účinků na člověka. Jsou to:

- **rušení**, při němž hluk interferuje s nějakou činností (spánkem, duševní prací, řečovou komunikací apod.);
- **rozmrzelost a pocit nepohody**, vznikající působením hluku a prožívaný negativně hlukem postiženým člověkem nebo skupinou;
- **obtěžování**, což představuje nepřipustné ovlivňování životního prostředí, případně skupinových či osobních práv.

Negativní působení hluku nyní většinou posuzujeme z hlediska obtěžování lidí, rušení jejich spánku a ztížené komunikace řeči. Přitom u každého člověka existuje rozdílný stupeň tolerance k rušivému účinku hluku. V normální populaci je 10 – 20% vysoce citlivých osob a prakticky stejné procento velmi tolerantních osob. Pro zbývajících 60 – 80% populace platí kontinuální závislost míry obtěžování nebo rušení spánku na intenzitě hlukové zátěže.

### 4.1 Identifikace nebezpečnosti hlukové expozice – účinky hluku na zdraví

Zvuky jsou přirozenou a důležitou součástí prostředí člověka, jsou základem řeči a příjmu informací. Zvuky příliš silné, příliš časté nebo působící v nevhodné situaci a době však mohou na člověka působit nepříznivě. Obecně se tyto zvuky, které jsou nechtěné, obtěžující nebo mají dokonce škodlivé účinky, nazývají hlukem, a to bez ohledu na jejich intenzitu. Při určité intenzitě nebo délce trvání může hluk způsobit poškození sluchového orgánu.

Z fyziologického hlediska jsou podstatou poškození zprvu přechodné a posléze trvalé funkční a morfologické změny smyslových a nervových buněk Cortiho orgánu vnitřního ucha. Za prokázané přímé účinky hluku, jsou v současnosti považována specifická poškození sluchového aparátu (při ekvivalentní hladině hluku > 80 dB, případně dlouhé době trvání hlukové zátěže i s nižší intenzitou, majoritně v pracovním prostředí).

Epidemiologické studie však prokázaly, že u více než 95 % exponované populace nedochází k poškození sluchového aparátu ani při celoživotní expozici hluku v životním prostředí a aktivitách ve volném čase do 24 hodinové ekvivalentní hladiny hluku  $L_{Aeq,24h} = 70$  dB.



S vyššími hladinami hluku v mimopracovním prostředí se můžeme setkat jen ve velmi specifických případech např. u lidí žijících v těsné blízkosti frekventovaného letiště nebo velmi rušných komunikací.

**Nespecifický (mimosluchový) účinek hluku** je hluková zátěž/expozice projevující se ovlivněním funkcí různých systémů organismu. Je to například vliv dlouhodobé hlukové zátěže na kardiovaskulární systém, expozice nočním hlukem s rušením spánku nebo zhoršení komunikace a osvojování řeči u dětí (pro  $L_{dn} > 50-55$  dB). Při této hlukové expozici se předpokládá přibližně 20%ní zhoršení stavu kognitivních schopností u školou povinných dětí. Tento kognitivní deficit může vést ke zpoždění psychomotorického rozvoje a zhoršení výkonnosti v jazykových dovednostech dítěte a jeho motorických schopností.

Další zvyšování hlukové zátěže (především u dospělých osob) má vliv na některé jejich fyziologické funkce i vliv na mentální zdraví a výkonnost hlukem exponované osoby. Tyto aspekty jsou spojovány zejména s dlouhodobým trváním objektivní nebo subjektivně vnímané hlukové zátěže v životním prostředí exponované osoby. Navíc může působení hluku v průběhu dne vyvolávat celou řadu negativních emočních stavů, k nimž patří pocity rozmrzelosti, nespokojenosti a špatné nálady, deprese, obavy, pocity beznaděje nebo vyčerpání (souhrnně obtěžování hlukem – annoyance).

Zhoršení komunikace řeči v důsledku zvýšené hladiny hluku má řadu prokázaných nepříznivých důsledků v oblasti chování a vztahů, vede k podrážděnosti, nejistotě, poklesu pracovní kapacity a pocitům nespokojenosti. Nejvíce citlivou skupinou jsou staří lidé, osoby se sluchovou ztrátou a zejména malé děti v období osvojování řeči. Souhrnně tedy jde o významnou část populace. Pro dostatečně srozumitelné vnímání složitějších zpráv a informací by rozdíl mezi hlukovým pozadím a hlasitostí vnímané řeči měl být nejméně 15 dB.

Za významné efekty, které mohou negativně působit na zdraví hlukem exponované populace, jsou považovány: zvýšení incidence kardiovaskulárních chorob, případně nárůst hypertenze (zejména vlivem celodenní hlukové expozice celodenním dopravním hlukem v hodnotách vyšších než  $L_{dvn} 55$  dB. Dále je to obtěžování celodenním hlukem (annoyance) a rušení spánku (sleep disturbance) hlukem nočním. Pro tyto expoziční vlivy byly odvozeny rovnice pro kvantifikaci jejich zdravotních důsledků. Oba vlivy jsou založeny na vztazích pro hlukovou expozici, jejíž intenzitu a dobu trvání vyjadřujeme ve smyslu českých a evropských norem jako průměrnou (ekvivalentní) hladinu akustického tlaku za definovanou dobu jeho působení.

## 4.2 Základní legislativní vztahy a požadavky na měření hluku

Základním kritériem pro kvantifikaci hluku v životním prostředí je tedy hladina akustického tlaku, vyjádřená jako **ekvivalentní hladina akustického tlaku**  $L_{Aeq,T}$  [dB]. Legislativně definovaná přípustnost hlukové zátěže je v ČR určována hygienickými limity uvedenými v Nařízení vlády č. 272/2011 Sb., „O ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací“. Toto nařízení stanovuje přípustné ekvivalentní hladiny akustického tlaku pro denní dobu jako dobu osmi souvisejících a na sebe navazujících nejhlučnějších hodin, pro dobu noční potom pro jednu nejhlučnější hodinu v období 22 -06 hodin. Pro hluk z dopravy na pozemních komunikacích se však ekvivalentní hladina akustického tlaku  $A_{L_{Aeq,T}}$  stanovuje pro celou denní ( $L_{Aeq,16h}$ ) a celou noční dobu ( $L_{Aeq,8h}$ ). Zákonem 258/2000 Sb. o ochraně

veřejného zdraví je potom definován chráněný vnitřní a venkovní prostor staveb (ChVPS a ChVePS) pro něž jsou v NV 272/2011 Sb. stanoveny hygienické limity hluku vyjádřené ekvivalentní hladinou akustického tlaku  $A L_{Aeq,T}$  pro délku dne uvedenou výše. Hygienický limit v dílci výše uvedeného NV se stanoví součtem základní hladiny akustického tlaku  $A L_{Aeq,T}$  **50 [dB]** a korekce podle druhu chráněného prostoru a denní a noční době podle přílohy č. 3 k tomuto nařízení vlády ČR.

Pro posouzení vlivu na zdraví je však rozhodující skutečná expozice v chráněných prostorech, kde lidé mohou skutečně dlouhodobě pobývat. Takováto expozice z venkovního hluku je navázána na veličiny (deskriptory hluku) stanovené měřením nebo výpočtem v místě před exponovanou fasádou **bez uvažování odrazů** od posuzovaného objektu. V chráněném venkovním prostoru a v chráněném vnitřním prostoru stavby se pro hodnocení reálného zdravotního rizika proto korekce na odraz zvukové vlny **neprovádí**.

Limitní hodnoty hlukové expozice jsou politickým normativním aktem, který je výsledkem komplexních úvah o společenských výnosech, rizicích a nákladech. Rozhodování o limitu jen zčásti vychází z vědeckých podkladů, ale bere v úvahu i ekonomická omezení a sladění konkurujících si zájmů ve společnosti. Hygienický limit je tedy kompromis mezi snahou eliminovat účinky na zdraví a technickými i ekonomickými možnostmi společnosti.

Pro objektivní zhodnocení míry zdravotního poškození/rizika hlukovou expozicí tedy nelze uplatňovat pouze legislativou definované limitní hodnoty uvedené v NV č. 272/2011Sb., ale musíme zjistit skutečnou expoziční zátěž dotčené skupiny obyvatel a pomocí ní kvantifikovat míru jejich potenciálního zdravotního rizika.

### 4.3 Vztahy mezi dávkou a odpovědí

Pro hodnocení potenciálních zdravotních rizik expozice hluku v komunálním prostředí se vychází ze změřené nebo modelem vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku  $A$ ,  $L_{Aeq,T}$  a pomocí ní vyjádřených hodnot deskriptorů  $L_{dvn}$ , případně  $L_{dn}$  pro celodenní ekvivalentní hladinu akustického tlaku  $A$ . Pro hodnocení rizika nočního hluku se používá deskriptor  $L_n$ .

Deskriptor  $L_{dvn}$  je dán vztahem:

$$L_{dvn} = 10 \cdot \lg 1/24 (12 \cdot 10^{L_d/10} + 4 \cdot 10^{(L_v+5)/10} + 8 \cdot 10^{(L_n+10)/10}) \quad (1)$$

kde  $L_d$ ,  $L_v$  a  $L_n$  jsou dlouhodobé průměrné hladiny akustického tlaku stanovené po denní, večerní a noční dobu roku v jeho přesně definovaných hodinách pro každou tuto dílčí veličinu  $L$  hlukového deskriptoru.

V případě neznalosti akustické situace ve večerních hodinách lze použít zjednodušený výpočet pomocí  $L_{dn}$  definovaný vztahem:

$$L_{dn} = 10 \cdot \lg 1/24 (16 \cdot 10^{L_d/10} + 8 \cdot 10^{(L_n+10)/10}) \quad (2)$$

který nebere do úvahy večerní hluk a pro který mají ostatní symboly stejný význam jako pro vztah  $L_{dvn}$ . Hodnoty  $L_{dvn}$ , resp.  $L_{dn}$  jsou hlukovými ukazateli (deskriptory) vhodnými pro výpočet podílů zátěže populace obtěžováním hlukem.

Ekvivalentní hladina akustického tlaku pro denní dobu, tj. 16 hodin,  $L_{Aeq,16h}$  je deskriptorem hluku pro odhad výskytu kardiovaskulárních onemocnění v populaci vlivem hluku ze silniční dopravy,

tj. ischemické choroby srdeční resp. jeho projevu akutního infarktu myokardu. Ekvivalentní hladina akustického tlaku pro noční dobu, tj. 8 hodin,  $L_{Aeq,8h}$  může být použita jako deskriptor hluku pro výpočet hlukem ve spánku rušených osob vlivem expozice z dopravy na komunikacích nebo letecké dopravy.

V roce 2018 byla vydána nová směrnice WHO pro hodnocení vlivu hluku na veřejné zdraví (Environmental Noise Guidelines for the European Region, 2018), která vychází z dřívějších dokumentů a v některých ohledech je zpřesňuje a formuluje doporučení pro ochranu veřejného zdraví před účinky hluku z nejvýznamnějších hlukových zdrojů s využitím hlukových indikátorů  $L_{dvn}$ ,  $L_n$  případně  $L_{Aeq,T}$ .

Pro ochranu podmínek veřejného zdraví experti WHO doporučují prahové hodnoty hlučnosti, které v lokalitě dominantně ovlivňují hlukové klima, jenž by neměly být překračovány. Jejich hodnoty pro průměrnou celodenní a noční expozici jsou uvedeny v tab. 4.1.

**Tab. 4.1: Doporučené prahové hodnoty hlučnosti zdrojů hluku (WHO, 2018)**

*Denní (průměrná celodenní) expozice*

Hlukový deskriptor	$L_{dvn}$						$L_{Aeq,T}$
Charakter a pásmo hlukových imisí	<40-45	45-50	50-55	55-60	60-65	65-70	70+
Silniční doprava			53				
Železniční doprava			54				
Letecká doprava	45						
Větrné elektrárny	45						
Podmínky pro volný čas*						70	

\* roční průměr ze všech zdrojů hluku ve volném čase

*Noční expozice*

Hlukový deskriptor	$L_n$			
Charakter a pásmo hlukových imisí	<40	40-45	45-50	50-55
Silniční doprava		45		
Železniční doprava		44		
Letecká doprava	40			
Větrné elektrárny	dosud nestanoveno			

Pro prahové hodnoty, jejichž nepřekročení je dostatečně velkou ochranou před zdravotními riziky z hlukové expozice, jsou tímto dokumentem WHO definovány s dostatečnou jistotou hodnoty pro hlukové expozice ze silniční, železniční a letecké dopravy, se zatím neprůkaznou jistotou pro hluk z větrných elektráren a pro volný čas.

Podle úrovně, času a délce trvání hlukové expozice definujeme obtěžování hlukem (annoyance), což je při dnešním chápání pro většinu exponované populace pouze určitý diskomfort (vyjma silného obtěžování, které můžeme pokládat za spouštěč jistých zdravotních rizik), dále rušení spánku a případné zdravotní poškození z hlukové expozice (nejčastěji předčasný rozvoj infarktu myokardu) vysokými hlukovými

hladinami. Podrobnější popis vztahů dávka-účinek a odvození příslušných matematických vztahů, je uvedeno v následujících částech kapitoly 4.3.

### 4.3.1. Obtěžování hlukem (annoyance)

Obtěžování hlukem je doposud považováno spíše za psychosociální příznak hlukové expozice než za klinickou diagnózu a bývá definováno jako „pocit nelibosti spojený s působením činitele nebo podmínek, o kterých jedinec nebo skupina ví nebo se domnívá, že na ně negativně působí“ nebo jako „pocit nelibosti, nespokojenosti, nepohodlí nebo nátlaku, který se vyskytuje při interferenci hluku s přemýšlením, cítěním nebo jinými denními aktivitami“. Riziko obtěžování bylo doposud považováno (s určitou výjimkou silného obtěžování), spíše pouze za snížení komfortu takto hlukem exponované populace s tím, že míru zdravotního rizika je obtížné kvantifikovat. Nicméně v poslední době se již začíná uplatňovat přísnější hodnocení rizika silného hlukového obtěžování a jeho vlivu na zdraví exponovaného jedince.

V roce 2018 WHO regionální úřadovna pro Evropu vydala nový stěžejní dokument „Environmental Noise Guidelines for the European Region“ ve kterém mj. tzv. „doporučené expoziční hodnoty GEL (guideline exposure level)“, které nemají přímou souvislost s žádným typem prahových hodnot známých z hodnocení zdravotních rizik (NOAEL, LOAEL). Jsou to hranice, od které se považuje riziko hlukové expozice za závažné. Pro obtěžování hlukem byla stanovena hodnota 10 % silně hlukem obtěžovaných osob.

Pro vyjádření míry obtěžování hlukem u exponovaných osob z dopravních a stacionárních zdrojů hluku jsou k pozici různé postupy, např. Evropské environmentální agentury EEA (2010) nebo Annoyance Model, DELTA(2007).

Pro výpočet podílů silně hlukem obtěžovaných osob lze použít polynomickou funkci vyjádřenou vztahem:

$$HA(\%) = 0,538 \cdot (L_{dn} - 42) - 1,523 \cdot 10^{-2}(L_{dn} - 42)^2 + 9,994 \cdot 10^{-4}(L_{dn} - 42)^3 \quad (3)$$

v němž  $L_{dn}$  je hlukový determinant pro celodenní ekvivalentní hladinu akustického tlaku A vypočtený ze vztahu (2) pro 16ti hodinový denní hluk  $L_d$  a  $L_n$  pro 8hodinový noční hluk. Hodnota (HA) je v tomto případě procentický podíl celodenním hlukem silně obtěžovaných osob. Obtěžování hlukem je v tomto případě definováno pro oblast hodnot  $L_{dn} = > 45\text{dB}$  pro dopravní zdroje hluku.

Alternativním postupem pro výpočet podílů hlukem obtěžovaných osob lze použít rovněž logistickou funkci uvedenou v publikaci The “Genlyd” Noise Annoyance Model, DELTA 2007 vyjádřenou vztahem:

$$\% HA = 100 / (1 + e^{-s(L_{dvn} - f)}) \quad (4)$$

Tento postup má výhodu v tom, že autory byly vypočteny hodnoty koeficientů  $s$  a  $f$  pro různé zdroje hluku a hodnota determinantu  $L$  je počítána pro tři odlišné časové intervaly hlukové expozice (den, odpoledne a noc). Výsledkem je podíl silně (HA) hlukem obtěžovaných osob z celkového počtu exponovaných daným hlukem ( $L_{dvn}$ ). Obtěžování hlukem například pro často používané hodnocení expozice stacionárním hlukem je v tomto případě definováno pro oblast **hodnot  $L_{dvn} = 35\text{--}65\text{ dB}$** . Výpočtové koeficienty pro tento případ mají hodnoty  $s = 0,1219$  a  $f = 74,8$ . Jako hodnotu pro celodenní hlukovou expozici dosazujeme do vztahu (4) hodnoty determinantu  $L_{dvn}$  (dB) vypočtené ze vztahu (1).

### 4.3.2. Rušení spánku (sleep disturbance)

Pro hodnocení závažnosti možného poškození zdraví nočním hlukem můžeme použít přímo změřené nebo modelované hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku pro noční dobu. Hlukový ukazatel  $L_n$  je totiž významně svázán s mírou rizika rušení spánku, jenž může zapříčinit celou řadu specifických onemocnění, jejichž počátečním spouštěcím mechanismem je stres. Příslušný vzorec pro výpočet (kvantifikace) hlukové expozice v noci je dán vztahem

$$L_n = L_{Aeq(8h)}$$

kde  $L_{Aeq(8h)}$  je průměrná hladina akustického tlaku měřená na venkovní fasádě domu v osmi nočních hodinách hlukové expozice.

Podle posledních odborných závěrů WHO je vysoké rušení spánku způsobené hlukem ze silniční dopravy zařazeno mezi zdravotní parametry (health endpoints). Uvádí se, že snížená kvalita spánku má negativní vliv na celkovou kvalitu života, neboť snižuje i denní pohodu obyvatel. Rušení spánku je definováno pro oblast hodnot  $L_n = 35\text{--}70$  dB. Procento osob se silně rušeným spánkem (HSD) lze pro dopravní hluk vypočítat ze vztahu:

$$\% \text{ HSD} = 20,8 - 1,05 \cdot L_n + 0,01486 \cdot L_n^2 \quad (5)$$

Pro jiné zdroje hluku však není doposud zcela jasný vztah mezi intenzitou hluku z takového zdroje a zdravotními dopady. Uvádí se, že snížená kvalita spánku má negativní vliv na celkovou kvalitu života, neboť snižuje i denní pohodu obyvatel. S využitím závěrů epidemiologických a experimentálních studií, můžeme vztah mezi dlouhodobou expozicí nočním hlukem, zejména dopravním a jeho vlivem na zdraví shrnout následovně:

- Do úrovně 30 dB nejsou obvykle pozorovány žádné účinky na spánek, kromě mírného nárůstu v četnosti pohybů těla během spánku.
- Doposud také neexistuje dostatek důkazů, že biologické účinky pozorované na úrovni pod 40 dB  $L_n$  jsou zdraví škodlivé. Nicméně na úrovni nad 40 dB  $L_n$  jsou již pozorovány nepříznivé zdravotní účinky, jako je individuální pocit poruch spánku, nespavost, zvýšené používání léků proti nespavosti a sedativ. Hodnota  $L_n$  42 dB je považována za prahovou hodnotu pro rušení spánku. Hodnota  $L_n$  40 dB je považována na nejnižší/prahovou hodnotu pozorovaného nepříznivého zdravotního účinku (LOAEL) pro noční hluk.
- Při expozici **větší než 50 dB** je expozice považována za stále více nebezpečnou pro veřejné zdraví, značná část populace je hlukem silně obtěžována a má narušený spánek. Zvyšuje se riziko kardiovaskulárních onemocnění.
- Stejný dokument (WHO 2018) definuje jako hodnotu zdravotně závažnou 3% silně ve spánku rušených osob (HSD).



### 4.3.3 Kardiovaskulární onemocnění

Vedle subjektivně deklarovaných psychosociálních efektů jako je obtěžování hlukem, je dlouhodobá expozice chronickému hlukovému stresu podle epidemiologických studií objektivně asociována se zvýšením rizika kardiovaskulárních chorob. Akutní hluková expozice aktivuje autonomní a hormonální systém a vede k přechodným změnám, jako je zvýšení krevního tlaku, tepu a vasokonstrikce. Po dlouhodobé expozici se u citlivých jedinců z exponované populace mohou vyvinout trvalé účinky, jako je hypertenze a ischemická choroba srdeční. Tyto účinky jsou spojovány s poměrně vysokými celodenními hladinami hluku a zejména jsou rizikem z expozice dopravním hlukem.

Výpočet metaanalýzy epidemiologických dat vedl ke stanovení vztahu dávka-účinek pro kardiovaskulární riziko expozice dopravním hlukem. Výsledkem je polynomická funkce s experimentálními body v pásmu hluku 55-80 dB(A) daná vztahem:

$$OR = 1.63 - 6,13 \cdot 10^{-4} (L_{Aeq,16h})^2 + 7,36 \cdot 10^{-6} (L_{Aeq,16h})^3 \quad (6)$$

Vzhledem ke stanovení tohoto vztahu jako podílu pravděpodobností OR- *odds ratio* vzniku akutního infarktu myokardu (AIM) vlivem hlukové expozice, je pro odhad v rámci exponované populace nezbytné znát incidenci infarktu myokardu. Tu lze získat ze statistických údajů platných pro exponovanou populaci.

Všeobecným závěrem WHO je, že kardiovaskulární účinky jsou spojeny s dlouhodobou expozicí ekvivalentní hladině dopravního hluku  $L_{dvn}$  vyšší než 60 dB, přičemž zvýšení relativního rizika ischemické srdeční choroby je 8% při zvýšení celodenní hladiny hluku  $L_{dvn}$  o 10 dB. Jako zdravotně závažný definuje WHO nárůst relativního rizika ischemické srdeční choroby v důsledku hlukové expozice o 5%.

## 4.4 Hodnocení hlukové expozice v zájmové oblasti

Jako významný zdroj hluku je v posuzovaném záměru předpokládán zejména hluk vyvolaný okolní běžnou automobilovou dopravou, případně hluk vyvolaný technologiemi posuzovaného záměru. Je dokonce možné předpokládat, že v lokalitě bude dopravní hluk dominantní. Dopravní hluk vyvolaný provozem areálu je tvořen pouze pojezdem vozidel s odpady do a z areálu a tvoří vzhledem k dopravnímu hluku města zanedbatelný podíl. Stacionární/průmyslový hluk je vytvářen provozem ZEVO (hluk závodové dopravy je jeho minoritní součástí) a bude pravděpodobně zaznamatelný pouze v bezprostředním okolí posuzovaného záměru.

Výpočet hluku z dopravy a ze stacionárních zdrojů je uveden v hlukové studii (Bucek, 2019). Výpočet je zde proveden pro úrovně 3, 6, 9 a 12 m nad terénem. Pro hodnocení zdravotních rizik byly zvoleny hodnoty pro hluk ve výši 6 m nad terénem, tvořící pro vícepodlažní objekty střední hodnotu hlukové expozice a reprezentující tak nejpravděpodobnější hlukovou expozici v daném místě.

Výsledky hlukové expozice stacionárním a dopravním hlukem jsou uvedeny v hodnotách hlukového deskriptoru  $L_{Aeq,T}$  (dB) pro denní a noční dobu, které můžeme zjišťovat na fasádě příslušného ChVePS. Hlukové studie konstatuje, že posuzované zdroje hluku nemají ve svém spektru hluku obsaženu tónovou složku.

#### 4.4.1 Referenční výpočtové body

V následující tabulce je uvedeno 17 výpočtových bodů (pro hodnocení zdravotního rizika považovaných za referenční body RB) spolu s jejich identifikací a vzdáleností od stacionárních zdrojů hluku v areálu SAKO.

**Tab. č. 4.3 : Referenční body pro stanovení hlukové expozice**

RB	popis referenčního výpočtového bodu	Vzdálenost od objektů ZEVO [m]
1	Slatina č. p. 722; rodinný dům	146
2	Slatina č. p. 728; rodinný dům	145
3	Slatina č. p. 742; rodinný dům	161
4	Slatina č. p. 725; rodinný dům	148
5	Slatina č. p. 1067; rodinný dům	175
6	Slatina č. p. 751; rodinný dům	204
7	Slatina č. p. 747; rodinný dům	194
8	Slatina č. p. 1210; rodinný dům	195
9	Židenice č. p. 3489, 3490, 3492; bytové domy	328
10	Židenice č. p. 391, 436, 512; bytové domy	322
11	Židenice č. p. 3875, 3876; bytové domy	490
12	Židenice č. p. 4375; bytový dům	285
13	Židenice č. p. 4516; bytový dům	334
14	Židenice č. p. 4501; rodinný dům	655
15	Židenice č. p. 4465; rodinný dům	704
16	Slatina č. p. 792; rodinný dům	415
17	Slatina č. p. 1513; rodinný dům	307

Referenční body jsou soustředěny do dvou lokalit. První tvoří východní část Slatiny kolem ulice Postránecká, kde se nachází jedno až dvoupodlažní rodinné domky v poměrně malé vzdálenosti od areálu SAKO. V této části lokality jsou také dva záměru nejbližší rodinné domy ležící na adrese Slatina, č. p. 722 a Slatina, č. p. 728, které jsou vzdáleny od objektů ZEVO necelých 150 metrů (referenční body 1 a 2). Druhou oblastí je východní okraj MČ Židenice, označovaný jako sídliště Juliánov se čtyř až šestipodlažními bytovými domy.

Hluková zátěž je ve studii vypočtena pro tyto referenční body vždy pro denní a noční hluk pro všechny hlavní hlukové zdroje v lokalitě.

#### 4.4.2 Hluková zátěž v lokalitě, stanovení dominantní složky hluku v RB

V hlukové studii (Bucek 2019) je proveden modelový výpočet současné a budoucí hlukové zátěže v 17 referenčních bodech lokality, kterou lze vztáhnout i na nejbližší okolí těchto referenčních bodů. Do budoucího hluku je zahrnut odhad budoucí intenzity dopravy na komunikacích v lokalitě s předpokládaným vlivem přírůstku, případně změny dopravy a provozu v důsledku realizovaného záměru.

Pro výpočty hlukových expozic a z nich následujících odhadů hlukem obtěžovaných, případně ve spánku rušených osob, musíme nejprve identifikovat pro tyto referenční body dominantní hlukovou složku, která určuje výslednou hlukovou expozici v daném RB a jeho okolí nutnou pro výpočet příslušného zdravotního rizika. Pro zjištění dominantní složky porovnáme jednotlivé dílčí hodnoty hlukových deskriptorů pro dopravní a stacionární/průmyslový hluk. Porovnání provedeme pro současný stav definovaný jako výpočtový stav 1 a pro konečný stav roku 2035, definovaný jako výpočtový stav 3. Hodnoty jsou uvedeny v následující tabulce 4.4.

**Tab. 4.4. : Odstupy dopravního a stacionárního hluku současné a budoucí hluková zátěže v lokalitě**

RB	současný stav VS1		budoucí stav VS3	
	*Ld(dopr.)- Ld(prům.)	Ln(dopr.)- Ln(prům.)	Ld(dopr.)- Ld(prům.)	Ln(dopr.)- Ln(prům.)
	LAeq,T(dB)			
1	6,6	7,2	5,2	7,9
2	7,8	5,3	5,7	5,9
3	9,4	4,3	5,8	5,0
4	6,2	4,8	4,6	5,6
5	10,7	12,2	9,4	13,0
6	13,4	13,6	11,8	18,8
7	9,7	7,2	-0,9	9,0
8	16,2	9,7	0,1	15,5
9	27,7	21,2	23,1	20,9
10	18,2	15,4	15,8	16,1
11	25,2	14,7	17,2	15,4
12	12,0	12,8	10,9	13,5
13	12,1	7,8	9,0	8,5
14	23,9	16,7	20,1	17,5
15	24,5	10,8	14,6	11,6
16	33,0	32,1	31,5	32,9
17	18,3	15,9	14,9	16,6

Pozn. : Ld a Ln jsou deskriptory denního a nočního hluku vypočteného v hlukové studii pro příslušné referenční body

Index (dopr) označuje hlukovou expozici pocházející z dopravy v okolí RB a index (stac) je pro hlukovou expozici pocházející z provozu v celém areálu SAKO

Z tabulky je zřejmé, že dominantní hlukovou složkou je prakticky ve všech referenčních bodech hluk dopravní, jehož odstup od hluku stacionárního je i více než 10 dB. Výjimku tvoří pouze několik RB

(v tabulce žlutě vyznačených), ležící v blízkosti areálu SAKO, u nichž již dnes např. v RB 3 a 4 dochází v nočních hodinách vzhledem k poklesu intenzity dopravy v noční době k jistému vyrovnání obou hlukových složek. Je známo, že existuje-li rozdíl mezi dvěma hlukovými zdroji přibližně do 5 dB (tedy pokud má jeden z působících hluků nejméně dvojnásobnou intenzitu), je tento stav lidským uchem zaznamenatelný. Protože různé hlukové zdroje působí na lidskou psychiku, a tedy i na zdravotní stav různě, musíme také kvantifikovat jejich vliv poněkud odlišným způsobem (viz text a rovnice v kap.4.3.1).

Významnější je potom tato situace při hodnocení hlukové expozice konečného, budoucího stavu. V tomto případě jsou intenzity stacionárního hluku determinující situaci v referenčních bodech 4,7 a 8 (všechny v MČ Slatina). Zejména se to potom týká RB 7 a 8, které jsou lokalizovány v takové vzdálenosti od posuzovaného areálu, že v denní době vliv stacionárního hluku je stejný či dokonce větší než hluk dopravní. V noční době, pro vliv hluku na lidské zdraví důležitější, se opět dominance ujímá hluk dopravní z okolních komunikací.

Toto kvalitativní porovnání hlukových intenzit nám však nic neprozradí o jejich riziku. Ty musíme kvantifikovat pomocí vztahů uvedených v kap. 4.3. Odhadem míry potenciálního zdravotního rizika se zabývá kapitola 4.5 charakterizace rizika hlukové expozice.

## 4.5 Charakterizace rizika hlukové expozice

Charakterizace rizika je konečným krokem v procesu jeho hodnocení. Tímto krokem určíme pravděpodobnost poškození cílového orgánu/organismu nebo míru obtíží způsobených rizikovým faktorem, v tomto případě hlukovou expozicí.

K výpočtu rizika tedy potřebujeme znát zdroje hluku v daném místě, nejpravděpodobnější odhad hlukové expozice a délku a část dne, po kterou hluk působí. Pro výpočet míry nebo pravděpodobnosti rizikového stavu při hlukové expozici použijeme matematické vztahy pro expoziční dávku/trvání expozice a její účinek, uvedené v kapitole 4.3. Výsledkem výpočtu je číselné vyjádření míry rizika nebo pravděpodobnosti či podílu exponované populace u níž rizikový stav/jev může nastat vlivem této hlukové expozice.

Kvantifikaci hlukových rizik provedeme s využitím hlukových expozic v referenčních bodech a jejich okolí, které modelují hlukovou zátěž. Na celkové hlukové hladině se podílí dvě dominantní hlukové složky – dopravní hluk a hluk stacionární. V obou složkách jsou potom přítomny vždy nejméně dva další hlukové zdroje, což je v případě dopravního hluku minoritní podíl hluku vyvolaného na okolních komunikacích hlukem vozidel zabezpečujících provoz ZEVO a v případě hluku stacionárního jeho malá část emitovaná pohybem provozních vozidel a mechanismů v tomto areálu. V obou případech byly tyto minoritní hlukové složky vzaty v úvahu při modelování dominantních hlukových expozic. Výsledné hlukové hodnoty tedy tyto minoritní hlukové zdroje zahrnují.

### 4.5.1 Riziko hlukové expozice v současném stavu

Ve výpočtovém stavu VS1 hluková studie modeluje stávající celkovou hlukovou zátěž dopravy v řešeném území a hluk pocházející ze stávajících stacionárních a mobilních zdrojů provozovaných v rámci areálu ZEVO.

Hodnoty stávající hlukové zátěže dopravy a ze stacionárních zdrojů hluku z areálu ZEVO (včetně jeho podílů z vnitrozávodní dopravy) v jednotlivých ChVePS ve výšce 6 m nad terénem před fasádou objektu, příslušného referenčního bodu, jsou uvedeny v hlukové studii a její příloze č.1. V tabulce 4.5. jsou potom z těchto modelovaných hodnot vypočteny celkové denní a noční hlukové expozice vyjádřené jako logaritmický součet obou dílčích hlukových hladin vyjádřených jako celková ekvivalentní hladina akustického tlaku  $L_{Aeq,T}$  (dB). Z ní je potom pomocí rovnice (1) vypočítán deskriptor celodenního hluku  $L_{dvn}$  (dB) a pomocí této hodnoty pak podíl hlukem silně obtěžovaných osob (%HA) v každém referenčním bodě. Z hodnot pro celkový noční hluk  $L_n$  (dB) je potom pomocí vztahu (5) vypočten podíl osob silně rušených ve spánku (jako %HSD).

Výsledky hodnotící současný stav hlukové expozice v zájmové oblasti jsou uvedeny v následující tabulce 4.5.

**Tab. 4.5 : Výpočet silně obtěžovaných a ve spánku rušených hlukem exponovaných osob**

RB	výška nad terénem	celkem den	celkem noc	$L_{dvn}$	HA	HSD
	m	$L_{Aeq,T}(dB)$		dB	%	%
1	6	53,4	45,8	55,5	6,0	3,9
2	6	51,9	44,8	55,6	6,1	3,6
3	6	49,8	43,2	52,2	4,2	3,2
4	6	51,6	44,2	53,7	4,9	3,4
5	6	56,1	47,6	57,9	7,8	4,5
6	6	57,4	44,8	58,2	8,0	3,6
7	6	45,3	38,6	47,7	2,5	2,4
8	6	46,6	39,7	48,9	2,9	2,5
9	6	53,3	48,9	56,8	6,9	5,0
10	6	49,4	41,1	51,2	3,8	2,8
11	6	40,0	32,7	42,2	1,6	2,3
12	6	51,4	43,1	53,2	4,7	3,2
13	6	49,6	41,5	51,5	3,9	2,8
14	6	43,0	34,3	44,7	1,8	2,3
15	6	43,3	34,4	44,9	1,9	2,3
16	6	67,3	59,0	69,1	23,4	10,6
17	6	53,9	46,6	56,1	6,4	4,1

V tabulce jsou zeleně podbarveny pole s hodnotami, které překračují maximální meze, které ve svém doporučení definují odborníci komise WHO (2018) jako přijatelné hodnoty. Z výsledků je zřejmé, že obě hodnoty jsou významně překračovány pouze u ChVePS RB 16, což je rodinný domek č.p. 792 v k.ú. Slatina, v části s lokálním názvem Černovičky.

Ovšem hodnotu 3% definovanou ze zdravotních důvodů pro silné rušení spánku jako mezně akceptovatelnou, překračuje podstatně větší počet referenčních bodů. Jsou to současně lokality mající i v denních hodinách podíl obtěžovaných osob větší než 5%. Těchto sedm lokalit je tedy již dnes, nejméně z pohledu silného rušení spánku, lokalitami s jistým zdravotním rizikem, protože jejich obyvatelé jsou



vystavení celodenní hlukové expozici dosahující nejméně 55 dB. Tyto hodnoty jsou již zejména při jejich dlouhodobém působení příčinou vzniku některých tzv. civilizačních chorob.

Z výpočtů a údajů, které uvádí hluková studie je zřejmé, že současný stav hlukové zátěže v referenčních bodech zásadně ovlivňuje již současná městská doprava na komunikacích v okolí areálu ZEVO. Doprava obsluhující provoz ZEVO je a bude provozována pouze v denních a odpoledních hodinách a je v této době pouhým zlomkem nepřekračujícím 10% tzv. „ostatní dopravy“ v lokalitě. A v noční době není tato doprava realizována vůbec. Za celkové hlukové expozice a jimi silně hlukem obtěžované a ve spánku rušené osoby, je tedy v současné době zásadně odpovědná již existující „ostatní doprava“ v lokalitě.

#### 4.5.2 Riziko hlukové expozice po realizaci záměru

Stejným způsobem jako hodnocení současného stavu je v hlukové studii provedeno hodnocení rizika expozice v okolí areálu i po realizaci posuzovaného záměru. Hluková situace je v tomto výpočtovém stavu hodnocena jako vliv jednotlivých hlukových zdrojů v roce 2035, konečném roce realizace záměru. Hodnocení počítá s určitým poklesem silniční dopravy areálem ZEVO vyvolaným zvýšením četnosti pojezdů železniční nákladní dopravy, jež by měla ročně přepravovat až 200.000 tun odpadů. Standardní dopravní zátěž na okolních komunikacích je modelována pro předpoklad dopravních intenzit v roce 2035.

Vypočtené hodnoty jednotlivých dílčích zdrojů hluku a jeho celkové intenzitě v cílovém stavu po plné realizaci záměru jsou uvedeny v následující tabulce 4.6 pro denní dobu 6-22 hod a pro noční dobu 22-06 hod v tabulce 4.7.

**Tab. 4.6 : Hodnoty hlukových příspěvků k celkové denní hlukové expozici v lokalitě**

RB	výška nad terénem	doprava	průmysl	železnice	celkem	odstup doprava-železnice	odstup doprava-průmysl
	(m)	L <sub>Aeq,16h</sub> (dB)					
1	6	53,3	48,2	41,9	54,7	11,4	5,2
2	6	52,0	46,3	41,7	53,3	10,3	5,7
3	6	50,1	44,3	39,5	51,4	10,6	5,8
4	6	51,4	46,7	41,0	52,9	10,4	4,8
5	6	56,5	47,1	43,8	57,2	12,7	9,4
6	6	57,9	46,1	43,6	58,4	14,3	11,8
7	6	45,7	46,5	32,0	49,2	13,7	-0,9
8	6	47,4	47,3	37,6	50,6	9,8	0,1
9	6	54,0	30,9	40,6	59,2	13,4	23,1
10	6	50,1	34,3	34,7	50,3	15,4	15,8
11	6	40,8	23,6	18,2	40,9	22,6	17,2
12	6	51,9	41,0	38,1	52,4	13,8	10,9
13	6	50,2	41,1	36,9	50,8	13,2	9,0
14	6	43,7	23,7	12,7	44,1	31,1	20,1
15	6	44,0	29,4	11,5	44,1	32,4	14,6

RB	výška nad terénem	doprava	průmysl	železnice	celkem	odstup doprava-železnice	odstup doprava-průmysl
	(m)	L <sub>Aeq,16h</sub> (dB)					
16	6	68,1	36,6	46,0	68,1	22,1	31,5
17	6	54,7	39,8	34,3	54,8	20,4	14,9

V tabulce 4.6 jsou uvedeny dílčí hlukové hodnoty pro všechny tři významné zdroje hlukových expozic v 17 RB vypočtených pro denní dobu. Jejich logaritmickým součtem je získána celková hluková expozice v daném referenčním bodě. Již z těchto hodnot je zřejmé, že dominantním zdrojem hluku v denní době je prakticky ve všech RB standardní doprava po městských komunikacích.

Tabulka je doplněna dvěma sloupci výpočtu hlukových odstupů, doprava/železnice a doprava/průmysl. Z těchto výsledků je zřejmé, že hluk emitovaný pohybem na železnici je ve všech referenčních bodech zcela překrýván hlukem dopravním a není ho tedy třeba hodnotit samostatně ve vztahu k možnému obtěžování. Jiná je situace srovnáme-li odstup hluku dopravního a průmyslového/stacionárního hluku. V RB 1-8, což jsou rodinné domky ležící v MČ Slatina, v její východní části v malé vzdálenosti od východního okraje areálu nabývají hodnoty průmyslového hluku na významu tak, že v RB 7 a 8 je tento zdroj hluku i v denní době hlukem téměř dominantním.

Podobným způsobem lze vyhodnotit i význam jednotlivých hlukových imisí v noční době. V tabulce 4.7 jsou hodnoceny noční hlukové imise dopravy na komunikacích v okolí záměru a hluk z provozu posuzované technologie. Železniční doprava v prostorách areálu se v noční době nepředpokládá.

**Tab. 4.7 : Hodnoty hlukových příspěvků k celkové noční hlukové expozici v lokalitě**

RB	výška nad terénem	doprava	průmysl	celkem	odstup doprava-průmysl
	m	L <sub>Aeq,8h</sub> (dB)			
1	6	45,8	37,9	46,4	7,9
2	6	44,3	38,4	45,3	5,9
3	6	42,6	37,6	43,8	5,0
4	6	43,7	38,1	44,7	5,6
5	6	48,1	35,2	48,3	12,9
6	6	49,4	35,1	49,6	14,3
7	6	38,6	30,7	39,2	7,9
8	6	40,1	29,6	40,5	10,5
9	6	46,5	24,6	46,5	21,9
10	6	41,7	25,3	41,8	16,4
11	6	33,3	17,9	33,4	15,4
12	6	43,6	30,1	43,4	13,5
13	6	41,5	33,0	42,1	8,5
14	6	35,0	17,5	35,0	17,5
15	6	34,7	23,2	35,0	11,6
16	6	59,7	26,8	59,7	32,9

RB	výška nad terénem	doprava	průmysl	celkem	odstup doprava-průmysl
	m	L <sub>Aeq,8h</sub> (dB)			
17	6	47,2	30,6	47,3	16,6

Z tabulky je zřejmé, že v noční době bude v okolí posuzovaného záměru ve všech případech zcela dominantní městská doprava. Její odstupy jsou kromě RB v lokalitě Slatina vždy vyšší než 10 dB a hluk z budoucí dopravy bude v noční době hlukem dominantním.

Dosažením hodnot pro celkovou hlukovou expozici v denní a noční době do rovnic pro výpočet podílů silně obtěžovaných a ve spánku silně rušených osob získáme pro jednotlivé referenční body a jejich blízké okolí hodnoty relativní podíly hlukem obtěžovaných (HA%) a ve spánku rušených osob (HSD%) po konečné realizaci záměru. Výsledky jsou uvedeny v následující tabulce 4.8.

**Tab. 4.8: Výpočet hlukem silně obtěžovaných ve spánku rušených exponovaných osob**

RB	celkem den	celkem noc	L <sub>dvn</sub>	HA	HSD
	L <sub>aeq,T</sub> (dB)		dB	%	%
1	54,7	46,4	56,5	6,7	4,1
2	53,3	45,3	55,2	5,8	3,7
3	51,3	43,7	53,4	4,8	3,3
4	53,0	44,7	54,8	8,0	3,6
5	57,2	48,3	58,8	8,6	4,8
6	58,4	49,6	60,1	9,8	5,3
7	49,3	40,8	51,1	5,3	2,7
8	50,7	41,9	52,4	6,1	2,9
9	54,2	46,5	56,2	6,5	4,1
10	50,3	41,8	52,1	4,2	2,9
11	40,8	33,3	42,9	1,5	3,1
12	52,3	43,7	54,0	5,1	3,3
13	50,6	41,7	52,2	4,2	2,9
14	43,8	35,2	45,5	2,0	2,3
15	44,0	34,9	45,6	2,0	2,3
16	68,1	59,7	69,9	25,1	11,1
17	54,8	47,3	56,9	7,0	4,4

V tabulce 4.8 jsou opět zeleně podbarveny pole s hodnotami, které překračují maximální meze, které ve svém doporučení definují odborníci komise WHO (2018). Z výsledků je zřejmé, že hodnotu větší než 3% spánku rušených osob lze odvodit i v tomto případě pro většinu referenčních bodů. U nich je však vždy nutné spatřovat příčinu v dominující městské dopravě. Výjimku tvoří některé RB ve východní části MČ Židenice a také oba referenční body 7,8 u nichž je shodou okolností významná složka průmyslového hluku mající však současně poměrně nízkou hodnotu.

Podíly hlukem silně obtěžovaných osob jsou téměř ve všech RB nižší než 10% , nicméně u čtyř RB (4, 5, 6, 17) se této hodnotě již významně blíží. Jelikož tyto čtyři RB mají překročenu i hodnotu podílu 3% ve spánku silně rušených osob, budou obyvatelé těchto v těchto RB vystaveni již vyššímu zdravotnímu riziku.

Nutno však zdůraznit, že ve všech těchto případech je rozhodující/dominantní složkou hluku hluk dopravní a hluk průmyslový má v těchto RB odstup obvykle větší než 5 dB a je tedy zcela bez vlivu a současně již dnes je v těchto RB podíl hlukem obtěžovaných osob prakticky stejný.

Velmi významně jsou obě hodnoty překračovány pouze u ChVePS RB 16, což je rodinný domek č.p. 792 v k.ú. Slatina, v části s lokáním názvem Černovičky. V této lokalitě je výsledná hodnota denní expozice tak vysoká, že umožňuje hodnotit potenciální riziko předčasného infarktu myokardu, jehož riziko narůstá při  $L_{Aeq,16h} > 60$  dB. Pro tento RB to znamená nárůst rizika o cca 11% nad výskyt, jenž je v populaci obvyklý. I pro tento RB platí, že již dnešní hodnoty podílů HA a HSD jsou v podstatě stejné.

Souhrnné porovnání rizika silného obtěžování a rušení spánku hlukem exponovaných osob ve všech třech výpočetních stavech je uveden v následující kapitole.

### 4.5.3 Porovnání rizik hlukové expozice pro různé realizace záměru

Hluková studie uvádí vedle současného stavu a stavu po komplexní realizaci záměru (včetně cca 200.000 tun odpadů přepravovaných v roce 2035 a dalších ročně po železnici), i stav po realizaci záměru a provozu kotle K1 v roce 2024 s přepravou odpadu po železnici v množství pouze do 51.500 t/rok. Železniční dopravu autoři hlukové studie do výpočtu hlukové expozice v této výpočtové variantě nezahrnuli vzhledem k jejím zanedbatelnému hlukovému příspěvku. Tento stav je v hlukové studii označen jako výpočetní stav 2 (VS2).

V tabulce 4.9 jsou vzájemně porovnány ukazatele podílů hlukem silně obtěžovaných osob (HA%) a ve spánku silně rušených osob (HSD%) ve čtyřech teoretických stavech realizace záměru:

1. stav komplexní realizace záměru včetně cca 200.000 t KO/rok železnicí (VS3)
2. stav realizace záměru v roce 2035 se současným podílem železnicí přepravovaných odpadů
3. stav po zprovoznění kotle K1 se současným objemem naváženého odpadu (stav VS2 rok 2024)
4. současný stav provozu dvou spalovacích kotlů (VS1)

**Tab. 4.9: Porovnání hlukem silně obtěžovaných a ve spánku rušených exponovaných osob**

RB	výpočetový stav VS3 včetně železnice		výpočetový stav VS3 bez vlivu železnice		Výpočetový stav VS2		Výpočetový stav VS1	
	HA %	HSD %	HA %	HSD %	HA %	HSD %	HA %	HSD %
1	6,8	4,1	6,7	4,1	6,2	4,0	6,0	3,9
2	5,8	3,7	5,7	3,7	5,5	3,6	6,1	3,6
3	4,8	3,3	4,7	3,3	4,4	3,2	4,2	3,2
4	5,6	3,6	5,5	3,6	5,1	3,5	4,9	3,4
5	8,6	4,8	8,5	4,8	8,0	4,6	7,8	4,5
6	9,8	5,3	9,0	5,3	9,2	5,1	8,0	3,6

RB	výpočtový stav VS3 včetně železnice		výpočtový stav VS3 bez vlivu železnice		Výpočtový stav VS2		Výpočtový stav VS1	
7	3,5	2,5	3,5	2,5	2,9	2,7	2,5	2,4
8	4,1	2,7	4,0	2,7	3,4	2,8	2,9	2,5
9	9,7	4,1	6,4	4,1	6,1	4,0	6,9	5,0
10	4,2	2,9	4,1	2,9	3,9	2,8	3,8	2,8
11	1,5	2,3	1,5	2,3	2,6	2,3	1,6	2,3
12	5,1	3,2	5,1	3,2	4,1	3,2	4,7	3,2
13	4,3	2,9	4,3	2,9	4,1	2,8	3,9	2,8
14	2,0	2,3	2,4	2,3	1,9	2,3	1,8	2,3
15	2,0	2,3	2,0	2,3	1,9	2,3	1,9	2,3
16	25,1	11,1	25,1	11,1	24,0	10,8	23,4	10,6
17	7,0	4,4	7,0	4,4	6,6	4,2	6,4	4,1

Z tabulky 4.9 je zřejmé, že hodnoty obou ukazatelů postupně klesají od nejvíce zatěžujícího stavu VS3 včetně vlivu železnice po výpočtový stav VS1 zobrazujícího současný provozní stav. Ovšem rozdíly mezi hodnotami HA i HSD jsou tak nízké (desetiny procenta), že tyto hodnoty musíme z hlediska chyby samotného výpočtu individuálních hlukových deskriptorů pro jednotlivé zdroje hluku v daném RB působící, považovat za prakticky stejné.

Lze tedy konstatovat, že jak současný, tak i budoucí dopravní hluk dominantně pocházející z běžné dopravy je již nyní a bude také v budoucnosti v lokalitě 17 referenčních bodů a jejich bezprostředním okolí zaznamenatelný jako pocit silného obtěžování převážně pouze pro cca 5-10% obyvatel a podíl ve spánku silně rušených osob potom nepřekračuje 5%. Tyto hodnoty se s postupnou realizací záměru zvyšují pouze nepatrně v rámci desetin procent exponovaných osob.

**Současný i cílový stav jsou však také v podstatě obrazem již současné dopravní situace a realizace posuzovaného záměru ve všech počítaných stavech na něj nemá prakticky žádný měřitelný vliv.**

## 4.6 Zdravotní rizika hlukové expozice – shrnutí

Z hodnocení expozice průmyslovým hlukem po konečné realizaci záměru vyplývá, že nelze očekávat, že by se samotná hladina hluku budoucího provozu posuzovaného záměru mohla výrazněji podílet na obtěžování osob nebo rušení jejich spánku v zájmové lokalitě. Vypočtené hodnoty pro denní expozici stacionárním hlukem z RB 1-17 leží v rozsahu 23,4 dB (RB14) až 48,2 dB (RB1), zatímco dopravní hluková zátěž je v těchto referenčních bodech v mezích 40,8 dB (RB10) až 68,1 dB (RB16). U noční expozice je to potom 17,5 až 38,4 dB pro průmyslový/stacionární hluk a 33,3-59,7 dB pro hluk z ostatní dopravy.

Prakticky ve všech referenčních bodech je tedy již v dnešní době zcela dominantní hluk z městské dopravy. Pouze u RB 3, Slatina č. p. 742 a RB 4 Slatina č. p. 725, ležících ve vzdálenosti 161 resp. 148 metrů od hranice areálu je v noční době odstup dopravního a průmyslového hluku kolem 4 dB a je tedy možné předpokládat v těchto RB a jejich okolí možnost vzájemného odlišení obou hlukových zdrojů. V denní době jsou odstupy obou hlavních hlukových zdrojů dostatečně vysoké, takže ve všech RB je dominantním hlukem pouze hluk z městské dopravy.



Po realizaci záměru jsou díky vyšším denním hodnotám průmyslového hluku odstupy menší než 4 v RB 7 a 8 (rodinné domy Slatina č. p. 747 a Slatina č. p. 1210) ležící ve vzdálenosti cca 195 m od technologických objektů. V obou RB budou denní hodnoty dílčích hlukových zdrojů prakticky identické. Z hlediska zdravotního rizika je však rozhodující výsledná celodenní hodnota hlukové expozice v daném referenčním bodě.

Pro obyvatele žijící v okolí areálu ZEVO lze konstatovat, že celkovým celodenním hlukem bude obtěžováno pouze do 5% zde žijících obyvatel, což je hodnota ze současného pohledu na zdravotních rizika hlukové expozice akceptovatelná. V noci je situace poněkud horší. Silně rušen spánek bude v celé řadě objektů/referenčních bodů více než u 3% zde exponovaných osob, což je již z pohledu zdravotního rizika právě mez, při níž pro dlouhodobé působení takové hlukové expozice existuje důvodné riziko zdravotních komplikací spojených s výrazným stresujícím účinkem hluku. Tento podíl je však ve všech referenčních bodech způsobován dominantním dopravním hlukem. Na hodnotách celkového hluku, z něhož jsou rizika počítána, se v případech odstavu dopravního a průmyslového hluku většího než 5 dB již průmyslový hluk měřitelným způsobem nepodílí. To platí pro noční dobu, vyjma RB3 s odstupem 5dB, ve všech dalších referenčních bodech zájmové oblasti. Je tedy zřejmé, že samostatný stacionární hluk (z technologie ZEVO a mechanismů použitých pro tento technologický proces), je pro hodnocení zdravotního rizika zcela **bezvýznamný**.

Z vyhodnocení expozice celkovým hlukem (dopravním a stacionárním, včetně hluku železničního) se ukazuje, že hladiny celodenní hlukové expozice sice postupně klesají od nejvíce zatěžujícího stavu VS3 včetně vlivu železnice po výpočtový stav VS1, ale jejich rozdíly, jak mezi hodnotami podílů silně hlukem obtěžovaných osob (HA), tak i hlukem silně rušených ve spánku (HSD) jsou tak malé, že tyto hodnoty můžeme považovat za prakticky stejné. Základním poznatkem je ovšem stav, kdy prakticky ve všech případech v lokalitě je zcela dominující složkou hluk z městské dopravy. Lze tedy konstatovat, že jak současná, tak i budoucí hluková expozice v zájmové lokalitě pochází převážně z dopravy, když další hlukové zdroje se na výsledném riziku podílí jen minimálně. Hlukem v lokalitě určujícím je tedy hluk pocházející z běžné dopravy, a to jak v současném stavu, tak i v budoucnosti po plné realizaci záměru.

V zájmové lokalitě tvořené 17 referenčními body a jejich bezprostředním okolím bude hluk zaznamatelný jako pocit silného obtěžování pouze pro cca 5- 10% obyvatel a tento podíl se s realizací záměru nezvyšuje a zůstává přibližně stejný. Výjimku tvoří hluková situace lokality Černovičky, ve které se v naprosto hlukově nevhodných poměrech nachází cca 5 obývaných objektů, jejichž expoziční situace je popsána referenčním bodem RB16s již dnes 23,4% silně obtěžovaných a cca 10,6% ve spánku rušených osob. Tyto hodnoty se také zvyšují po realizaci záměru ovšem pouze na 25% HA a 11% HSD, tedy prakticky z hlediska možné nejistoty výpočtu nárůstem pouze pravděpodobným. Tyto hodnoty však 2-3 krát překračují doporučení WHO. Pro dlouhodobou expozici pak znamenají například i více než 10% nárůst rizika předčasného infarktu myokardu.

**Z výše uvedeného je tedy zřejmé, že hluk determinující míru potenciálních zdravotních rizik z jeho expozice je hluk dopravní, přičemž již jeho dnešní hodnoty tvoří rozhodující hlukovou zátěž v podstatné části lokality. Posuzovaný záměr je pak z hlediska jeho příspěvku k celkové hlukové expozici možno hodnotit jako záměr nezvyšující již současné zdravotní riziko hlukové expozice v lokalitě.**

## 5 ZDRAVOTNÍ RIZIKO IMISNÍ ZÁTĚŽE OVZDUŠÍ

### 5.1 Identifikace rizikových polutantů zátěže ovzduší

Stávající i budoucí příspěvky k emisím jsou velice podrobně zpracovány v imisní rozptylové studii (IRS, Bucek, 2019). Jako vstupní stav jsou ve studii vyhodnoceny současné/dnešní imisní zátěže a příspěvky technologie a posuzovaného záměru k současnému a několika variantám budoucímu stavu.

Jako hlavní znečišťující látky uvolňované do ovzduší vlivem provozu záměru, které mohou mít vliv na zdraví a zdravotní stav exponovaných obyvatel v zájmové oblasti, byly z celého spektra škodlivin uváděných v IRS jako relevantní identifikovány prachové částice frakcí  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$ , oxid dusičitý ( $NO_2$ ), oxid siřičitý ( $SO_2$ ), sada toxikologicky významných prvků (As, Cd, Cr, Ni, Pb, Mn a Hg), dále organické látky benzen ( $C_6H_6$ ), benzo(a)pyren ( $C_{20}H_{12}$ ) a polychlorované dibenzo-dioxiny/furany (PCDD/F), vyjádřené pomocí toxického ekvivalentu jako 2,3,7,8-TCDD. Tento výčet je považován za konečný. Důvody hodnocení jejich zdravotní rizikovosti pro obyvatele zájmového území v důsledku inhalační expozice byly uvedeny v kap. 3.2.

V dalším textu jsou definovány a blíže popsány toxikologické vlastnosti těchto imisních škodlivin.

#### 5.1.1 Poléťavý prach – prašný aerosol frakcí $PM_{10}$ , $PM_{2,5}$

Prašnost je významným (v posledním době) zásadním, celosvětovým zdravotním rizikem zatížení ovzduší. Poléťavý i sedimentace schopný prach je totiž vzhledem ke svým fyzikálním vlastnostem (velký povrch často nesoucí elektrický náboj) v celé řadě případů ideálním nosičem i dalších specifických polutantů mnohdy s vysokým potenciálem jejich rizikovosti.

Poléťavý prach je z pohledu velikosti jednotlivých částic posuzován jako TSP – celkový poléťavý prach (zahrnující částice do cca 20  $\mu m$  v průměru), dále jako frakce  $PM_{10}$  s částicemi do 10  $\mu m$  a frakce  $PM_{2,5}$  s částicemi do průměru 2,5  $\mu m$ . Částice menší než 2,5  $\mu m$  se s postupným zmenšováním své velikosti a tedy i hmotnosti začínají chovat jako plynné molekuly. Jednotlivým frakcím odpovídají konvence pro odběr vzorků ovzduší s ohledem na jejich aerodynamické průměry.

Rozměr částice také určuje její čas, který může strávit v atmosféře. Zatímco sedimentace odstraňuje hrubší frakce  $PM_{10}$  z atmosféry během několika hodin po jejich vzniku emisí, částice  $PM_{2,5}$  zde mohou setrvat několik dnů až týdnů.

Částice v ovzduší jsou popisovány jako směs tekutého nebo pevného aerosolu o různých velikostech, složení a vlivu. Poškozující efekt na zdraví záleží na velikosti částic a jejich rozpustnosti. Primární částicí se rozumí částice uvolněná do ovzduší přímo ze zdroje, sekundární částicí je částice vznikající po uvolnění látek, ze kterých vznikne (prekursorů) ze zdroje, nebo také částice zvířená z povrchu, na kterém byla dříve usazena. Sekundární částice během svého vývoje mění fyzikální vlastnosti a složení. Na tom závisí i jejich možnost ovlivnit zdraví. V konečném důsledku zejména tyto malé částice mohou být atmosférou transportovány na dlouhé vzdálenosti.

Aerosolové částice PM samostatně, stejně jako celá směs látek působících znečištění venkovního ovzduší, jsou zařazeny od roku 2013 Mezinárodní Agenturou pro výzkum rakoviny (IARC) i Světové zdravotnické organizace (WHO), mezi prokázané lidské karcinogeny skupiny 1, přispívající ke vzniku rakoviny plic. Částice jsou nejnebezpečnější forma znečištění ovzduší vzhledem k jejich schopnosti

proniknout hluboko do plic a do krevního oběhu, což způsobuje záněty horních cest dýchacích, infarkty a předčasná úmrtí. Odhaduje se, že znečištění prachem může přispět jen v průběhu jednoho roku k cca 370.000 předčasných úmrtí v Evropě a více než tři milionů úmrtí na celém světě.

Systematické posouzení dosavadních dat zdravotních rizik polévatého prachu totiž naznačuje, že:

- prachové částice v ovzduší obecně způsobují vzrůst rizika úmrtí na respirační choroby a to zejména u dětí do 1 roku života, ovlivňují u dětí rychlost vývoje plic, zhoršují astma a způsobují další respirační symptomy jako kašel a bronchitidu;
- frakce PM<sub>10</sub> má vliv na nárůst incidence respiračních chorob, což je zřejmé z počtů hospitalizací v důsledku nemocí dýchacích cest;
- frakce PM<sub>2,5</sub> vážně ovlivňuje zdraví, zvyšuje počty úmrtí na kardiovaskulární symptomy, chronická onemocnění dolních cest dýchacích a pravděpodobně také rakoviny plic.

Pro hodnocení zdravotního rizika působení částic PM upřednostňuje WHO vycházet z jeho dlouhodobého působení a s ním souvisejících vztahů. Předpokládané bezprahové účinky vlivu prašnosti na exponovaný organismus vedly k revizi doporučených hodnot WHO (2005) pro imise prašnosti a k zvýšenému zájmu o frakci PM<sub>2,5</sub>. Platná současná revize doporučených hodnot WHO (Air Quality Guideline value – AQG) doporučila pro PM<sub>10</sub> hodnotu 20 µg/m<sup>3</sup> pro roční průměrné imise prašnosti ve volném venkovním prostředí, při které se s 95% mírou spolehlivosti nezvyšuje celková úmrtnost při jeho expozici a pro krátkodobé (denní) imise hodnotu 50 µg/m<sup>3</sup>. Tyto hodnoty jsou však za současných imisních podmínek v ČR obtížně dosažitelné a obvykle jsou překračovány i ve velmi čistých oblastech. Pro imise PM<sub>2,5</sub> jsou tímto dokumentem stanoveny AQG na 10 µg/m<sup>3</sup> (jako cílová hodnota průměrné roční imisní koncentrace) a 20 µg/m<sup>3</sup> pro krátkodobé (denní) imisní koncentrace této frakce prachu ve volném venkovním prostředí. Limitní AQG hodnoty pro dlouhodobou expozici PM<sub>2,5</sub> současně definují nejnižší expoziční hladinu při které je s 95% pravděpodobností již identifikovatelný přírůstek úmrtí na rakovinu plic, ledvin, případně KV systému.

Z těchto závěrů je tedy zřejmé, že se při expozici polévatým prachem nejedná o prahovou úroveň expozice a současné limity neznamenaají plnou ochranu veškeré populace před nepříznivými účinky inhalace suspendovaných částic. Obecně v literatuře publikované výsledky naznačují, že i krátkodobé změny koncentrací PM<sub>10</sub> ve všech koncentračních úrovních mohou vést ke krátkodobým změnám akutních zdravotních následků, jako jsou zánětlivé plicní reakce, respirační symptomy, nepříznivý vliv na kardiovaskulární systém a nárůsty spotřeby léků a hospitalizací. Vlivy dlouhodobé expozice PM zahrnují vzrůst výskytu chorob dolních cest dýchacích, chronické obstrukční plicní onemocnění (CHOPN), redukce plicních funkcí jak u dětí tak i u dospělých, ale i snížení předpokládané délky dožití zejména vlivem kardiopulmonární mortality.

Polévatý prach (prašnost) je tedy zdravotně významným polutantem zatěžujícím ovzduší. Jeho rizikovost pro lidskou populaci je důvodem pro stanovení obecně akceptovatelných ochranných limitních hodnot imisní koncentrace velikostních frakcí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> i v ČR. Legislativní limity pro látky emitované do ovzduší jsou stanoveny přílohou č. 1 k zákonu č. 201/2012 Sb. a mají pro frakci PM<sub>10</sub> hodnoty pro 24 hodinovou koncentraci 50 µg/m<sup>3</sup> s možností jejího překročení 35krát za rok, respektive 40 µg/m<sup>3</sup> pro roční průměrnou hodnotu a pro frakci PM<sub>2,5</sub> potom hodnotu 20 µg/m<sup>3</sup>.

### 5.1.2 Oxid dusičitý NO<sub>2</sub> CAS 10102-44-0

Nejvýznamnější z oxidů dusíku je ve vztahu k lidskému zdraví oxid dusičitý (NO<sub>2</sub>). Hlavním zdrojem antropogenních emisí oxidů dusíku do ovzduší je spalování motorových paliv v motorových vozidlech a fosilních paliv ve stacionárních emisních zdrojích. V případě automobilových emisí je převážně emitován do ovzduší oxid dusnatý (NO), který je ve volném ovzduší poměrně rychle transformován na oxid dusičitý.

Oxid dusičitý se nachází v životním prostředí ve formě plynu. Proto je jedinou relevantní cestou expozice lidí jeho inhalace, ať už je zdrojem venkovní či vnitřní ovzduší. Při vdechování může být absorbováno 80 až 90% oxidu dusičitého. Experimentální studie ukázaly, že oxid dusičitý i jeho chemické produkty mohou zůstat v plicích velmi dlouho. Po expozicích oxidu dusičitému byly nakonec v krvi a v moči pozorovány kyselina dusičná a dusitá a jejich soli.

NO<sub>2</sub> působí jako silný oxidant oxidující polysaturované mastné kyseliny buněčných membrán stejně jako funkční skupiny proteinů, ať už rozpustných bílkovin v buněčné cytoplazmě, či proteinové komplexy v buněčných membránách. Tyto oxidační reakce (zprostředkované volnými radikály) jsou mechanismem, při kterém NO<sub>2</sub> uplatňuje přímou toxicitu na plicní buňky. Dále NO<sub>2</sub> ovlivňuje funkční a biochemickou aktivitu plicních buněk, imunologickou způsobilost včetně náchylnosti k respiračním chorobám. Podle epidemiologických studií dlouhodobě zvýšená expozice oxidu dusičitému vede k redukci plicních funkcí u dětské populace a u astmatiků zvyšuje počet bronchitických událostí. Na základě četných studií je Světovou zdravotnickou organizací (WHO) doporučena maximální 1 hodinová koncentrace NO<sub>2</sub> rovna 200 µg/m<sup>3</sup> a průměrná roční koncentrace 40 µg/m<sup>3</sup>. Za účelem ochrany zdraví i česká legislativa stanovila imisní limity ve shodě s WHO. Tyto hodnoty můžeme považovat za referenční směrnice hodnoty pro kvantifikaci systémového působení této škodliviny, zejména potom pro jeho akutní rizika.

V současné době je však platný názor, že pro dlouhodobé účinky NO<sub>2</sub> vzhledem k přítomnosti dalších interferujících škodlivin jako je PM, O<sub>3</sub> či SO<sub>2</sub> neexistují dostatečné podklady pro spolehlivé stanovení jeho nejnižší prahové koncentrace a vzhledem k tomu, že všechny tyto uvedené imisní škodliviny cílí na stejné orgány s podobným zdravotním účinkem, lze jejich účinek jen těžko vzájemně odlišit.

Poslední výzkumy v této oblasti však naznačují, že pro kvantifikaci předčasných úmrtí z dlouhodobé expozice oxidem dusičitým je přibližně jedna třetina případů postižena již ve výpočtu rizika úmrtí vlivem expozice prašným aerosolem frakce PM<sub>2,5</sub>. Chceme-li tedy vyjádřit celkové riziko imisní expozice obou škodlivin, měli bychom tento fakt vzít v úvahu.

### 5.1.3 Oxid siřičitý (SO<sub>2</sub>) - CAS 7746-09-5

Údaje o koncentracích oxidu siřičitého a dalších sloučenin síry v Evropě, a tedy i v ČR, jsou založeny na datech z národních monitorovacích sítí. Roční průměrné koncentrace SO<sub>2</sub> ve většině oblastí Evropy jsou 5 až 25 µg/m<sup>3</sup>. Díky významné redukci z emisních zdrojů SO<sub>2</sub> leží v posledních letech v Evropě přirozené koncentrace oxidu siřičitého obvykle na hladině kolem 5 µg/m<sup>3</sup>.

Oxid siřičitý je bezbarvý, štiplavý a nehořlavý plyn. Vzniká při spalování fosilních paliv obsahujících síru, dále při oxidaci plynů při tavení nerostných surovin obsahujících síru a při dalších průmyslových procesech. Zdrojem emisí oxidu siřičitého může být rovněž vytápění domácností. Je jedovatý při vdechování a inhalace je jedinou cestou expozice významnou z hlediska účinků na lidské zdraví. Ve

vysoké koncentraci způsobuje poleptání sliznic. Ty mohou tak vyvolat vážné poškození, jako je bronchokonstrikce, chemická bronchitis a tracheitis, což bylo dokladováno v pokusech na zvířatech a při pracovních expozicích nad  $10.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Opakované krátkodobé pracovní expozice vysokým koncentracím oxidu siřičitého kombinované s dlouhodobými expozicemi nižšími koncentracím tak mohou vést k výskytu chronické bronchitidy, což je potencováno zejména u kuřáků cigaret. V oblastech s významnou hladinou emisí  $\text{SO}_2$  se projevuje u obyvatelstva zvýšená nemocnost horních dýchacích cest. Při využívání údajů o nejnižších úrovních s pozorovanými účinky je nutno použít určitý bezpečnostní (ochranný) faktor pro ochranu zvláště citlivých astmatických pacientů. Na základě současných znalostí doporučuje WHO nepřekračovat limitní koncentraci  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  po dobu více než 10 minut. Průměrná 24h koncentrace  $\text{SO}_2$  doporučená WHO jako AQG je  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Některé novější studie ukazují, že 24h koncentrace  $\text{SO}_2$  z industriálních, lokálních a mobilních zdrojů nepřesahující tyto výše uvedené hodnoty hodnotu však již mohou mít negativní vliv na nárůst úmrtnosti, ať už celkové či z kardiovaskulárních a respiračních příčin, případně na jiné ukazatele jako náhlý příjem k hospitalizaci pacientů trpících respiračním onemocněním (CHOPN). Protože tedy podle nejnovějších poznatků nelze spolehlivě stanovit nejnižší koncentrace, při kterých již nelze pozorovat účinky na zdraví, WHO doporučuje postupně snižovat 24h koncentrace ve venkovním ovzduší z dříve doporučených  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  až na cílových  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO Guidelines Global update 2005). Tyto koncentrace by měly být bezpečné i pro dlouhodobou expozici oxidem siřičitým.

O určité nejasnosti v přístupu k hodnocení zdravotní rizikovosti oxidu siřičitého svědčí i navržená jednodinová referenční koncentrace REL pro hodnocení akutní expozice oxidu siřičitému  $\text{SO}_2$  v databázi OEHA (Office of Environmental Health Hazard Assessment, California)  $660 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nicméně na základě současných poznatků o působení oxidu siřičitého, kdy je v rámci ochrany zdraví Světovou zdravotnickou organizací doporučena maximální koncentrace  $\text{SO}_2$  pro 10-ti minutovou expozici  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  se zdá, že hodnota 1h koncentrace  $660 \mu\text{g}/\text{m}^3$  je příliš vysoká. Proto by se pro hodnocení akutních zdravotních měla používat směrnice hodnota WHO  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , která zde zastupuje referenční koncentraci v rámci ochrany zdraví lidí před akutním rizikem expozice oxidem siřičitým. Pro dlouhodobé expozice lze pak použít hodnotu  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , která zajišťuje dlouhodobé expozice bez významného zdravotního aspektu.

Legislativní limity pro látky emitované do ovzduší jsou v ČR stanoveny přílohou č. 1 k zákonu č. 201/2012 Sb. a mají hodnotu pro maximální hodinovou expozici  $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$  s možností jejího překročení nejvýše 18krát za rok a pro 24hodinovou expozici  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  s možností jejího překročení max. 3krát v roce.

### 5.1.4 Arsen (As) a jeho anorg.sloučeniny, CAS 7440-38-2

Arsen je přirozeně se vyskytující prvek široce rozšířený v zemské kůře. V prostředí je arsen kombinován s kyslíkem, chlorem a sírou za vzniku anorganických sloučenin arsenu. Koncentrace arsenu v ovzduší se pohybují od 1 do  $10 \text{ ng}/\text{m}^3$  ve venkovských oblastech a až do cca  $30 \text{ ng}/\text{m}^3$  v městských oblastech. V blízkosti zdrojů emisí, například elektráren spalující uhlí bohaté na arsen může koncentrace vzdušného arsenu přesáhnout  $100 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

Arsen je nebiogenní kovový prvek s výraznými toxickými účinky na živý organismus. Vedle toxicity hrají významnou úlohu i účinky mutagenní, kancerogenní a teratogenní. Nejčastějším místem vstupu je

dýchací trakt, zejména jedná-li se o rozpustné sloučeniny arsenu. Při dlouhodobé expozici polévatému prachu nemusí být zanedbatelný ani vstup neporušeným tělním povrchem.

Anorganický arsen může mít akutní, subakutní a chronické účinky, které mohou být lokální nebo systémové. Elementární arsen je na rozdíl od jeho sloučenin méně toxický, nebezpečnější jsou sloučeniny arsenu trojmocného a pětimocného. Ve větších dávkách vyvolává arsen útlum krvetvorby. Za kritický účinek pro jeho inhalaci je považována rakovina plic.

Nejčastějšími systémovými projevy chronické intoxikace arsenem jsou patologické změny na pokožce – tvorba nepravidelných pigmentových skvrn, na dlaních a ploskách nohou nadměrné rohovatění kůže, mnohočetná symetrická snížená citlivost tělního povrchu, chomáčovité vypadávání vlasů, bývají často patrné projevy ochablosti svalů rukou, motorická nekoordinovanost a neuralgické bolesti. Zdravotní příznaky akutní i chronické expozice jsou však vyvolány zejména při expozici vyšších koncentrací solí arsenu gastrointestinálním traktem.

Arsen je v lidském organismu ukládán v játrech. Biologický poločas pro anorganické sloučeniny arsenu v krvi činí 1-2 dny. Pokožka i plíce však mohou vytvořit tzv. „pomalý anorganický kompartement“ s dlouhým biologickým poločasem. U člověka je popsána velmi rozdílná citlivost vůči arsenu.

Americká ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) uvádí pro riziko akutní inhalační expozice hodnotu REL  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a pro chronickou inhalační toxicitu  $0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hodnoty jsou založené na vývojových problémech (snížená hmotnost plodu), změněné struktury a funkce mozku, vývoj a změny kardiovaskulárního a nervového systému, plic a kůže.

Arsen je však prokázán lidský karcinogen a jeho riziko je spatřováno především v jeho působení na plicní tkáň. Pro model lineární extrapolace vztahu dávka-odpověď lze odvodit hodnotu jeho inhalačního rizika IUR  $4,3 \times 10^{-3}$  ( $1/\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), což pro celoživotní riziko  $1:10^6$  znamená expozici  $0,2 \text{ ng}/\text{m}^3$  v ovzduší. WHO uvádí hodnotu IUR  $1,5 \times 10^{-3}$  ( $1/\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), tedy riziko  $1:10^6$  při expoziční koncentraci  $0,66 \text{ ng}/\text{m}^3$ . Česká legislativa má pro imisní koncentrací arsenu hodnotu celoročního průměru  $6 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

### 5.1.5 Kadmium a kadmiové sloučeniny (Cd), CAS 7440-43-9

Kadmium je řazeno ke vzácnějším prvkům v zemské kůře (jeho obsah v litosféře je odhadován na  $0,13-0,2 \text{ g}/\text{t}$ ), ale na zdraví člověka má poměrně značný vliv. Výroba nikl-kadmiových baterií je v současné době primárním využitím kadmia a také spolu s metalurgickými procesy zdrojem jeho rozšiřování v životním prostředí.

Kadmium samotné, stejně jako jeho sloučeniny, jsou v porovnání se sloučeninami ostatních kovů relativně více rozpustné ve vodě. Z toho důvodu mnohem snadněji pronikají do vodného prostředí, čemuž odpovídá i následná možná vyšší biologická dostupnost v živočišných organismech. Kadmium se pak kvůli svým vlastnostem velmi snadno kumuluje v organismu. Je prokázáno, že kadmium se chová jako kumulativní jed, jehož expozice bývá spojena s výrazným rizikem rakovinného bujení či teratogenity.

Posuzování zdravotního rizika expozice kadmia pouze na základě dat ze životního prostředí může však být značně zavádějící, protože populace je kadmii exponována hlavně kouřením a přívodem z potravin. Kadmium přítomné ve volném ovzduší se totiž významně přenáší do půdy mokrou nebo suchou depozicí odkud vstupuje do potravinového řetězce. Dalším zdrojem kadmia je jeho přítomnost v používaných hnojivech. Aby se zabránilo jakémukoli dalšímu zvyšování kadmia v zemědělských půdách, které

pravděpodobně zvýší příjem potravy budoucích generací v potravě, stanovila WHO směrnice hodnotu pro imisní koncentrace kadmia ve volném ovzduší na  $5 \text{ ng/m}^3$ . Tuto hodnotu převzala i česká legislativa. V zákonu o ochraně ovzduší 201/2012 Sb. je stanovena stejná limitní hodnota pro roční průměrnou koncentraci kadmia.

Kadmium nenáleží mezi biogenní prvky, jeho působení v organismu je negativní. Kademnaté ionty jsou silným inhibítorem klíčových enzymů obsahujících sulfhydrylové skupiny. V lidském organismu se účastní kompetičních procesů, ve kterých jsou schopny vytěšňovat a nahrazovat životně důležité prvky jakými jsou zinek, měď a železo. Tyto skutečnosti tvoří podstatu toxicity kadmia.

Nejčastějším příznakem chronické otravy je hubnutí, pleť nabývá nažloutlou barvu, zlatožlutou barvu dostává i zubní sklovina a to i u nekuřáků. Charakteristickým znakem chronické intoxikace kadmiiem je i inhalační poškození plic, zejména jeho parenchymu. Spolu s prašností se spolupodílí na vzniku rozedmy plic. Dlouhodobá expozice vyšším koncentracím kadmia vede k poškození ledvin, a v krvi postiženého se objevují bílkoviny. V ledvinách často dochází ke tvorbě převážně fosfátových ledvinových kamenů. Za nejzávažnější a nejčastější však je nutno považovat účinky nefrotoxické, vznik chronické rýmy a kadmiový emfyzém (rozedma) plic. Z těchto důvodů (ledviny a respirační systém) byla stanovena referenční koncentrace pro chronickou expozici kadmia REL v hodnotě  $0,02 \text{ } \mu\text{g/m}^3$

IARC klasifikovala kadmium a sloučeniny kadmia jako lidské karcinogeny skupiny 1, přičemž dospěla k závěru, že existuje dostatečný důkaz, že kadmium může u lidí a zvířat vystavených inhalaci vyvolat rakovinu plic. US EPA však určuje Cd jako B1 (Pravděpodobný lidský karcinogen - na základě omezeného důkazu karcinogenity u lidí)

Ze známých údajů profesionálních expozic bylo vypočteno jednotkové riziko IUR  $1,8 \times 10^{-3}$  ( $1/\mu\text{g/m}^3$ ) (US EPA i WHO). Riziko bylo počítáno jako dvoustupňová extrapolace křivky dávka-účinek pro nádory plic, horních a dolních cest dýchacích. Riziku  $1:10^6$  pak odpovídá dlouhodobá expozice kadmiiem v ovzduší v koncentraci  $0,6 \text{ ng/m}^3$ . Nicméně z nedávných studií existují důkazy, že toto riziko by mohlo být podstatně nadhodnoceno vlivem spolupůsobení při souběžné expozici arzenu.

### **5.1.6 Chrom ( Cr ), CAS 7440-47-3, Cr (III) 16065-83-1, Cr(VI) 18540-29-9**

Chrom je v životním prostředí ubiquitární. Rozšíření je dáno jeho standardní přítomností v horninách, půdách, tak i biologickém materiálu. Dostupné údaje, obecně vyjádřené jako celkový chrom, ukazují koncentrační rozmezí ve volném ovzduší v mezích  $5\text{--}200 \text{ ng/m}^3$ . Chrom se vyskytuje v několika valenčních stavech, doposud však existuje jen málo platných údajů o jeho valenci a biologické dostupnosti chromu v ovzduší.

Chrom (III) je uznáván jako stopový prvek, který je nezbytný pro lidi i zvířata. Sloučeniny chromu (VI) jsou však toxické a karcinogenní a různé sloučeniny šestimocného chromu mají širokou škálu karcinogenního potenciálu. Za nejnebezpečnější se považují páry  $\text{CrO}_3$  resp. kys.chromové. Naopak trojmocná forma chromu je esenciální (nepostradatelnou) biogenní formou tohoto prvku. Jeho přítomnost ve stopových koncentracích podmiňuje fyziologický život. Trojmocný chrom se vyskytuje v rozpustných a nerozpustných formách jeho sloučenin, které mají při jeho inhalační expozici jinou míru rizikovosti.

Nejčastější cestou vstupu do organismu je v případě chromu dýchací trakt. Jeho sloučeniny mají v horních cestách dýchacích dráždivé až žíravé účinky. Dlouhodobá expozice prachu nebo aerosolu obsahujícího chrom (zejména v jeho šestimocné formě) vyvolává chronickou rýmu, atrofii sliznice nosu,

destrukci chrupavky nosního septa vedoucí až k jeho perforaci. V důsledku dlouhodobého kontaktu prachu obsahujícího šestimocný chrom dochází v některých případech k malformačním zvrátům a vzniku sinonásálního adenokarcinomu (rakovině nosní sliznice a kostních dutin). Působení šestimocného chromu může být lokalizováno i na krční mandle, do oblasti středouší s vředy v dutině ústní.

Na pokožce vyvolávají sloučeniny chromu podráždění, při dlouhodobém působení pak vznik alergických kontaktních dermatitid, zejména v oblasti předloktí. Účinkem chromu dochází i k poškození funkce některých enzymů zúčastněných na tkáňovém dýchání. Za nejzávažnější se však považují účinky nefrotoxické, hepatotoxické a kancerogenní.

Pro riziko inhalační expozice trojmocných prozatím není mnoho hodnověrných údajů, nicméně americká ASTDR uvádí hodnotu  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  jako MRL pro nerozpustné sloučeniny Cr(III), respektive pro jeho rozpustné formy  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pro hodnocení inhalačního rizika se obvykle předpokládá expozice nerozpustnými sloučeninami chromu

Naopak pro chrom šestimocný je v literatuře dostatek údajů jak pro jeho systémové, tak kancerogenní účinky. US EPA odvodila pro chronickou expozici pevnými částicemi sloučenin Cr(VI) hodnotu RfC  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , jako postižené orgány jsou uváděny respirační systém, imunitní systém, ledviny a renální (močový) systém. Pro expozici „chromových dýmů“ (expozice par kys.chromové) je potom stanovena hodnota RfC podstatně přísnější  $8 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

Cr (VI) je klasifikován jako inhalační lidský karcinogen skupiny A. Jednotkové karcinogenní riziko bylo stanoveno na základě výskytu rakoviny plic, vícestupňovou extrapolací vztahu dávka-účinek na hodnotu IUR pro  $1,2 \cdot 10^{-2} (1/\mu\text{g}/\text{m}^3)$  což odpovídá velice nízké imisní koncentraci je  $0,08 \text{ ng}/\text{m}^3$  pro riziko  $1:10^6$ .

Chrom nemá v české legislativě stanoveny žádné limitní koncentrace pro ochranu lidského zdraví.

### 5.1.7 Olovo ( Pb ) CAS 7439-92-1

Olovo rovněž nenáleží mezi biogenní prvky a jeho působení v organismu vede ke značným zdravotním problémům. Obvyklou vstupní branou do organismu při dlouhodobém působení nízkých dávek je dýchací soustava (tudy vstupuje 35 – 45 % všeho olova). Průměrné hladiny olova v ovzduší jsou v neurbanizovaných místech v rozpětí  $0,01- 0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , v ovzduších měst potom až do hodnot  $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Hlavní expoziční cestou jsou sice potraviny, ale nelze zanedbávat další cesty expozice, jako je inhalace (pro přítomnost olova v polétavém prachu), což je pro děti zvláště rizikovým fenoménem.

Biologické účinky olova souvisí s jeho obsahem v krvi, která je tak nejlepším ukazatelem vnitřní expozice. V krvi je olovo vázáno jak na erytrocyty, tak je volně rozptýlené v plasmě. Odtud je distribuováno do většiny tkání a ukládá se převážně v kostech. Z toxikologického hlediska je olovo významným inhibitorem enzymů obsahujících v aktivním centru sulfhydrylové skupiny, inhibičně působí na enzymy zapojené do tvorby makroergních sloučenin v buněčném dýchacím řetězci. Olovo rovněž významně interferuje při syntéze hemoglobinu tím, že z klíčových enzymů vytěsňuje jiné kovy. Tím dochází k poruše tvorby hemoglobinu a snižování jeho koncentrace v krvi.

Olovo rovněž proniká hematoencefalickou bariérou a způsobuje poruchy centrální nervové soustavy. Popsány jsou negativní vlivy na řadu imunobiologických procesů. Nevýhodou je velmi dlouhý biologický poločas vylučování olova, který je 5-10 let. I z tohoto důvodu je pro dětskou populaci expozice olovem



zvláště nebezpečná. WHO doporučuje vyvinout úsilí k zajištění toho, aby nejméně 98% exponované populace, včetně předškolních dětí, mělo hladinu olova v krvi nepřesahující 100  $\mu\text{g/l}$ , což je marker hodnotící intenzitu celkové expozice olova všemi expozičními cestami. Na základě tohoto požadavku by průměrná roční hladina olova v ovzduší neměla překročit 0,5  $\mu\text{g/m}^3$ . Předpokládá se, že tento odhad chrání také dospělí. US EPA dosud nestanovila ve svém programu IRIS žádnou hodnotu pro RfC olova.

Kromě toxicity je výraznou vlastností olova i jeho teratogenita a je popsána i kancerogenita olova. US EPA dosud ve své databázi neuvádí žádné referenční hodnoty pro hodnocení rizika kancerogenního potenciálu olova, ale IARC olovo zařazuje do skupiny B2 – pravděpodobná lidský karcinogen a to na základě dodatečných poznatků o karcinogenně prokázané na experimentálních zvířatech. Kalifornská EPA v databázi OEHHA uvádí hodnotu IUR  $1,2 \times 10^{-5}$  ( $1/\mu\text{g/m}^3$ ) což odpovídá riziku 1:  $10^6$  při celoživotní expozici olovem z ovzduší v koncentraci 0,08  $\mu\text{g/m}^3$ .

Česká legislativa má stanovenou hodnotu po ochranu lidského zdraví pro koncentrace olova v venkovním ovzduší, která je shodná s referenční hodnotou WHO pro výpočet chronického systémového rizika 0,5  $\mu\text{g/m}^3$  a pro hodnocení karcinogenního rizika hodnotu OEHHA IUR  $1,2 \times 10^{-5}$  ( $1/\mu\text{g/m}^3$ )

### 5.1.8 Mangan (Mn) CAS 7439-96-5

Mangan náleží mezi esenciální biogenní prvky, neboť je součástí klíčových enzymů. Jeho příjem lidským organismem je jak potravinami, tak i inhalací. V městských a venkovských oblastech bez významného znečištění manganem se roční průměry pohybují v širokém rozmezí do 0,1  $\text{ng/m}^3$ . V průmyslově zatížených regionech mohou dosahovat roční průměry až do 30  $\text{ng/m}^3$  nebo v místech sléváren, dalších kovozpracujících provozů potom až 0,5  $\mu\text{g/m}^3$  a více. Inhalační cestou vstupuje do organismu největší množství manganu, při zvýšeném dlouhodobém příjmu dochází k projevům intoxikace.

Toxicita manganu se liší podle cesty expozice. Při požití má mangan relativně nízkou toxicitu při typických úrovních expozice a považuje se za nutričně nezbytný stopový prvek. Vdechováním je však mangan znám již od počátku 19. století jako toxický pro pracovníky.

Prach obsahující vyšší koncentraci manganu vede k dýchacím potížím na jejichž konci bývá i opakovaná bronchopneumonie. Prvními příznaky otravy manganem (manganismu) jsou značně nespecifické – únava, tělesná slabost, podrážděnost, bolesti hlavy, poruchy paměti. Objevují se obvykle po dvouleté expozici, vzácně již po několika měsících, zaznamenány jsou i projevy teprve po 20 letech expozice.

Dalšími projevy jsou poškození ledvin, změny na srdečním svaly, zpomalení tepové frekvence, nadměrně zvýšená činnost štítné žlázy. Lokálně vyvolává působení manganu vznik vyrážek. Dostupné důkazy nejsou dostatečné k určení, zda je nebo není mangan karcinogenní;

WHO (2000) na základě neurotoxických účinků pozorovaných u pracovníků exponovaných na pracovišti uvádí odhad NOAEL 30  $\mu\text{g/m}^3$ . Z tohoto odhadu byla odvozena směrnice hodnota pro chronickou expozici manganem 0,15  $\mu\text{g/m}^3$  s použitím korigujícího faktoru pro vývojové účinky u mladších dětí. US EPA (1995) stanovila referenční koncentraci (RfC) 0,05  $\mu\text{g/m}^3$  pro chronickou inhalační expozici jenž byla odvozena z hodnoty LOAEL 9  $\mu\text{g/m}^3$  získané z epidemiologické studie profesních expozic s poznatkem zhoršení neurobehaviorální funkcí pracovníků. Hodnota RfC by měla být dobrým kompromisem pro výpočet expozičního rizika jak pro dospělou, tak i dětskou populaci. Tuto hodnotu použijeme v hodnocení rizika expozice manganem ve volném ovzduší.

Pro možnou karcinogenezi existují doposud protichůdné experimentální údaje na pokusných myších. Klasifikace váhy důkazů je však (D), tedy mangan není klasifikovatelný z hlediska karcinogenity u člověka na základě žádných důkazů u lidí a nedostatečných důkazů u zvířat (EPA 1995).

V současné době není v České republice platný imisní limit stanovený v zákoně č.201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, pro mangan.

### 5.1.9 Nikl (Ni)

Nikl je prvkem rovněž široce rozšířeným v životním prostředí. Jeho expozici můžeme předpokládat jak z přírodních zdrojů, tak v důsledku lidské činnosti. Hladiny niklu v ovzduší se pohybují v městských oblastech v rozmezí 1–10 ng/m<sup>3</sup>, i když v silně industrializovaných oblastech a větších městech byly zaznamenány mnohem vyšší úrovně (až do 200 ng/m<sup>3</sup>). Informace o valenci niklu v ovzduší jsou však omezené a tedy i hodnoty referenčních koncentrací jsou počítány pro skupinu niklu a jeho anorganické sloučeniny. Navíc nikl bývá v horninách velmi často provázen kadmíem a tudíž příznaky chronické otravy připisované niklu mohou být vyvolávány právě tímto prvkem.

Významným zdrojem expozice niklu je, stejně jako kadmia, kuřáctví. Zatímco u nekuřáků pochází asi 99% odhadované denní absorpce niklu z jídla a vody, u kuřáků je asi 25 % expozice vyvoláno kouřením cigaret.

Nikl má silnou a převládající alergenní účinnost. Neexistuje žádný důkaz, že jeho expozice z ovzduší způsobuje alergické reakce v obecné populaci, ačkoli tato reakce je dobře zdokumentována v pracovním prostředí. I když dermatologické účinky niklu jsou pozorovány nejčastěji, jsou zaznamenávány pouze při expozicích z pracovního prostředí, tedy s řádově vyššími koncentracemi niklu.

Na základě četných šetření sledujících systémová rizika vlivu inhalační expozice niklu na imunitní systém, na dýchací cesty a nakonec i jeho hematologického vlivu, byla vypočtena hodnota REL pro akutní expozici 0,2 µg/m<sup>3</sup> pro možné poškození imunitního systému a 0,014 µg/m<sup>3</sup> pro ochranu dýchacích cest a krevetvorby. Poněkud vyšší hodnotu uvádí Holandský národní úřad veřejného zdraví RIVM, který definuje pro chronickou expozici hodnotu TCA 0,05 µg/m<sup>3</sup>.

Klíčovým kritériem pro posouzení rizika expozice niklu je však jeho karcinogenní potenciál. Kancerogenita niklu však byla jednoznačně prokázána jen u organických sloučenin tohoto kovu. Nikl obsažen v tabákovém kouři je však rovněž považován za karcinogenní.

Na základě novějších informací o expozici a riziku odhadovaných v průmyslových populacích lze pro koncentraci niklu ve vzduchu 1 µg/m<sup>3</sup> stanovit riziko  $3,8 \times 10^{-4}$ . Koncentrace odpovídající riziku 1: 10<sup>6</sup> pro celoživotní expozici, je přibližně 2,5 ng/m<sup>3</sup>.

Současně platný imisní limit pro ochranu lidského zdraví definovaný v zákoně o ochraně ovzduší č. 201/2012 Sb. je 20 ng/m<sup>3</sup>.

### 5.1.10 Rtuť ( Hg ) 7439-97-6

V rurálních oblastech jsou úrovně rtuti přítomné v atmosféře asi do 2 ng/m<sup>3</sup>, v městských potom až 10 ng/m<sup>3</sup>. Dlouholeté průměry nalézané na pozadřové stanici IAM v Koštecích uvádí koncentrace kolem 1,5 ng/m<sup>3</sup>.

Rtuť, ač nenáleží mezi biogenní prvky, je v lidském organismu běžně zastoupena v množství 1-10 µg/kg hmotnosti. Nejdůležitější vstupní cestou pro rtuť je její inhalace, tedy dýchacím traktem. Páry rtuti resp. mikročástice obsahující sloučeniny rtuti procházejí po inhalaci do krevního řečiště, kde rychle oxidují. Některé sloučeniny rtuti např. metylrtuť mají lipofilní charakter a snadno procházejí buněčnými membránami včetně hematoencefalické bariéry v mozku. Kritickým orgánem pro působení rtuti je mozek, konkrétně jeho basální ganglia.

Významné mohou být chronické profesní intoxikace rtutí, které se projevují v lehčích případech neurastenii - podrážděností, neschopností soustředit se, nesnášenlivostí, zapomnětlivostí, stavy úzkosti. Mezi další příznaky náleží únava a slabost, třes rukou, očních víček, rtů nebo jazyka. Časté jsou rovněž poruchy řeči a zraku (zúžení zorného pole, zbarvení oční čočky a pod.). Dalším orgánem, který je vystaven nepříznivým účinkům chronické expozice rtutí jsou ledviny

Z přítomnosti rtuti ve volném ovzduší plyne, že denní množství absorbované do krevního řečiště z atmosféry v důsledku respirační expozice může být asi 30 až 160 ng. Neočekává se, že expozice rtutí z venkovního ovzduší při těchto hladinách má přímé účinky na lidské zdraví.

I přes vcelku pozitivní hodnocení rizika expozice rtutí z venkovního ovzduší autority odvozují bezpečné referenční koncentrace pro její inhalační expozice. V odvození se konstatuje, že převládající druh par kovové rtuti přítomný v ovzduší Hg(0), není ani mutagenní ani karcinogenní. Zanedbatelná je také expozice vzdušné methylrtuti, která se vyskytuje v koncentracích o 2-3 řády nižší než je její bezpečný příjem stanovený pro expozice potravinami. Proto pro inhalační expozici WHO odvozuje limitní GW hodnotu pouze pro anorganickou rtuť se zahrnutím anorganicky vázané dvojmocné rtuti.

Pro rtuťové páry byly nalezeny koncentrace LOAEL 15-30 µg/m<sup>3</sup>. Pro extrapolaci z LOAEL na pravděpodobnou NOAEL vychází chronická směrnice hodnota pro anorganické rtuťové páry 1,0 µg/m<sup>3</sup>. Tato hodnota chrání také před mírnými renálními účinky způsobenými kationtovou anorganickou rtutí. Současné znalosti však naznačují, že účinky na imunitní systém při nižších expozicích nelze vyloučit.

Renomované organizace však hodnotí chronická rizika expozice anorganickou rtutí podstatně přísněji. Posouzením komplexního vlivu expozice na vývoj organismu, nervový systém a ledviny byly odvozeny referenční koncentrace pro chronickou expozici holandským institutem RIVM a americkou ATSDR ve výši 0,2 µg/m<sup>3</sup>. Kalifornská EPA zahrнула do výpočtu i potenciální možnost expozice některými anorganickými a organickými sloučeninami rtuti a na tomto principu stanovila hodnotu REL pro celkovou rtuť dokonce na hodnotu 0,03 µg/m<sup>3</sup>.

Česká legislativa nedisponuje žádnou limitní hodnotou pro rtuť. Pro hodnocení chronického rizika anorganické rtuti s ochranou i dětské populace lze tedy použít hodnotu 0,03 µg/m<sup>3</sup>.

### 5.1.11 Benzen (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) CAS 71-43-2

Benzen je čirá, bezbarvá, těkává a hořlavá kapalina s charakteristickým zápachem. Rozhodujícím zdrojem atmosférických emisí aromatických uhlovodíků, mezi nimi i benzenu, jsou především výfukové plyny benzinových motorových vozidel. Dalším významným zdrojem emisí těchto uhlovodíků jsou ztráty vypařováním při manipulaci, skladování a distribuci benzínu. Významné úniky pocházejí také z chemického průmyslu, rafinerií ropy a plynu i ze spalování paliv(uhlí, oleje). Značné koncentrace benzenu se vyskytují také v cigaretovém kouři.

Benzen má poměrně nízkou akutní toxicitu, při dlouhodobé expozici má účinky hepatotoxické, genotoxické, imunotoxické a karcinogenní. Hlavní cestou vstupu benzenu do organismu je inhalace. Po expozici se benzen distribuuje do celého těla, přičemž nejvyšší koncentrace se nacházejí v kostní dřeni, v orgánech s vysokým zásobením krví (játra, ledviny) a ve tkáních s vysokým obsahem tuků (mozek). Benzen primárně poškozují centrální nervovou soustavu, imunitní systém a krevotvorbu. Projevem akutní otravy (po expozici řádově ve stovkách  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) jsou závratě, bolesti hlavy, euforie a zmatenost. Nicméně tak vysoké koncentrace nelze ve volném ovzduší předpokládat. Proto ani akutní zdravotní rizika expozice benzenem nejsou uvažována. Pro chronickou expozici je však při vysokých, ale reálných imisních koncentracích (například v bezprostředním okolí některých chemických výrobníků nebo při distribuce paliv), možné určité riziko předpokládat. US EPA udává platnou hodnotu referenční koncentrace RfC pro chronickou expozici ve výši  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Nejvýznamnějšími škodlivými účinky i velmi nízkých koncentrací benzenu po jeho dlouhodobé, tedy chronické expozici, jsou však mutagenita, genotoxicita a karcinogenita. Karcinogenní účinky jsou prokázány bezpečně jak pro zvířata, tak i pro člověka. IARC zařazuje benzen do skupiny „1“ – prokázaný lidský karcinogen (IARC 1987), US EPA do stejně rizikové skupiny „A“. Byly popsány nádory jater, prsu, nosní dutiny a leukémie. Přibývá studií, které uvádějí důkazy o vztahu mezi expozicí benzenem ze znečištěného ovzduší a vznikem akutní leukémie u dětí (IARC, 2010).

Protože se jedná o lidský karcinogen, pro který neexistuje žádná bezpečná expoziční koncentrace, měla by být úroveň expozice snižována na co nejnižší koncentrační hladinu. WHO uvádí jako jednotku karcinogenního rizika pro celoživotní inhalační expozici  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  hodnotu  $6 \times 10^{-6}$  a koncentraci  $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  spojovanou s rizikem vzniku 1 onemocnění leukémií na milion obyvatel nad přirozený výskyt této nemoci v populaci. (WHO Air Guidelines 2005). Hodnota uvedená v databázi IRIS US EPA je potom  $0,13-0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , vycházející ze zde stanovených mezí pro IUR ( $2,2-7,8 \times 10^{-6}$ ).

Používaná hodnota IUR  $6 \times 10^{-6}$  ( $1/\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) je horní mez odhadu rizika, která pravděpodobně nadhodnocuje jeho skutečné působení. Je možné diskutovat o takto stanovené jednotce inhalačního karcinogenního rizika, zda není příliš nízká a nevytváří tak disproporci mezi stanoveným imisním limitem pro benzen, který je i v naší legislativě (zákon o ochraně ovzduší 201/2012 Sb.) stanoven na  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### 5.1.12 Polyaromatické uhlovodíky- benzo(a)pyren (BaP) CAS 50-32-8

Polyaromáty vznikají prakticky při všech tepelných spalovacích procesech, zvláště při nedokonalém spalování organické hmoty. Jsou tedy také obsaženy ve zplodinách spalovacích motorů (zejména dieselových), v emisích z těžkého průmyslu (železářny, ocelárny, koksovny atd.) a v dalších spalovacích procesech, pochopitelně i v kouři lokálních topenišť. Mají schopnost přetrvávat v prostředí, kumulují se v jeho složkách a v živých organismech, jsou lipofilní a řada z nich má toxické, mutagenní či karcinogenní vlastnosti. Ve vysokých koncentracích (převyšujících koncentrace nejen ve venkovním ovzduší, ale i v pracovním prostředí) mohou mít dráždivé účinky. PAU patří mezi nepřímě působící genotoxické sloučeniny. Vlivem biotransformačního systému organismu vznikají postupně metabolity s karcinogenním a mutagenním účinkem.

PAH jsou látky značně perzistentní, v životním prostředí tedy mohou přetrvávat poměrně dlouhou dobu. Do organismu vstupují inhalací, zažívacím traktem i kůží. Expozice PAH, resp. BaP jsou spojovány nejvíce s rakovinou plic, močového měchýře, případně kůže. Karcinogenita polycyklických aromatických

uhlovodíků s počtem benzenových jader stoupá, maximální je u uhlovodíků s pěti aromatickými kruhy. IARC řadí polycyklické aromatické uhlovodíky mezi karcinogeny skupiny 1 – prokázané karcinogeny pro člověka (skupina 2A a 2B, tj. pravděpodobné a podezřelé).

PAH vykazují i malou akutní toxicitu (pro myši je  $LD_{50}$  BaP rovna  $1600 \text{ mg/m}^3$ ). Těchto koncentrací se však ve volném ovzduší nedosahuje. Samotný BaP patří také mezi iritující látky, nelze také nezmínit jejich imunosupresivní vlastnosti, či vliv na reprodukční systém. Přesto zůstává nejzávažnějším možným účinkem jeho vliv na indukci onkologického onemocnění. IARC zařazuje některé izolované PAH a jejich deriváty do skupiny 1A (pravděpodobný karcinogen pro člověka), benzo-a-pyren do skupin 1 (karcinogen pro člověka). Podle metodiky EPA pro hodnocení rizik karcinogenů (US EPA, 2005) je benzo(a)pyren rovněž „karcinogenní pro člověka“. Konstatování je založeno na silných a konzistentních důkazech u zvířat a lidí.

Z dosavadních toxikologických studií vyplývá, že benzo-a-pyren je dobrým skupinovým ukazatelem pro hodnocení zdravotního rizika celé této skupiny organických látek. US EPA poměrně nově uvádí i referenční koncentraci RfC pro jiné než karcinogenní působení BaP a to v hodnotě  $0,002 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ . Tato hodnota je odvozena od vývojové toxicity jeho působení na zárodečné buňky.

Na základě epidemiologických údajů ze studií u pracovníků v koksovacích pecích se odhaduje, že jednotkové riziko BaP jako indikátorové složky vzduchu pro PAH je  $8,7 \times 10^{-5} \text{ l/ ng.m}^3$ , (WHO 2005). Odpovídající koncentrace BaP způsobující nadměrné celoživotní riziko rakoviny 1:  $10^4$ , je potom  $1,2 \text{ ng/m}^3$ , takže koncentrace odpovídající přijatelnému riziku  $10^{-6}$  je téměř o dva řády nižší než hodnota současně v Evropě platného cílového imisního limitu i než jsou jeho běžné koncentrace ve volném ovzduší, zejména v ovzduší městských aglomerací. Tato hodnota je však stále podrobována odborné diskusi a například v databázi US EPA je v roce 2017 uvedena poněkud nižší hodnota IUR  $6,0 \times 10^{-4} \text{ (1/ng.m}^3)$ . Tato hodnota tedy riziko karcinogeneze značně snižuje a více se blíží akceptovatelnému riziku 1:  $10^6$  pro koncentraci BaP  $1 \text{ ng/m}^3$ , což je současně platná hodnota českou legislativou přijatého imisního limitu pro průměrnou roční koncentraci BaP ve volném ovzduší.

### 5.1.13 PCDD/F CAS 1746-01-6

Skupinový termín "dioxiny" se používá k označení rodiny komplexních, ale příbuzných chlorovaných sloučenin s podobnými chemickými strukturami a biologickou aktivitou. Polychlorované dibenzo-p-dioxiny (PCDD) zahrnují 75 jednotlivých sloučenin a podobné polychlorované dibenzofurany (PCDF) zahrnují 135 jednotlivých sloučenin, které se projevují vysokou stabilitou v životním prostředí a mají navíc i významnou schopnost bioakumulace v živých organismech. To je ve spojení s jejich toxickým a kancerogenním potenciálem největší hrozbou pro lidskou populaci. Kancerogenním potenciálem pak disponuje 29 sloučenin (se zahrnutím planárních PCB)

Dioxiny narušují základní a všudypřítomný receptorový systém (Ah receptor), který reguluje enzymy a další proteiny. I když se má za to, že výše zmíněných 29 sloučenin má podobný mechanismus toxicity, ne všechny jsou stejně toxické. Nejtoxičtějším a nejlépe studovaným dioxinem je 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD).

2,3,7,8-TCDD není průmyslem záměrně vyráběn. Obecně mohou být dioxiny „neúmyslně vyrobeny“ ve velmi malém množství jako nečistota při spalování komunálních a průmyslových odpadů nebo během výroby některých chemických sloučenin. 2,3,7,8-TCDD je primárně uvolňován do životního prostředí během spalování fosilních paliv (včetně motorových vozidel) a dřeva.

Pro jednodušší kvantifikování vlivu pestré směsi těchto podobných sloučenin byl zvolen systém přepočtu jejich aktuální naměřené koncentrace na příslušné riziko n jejím násobením faktorem, který reprezentuje míru rizikového potenciálu této sloučeniny vzhledem k potenciálu 2,3,7,8-TCDD, jenž byl arbitrážně zvolen jedna. Celková koncentrace TEQ TCDD pak představuje „teoretické množství 2,3,7,8-TCDD“, které se rovná celkovému riziku toxickému účinku směsi. Na tyto hodnoty TEQ TCDD jsou také stanoveny příslušné referenční koncentrace potřebné pro kvantifikaci rizika této skupiny chemických látek.

Hlavním akutním (krátkodobým) účinkem jejich expozice vysokým hladinám PCDD/F v ovzduší je chlorakné, což je závažný stav podobný akné, který se může vyvinout během měsíců po první expozici. Tyto poznatky byly získány při hodnocení průmyslové havárie v Indii. Akutní testy na zvířatech však ukázaly, že PCDD má extrémní toxicitu při orální expozici.

Chlorakné je také hlavním účinkem pozorovaným při chronické (dlouhodobé) expozici dioxiny u lidí. Studie na zvířatech uváděly ztrátu vlasů, ztrátu tělesné hmotnosti a oslabený imunitní systém při orálním vystavení 2,3,7,8-TCDD. Kalifornská EPA odvozuje pro chronické inhalační riziko referenční koncentraci 2,3,7,8-TCDD REL 0,04 ng/m<sup>3</sup>. US EPA však doposud pro nedostatek průkazných hodnot referenční koncentraci (RfC) ani referenční dávku (RfD) pro 2,3,7,8-TCDD prozatím nedefinuje.

U zvířat exponovaných 2,3,7,8-TCDD byly pozorovány reprodukční účinky, včetně změn hladin pohlavních hormonů, snížené produkce spermatu a zvýšeného počtu potratů. Výsledky dostupných reprodukčních a vývojových studií u lidí jsou však doposud neprůkazné.

Dioxiny však mimo přímé systémové toxicity disponují i poměrně významným kancerogenním potenciálem. Studie na lidech, primárně pracovníků vystavených inhalaci 2,3,7,8-TCDD, zjistily souvislost mezi 2,3,7,8-TCDD a rakovinou plic, sarkomy měkkých tkání, lymfomy a karcinomy žaludku. Doposud však není dostatek validních důkazů o karcinogenních účincích 2,3,7,8-TCDD ani u zvířat po inhalační expozici.

US EPA však klasifikuje 2,3,7,8-TCDD jako skupinu B2; pravděpodobný lidský karcinogen a pro odhad inhalačního rizika uvádí hodnotu IUR  $3,3 \times 10^{-5}$  (1/pg/m<sup>3</sup>) pro 2,3, 7,8-TCDD. Pro výpočet systémového rizika lze použít hodnotu OEHHHA 0,04 ng/m<sup>3</sup>.

Česká legislativa žádnou limitní hodnotu pro ochranu veřejného zdraví neuvádí.

## 5.2 Vztah dávka účinek

Pro navrhování bezpečných úrovní expozice chemickým látkám či fyzikálním faktorům a pro hodnocení rizik vyplývajících z jejich expozice se vychází ze základního předpokladu, že zvyšuje-li se expoziční dávka, zvyšuje se její škodlivý účinek na zdraví. Obecně je přijat lineární model tohoto vztahu. Zdravotní účinky škodlivin na živý organismus lze zásadně rozdělit na krátkodobé (akutní) a dlouhodobé (chronické).

**Akutní**, neboli krátkodobé zdravotní účinky se projevují již při expozici jedné nebo při několika málo opakovaných dávkách v průběhu krátkého času (často 24 hod, ale i doba kratší, například jedné hodiny). K projevům akutní intoxikace je zapotřebí vždy vyšších (obvykle řádově) expozičních koncentrací, než je tomu u dlouhodobých expozic způsobujících chronická zdravotní rizika.

**Dlouhodobé**, tj. chronické účinky, které se projevují teprve s odstupem doby od zahájení expozice, případně po jejím skončení a předpokládá se dlouhodobá stálá expozice příslušnou škodlivinou (nejméně jeden rok, ale i déle).

U toxikologicky významných chemických látek je sledován jednak jejich **systémový toxický účinek** s definováním poměrně přesné prahové účinnosti (tj. koncentrace nebo dávky, pod kterou již není zaznamenán žádný negativní účinek příslušné látky na cílový orgán) nebo **karcinogenní efekt**, při kterém nelze určit prahovou dávku, která je bez účinku. V tomto druhém případě se tedy myšlenkově předpokládá, že neexistuje žádná bezpečná „prahová“ koncentrace dané látky a extrapolace k „nulové hodnotě“ je rovněž obvykle lineární, případně vícečetná.

### 5.2.1 Výpočet vztahu dávka – účinek systémově působící škodliviny

Výsledkem hodnocení vztahu dávka/expozice – účinek je odhad parametrů závislosti tohoto účinku na dávce, charakterizované koncentrací příslušné škodliviny a způsobem její expozice lidským organismem. Pro kvantifikaci vztahu dávka-účinek jsou v toxikologických databázích odvozeny pro inhalační nebo ingesční expozici systémově působících škodlivin referenční koncentrace, které sice mohou mít různý název podle organizace, která je publikuje, ale způsob jejich odvození je totožný. Databáze amerického úřadu pro životní prostředí (US EPA) je uvádí jako hodnoty RfC (pro inhalaci), nebo referenční dávky RfD (pro ingesci), jiné organizace mají pro referenční koncentrace svá označení. Hodnotu referenční koncentrace/dávky systémově působící škodliviny je odvozován obecně z hodnoty nejnižší dávky účinné látky, která ještě nevyvolává popsany účinek (NOAEL) krácené faktorem nejistoty UF a modifikujícím faktorem MF mezidruhového převodu získaných hodnot. V několika případech, ve kterých nelze z nějakých důvodů extrapolovat data k hodnotě bez toxického účinku se používá hodnota LOAEL, která je nejnižší zaznamenanou hodnotou vyvolávající v pokusu sledovaný toxický efekt. Niže je uveden vztah pro odvození referenční hodnoty/koncentrace.

$$RfC = \frac{NOAEL (LOAEL)}{UF \times MF}$$

Pro konzervativní přístup k hodnocení zdravotního rizika inhalací systémově působící škodliviny ovzduším počítáme expozici 24 hodin denně pro dospělého člověka o hmotnosti 70 kg, který vdechne za tuto dobu 20 m<sup>3</sup> vzduchu a hodnotu faktoru nejistoty či mezidruhový faktor násobky 10 pro pokrytí individuálních rozdílů, případně specifické ochrany citlivých populačních skupin.

Zdravotní inhalační riziko, jeho míru, pak kvantifikujeme z poměru skutečně naměřených koncentrací příslušné škodliviny v ovzduší (Ci) ke zvolené referenční koncentraci (např. RfC) a vyjadřujeme ho jako kvocient toxické nebezpečnosti HQ. Pro hodnocení rizik ze všech toxicky významných látek v prostředí sledovaných, přijímáme princip aditivity tzn., že celková hodnota HQ, kterou označujeme jako index toxické nebezpečnosti HI, je součtem všech dílčích HQ<sub>o</sub> expozičním scénářem identifikovaných škodlivin v prostředí, které působí na stejný cílový orgán nebo systém jednotlivce

$$HQ_{(i)} = Ci / RfC_o \text{ a tedy } HI = \sum HQ_{o(i)}$$

Výsledkem výpočtu je bezrozměrný koeficient nabývající hodnot menších či větších než 1. Podle metodiky hodnocení vypracované orgány EPA jsou toxická rizika považována za malá, případně akceptovatelná, je-li hodnota HQ respektive HI menší než 1.

Hodnoty koeficientů RfC jsou k dispozici například v databázi IRIS agentury US EPA. Podobné hodnoty, většinou s jiným označením můžeme nalézt i v dalších databázích, z nichž nejdůležitější jsou databáze Kalifornské pobočky EPA (hodnoty OEHHA REL), ATSDR(MRL), WHO(GV), případně další. V následující tabulce jsou uvedeny hodnoty těchto koeficientů použitelných pro zhodnocení chronického rizika relevantních emisních škodlivin z posuzovaného záměru.

**Tab.5.1 : Referenční hodnoty pro výpočet rizik akutní a chronické expozice škodlivin**

škodlivina	Akutní expozice		Chronická expozice	
	databáze RC	RC (µg/m <sup>3</sup> )	databáze RC	RC (µg/m <sup>3</sup> )
As	OEHHA (REL)	0,2	OEHHA (REL)	0,015
Cd	ATSDR (MRL)	30	OEHHA (REL)	0,02
Cr <sup>6+</sup>	ATSDR (MRL)	0,3	OEHHA (REL)	0,2
Cr <sup>3+</sup>	RIVM (TCA)	60	ATSDR (MRL)	5,0
Hg	OEHHA (REL)	0,6	OEHHA (REL)	0,03
Mn	OEHHA (REL)	0,17	US EPA (RfC)	0,05
Ni	ATSDR (MRL)	0,2	OEHHA (REL)	0,014
Pb	NIOSH REL	50	WHO (GV)	0,5
BZ	ATSDR (MRL)	33	US EPA (RfC)	30
BaP	Pro inh.riziko není stanoveno		US EPA (RfC)	0,002
PCDD/F	Pro inh.riziko není stanoveno		OEHHA (REL)	0,04 (ng/m <sup>3</sup> )

Z tabulky je zřejmé, že pro většinu zde uvedených škodlivin je rozdíl mezi hodnotami pro chronickou a akutní expozici více než jeden řád. Z tohoto důvodu, rovněž pak z posouzení odstupů mezi krátkodobými a ročními příspěvky posuzovaného záměru budou v dalším posuzována systémová rizika převážně pouze z chronického působení relevantních škodlivin.

Kromě těchto škodlivin jsou v dalším textu posuzována akutní a chronická rizika z expozice tzv. standardních škodlivin, jimiž jsou prашný aerosol PM a oxidy siřičité a dusičité.

## 5.2.2 Vztah dávka-účinek expozice polétavého prachu PM a oxidu dusičitého

Skupinou škodlivin, u kterých nejsme schopni jednoznačně identifikovat jejich koncentrační práh škodlivého působení, ale působí rovněž systémově, jsou prашný aerosol a oxid dusičitý. Pro ně se postupem doby ustálila metodika založená na výpočtu rizika z hromadných epidemiologických dat hodnotících imisní koncentraci ve vztahu k významným zdravotním diagnózám způsobovaných touto škodlivinou. Hodnocení je založeno na kvantifikaci přírůstků příčinných diagnóz vyvolaných definovaným nárůstem koncentrace příslušné imisní škodliviny.



### 5.2.2.1 *Imise polétavého prachu*

Závěry epidemiologických studií (WHO, 2006, 2014) zaměřených na vlivy prašnosti na exponovanou populaci uvádějí kauzální vztahy mezi zvýšením prašnosti a výskytem symptomů poškození zdravotního stavu populace. Jako vstupní je použita hodnota zvýšení koncentrace prachové frakce o  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Výsledný efekt je vyjádřen jako změna (zvýšení) výskytu jednotlivých symptomů poškození zdraví oproti situaci s nižší zátěží prašnosti v lokalitě (pomocí procent, případně jiných epidemiologických ukazatelů – RR, OR), nebo výskytem nových případů symptomu poškození zdraví v populaci určité četnosti (většinou 100.000 obyvatel, případně určité věkové kohorty). Vztahy jsou formulovány jako lineární, založené na předpokladu bezprahového účinku prašnosti na zdravotní stav populace. K odhadu věkové struktury a počtů diagnostikovaných obyvatel na vybrané příčinné diagnózy, byly použity poslední dostupné údaje ze zdravotnické ročenky ČR (ÚZIS 2018).

K bližšímu kvantitativnímu odhadu dlouhodobého vlivu suspendovaných částic na lidské zdraví v rámci tohoto hodnocení byly využity výsledky projektu HRAPIE(2014), kde jsou uvedeny referenční vztahy, které slouží k výpočtu atributivního rizika v ukazatelích úmrtnosti a nemocnosti populace. Využity jsou vztahy expozice a účinku odvozené z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel vyjádřené jako relativní riziko RR nebo poměr šancí OR odpovídající nárůstu expozice průměrné roční koncentrace  $\text{PM}_{10}$  nebo  $\text{PM}_{2,5}$  o  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Změny zdravotního stavu vlivem expozice příslušnou frakcí polétavého prachu však podle názoru některých expertů nastávají teprve od určité expoziční imisní koncentrace, jenž je definována jako hodnota LOAEL. Doposud však tato hodnota není jasně stanovena a tedy ji experti pro hodnocení zdravotního rizika expozice polétavým prachem nepoužili (WHO, projekt HRAPIE 2014). Lze tedy s určitou pravděpodobností předpokládat, že takto provedené výpočty mohou být poněkud nadhodnoceny. To je však v souladu s principem předběžné opatrnosti akceptovatelné.

#### ***Pro expozici frakcí $\text{PM}_{2,5}$ jsou použity následující vztahy nárůstu rizika:***

- celková úmrtnost u populace nad 30 let věku - RR 1,062 (CI 95% 1,040-1,083)
- hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění pro celou populaci - RR 1,0091 (95% CI 1,0017-1,0166)
- hospitalizace pro respirační onemocnění pro celou populaci - RR 1,019 (95% CI 0,9982-1,0402)
- dny s omezenou aktivitou ze zdravotních důvodů (Restricted activity days - RADs) pro celou populaci - RR 1,047 (95% CI 1,042-1,053)

#### ***Pro frakci $\text{PM}_{10}$ se jedná o následující vztahy:***

- incidence (nové případy) chronické bronchitidy pro dospělé nad 18 let - RR 1,117 (95% CI 1,040-1,189),
- prevalence bronchitidy u dětí ve věku 6-12 let – OR 1,08 (95% CI 0,98-1,19)
- incidence astmatických symptomů u astmatických dětí ve věku 5-19 let - OR 1,028 (95% CI 1,006-1,051)

K vyjádření zdravotního rizika prašnosti je vhodné využít vztahu k odhadu ztráty let života exponované populace (YOLL – years of life lost). Na základě odhadu relativního rizika úmrtnosti vlivem zvýšené prašnosti částic byl odvozen pro expozici prašnosti  $\text{PM}_{10}$  vztah pro chronickou mortalitu (chronic mortality), který znamená, že u exponované populace početnosti 1.000 obyvatel se zvýšení chronické expozice prašnosti  $\text{PM}_{10}$  o  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  po dobu jednoho roku projeví sumární ztrátou 4 let života.

### 5.2.2.2 *Inhalační rizika imisí oxidu dusičitého*

Pro hodnocení chronických rizik z expozice oxidem dusičitým je situace komplikovanější. Metaanalýzy výsledků epidemiologických studií zjišťujících vliv chronické inhalační expozice NO<sub>2</sub> na mortalitu, či chronické vlivy na horní cesty dýchací naznačují, že vliv dlouhodobých imisních koncentrací se může až z jedné třetiny překrývat s vlivem dlouhodobé expozice jemnou frakcí prašného aerosolu PM<sub>2,5</sub>. Kvantitativní hodnocení zdravotních rizik je tedy komplikováno faktem, že je obtížné oddělit účinky oxidu dusičitého od dalších současně působících látek, tedy především prašného aerosolu a také dosavadní vztahy pro hodnocení zdravotních rizik expozice prachem již jistým způsobem rizika způsobená oxidy dusíku zahrnují. Experti projektu HRAPIE doporučili následující vztahy pro relativní riziko nárůstu chronické (roční) imise oxidu dusičitého o 10 µg/m<sup>3</sup>.

- celková úmrtnost u populace nad 30 let věku - RR 1,055 (CI 95% 1,031-1,080) pro koncentrace NO<sub>2</sub> vyšší než 20 µg/m<sup>3</sup>
- prevalence bronchitických symptomů u astmatických dětí ve věku 5-14 let – OR 1,021 (95% CI 0,98-1,19) při změně ročního průměru koncentrace NO<sub>2</sub> o 1 µg/m<sup>3</sup> s podílem astmatické dětské populace 5,8% a podílem prevalence těchto symptomů u astmatických dětí 21,1%.

Pro hodnocení akutní toxicity oxidu dusičitého NO<sub>2</sub> lze ovšem také využít jako referenční koncentraci WHO doporučenou hodnotu 200 µg.m<sup>-3</sup> (pro 1h koncentraci), která chrání před akutními účinky i vnímavější jedince se sníženou plicní funkcí a astmatiky a pro chronické systémové působení (bez možnosti přesné definice způsobu expozičního vlivu), lze použít hodnotu GV 40 µg/m<sup>3</sup>.

## 5.3 Vztah dávka-účinek expozice karcinogenních škodlivin

Poslední skupinou látek, jsou anorganické prvky a sloučeniny s kancerogenním potenciálem. Předpokládá se, že tyto škodliviny nemají žádnou koncentrační mez od které je jejich působení identifikovatelné a navíc jejich riziko spočívá v dlouhodobém celoživotním působení na organismus exponovaného člověka. Riziko je tedy hodnoceno extrapolací viditelných účinků k nule a předpokládá se, že jejich působení lineárně narůstá s expoziční koncentrací. Rychlost (míra) tohoto růstu rizika se vyjadřuje jako směrnice rizika na jednotku expoziční koncentrace a je vyjadřována jako IUR nejčastěji v jednotce (1/µg/m<sup>3</sup>).

Kvantifikace míry karcinogenního rizika se pak vyjadřuje jako teoretické navýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění pro jednotlivce (ILCR Individual life cancer risk), které může způsobit daná úroveň expozice hodnocenou škodlivinou nad obecný výskyt v populaci za 70 let celoživotní expozice. Výpočet dle vzorce:

$$ILCR = Cr (\mu\text{g}/\text{m}^3) \times IUR 1/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$$

Hodnocení míry karcinogenního rizika se provádí na základě předpokladu dlouhodobého odhadu průměrných ročních imisních koncentrací Cr vzhledem k tomu, že se jedná o pozdní účinek těchto látek.

Z vypočtených hodnot lze dále vypočítat atributivní populační karcinogenní riziko APCR. Hodnota udává pravděpodobný roční počet nových případů nádorových onemocnění v exponované populaci vlivem hodnocené škodliviny. Výpočet se provede dle vzorce:

$$\text{APCR} = \text{ILCR} \times \text{počet osob v exponované populaci} / 70 \text{ let}$$

Pro screeningový odhad výpočtu rizika karcinogeneze tedy slouží „Přijatelná míra individuálního karcinogenního rizika ILCR“, jejíž hodnota je výrazem akceptovatelnosti karcinogenního rizika v dané zemi. Pro ČR jsme přijali jako akceptovatelné individuální riziko hodnotu  $1.10^{-6}$ , v matematickém vyjádření  $1,0E-06$ , kterou lze interpretovat jako pravděpodobnost vzniku zhoubného onemocnění vlivem celoživotní expozice škodliviny nad přirozený výskyt u jednoho člověka z milionu.

Pro výpočet ILCR podle výše uvedeného vztahu jsou ve známých databázích uvedeny hodnoty IUR pro posuzované škodliviny. Jejich seznam je uveden v následující tabulce.

**Tab.5.2 : Hodnoty inhalačního jednotkového rizika IUR pro relevantní škodliviny**

Škodlivina/jednotka	zdrojová databáze	IUR
As (1/μg/m <sup>3</sup> )	WHO	$1,5 \times 10^{-3}$
Cd (1/μg/m <sup>3</sup> )	US EPA	$1,8 \times 10^{-3}$
Cr <sup>6+</sup> (1/μg/m <sup>3</sup> )	WHO	$1,2 \times 10^{-2}$
Ni (1/μg/m <sup>3</sup> )	WHO	$3,8 \times 10^{-4}$
Pb (1/μg/m <sup>3</sup> )	OEHHA	$1,2 \times 10^{-5}$
BZ (1/μg/m <sup>3</sup> )	WHO	$6,0 \times 10^{-6}$
BaP (1/ng/m <sup>3</sup> )	WHO	$8,7 \times 10^{-5}$
PCDD TEQ (1/pg/m <sup>3</sup> )	US EPA	$3,3 \times 10^{-5}$

## 5.4 Expozice

Expozice je proces kontaktu fyzikálního, chemického nebo biologického faktoru s exponovaným jedincem nebo organismem. Cílem stanovení expozice při hodnocení rizika z prostředí je odhadnutí absorbované dávky s cílem tento děj správně extrapolovat k tzv. vnitřní dávce, jež je pro organismus biologicky aktivní a vyvolá v něm očekávané změny. Pro inhalační expozici jsou vypočtené konstanty (referenční koncentrace) stanoveny tak, abychom mohli ke kvantifikaci rizika expozice použít přímo imisní koncentrace příslušné škodliviny. K výpočtu potřebujeme znát jednak tzv. pozadové imisní koncentrace, které udávají nejpravděpodobnější průměrnou hodnotu příslušné škodliviny v daném místě nebo ploše a k posouzení vlivu technologie také imisní koncentrace, které se do prostředí dostávají z posuzovaného záměru.

### 5.4.1 Imisní koncentrace identifikovaných významných škodlivin v zájmové lokalitě

Hodnocení dosavadní úrovně imisní zátěže v předmětné lokalitě vychází primárně z map úrovní imisního znečištění konstruovaných v síti 1 x 1 km, které jsou zveřejňovány na internetových stránkách MŽP. V následující tabulce jsou uvedeny průměrné hodnoty imisních koncentrací platných pro jednotlivé RB zájmové lokality. Hodnoty pro tyto RB byly vypočteny v imisní rozptylové studii (IRS Bucek, 2019). V tabulce jsou uvedeny všechny vypočtené imisní koncentrace příslušející k 39 referenčním bodům.

**Tab. 5.3 : Imisní koncentrace současného pozadí v zájmové lokalitě, pětileté průměry 2014-2018**

Číslo ref. bodu	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	Benzen	BaP	As	Cd	Pb	Ni
	prům. rok [µg/m <sup>3</sup> ]	prům. rok [µg/m <sup>3</sup> ]	prům. rok [µg/m <sup>3</sup> ]	4.d. [µg/m <sup>3</sup> ]	prům. rok [µg/m <sup>3</sup> ]	prům. rok [ng/m <sup>3</sup> ]	prům. rok [ng/m <sup>3</sup> ]	prům. rok [ng/m <sup>3</sup> ]	prům. rok [ng/m <sup>3</sup> ]	prům. rok [ng/m <sup>3</sup> ]
1	25,0	19,2	18,0	16,2	1,4	0,7	0,9	0,2	6,6	1,4
2	24,6	18,8	22,4	17,0	1,4	0,7	0,9	0,2	6,4	1,3
3	26,8	20,1	23,7	17,7	1,5	0,7	0,7	0,2	6,8	1,6
4	24,3	18,2	16,6	16,6	1,3	0,6	0,9	0,2	6,3	1,2
5	27,6	21,1	29,5	15,7	1,7	0,8	0,8	0,2	7,0	1,6
6	27,1	21,6	22,2	17,3	1,4	0,9	1,0	0,2	7,5	1,5
7	24,3	18,8	17,0	15,6	1,3	0,7	1,0	0,2	6,5	1,3
8	25,8	19,2	19,8	19,8	1,3	0,6	0,7	0,2	6,4	1,2
9	24,5	18,1	16,7	19,4	1,3	0,6	0,8	0,2	6,0	0,6
10	25,6	19,4	22,8	17,4	1,4	0,7	0,8	0,2	6,3	1,1
11	22,0	16,5	14,2	15,0	1,2	0,6	1,0	0,2	5,7	0,8
12	20,6	15,8	11,3	13,7	1,0	0,6	0,9	0,2	5,5	0,6
13	17,9	14,1	10,0	13,3	0,9	0,4	0,9	0,2	5,1	0,5
14	18,5	14,7	12,0	13,6	1,0	0,4	0,9	0,2	5,2	0,5
15	22,4	17,0	16,2	15,1	1,3	0,7	1,1	0,2	5,9	1,0
16	26,8	20,7	22,0	13,7	1,5	0,9	1,0	0,2	6,3	0,9
17	22,4	17,5	15,3	15,8	1,2	0,7	1,0	0,2	5,6	0,8
18	26,4	20,8	14,2	13,6	1,2	0,9	1,0	0,2	6,1	0,8
19	21,1	15,9	12,7	14,0	1,1	0,6	0,9	0,2	5,5	0,6
20	24,0	18,6	14,2	14,4	1,2	0,8	1,0	0,2	6,0	1,0
21	25,1	19,7	15,6	14,7	1,3	0,8	1,0	0,2	6,0	1,0
22	23,3	18,3	12,7	13,9	1,1	0,7	1,0	0,2	5,8	0,9
23	22,9	17,6	15,5	14,8	1,2	0,7	1,0	0,2	6,0	1,1
24	20,9	16,4	12,3	13,8	1,0	0,5	1,0	0,2	5,4	0,8
25	21,6	16,7	12,0	13,2	1,0	0,6	1,0	0,2	5,5	0,5
26	22,0	16,9	16,2	15,2	1,2	0,7	1,0	0,2	5,7	0,7
27	24,0	18,8	14,5	12,7	1,3	0,8	1,0	0,2	5,9	0,8
28	23,8	18,7	14,7	14,6	1,2	0,7	1,0	0,2	6,1	1,1
29	24,4	18,7	16,7	14,1	1,4	0,8	0,9	0,2	6,1	1,0
30	23,1	17,8	16,4	14,8	1,2	0,8	1,0	0,2	5,9	0,7

Číslo ref. bodu	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	Benzen	BaP	As	Cd	Pb	Ni
31	22,3	17,7	14,8	13,7	1,1	0,6	0,9	0,2	5,5	0,5
32	21,6	16,8	11,3	13,2	1,0	0,6	1,0	0,2	5,5	0,7
33	22,7	17,2	16,6	15,1	1,4	0,9	1,1	0,3	6,8	0,9
34	21,2	16,0	11,5	14,0	1,1	0,7	1,0	0,3	6,0	0,6
35	23,8	18,0	15,9	15,2	1,4	1,0	1,1	0,2	6,5	0,9
36	17,5	13,6	9,6	13,7	0,9	0,4	0,9	0,3	5,4	0,5
37	24,7	18,8	14,5	14,3	1,3	1,1	1,1	0,2	6,4	0,8
38	22,2	17,4	13,2	14,1	1,2	0,8	1,1	0,3	6,0	0,6
39	26,8	20,3	31,1	19,7	1,6	0,7	0,7	0,2	6,7	1,5

Z tabulky je zřejmé, že většina takto vypočtených koncentrací nabývá pro jednotlivé RB značně rozptýlené hodnoty s relativní směrodatnou odchylkou v řádu +/- 10-40 %. Pro výpočet rizik v jednotlivých bodech bude tedy dále používána vždy pro daný RB aktuálně vypočtená hodnota imisního pozadí.

Imise manganu, chromu, rtuti a 1hodinové koncentrace NO<sub>2</sub> nejsou tímto způsobem plošně hodnoceny. Pro tyto škodliviny byly použity pětileté průměrné hodnoty z měření v letech 2014-18 na třech jihomoravských stanicích AIM ČR: ISKO 1501 Kuchařovice, reprezentující zemědělskou, málo urbanizovanou oblast, 1779 Brno-Líšeň, jako městská pozad'ová stanice a 1672 Hodonín, která reprezentuje středně velké město. Tyto stanice představují dobrý průměr pozad'ových imisí manganu a chromu v jihomoravském kraji.

Rtuť ve volném ovzduší lze, vzhledem k jejím fyzikálním vlastnostem, analyzovat jen obtížně. V ČR jsou k dispozici pouze výsledky z měření na pozad'ové stanici AIM Košetice (ISKO 1557). Ty byly také vzaty jako jediná hodnota pozadí platná pro všechny referenční body zájmové lokality. Výsledky pro pozad'ové koncentrace prvků Mn, Cr, Hg a oxidu dusičitého jsou uvedeny v následujících třech tabulkách.

**Tab. 5.4 : Průměrné roční imisní koncentrace na stanicích AIM ČR JmK ( pětileté průměry)**

ISKO 2014-18	Líšeň 1779	Kuchařovice 1501	Hodonín 1672	průměr
chrom ng/m <sup>3</sup>	1,32	0,66	1,92	1,30
mangan ng/m <sup>3</sup>	6,92	4,28	6,88	6,03

**Tab. 5.5 : Průměrné roční imisní koncentrace rtuti na stanici Košetice**

Košetice ISKO 1557	2012	2013	2014	2015	2016	Průměr 2012-15
rtuť ng/m <sup>3</sup>	1,37	1,56	1,17	1,64	1,70	1,49

**Tab. 5.6 : Průměrné 1hodinové imisní koncentrace na brněnských stanicích AIM**

Stanice AIM 1 hod. NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	2014	2015	2016	2017	2018	průměr
Brno-Dětská nemocnice	80,7	87,2	87	98,1	93	89,2
Brno-Arboretum	75	55,7	79,4	82,3	64,7	71,4
Brno-Lány	110,9	103,3	94,1	112,5	95,1	102,4
Brno-Masná	-	106,4	94,9	116,7	-	106
Brno-Svatoplukova	146,5	132,4	141,2	132,9	125,3	133,8
Brno-Tuřany	63,5	65	58,2	79,4	61,6	66,8
Brno-Úvoz (hot spot)	133,7	-	104,6	119	106,9	117,7
Brno-Výstaviště	103,1	93,9	100,4	109,2	91,4	104,2
Brno-Zvonařka	110	123	104,8	112,7	-	116,8
Sivice	-	53,8	47,2	58,5	68,5	57,0
hodnota průměru 1hodinových imisí s 95% pravděpodobností						96,5

Pro hodnoty pozadí tedy použijeme roční průměrnou hodnotu manganu 6,0 ng/m<sup>3</sup>, pro celkový chrom 1,3 ng/m<sup>3</sup>, rtuť 1,5 ng/m<sup>3</sup> a jednohodinovou koncentraci NO<sub>2</sub> 96,5 µg/m<sup>3</sup>, jako pětiletý průměr naměřený na 10 stanicích AIM v letech 2014-18. Tato hodnota reprezentuje nejpravděpodobnější 1hod. imisní koncentraci v daném místě. Hodnoty okamžitých denních imisních koncentrací ostatních škodlivin nejsou v přístupech k detailním údajům ISKO AIM ČR k dispozici.

Pro imise polychlorovaných dibenzo-dioxinů je získání jejich požadové koncentrace rovněž velmi obtížné. Analýzy této skupiny látek jsou poměrně složité a jejich imisní koncentrace velmi nízké, pohybující se v řádu 10<sup>-6</sup> ng/m<sup>3</sup>. K jistému porovnání můžeme použít jednoho z mála měření, které bylo realizováno v ČR v letech 2012-17 a to na dvou místech v kraji Vysočina (Jihlava a Bochovice). Výsledky pětiletých průměrů imisí skupiny PCDD/F (TEQ) v krajském městě Jihlava 26,3 ft/m<sup>3</sup> a malé obci na Českomoravské vysočině Bochovice 31,8 ft/m<sup>3</sup> naznačují, že imisní pozadí této skupiny látek je důsledkem pravděpodobně dálkových emisí z různých antropogenních a přírodních zdrojů a můžeme předpokládat, že se v jednotlivých typech území příliš nemění. Tedy průměr z obou lokalit 29,0 ftg/m<sup>3</sup> lze považovat za dobrý odhad pozadí této skupiny polutantů vhodný pro výpočet rizik.

K posouzení vlivu realizovaného záměru použijeme hodnoty z výpočtového stavu VS1 a VS2 pro každý ze 39 referenčních bodů uvedených v IRS. Hodnoty příspěvků posuzovaných škodlivin odpovídající současnému stavu (VS1) a příspěvku, který je vypočten pro situaci výpočtového stavu VS7, tedy po komplexní realizaci záměru, jsou uvedeny v příloze této studie hodnocení zdravotních rizik. A jsou použity pro hodnocení zdravotních rizik.

Výpočet požadových koncentrací po realizaci posuzovaného záměru, tedy pro konečný rok 2035 je proveden tak, že příspěvky ze zdrojů technologie v současném stavu vypočtené v IRS odečteme od celkové hodnoty pozadí v příslušném RB a k ní teprve připočteme hodnotu budoucího příspěvku. Tento postup však předpokládá neměnnost požadových hodnot, které lze v časově velmi dlouhé periodě 15 let, lze jen obtížně predikovat. Stejná úvaha platí i pro počty obyvatel potřebné pro výpočty populačních rizik. Použitý postup je tedy založen na určitém zjednodušení pohledu na tyto dva faktory v budoucím stavu.

I z tohoto důvodu budou v kapitole charakterizace rizika primárně hodnoceny i vlivy jednotlivých příspěvků škodlivin jak v dnešním/současném stavu, tak i po realizaci záměru. Již jejich prostý rozdíl může posoudit změny vlivů posuzovaného záměru s daleko větší přesností a spolehlivostí (i zde se však mohou měnit dopravní proudy, případně další změny v emisních zdrojích působících v daném referenčním

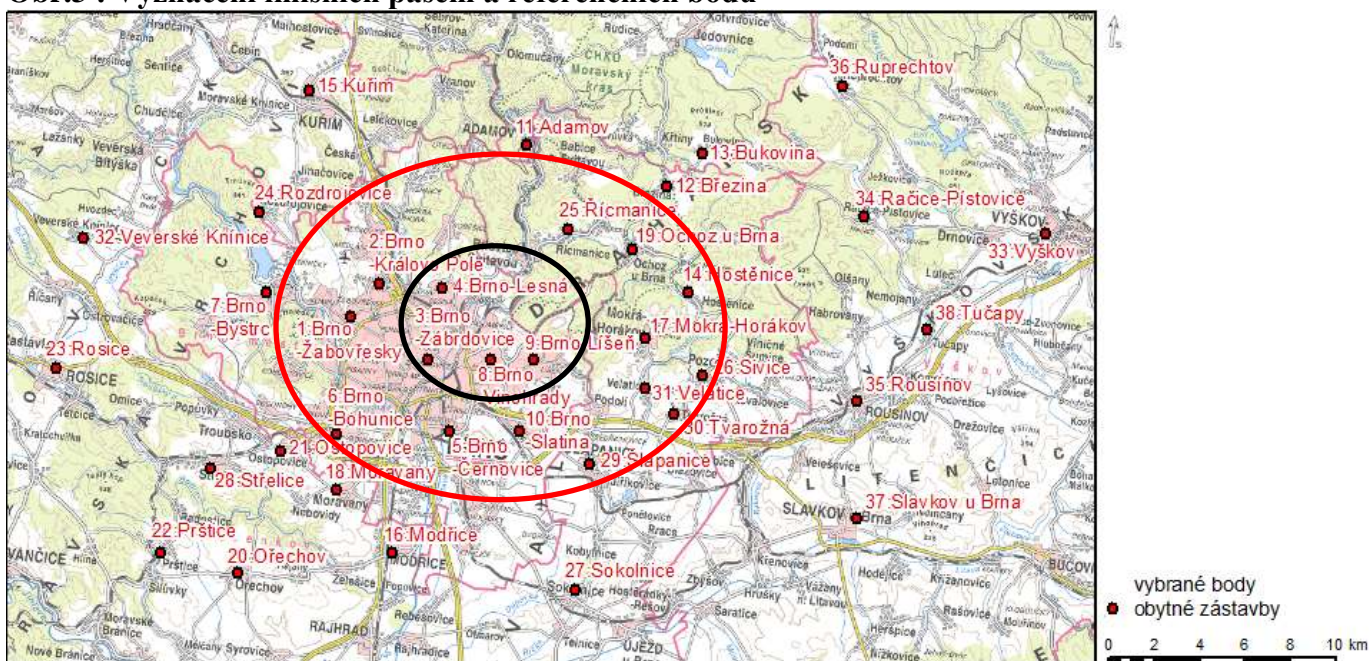
bodě). Hodnocení celkového rizika expozice příslušnou škodlivinou potom umožní postihnout celková rizika způsobená celkovými imisními koncentracemi v příslušném RB. Výsledek je však pouze určitým obrazem možného budoucího stavu se všemi jeho nejistotami.

## 5.4.2 Výběr referenčních bodů pro hodnocení imisí v zájmové lokalitě

Ze zobrazení plošných imisních inkrementů prakticky všech škodlivin je zřejmé v přílohách IRS, že jejich rozptýlení je díky dlouhodobé větrné růžici, která nepreferuje žádný převažující směr proudění vzduchu, velice přibližně kruhový, pouze poněkud rozšířený ve východo-západním směru se středem v místě komína ZEVO SAKO. Z jednotlivých imisních map uvedených v přílohách IRS a imisních koncentrací ve 39 referenčních bodech lze přibližně definovat tři imisní plochy s různými poloměry. První s poloměrem cca 5 km od pomyslného středu zájmové lokality, což je areál ZEVO SAKO, druhý do cca 10 km a třetí pro vnější nejméně exponovanou oblast vlivu budoucích imisí. Ve třetí oblasti je obvykle imisní příspěvek menší než 1 % největších imisních příspěvků, které lze najít v referenčních bodech prvního pásma do 5 km od emisního zdroje.

Na následujícím obrázku je uvedena mapa s vyznačením těchto tří imisních pásem spolu s polohami relevantních referenčních bodů, pro které máme z IRS dostupné hodnoty imisních příspěvků všech posuzovaných škodlivin a pro většinu škodlivin i jejich pozadové hodnoty.

**Obr.3 : Vyznačení imisních pásem a referenčních bodů**



Pro všechny referenční body jsou tedy známy imisní hodnoty současného stavu technologie (výpočtový stav VS1), budoucího stavu v roce 2035 (výpočtový stav VS7) a hodnoty jejich pozadových koncentrací. Z těchto údajů lze vypočítat teoretickou hodnotu budoucí imisní koncentrace zahrnující imise, kterými bude do prostředí přispívat nová technologie rozšířená o jeden spalovenský kotel



s navazující linkou čištění spalin a s příslušným nárůstem množství zpracovaného odpadu. Můžeme tak posoudit vliv budoucí technologie spolu s hodnotou budoucího pozadí, kterou pro výpočet budeme považovat za v čase neměnnou.

Pomocí těchto údajů a hodnot můžeme v dalších kapitolách zprávy hodnotit potenciální zdravotní rizika z jejich nynější a budoucí expozice a samostatně vyjádřit rizika pocházející z posuzovaného záměru.

K vyhodnocení populačního rizika potřebujeme mít pokud možno validní údaje o počtu exponovaných obyvatel. A to nejen ve 39 obcích a místech s definovanými referenčními body, ale i alespoň v obou vnitřních pásmech definovaných na předchozím obrázku.

Celkové počty obyvatel jsou převzaty ze statistické ročenky ČR roku 2018. Pro definované první pásmo, použijeme hodnotu počtu všech obyvatel města Brna. I když střed imisní oblasti neprochází přímo středem města a tedy jeho západní části leží na nebo za vyznačenou oblastí, je možné předpokládat, že většina obyvatel Brna se v průběhu běžného dne vyskytuje na různých místech mimo své brněnské bydliště, takže se nedopouštíme větší chyby, pokud budeme za exponovanou populaci prvního pásma považovat všechny obyvatele města Brna. Tato brněnská populace je tedy exponována imisními hodnotami, které jsou průměrem ze všech referenčních bodů identifikovaných v tomto pásmu v rozptylové studii. K definovanému prvnímu imisnímu pásmu přináležejí ještě město Šlapanice, které je vzdáleno od emisního zdroje právě 5 km a jehož imisní hodnoty odpovídají hodnotám nalézáným v referenčních bodech Brna. Celkový počet exponovaných obyvatel v tomto prvním imisním pásmu je tedy 384.140 z toho 60.625 dětí.

Ve druhé vnitřní oblasti - pásmo II., nacházející se ve vzdálenosti cca 5-10 km od emisního zdroje, je lokalizováno 13 referenčních bodů, obcí převážně bývalého okresu Brno-Venkov s 20.880 obyvateli. Kromě nich se v této zóně nachází ještě následující obce : Bílovice n./Svit., Podolí, Blažovice, Jířkovice, Kobylnice a Ponětovice celkem s 9.756 dospělými a 1.839 dětmi do 15let. Celkový počet exponovaných osob je tedy v lokalitě tvořené prstencem 5-10km od emisního zdroje je 30.637 dospělých a 5.714 dětí.

Ve třetím, vnějším pásmu definovala IRS celkem 14 obcí a měst s 60.750 dospělými a cca 9.900 dětmi do 15let. Pro tuto lokalitu je zásadní již velmi malý, až zanedbatelný příspěvek posuzované technologie k celkovým imisím, tvořící obvykle méně než procento příspěvku nejvíce zatížených referenčních bodů. Pro tyto obce již hodnocení rizika přírůstkem imisí poněkud ztrácí smysl. Pro tyto referenční body jsou k informaci uvedeny výsledky v souhrnných tabulkách pouze pro obyvatele v definovaných referenčních bodech.

Pro kvantifikaci zdravotního rizika tedy použijeme následující hodnoty celkového počtu obyvatel žijících v příslušném imisním pásmu, tam kde je to požadováno potom počty dětí ve věku do 15 let ve stejném imisním pásmu.

**Tab. 5.7 : Potenciálně exponovaná populace ve třech expozičních pásmech**

exponovaná populace (stav k 1.1.2018)	Expoziční pásmo I	Expoziční pásmo II	Expoziční pásmo III
celkový počet obyvatel zde žijících	384.140	30.637	60.750
počet dětí do 15 let	60.625	5.714	9.900



## 5.5 Charakterizace zdravotního rizika

Charakterizace rizika je konečným krokem v procesu jeho hodnocení. Tímto krokem určíme pravděpodobnost poškození cílového organismu rizikovým faktorem nejprve na základě kvantifikace, tzn. aplikace matematických modelů sloužících k výpočtu rizika, a dále na základě interpretace výsledků vypočteného zdravotního rizika.

Postupně budou hodnocena zdravotní rizika z inhalační expozice tří skupin látek :

1. Rizika expozice tzv. standardních škodlivin (PM, NO<sub>2</sub> a SO<sub>2</sub>),
2. Rizika anorganických prvků,
3. Rizika organických polutantů.

### 5.5.1 Rizika expozice prašného aerosolu frakcí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub> a SO<sub>2</sub>

#### 5.5.1.1 Polétavý prach – akutní a chronická zdravotní rizika

Jak již bylo v kapitole 5.2.2 uvedeno, zdravotní rizika obou frakcí polétavého prachu jsou počítána z epidemiologických dat. Z velkých studií byly odvozeny přírůstky zdravotních rizik těch diagnóz, které jsou/mohou být ovlivněny expozicí prašností. Hodnoty potřebné pro výpočty akutních a chronických zdravotních rizik expozice imisemi polétavého prachu jsou vypočteny z údajů imisních expozic souhrnně uvedených v příspěvkové IRS a k nim příslušné požadované hodnoty v tab. 5.3.

Základním ukazatelem rizika expozice prašností je hodnocení vlivu znečištěného ovzduší na úmrtnost populace. Tu vyjadřujeme jako počet předčasných úmrtí, který však ne zcela jasně odpovídá na otázku o velikosti této ztráty. V posledních letech proto převažuje princip výpočtu let ztráty života (YOLL), který lépe kvantifikuje velikost tohoto účinku u celé exponované populace. K přesnému výpočtu tohoto ukazatele jsou však zapotřebí podrobné statistické údaje, které pro exponovanou populaci obvykle nejsou reálně k dispozici. Proto byl odvozen orientační vztah pro expozici PM<sub>10</sub> a chronickou úmrtnost populace nad 30 let jako 4,0E-4 YOLL na osobu, rok a průměrnou koncentraci 1μg/m<sup>3</sup> prašné frakce PM<sub>10</sub>.

Primárně však lze využít výpočet předčasného úmrtí dospělých vlivem expozice PM<sub>2,5</sub>, který je založen na relativním riziku RR1,062 pro nárůst roční imise PM<sub>2,5</sub> o 10 μg/m<sup>3</sup> jež znamená přírůstek 60,4 případů předčasného úmrtí ročně pro expozici 100.000 dospělých starších 30 let. Tento vztah je považován za velice přesný a spolehlivý.

Expozice polétavým prachem je však také odpovědná za celou škálu onemocnění spojených s vlivem prašnosti na respirační/dýchací systém. Je tedy vhodné vliv akutní i chronické prašnosti na dýchací orgány kvantifikovat. Vztahy pro ukazatele nemocnosti jsou však méně přesné, nežli vztah pro úmrtnost dospělé populace. Je to dáno méně rozsáhlou databází podkladových studií i rozdíly v definici jednotlivých ukazatelů. Tyto vztahy však jsou používány, neboť demonstrují možný rozsah účinků znečištěného ovzduší na zdraví obyvatel a je možné je využít i k predikci ekonomických ztrát. Vyjadřují přímo počet nových případů, událostí nebo dnů v jednom roce na určitý počet obyvatel dané věkové skupiny, odpovídající přírůstku 10 μg/m<sup>3</sup> průměrné roční koncentrace PM<sub>10</sub> nebo PM<sub>2,5</sub>. Konkrétně jsou tyto vztahy uvedeny v následujícím přehledu:

**Vztahy pro frakci PM<sub>2,5</sub>**

- 24,8 akutních hospitalizací pro srdeční příhody na 100 000 obyvatel
- 25,1 akutních hospitalizací pro respirační potíže na 100 000 obyvatel
- 893 počet dnů se sníženou aktivitou v důsledku dýchacích obtíží (Restricted aktivity days-RADs) na 1000 obyvatel bez rozdílů věku

**Vztahy pro frakci PM<sub>10</sub>**

- 1,86 dní s respiračními příznaky dolních cest dýchacích včetně kašle u jednoho dítěte ve věku 5-14 let
- 1,30 dní s respiračními příznaky dolních cest dýchacích včetně kašle u dospělého 18-65+
- 45,6 nových případů chronické bronchitis na 100 000 dospělých  $\geq 27$  let

Pro výpočty předpokládáme, že v kvantitativním odhadu dlouhodobého vlivu suspendovaných částic na lidské zdraví jsou zohledněny i krátkodobé výkyvy imisních koncentrací včetně působení dalších škodlivin v ovzduší. Z tohoto důvodu se i u vztahů pro akutní expozici používá hodnota průměrných ročních imisních koncentrací obou frakcí polévatého prachu.

V případě úmrtí je výsledkem počet předčasně zemřelých v důsledku expozice příslušnou koncentrací polévatého prachu. V případě hospitalizací se jedná o počet hospitalizací, u kterého můžeme vyjádřit i počet dnů strávených v nemocničním ošetření. V ostatních případech se jedná o počty dnů s těmito zdravotními symptomy.

Z těchto hodnot pro obě frakce a vypočtených hodnot imisních koncentrací v dané lokalitě (nebo její části), můžeme vypočítat zdravotní riziko příslušné diagnózy způsobené imisním zatížením. Hodnotit můžeme samostatný příspěvek imisní koncentrace posuzovaným záměrem a samostatně potom jako celkové zdravotní riziko pocházející již ze současných a také teoreticky budoucích emisí posuzované technologie (s označením současného stavu SS) a v budoucím stavu (BS). Jak již bylo v předchozí kapitole naznačeno, hodnoty budoucího zdravotního rizika jsou ovšem poplatné určitému zjednodušení, neboť při výpočtu předpokládáme, že se hodnoty budoucího pozadí v lokalitě nezmění. To je poněkud nejisté.

V následujících tabulkách 5.8 a 5.9 jsou uvedeny vstupní hodnoty potřebné pro výpočty dříve uvedených zdravotních poškození v důsledku akutní a chronické expozice ve třech definovaných pásmech. K výpočtu potřebujeme imisní koncentrace obou frakcí PM a počty dospělých exponovaných obyvatel v jednotlivých pásmech různých věkových skupinách.

**5.8 : Průměrné hodnoty ročních imisních koncentrací PM<sub>10</sub>**

Škodlivina/lokalizace [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Pásmo I	Pásmo II	Pásmo III
PM <sub>10</sub> – r VS 1	0,024	0,004	0,001
PM <sub>10</sub> – r VS 7	0,036	0,009	0,003
pozadí PM <sub>10</sub> SS	25,57	23,16	21,91
pozadí PM <sub>10</sub> BS	25,58	23,17	21,91
podíl příspěvku VS1 na SS %	0,09	0,02	0,005
podíl příspěvku VS7 na BS %	0,14	0,04	0,012

5.9 : Průměrné hodnoty ročních imisních koncentrací PM<sub>2,5</sub>

Škodlivina/lokalizace [µg/m <sup>3</sup> ]	Pásmo I	Pásmo II	Pásmo III
PM <sub>2,5</sub> – r VS 1	0,006	0,001	0,0003
PM <sub>2,5</sub> – r VS 7	0,014	0,004	0,0015
pozadí PM <sub>2,5</sub> SS	19,46	18,04	16,68
pozadí PM <sub>2,5</sub> BS	19,47	18,04	16,68
podíl příspěvku VS1 na SS %	0,032	0,005	0,002
podíl příspěvku VS7 na BS %	0,069	0,024	0,009

Výsledky výpočtů rizika četnosti tří diagnóz z imisních příspěvků a celkových imisí v současném a budoucím imisním stavu v lokalitě jsou uvedeny v tabulce 5.10.

Tab.5.10 : Počty příčinných diagnóz vyvolaných expozicí PM<sub>10</sub>

expoziční pásmo	vliv exp.stavu/diagnóza	Chron.bronch. dosp	DCD dětí 5-14 let	DCD dosp.
Pásmo I	příspěvek VS1	0,3	181	294
	příspěvek VS7	0,5	272	442
	rozdíl VS7-VS1	0,2	92	148
	pozadí SS	358	191.808	311.401
	Pozadí BS	358	191.899	311.549
	rozdíl BS-SS	0,2	91	148
Pásmo II	příspěvek VS1	0,00	2	4
	příspěvek VS7	0,01	5	9
	rozdíl VS7-VS1	0,01	3	5
	pozadí SS	25,9	13.858	22.499
	Pozadí BS	25,9	13.862	22.504
	rozdíl BS-SS	0,0	3	5
Pásmo III	příspěvek VS1	0,00	1	2
	příspěvek VS7	0,01	5	9
	rozdíl VS7-VS1	0,01	4	7
	pozadí SS	48,6	25.992	42.197
	Pozadí BS	48,6	25.994	42.201
	rozdíl VS7-VS1	0,0	2	4

Poznámky: Zkratky uvedené v záhlaví tabulky udávají příslušnou diagnózu vyvolanou ročními průměrnými koncentracemi frakce PM<sub>10</sub>. Jejich interpretační význam je následující:

- ✓ **Chron.bronch. dosp** – počet nových případů chronického respiračního onemocnění dolních cest dýchacích (DCD), bronchitida dospělých exponovaných osob starších 18 let
- ✓ **DCD dětí 5-14 let** - počet dnů/rok, kdy exponované děti v lokalitě mají respirační syndromy zahrnující kašel, bolest na hrudi, obtíže při dýchání

- ✓ **DCD dosp.** - počet dnů/rok exponovaných osob starších 15 let s respiračními syndromy zahrnující kašel, s vyvinutým chronickým onemocněním DCD

*Z výpočtů uvedených v tab. 5.11 jsou zřejmé tyto závěry:*

1. Úroveň rizika příspěvkové expozice frakcí PM<sub>10</sub> je v nynějším stavu téměř totožná jako po realizaci záměru a současně je o 3-4 řády nižší než rizika expozice celkovými imisemi PM<sub>10</sub>. Rozdíly v hodnotách všech tří diagnóz jsou velmi malé, lze tedy předpokládat, že vlastní chyba výpočtu bude větší, než jsou tyto rozdílové hodnoty charakterizující současný a budoucí expoziční stav.
2. Hodnoty rizika z příspěvků k počtům dnů chronické bronchitidy dětí nelze pro nízké hodnoty těchto příspěvků pro jedno exponované dítě vyjádřit, pro celkové expozice to bude znamenat v obou případech pouze cca 3,5 dne s těmito příznaky na jedno dítě v nejvíce exponovaném I.pásmu. Pro dospělé to pak znamená pouze jeden takovýto den. V dalších imisních pásmech jsou počty vždy nižší.
3. Hodnotíme-li počet nově vzniklých onemocnění chronickou bronchitidou, jsou hodnoty vyvolané příspěvkovými koncentracemi PM<sub>10</sub> ve všech třech expozičních pásmech nižší než jedna, tedy v podstatě zanedbatelné. I pro celkové imisní hodnoty jsou počty 358 v I.pásmu a 25-50 dospělých ve druhém a třetím pásmu rovněž poměrně nízké. Pro první pásmo to sice znamená riziko vzniku chronické bronchitidy pro 358 osob, ale to je jen 0,1% dospělé populace. Hodnoty pro další dvě pásma jsou přibližně stejné.

V další tabulce 5.11 jsou souhrnně uvedena vypočtená rizika z expozice jemnou frakcí polévatého prachu PM<sub>2,5</sub>. Zde hodnotíme vztahy dávka-účinek jak pro chronické expozice touto frakcí (počty předčasných úmrtí dospělé populace), tak i rizik akutní expozice jemným prašným aerosolem (počty hospitalizací a počty zmeškaných a prostonaných dnů exponovaných osob).

**Tab.5.11 : Počty příčinných diagnóz vyvolaných expozicemi PM<sub>2,5</sub>**

expoziční pásmo	vliv exp.stavu/diagnoza	Předčasné úmrtí	KVO hospit	RESP hospit	RADs	RADs/os
I	příspěvek VS1	0,1	0,059	0,059	167	0,0004
	příspěvek VS7	0,2	0,130	0,130	370	0,0010
	pozadí SS	310	188	188	533 994	1,3901
	pozadí BS	310	188	188	534 196	1,3906
	rozdíl BS-SS	0,1	0,07	0,07	201	0,0005
II	příspěvek VS1	0,0	0,001	0,001	2	0,0001
	příspěvek VS7	0,0	0,001	0,003	9	0,0003
	pozadí SS	23	14	14	39481	1,2887
	Pozadí BS	23	14	14	39488	1,2889
	rozdíl BS-SS	0,0	0,00	0,00	7,17	0,0002
III	příspěvek VS1	0,0	0,000	0,000	1	0,0000
	příspěvek VS7	0,0	0,002	0,002	6	0,0001
	pozadí SS	42	25	25	72385	1,1915

expoziční pásmo	vliv exp.stavu/diagnoza	Předčasné úmrtí	KVO hospit	RESP hospit	RADs	RADs/os
	<b>Pozadí BS</b>	42	25	25	72390	1,1916
	<b>rozdíl VS7-VS1</b>	0,0	0,00	0,00	5,18	0,0001

Poznámky: Zkratky uvedené v záhlaví tabulky udávají příslušnou diagnózu vyvolanou ročními průměrnými koncentracemi frakce PM<sub>2,5</sub>. Jejich interpretační význam je následující:

- ✓ **Předčasné úmrtí** – počet předčasně zemřelých osob starších 30 let z přirozených příčin
- ✓ **KVO hospit**- počet akutních hospitalizací osob s kardiovaskulárními problémy, diagnózou I00-99 bez ohledu na věk s průměrnou dobou hospitalizace v JM Kraji 12,5 dne
- ✓ **RESP hospit** – počet akutních hospitalizací osob s dýchacími problémy s diagnózou J00-99 bez ohledu na věk s průměrnou dobou hospitalizace v JM Kraji 7,5 dne
- ✓ **RADs** – počet dnů/rok s omezenou aktivitou vlivem nemoci bez ohledu na věk.

1. Z výsledků je zřejmé, že příspěvkové imisní hodnoty samy o sobě nelze hodnotit jako měřitelný příspěvek k předčasnému úmrtí takto exponovaných osob. Hodnoty pro všechna tři expoziční pásma se pohybují v teoretických setinách až desetíně úmrtí, což nedává praktický smysl. Ovšem již současná celková imisní expozice v prvním pásmu může být pravděpodobným důvodem pro předčasné úmrtí 310 osob v této populaci. To je sice značné číslo, ale porovnáme-li ho s celkovým počet ročních úmrtí ze všech přirozených příčin u populace jihomoravského kraje starší 30 let (975/100.000 ob.) je zřejmé, že z této příčiny umírá 310 obyvatel/rok, což je teoretických 12,1% . Pokud bychom takto hodnotili i podíl úmrtí vlivem obou příspěvků, dostaneme hodnotu v obou případech < 0,01 osoby/rok, tedy hodnotu zcela zanedbatelnou. Ve zbývajících v dvou pásmech je vzhledem k přibližně velmi podobným průměrným hodnotám imisí PM<sub>2,5</sub>, situace velmi podobná, lišící se pouze v desetínách procenta pro celkovou imisní koncentraci v těchto pásmech.
2. Hospitalizace pro akutní srdeční nebo respirační problémy má vzhledem k podobným hodnotám četností obou hospitalizací přibližně stejné výsledky. Počty hospitalizací jsou v jednotlivých expozičních pásmech 188, 14 a 25 případů a pro význam příspěvků jak v současném, tak i budoucím stavu jsou to v podstatě nulové hodnoty. Počty případů můžeme vynásobit průměrnou dobou setrvání na nemocničním lůžku z obou důvodů. Výsledek udává odhad celkových počtů ošetrovacích dnů na respirační a kardiovaskulární onemocnění za rok vyvolané expozicí PM<sub>2,5</sub> v těchto emisních pásmech. Výsledky počtu dnů/rok strávených na nemocničním lůžku všech exponovaných obyvatel vlivem imisí PM<sub>2,5</sub> jsou uvedeny přehledné tabulce 5.12.

**Tab. 5.12 : Délka hospitalizací na KVO a respirační onemocnění**

expoziční pásmo	počty hospitalizovaných	počet dnů na lůžku	
		KVO	RESP
I.	188	2350	1410
II.	14	350	105

III.	25	312,5	187,5
celkem	227	3012,5	1702,5

Zásadně je však třeba uvést, že hodnoty obou imisních příspěvků k těmto celkovým počtům jsou tak nízké, že je nebylo možné kvantifikovat.

3. Veličina RADs kvantifikuje potíže, které se týkají počtů dnů s omezenou aktivitou dospělých, charakterizovanou stavem, kdy dospělý je upoutaný na lůžko, nebo alespoň významně mění své zvyky, aktivity a denní chování, případně opatruje dalšího člena rodiny. Tyto hodnoty jsou úměrné příslušné imisní koncentraci a počtu exponovaných obyvatel. Z výsledku pro potenciálně záměrem dotčené obyvatele v I.exp.pásmu můžeme vypočítat, že 323.515 exponovaných dospělých osob žijících nyní v této zájmové lokalitě je takto v roce omezeno 533 994 dnů, což je přírůstek pouze cca 1,5 dne/osobu/rok. Velmi podobné (ještě nepatrně nižší) jsou potom hodnoty pro další dvě emisní pásma. Autoři projektu HRAPIE odhadují z údajů EU, že průměrný počet dnů s takovou restrikcí normálních aktivit je cca 19 dnů/rok. Je tedy podíl vlivem expozice PM<sub>2,5</sub> v této lokalitě možno odhadnout na cca 7,5% pro I.expoziční pásmo a 6,3% pro pásmo III.

Na význam ukazatele počtu let předčasných úmrtí v exponované populaci se můžeme podívat také z hlediska počtu let ztráty života YOLL (years of life lost), což je veličina, která zohledňuje v jakém věku exponovaný člověk umírá, tedy kolik roků je v takovém případě ztraceno. Výpočet je poměrně komplikovaný, protože je nutné znát specifické úmrtnosti alespoň v pětileté škále a pomocí nich tento parametr vypočítat. Pro expozici evropské populace byl vypočten vztah následující vztah pro mortalitu expozici PM<sub>10</sub>:

$$\text{Chronická úmrtnost} = 0,0004 \text{ YOLL/osoba*rok} * C_i \text{ PM}_{10} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$$

který lze interpretovat tak, že koncentrace 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  PM<sub>10</sub> po dobu jednoho roku u populace 10<sup>6</sup> způsobí ztrátu 400 roků (YOLL). Pomocí tohoto vztahu lze tedy vypočítat ztrátu let pro imisní koncentrace obou příspěvků i celkových pozadí ve všech třech emisních pásmech. Hodnoty jsou uvedeny v tabulce 5.13.

**Tab.5.13 : Počty let ztráty života YOLL v důsledku expozice PM<sub>10</sub>**

Škodlivina/lokalizace	počet let ztráty života YOLL		
	Pásmo I	Pásmo II	Pásmo III
PM <sub>2,5</sub> – r VS 1 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0,94	0,01	0,01
PM <sub>2,5</sub> – r VS 7 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	2,07	0,05	0,04
pozadí PM <sub>2,5</sub> SS	2 990	221	405
pozadí PM <sub>2,5</sub> BS	2 991	221	405

Srovnáním těchto hodnot s výsledky uvedenými v tabulce 5.12 je zřejmé, že tímto parametrem lze lépe definovat jaká je vlastně „populační ztráta“ vlivem expozice prašným aerosolem PM<sub>10</sub> jak v jednotlivých pásmech, tak i vliv budoucí technologie na hodnotu YOLL. Pomocí tohoto parametru je velice názorný marginální vliv příspěvků jak současné, tak i budoucí technologie.

Ze všech výše uvedených závěrů k jednotlivým chorobám a předčasným úmrtím je zřejmé, že posuzovaný záměr realizace třetího kotle v areálu SAKO nebude mít zásadní vliv na změny četností těchto posuzovaných diagnóz. Změny v počtu a frekvenci nemocí a diagnóz v důsledku expozice obou frakcí prašného aerosolu je sice možné z rozdílů jednotlivých příspěvků zaznamenat, ale vzhledem k celkovým imisím ve všech třech expozičních pásmech jsou naprosto marginální.

Současné zdravotní problémy exponované populace v této lokalitě jsou způsobovány v první řadě již dnešní prašností a vliv posuzovaného záměru z velmi malého přírůstku obou koncentrací PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> je prakticky neodlišitelný jak od současného, tak i budoucího stavu.

Závěrem lze tedy konstatovat, že inhalační zdravotní rizika z expozice obou frakcí lze prohlásit díky požadovým koncentracím prašného aerosolu za nyní sice existující, ale jejich změny díky posuzovanému záměru jsou prakticky neměřitelné.

### 5.5.1.2 Oxid dusičitý – akutní a chronická zdravotní rizika

Pro hodnocení systémového inhalačního rizika z expozice imisními jednododinovými (pro akutní riziko podráždění horních cest dýchacích), případně průměrnými celoročními hodnotami koncentrací NO<sub>2</sub> (pro riziko chronické, spočívající v poškození dolních cest dýchacích) použijeme vztah :

$$HQ_i = \frac{C_{inh}}{RfC_i}$$

Do vzorce pro výpočet indexu HQ potřebujeme dosadit hodnoty jeho průměrné 1 hodinové imisní nebo průměrné roční koncentrace platné pro daný referenční bod, případně pro celou zájmovou lokalitu.

Pro posouzení zdravotního rizika akutní i chronické imisní expozice oxidem dusičitým máme k dispozici údaje o příspěvcích k celkovým imisím z posuzovaného záměru ve všech 39 RB a k nim relevantní požadové hodnoty pouze pro roční koncentrace NO<sub>2</sub>. Pro nejvyšší krátkodobé hodnoty použijeme odhad z údajů 10 stanic AIM (tab.5.8), který zahrnuje pětiletý průměr jak z významně exponovaných, tak i požadových stanic 96,5 µg/m<sup>3</sup>. Pro výpočet akutního rizika použijeme hodnotu RfC 200 µg/m<sup>3</sup> a pro chronické riziko 20 µg/m<sup>3</sup>, doporučenou WHO. Z těchto hodnot můžeme kvantifikovat odhady zdravotního rizika expozice NO<sub>2</sub>. Výsledky jsou uvedeny v tab. 5.14 a 5.15.

**5.14 : Imisní koncentrace a HQ pro akutní expozici NO<sub>2</sub>**

Průměrné 1hod. koncentrace	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
NO <sub>2</sub> VS 1 [µg/m <sup>3</sup> ]	4,123	3,203	2,541	<b>riziko expozice VS1</b>	0,021	0,016	0,013
NO <sub>2</sub> VS 7 [µg/m <sup>3</sup> ]	7,253	5,552	4,379	<b>riziko expozice VS7</b>	0,036	0,028	0,022
<b>pozadí SS</b>	96,50	96,50	96,50	<b>celkové riziko SS</b>	0,483	0,483	0,483
<b>pozadí BS</b>	99,63	98,85	98,34	<b>celkové riziko BS</b>	0,498	0,494	0,492

**5.15 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici NO<sub>2</sub>**

Průměrné roční koncentrace	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
NO <sub>2</sub> VS 1 [µg/m <sup>3</sup> ]	0,038	0,028	0,015	riziko expozice VS1	0,001	0,001	0,000
NO <sub>2</sub> VS 7 [µg/m <sup>3</sup> ]	0,068	0,050	0,025	riziko expozice VS7	0,002	0,001	0,001
pozadí SS	21,38	14,97	13,20	celkové riziko SS	0,534	0,374	0,330
pozadí BS	21,41	14,99	13,21	celkové riziko BS	0,535	0,375	0,330

Vypočtené hodnoty akutního i chronického inhalačního rizika z příspěvku záměru se ve všech třech imisních pásmech a v současném i budoucím stavu pohybují v setinách (pro akutní riziko) a v tisícinách HQ (pro chronickou expozici) a jejich výše tedy neznamená zdravotní riziko a to ani pro predisponované jedince.

Akutní zdravotní riziko pro dýchací cesty z celkové imisní expozice za současného stavu imisního zatížení je ve všech pásmech prakticky shodné HQ = 0,48 a v budoucím stavu je potom nepatrně vyšší HQ = 0,49-0,50. Vzhledem k tomu, že hodnota průměrné hodinové koncentrace NO<sub>2</sub> byla odvozena z hodnot stanic převážně měřících imisní zatížení v městě Brně, lze z analogie s ročními předpokládat určité nadhodnocení výsledků kvocientů nebezpečnosti u expozičních pásmech zahrnujících oblasti mimo město.

Tento stav je zřejmý z hodnocení výše rizika z chronické expozice. Zde jsou již hodnoty HQ v jednotlivých pásmech díky znalosti konkrétních ročních hodnot v referenčních bodech pro expoziční pásma II. a III. podstatně nižší. Hodnoty HQ pro všechna tři expoziční pásma jsou však prozatím dostatečně nízké a zdravotní rizika chronické expozice jsou minimální. V nejvíce exponovaném prvním pásmu jsou hodnoty HQ jak v současném, tak i budoucím stavu velmi podobné (0,534-0,535). Lze konstatovat, že tento rozdíl příslušející budoucímu příspěvku z posuzovaného záměru je menší, než je nejistota vstupních parametrů výpočtu.

Všechny hodnoty však mají ještě nejméně stejný prostor ke zhoršení expoziční situace bez významného vlivu na zdraví exponovaných obyvatel.

**Akutní i chronické riziko z existující expozice NO<sub>2</sub> je možné považovat za málo významné a riziko expozice NO<sub>2</sub> v důsledku samotného provozu záměru za bezvýznamné**

Jak již bylo v kapitole 5.2.2.2 uvedeno, lze vyjádřit riziko expozice NO<sub>2</sub> podobným způsobem jako je tomu u rizik vlivem expozice PM. Kvantitativní zjišťování vztahu dávka-účinek a z tohoto vztahu vyplývající vyhodnocení zdravotních rizik pro chronickou imisní zátěž oxidem dusičitým je však spojeno s určitými problémy, na které jednoduché vyjádření chronického rizika expozice neumí dobře odpovědět. V poslední době (2014) však začíná přibývat studií k hodnocení některých příčinných diagnóz stejným způsobem jako při hodnocení vlivu prашného aerosolu, tedy pomocí metaanalýz z výsledků epidemiologických studií zjišťujících vliv chronické inhalační expozice NO<sub>2</sub> na mortalitu, či chronické vlivy na horní cesty dýchací. Kvantitativní hodnocení zdravotních rizik tímto postupem je však komplikováno jak prozatímním nedostatkem dat pro hodnocení rizika některých onemocnění, tak i faktem, že je obtížné oddělit účinky oxidu dusičitého od dalších současně působících látek, především prашného aerosolu.



Prozatím je tedy možné uvažovat o kvantifikaci pouze dvou příčinných diagnóz, celkové úmrtnosti populace starší 30 let a výskytu chronických bronchitických symptomů u astmatických dětí ve věku 5-14 let (hodnoceno jako počet dnů s nutností podávat léky těmto dětem). Pro tyto diagnózy byly vypočteny vztahy „dávka-účinek“ pomocí nichž se znalostí imisních koncentrací NO<sub>2</sub> můžeme kvantifikovat. Výsledky jsou uvedeny v následující tabulce.

**Tab.5.16 : Výpočet rizika předčasného úmrtí a počtu dnů s nutností podávat léky astmatickým dětem**

expoziční pásmo	Expoziční stav/diagnóza	Počet dnů výskytu bronchitických symptomů u astmatických dětí	Počet úmrtí dospělých osob >30let
<b>Pásmo I</b>	příspěvek VS1	15	0,0
	příspěvek VS7	27	0,0
	pozadí SS	8500	13,3
	pozadí BS	8512	13,6
<b>Pásmo II</b>	příspěvek VS1	1	0,0
	příspěvek VS7	2	0,0
	pozadí SS	480	0,0
	pozadí BS	480	0,0
<b>Pásmo III</b>	příspěvek VS1	1	0,0
	příspěvek VS7	2	0,0
	pozadí SS	830	0,0
	pozadí BS	830	0,0

Tabulka uvádí hodnoty počtů dnů s výskytem bronchitických symptomů, což je kašel, pískot na průduškách a pocit zhoršení již existujících dýchacích obtíží astmatických dětí vlivem expozice oxidem dusičitým. Z tabulky je patrné, že hodnoty počtů dní v nejvíce exponované první zóně dosahují cca 8500 dnů s minimálními příspěvky pocházejícími z celkových imisních koncentrací v lokalitě, zatímco z posuzované technologie jak v současném, tak i budoucím stavu pouze 15 a 27 dne. V této zóně žije celkem 60.625 dětí, z toho je podle statistických zdravotnických údajů cca 5,8% astmatických. To tedy znamená, že v první nejvíce exponované zóně je již dnes a také po realizaci záměru počet dnů s těmito symptomy připadající na celkovou expozici NO<sub>2</sub> u jednoho dítěte pouze zlomek 2,5 dne, přičemž pro oba počty dnů hodnotící pouze vliv imisních příspěvků dostáváme hodnoty podstatně menší než jedna.

Podobně lze hodnotit také počet předčasně zemřelých osob. Zde je podle z důvodů souběžného působení expozice prašného aerosolu a NO<sub>2</sub> podle autorů projektu HRAPIE nutné hodnotit riziko předčasného úmrtí teprve od koncentrace převyšující v ročním průměru hodnotu 20 µg/m<sup>3</sup>. Výsledek 13-14 osob takto postižených osob v I.expozičním pásmu bychom měli připočítat k 310 případům úmrtí vlivem expozice PM<sub>2.5</sub>. Hodnoty pro další dvě pásma stejně jako pro oba příspěvky nelze touto metodou vypočítat.

Výsledek pro první expoziční pásmo, tedy pro obyvatele Brna, 323-324 případů/rok z 263.500 ročně exponovaných obyvatel starších 30 let však tvoří pouze menší podíl přibližně 10-12 % celkově zemřelých v daném roce. Hodnoty pro další dvě pásma jsou potom řádově nižší. Je zajímavé, že hodnoty pro třetí expoziční pásmo jsou vyšší než u pásma II. To je dáno tím, že ve třetím pásmu jsou hodnoty počítány

pouze pro obce/města s větším počtem obyvatel ležících také na nebo poblíž frekventovaných komunikací. Protože hlavní podíl imisí NO<sub>2</sub> pochází z dopravy, je tato závislost pochopitelná.

### 5.5.1.3 Oxid siřičitý

Pro hodnocení systémového inhalačního rizika z expozice imisními jednohodinovými (pro akutní riziko podráždění horních cest dýchacích), případně dlouhodobými hodnotami koncentrací SO<sub>2</sub> použijeme stejný vztah jako pro hodnocení systémového rizika expozicí oxidu dusičitého.

Pro posouzení zdravotního rizika akutní i chronické imisní expozice oxidem siřičitým máme v IRS k dispozici údaje o příspěvcích k celkovým imisím z posuzovaného záměru ve všech 39 RB a k nim relevantní požadové hodnoty pro roční koncentrace SO<sub>2</sub>. Pro odhad krátkodobých koncentrací pozadí v RB použijeme průměrnou hodnotu 4.nejvyšší hodinové imisní koncentrace vypočtené pro daná RB. Její průměrná hodnota 14,6 µg/m<sup>3</sup>(RSD 11%) je v celé zájmové oblasti velice stabilní, který umožňuje odhad nejvyšší denní koncentrace s 99% pravděpodobností platný pro celou zájmovou oblast. Pro výpočet akutního rizika použijeme hodnotu GV 125 µg/m<sup>3</sup> a pro chronické riziko 20 µg/m<sup>3</sup>, doporučené WHO. Z těchto hodnot můžeme kvantifikovat odhady zdravotního rizika akutní a chronické expozice SO<sub>2</sub>. Výsledky jsou uvedeny v tab. 5.17 a 5.18.

**Tab. 5.17 : Imisní koncentrace a HQ pro akutní expozici SO<sub>2</sub>**

Průměrné 1hod. koncentrace [µg/m <sup>3</sup> ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
SO <sub>2</sub> VS 1	1,05	0,88	0,62	riziko expozice VS1	0,008	0,007	0,005
SO <sub>2</sub> VS 7	3,80	3,04	2,08	riziko expozice VS7	0,030	0,024	0,017
pozadí SS	14,6	14,6	14,6	celkové riziko SS	0,117	0,117	0,117
pozadí BS	17,3	16,8	16,1	celkové riziko BS	0,139	0,134	0,128

**Tab. 5.18 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici SO<sub>2</sub>**

Průměrné roční koncentrace [µg/m <sup>3</sup> ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
SO <sub>2</sub> VS 1	0,020	0,009	0,004	riziko expozice VS1	0,0010	0,0005	0,0002
SO <sub>2</sub> VS 7	0,071	0,032	0,012	riziko expozice VS7	0,004	0,002	0,001
pozadí SS	4,658	3,523	3,771	celkové riziko SS	0,233	0,176	0,189
pozadí BS	4,710	3,546	3,780	celkové riziko BS	0,235	0,177	0,189

Hodnoty akutního i chronického inhalačního rizika z příspěvku záměru se ve všech třech imisních pásmech v současném i budoucím stavu pohybují v setinách (pro chronické riziko) a v tisícinách HQ pro chronickou expozici a jejich výše tedy neznamená žádné zdravotní riziko z příspěvkové expozice oxidem siřičitým.

Akutní zdravotní riziko pro dýchací cesty z celkové imisní expozice za současného stavu imisního zatížení je ve všech pásmech prakticky shodné HQ = 0,12 , v budoucím stavu je sice nepatrně vyšší HQ = 0,14 v prvním pásmu a poněkud nižší v dalších dvou pásmech.

Podobně lze zhodnotit i výši rizika chronické expozice. Zde jsou hodnoty HQ ve všech pásmech poněkud vyšší, což je způsobeno poměrně přísnou hodnotou GV  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , kterou WHO považuje za cílovou hodnotu pro krátkodobé expozice a je dle mínění odborníků WHO považována za bezpečnou i při dlouhodobé expozici. Zajímavá je poněkud zvýšená hodnota HQ ve třetím nejvzdálenějším pásmu pro chronickou expozici, způsobená vyššími koncentracemi  $\text{SO}_2$  ve větších městech tohoto pásma (Adamov, Kuřim a Vyškov).

Nicméně výše indexu HQ je zcela bezpečná. V nejvíce exponovaném prvním pásmu jsou hodnoty HQ jak v současném, tak i budoucím stavu velmi podobné (0,233-0,235). Lze konstatovat, že tento rozdíl příslušející budoucímu příspěvku z posuzovaného záměru je menší, než je nejistota vstupních parametrů výpočtu.

**Akutní i chronické riziko ze současné a také z budoucí inhalační expozice  $\text{SO}_2$  je možné považovat za málo významné a příspěvek k riziku expozicí  $\text{SO}_2$  v důsledku provozu záměru za riziko bezvýznamné.**

## 5.5.2 Rizika anorganických prvků

Pro relevantní prvky, jimiž jsou v zájmové lokalitě arsen (As), kadmium (Cd), nikl (Ni), chrom (Cr), olovo (Pb), mangan (Mn) a rtuť (Hg) jsou počítána systémová zdravotní rizika z chronické imisní expozice protože maximální jednodinové imisní koncentrace těchto prvků jsou tak nízké (setiny až tisícin  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), že jejich zdravotní rizika z volného ovzduší jsou prakticky neměřitelná. Navíc referenční koncentrace pro akutní zdravotní rizika intoxikace anorganickými prvky jsou převážně odvozena pro jejich průmyslové, případně katastrofické expozice a krátkodobé imisní koncentrace těchto prvků jsou z praktických důvodů nepřístupná měření (měří se obvykle jejich několika denní průměry), takže hodnoty pro výpočty akutních rizik z jejich expozice nejsou počítatelné. Pro prvky, jež disponují karcinogenním potenciálem jsou hodnocena i jejich rizika pravděpodobnosti karcinogeneze.

### 5.5.2.1 Arsen

Arsen je typickým představitelem prvku s oběma typy rizik, tedy rizika systémového a karcinogenního působení. Jeho systémové riziko chronické expozice počítáme standardním způsobem pomocí známé rovnice do jejíhož jmenovatele dosazujeme hodnotu REL  $0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a pro výpočet pravděpodobnosti karcinogeneze hodnotu IUR  $1,5 \times 10^{-3} (1/\text{ng}/\text{m}^3)$ .

Výsledky imisních koncentrací tohoto prvku a jim odpovídající hodnoty HQ ve třech imisních pásmech jsou uvedeny v následující tabulce.

**Tab. 5.19 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici As**

Průměrné roční koncentrace [ $\text{ng}/\text{m}^3$ ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
imise As VS 1	3,0E-04	1,5E-04	5,6E-05	riziko expozice VS1	2,0E-05	1,0E-05	3,8E-06
imise AS VS 7	1,1E-02	5,4E-03	2,0E-03	riziko expozice VS7	7,4E-04	3,6E-04	1,3E-04
pozadí SS	0,842	0,977	1,014	celkové riziko SS	0,056	0,065	0,068
pozadí BS	0,853	0,982	1,016	celkové riziko BS	0,057	0,065	0,068

Chronické riziko příspěvkové expozice arsenem v koncentracích odpovídajícím dnešnímu stavu (VS1) a stavu po konečné realizaci záměru (VS7) se sice přibližně řádově liší, ale obě hodnoty HQ jsou tak nízké, že pro hodnocení rizika nemají smysl. Posuzujeme-li celkové rizika obou expozičních stavů, jsou i zde hodnoty indexu HQ tak nízké, že lze v obou případech konstatovat prakticky nulové zdravotní riziko dnešními (SS) i budoucími (BS) celkovými imisními koncentracemi arsenu.

V tabulce 5.20 jsou uvedeny koncentrace arsenu a jim odpovídající individuální pravděpodobnostní rizika karcinogeneze pro celoživotní inhalační expozici arsenu (jako průměrná hodnota pro expozice ve zvolených třech imisních pásmech).

**Tab. 5. 20 : Imisní koncentrace a karcinogenní riziko pro chronickou expozici As**

Koncentrace/riziko	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.
As - r [ng/m <sup>3</sup> ] VS1	0,0003	0,0002	5,6E-05
As - r [ng/m <sup>3</sup> ] VS7	0,0112	0,0054	0,0020
pozadí SS [ng/m <sup>3</sup> ]	8,4E-01	0,9769	1,01428
pozadí BS [ng/m <sup>3</sup> ]	8,5E-01	0,9822	1,016229
ILCR VS1	4,53E-10	2,25E-10	8,4643E-11
ILCR VS7	1,7E-08	8,1E-09	3,0E-09
ILCR- SS	1,3E-06	1,5E-06	1,5E-06
ILCR- BS	1,3E-06	1,5E-06	1,5E-06
PLCR - SS	0,007	0,001	0,001
PLCR - BS	0,007	0,001	0,001

Z tabulky je zřejmé, že rizika spojená s imisními příspěvky arsenu z provozu technologie SAKO jsou v obou stavech více než o dva řády nižší než je všeobecně akceptovatelná hranice  $1 \times 10^{-6}$ , znamenající riziko karcinogeneze u jednoho člověka z populace 1mil. exponovaných obyvatel.

Poněkud jiná je ovšem situace s výší inhalačního rizika celkové imisní koncentrace arsenu, kterou lze předpokládat ve všech třech imisních pásmech. Pro ně lze vypočítat populační karcinogenní riziko pro celkovou populaci žijící v těchto imisních pásmech. Z výsledků je zřejmé, že hodnoty ILCR sice nepatrně překračují standardně přijímanou mez pro individuální karcinogenní riziko, ale po přepočtu neznamenají pro populaci v těchto pásmech žádné mimořádné riziko. Pravděpodobnost úmrtí těmito expozicemi arsenu znamená každoroční riziko úmrtí pouze pro nepatrný teoretický zlomek 0,007 osoby v nejméně exponovaném I.pásmu.

### 5.5.2.2 *Kadmium*

Dalším prvkem rovněž s oběma typy zdravotních risk je kadmium. Pro výpočet systémového rizika chronické expozice použijeme hodnotu REL  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a pro pravděpodobnost karcinogeneze IUR  $1,8 \times 10^{-3} (1/\text{ng}/\text{m}^3)$ .

Výsledky imisních koncentrací tohoto prvku a jim odpovídající hodnoty HQ ve třech imisních pásmech jsou uvedeny v následující tabulce.

Tab. 5.21 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici Cd

Průměrné roční koncentrace [ng/m <sup>3</sup> ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
<b>Imise Cd VS1</b>	4,9E-05	2,5E-05	9,1E-06	<b>riziko expozice VS1</b>	2,5E-06	1,2E-06	4,5E-07
<b>Imise Cd VS7</b>	3,3E-02	1,6E-02	5,9E-03	<b>riziko expozice VS7</b>	1,6E-03	7,8E-04	2,9E-04
<b>pozadí SS</b>	0,200	0,200	0,229	<b>celkové riziko SS</b>	0,010	0,010	0,011
<b>pozadí BS</b>	0,232	0,216	0,234	<b>celkové riziko BS</b>	0,012	0,011	0,012

Hodnoty příspěvků k imisím kadmia budou po realizaci záměru téměř o tři řády vyšší než je stávající příspěvek, vzhledem k výpočtovému předpokladu maximálního teoretického vypouštěného množství na úrovni emisního limitu, ale jim odpovídající hodnoty HQ budou i nadále tak nízké, že hodnocení změny rizika vlivem příspěvku posuzované technologie nemá praktický smysl. Posuzujeme-li celková rizika obou stavů, jsou hodnoty indexu HQ ve všech třech expozičních pásmech stále tak nízké, že lze ve všech případech konstatovat doposud nevýznamné zdravotní riziko v celé lokalitě a prakticky nulový příspěvek k riziku jak ze současné, tak i budoucí technologie.

V následující tabulce jsou uvedeny imisní koncentrace kadmia a jim odpovídající individuální pravděpodobnostní riziko karcinogeneze celoživotní inhalační expozice v definovaných imisních pásmech.

Tab. 5.22: Imisní koncentrace a karcinogenní riziko pro chronickou expozici Cd

Koncentrace/riziko	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.
<b>Cd-r [ng/m<sup>3</sup>] VS1</b>	5,0E-05	2,5E-05	9,1E-06
<b>Cd - r [ng/m<sup>3</sup>] VS7</b>	3,3E-02	1,6E-02	5,9E-03
<b>pozadí SS [ng/m<sup>3</sup>]</b>	0,200	0,200	0,229
<b>pozadí BS [ng/m<sup>3</sup>]</b>	0,232	0,216	0,234
<b>ILCR VS1</b>	8,9E-11	4,5E-11	1,6E-11
<b>ILCR VS7</b>	5,9E-08	2,8E-08	1,1E-08
<b>ILCR- SS</b>	3,6E-07	3,6E-07	4,1E-07
<b>ILCR- BS</b>	4,2E-07	3,9E-07	4,2E-07
<b>PLCR - SS</b>	0,002	0,0002	0,0004
<b>PLCR - BS</b>	0,002	0,0002	0,0004

Z tabulky plyne, že rizika vzniku a vývoje karcinogeneze z imisních příspěvků kadmia lze hodnotit podobně jako rizika expozice arsenu. V tomto případě navíc všechna rizika leží pod hranicí  $1 \times 10^{-6}$  a jsou tedy pro všechny uvedené expozice plně akceptovatelná.

Z výsledků je tedy zřejmé, že hodnoty ILCR neznamenaají pro populace v těchto pásmech prakticky žádné riziko. Pravděpodobnost úmrtí po celoživotní expozici kadmíem znamená každoroční riziko pouze pro nepatrný teoretický zlomek 0,002 osoby v nejvíce exponovaném I.pásmu.

### 5.5.2.3 Nikl

I hodnocení systémového a karcinogenního rizika expozice anorganickým niklem lze hodnotit pro oba typy zdravotních rizik. Pro výpočet systémového rizika chronické expozice použijeme hodnotu REL 0,014  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a pro pravděpodobnost karcinogeneze IUR  $3,8 \times 10^{-4} \text{ l}/\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Výsledky imisních koncentrací tohoto prvku a jim odpovídající hodnoty HQ ve třech imisních pásmech jsou uvedeny v následující tabulce.

**Tab. 5.23 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici Ni**

Průměrné roční koncentrace [ng/m <sup>3</sup> ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
<b>Imise Ni VS1</b>	4,7E-03	2,3E-03	8,7E-04	<b>riziko expozice VS1</b>	3,3E-04	1,7E-04	6,2E-05
<b>Imise Ni VS7</b>	1,7E-01	8,3E-02	3,0E-02	<b>riziko expozice VS7</b>	9,1E-02	5,9E-03	2,1E-03
<b>pozadí SS</b>	1,275	0,762	0,764	<b>celkové riziko SS</b>	0,075	0,054	0,055
<b>pozadí BS</b>	1,445	0,842	0,793	<b>celkové riziko BS</b>	0,103	0,060	0,057

Hodnoty příspěvků k imisím niklu budou po realizaci záměru přibližně o dva řády vyšší, než je stávající příspěvek, vzhledem k výpočtovému předpokladu maximálního teoretického vypouštění množství na úrovni emisního limitu, ale obě hodnoty HQ jsou nadále velmi nízké. HQ pro budoucí stav v prvním nejvíce exponovaném pásmu nabývá hodnoty 0,091, což je hodnota zanedbatelné nízká. Hodnocení změny rizika vlivem příspěvku posuzované technologie tedy rovněž nemá praktický smysl. Posuzujeme-li celková rizika obou expozičních stavů, jsou hodnoty indexu HQ v těchto stavech i ve všech třech imisních pásmech stále tak nízké (HQ 0,1 pro expoziční pásmo I. v budoucím imisním stavu), že lze ve všech případech konstatovat doposud nevýznamné zdravotní riziko v celé lokalitě ovlivněné imisemi niklu z posuzované technologie.

V následující tabulce jsou uvedeny imisní koncentrace niklu a jim odpovídající individuální pravděpodobnostní riziko karcinogeneze z celoživotní inhalační expozice v definovaných expozičních pásmech.

**Tab. 5.24 : Imisní koncentrace a karcinogenní riziko pro chronickou expozici Ni**

Koncentrace/riziko	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.
<b>Ni-r [ng/m<sup>3</sup>] VS1</b>	0,004658	0,002331	0,000871
<b>Ni - r [ng/m<sup>3</sup>] VS7</b>	0,174667	0,082923	0,030071

Koncentrace/riziko	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.
pozadí SS [ng/m <sup>3</sup> ]	1,275	0,761538	0,764286
pozadí BS [ng/m <sup>3</sup> ]	1,445008	0,842131	0,793486
ILCR VS1	6,46E-08	3,06E-08	1,11E-08
ILCR VS7	4,85E-07	2,89E-07	2,9E-07
ILCR- SS	1,62E-07	1,22E-07	4,47E-08
ILCR- BS	5,49E-07	3,2E-07	3,02E-07
PLCR -SS	0,001	0,0001	0,00004
PLCR - BS	0,001	0,0001	0,00004

Z tabulky plyne, že pravděpodobnost karcinogenního onemocnění z imisních příspěvků niklu lze hodnotit podobně jako rizika expozice kadmia. I v tomto případě všechna rizika leží pod hranicí  $1 \times 10^{-6}$  a jsou tedy pro všechny uvedené expozice plně akceptovatelná.

Z výsledků je zřejmé, že hodnoty ILCR neznamenají pro populace ve všech třech pásmech prakticky žádné riziko. Pravděpodobnost úmrtí po celoživotní expozici niklem znamená každoroční riziko v nejlépe exponovaném I.pásmu pouze pro nepatrný teoretický zlomek 0,001 osoby.

#### 5.5.2.4 Chrom

Na zdravotní rizika expozice chromem je nutné pohlížet, vlivem jeho schopnosti vyskytovat se v ovzduší ve více valenčních stavech, poněkud odlišně. Hodnotit bychom měli rizika expozice jeho dvou valenčních stavů. Nejčastěji se v ovzduší vyskytujícího stavu Cr(III) a toxicky významnějšího stavu Cr(VI). Pro nižší valenční stav a koncentrace nerozpusných forem chromu máme k dispozici hodnotu MRL  $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a pro Cr(VI) hodnotu REL  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Trojmocný chrom není karcinogenní a šestimocný chrom má karcinogenní potenciál vyjádřený hodnotou IUR  $1,2 \times 10^{-2}$  ( $1/\text{ng}/\text{m}^3$ ).

Z několika experimentálních měření bylo zjištěno (Linak, 1996, Huang, 2014 aj.), že při vysokoteplotním spalování odpadů se ve spalinách vyskytuje i určitý podíl chromu Cr(VI). Tento podíl závisí na složení spalovaných odpadů a teplotě spalování. Odhadovaný podíl Cr(VI) se podle literárních podkladů pohybuje v relaci od 0,01 % do 10 %. Při teplotách kolem 800 -1000 °C může být podíl Cr(VI) v emisích ze spalovacích procesů maximálně jednotkách procent, tedy odhadněme ji na cca 1 % celkového chromu v imisích.

Protože analytické výsledky emisí uvádí celkový obsah chromu bez ohledu na jeho valenci a současně není znám ani není k dispozici žádný relevantní odhad podílu šestimocného chromu v imisích zájmové lokality, budeme pro výpočet odhadu systémového rizika používat hodnoty celkové imisní koncentrace chromu jako jeho trojmocné formy a pro odhad karcinogenního rizika podíl 1% Cr(VI) na jeho celkové imisní koncentraci. Jako hodnotu pozadí platnou pro celou zájmovou oblast použijeme odhad z tab. 5.8  $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

V tabulce 5.25 jsou uvedeny hodnoty průměrných koncentrací imisí celkového chromu a k nim odpovídající hodnoty systémových rizik.

Tab. 5.25 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici Cr(III)

Průměrné roční koncentrace [ng/m <sup>3</sup> ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
<b>Imise Cr VS1</b>	0,0009	0,0005	0,0002	<b>riziko expozice VS1</b>	1,8E-07	9,3E-08	3,5E-08
<b>Imise Cr VS7</b>	0,0012	0,0006	0,0002	<b>riziko expozice VS7</b>	2,4E-07	1,1E-07	4,0E-08
<b>pozadí SS</b>	1,3	1,3	1,3	<b>celkové riziko SS</b>	0,0003	0,0003	0,0003
<b>pozadí BS</b>	1,3003	1,3001	1,3000	<b>celkové riziko BS</b>	0,0003	0,0003	0,0003

Hodnoty HQ pro systémové riziko expozice chromem se pro hodnocení samotného příspěvku posuzovanou technologií jak v současném, tak i budoucím stavu pohybují v rozpětí  $1,8 \times 10^{-7}$  -  $4,0 \times 10^{-8}$ , tedy v hodnotách, které samy neznamenaají žádné zdravotní riziko z expozice celkovým chromem.

Hodnoty HQ pro expozici hodnotami imisí se započtením odhadu pozadí znamenají vypočtená rizika stejná jak pro současný, tak i budoucí stav  $HQ < 0,001$ , což jsou rovněž hodnoty velice nízké a riziko je v tomto případě zcela zanedbatelné.

Pro dokreslení situace se můžeme pokusit o odhad zdravotního rizika se započtením 1% Cr(VI) jako podílu k celkové imisní koncentraci chromu alespoň pro první expoziční pásmo. V tomto případě se systémové riziko (tedy hodnota HQ) díky 25 násobně přísnější hodnotě referenční koncentrace platné ale pouze pro 1% podíl, zvýší vcelku neměřitelně, tedy zůstává ve stejném řádu jako riziko samostatného působení Cr(III). Vzhledem k vypočteným hodnotám HQ pro teoretický 100% podíl Cr(III) bude tedy i výsledek se započtením 1% Cr(VI) naprosto marginální, výsledek prakticky nehodnotitelný a zdravotně bezvýznamný.

V další tabulce je uveden výpočet pro kancerogenní riziko chromu za předpokladu, že se ve volném ovzduší dlouhodobě udrží neměnný poměr platný pro jeho vznik, který jsme odhadli na cca 1% celkové imisní koncentrace chromu ve volném ovzduší.

Tab. 5.26 : Odhad karcinogenního rizika pro chronickou expozici Cr(VI)

Koncentrace/riziko	Expoziční pásmo I.
<b>celk Cr-r [ng/m<sup>3</sup>] VS1</b>	0,0009
<b>celk Cr - r [ng/m<sup>3</sup>] VS7</b>	0,0012
<b>pozadí SS [ng/m<sup>3</sup>]</b>	1,3000
<b>pozadí BS [ng/m<sup>3</sup>]</b>	1,3002
<b>ILCR VS1</b>	1,1E-10
<b>ILCR VS7</b>	1,4E-10
<b>ILCR- SS</b>	1,6E-07
<b>ILCR- BS</b>	1,6E-07
<b>PLCR -SS</b>	5,3E-05
<b>PLCR - BS</b>	5,3E-05



Pro podíl šestimocného chromu 1%, vzhledem k výpočtovému předpokladu maximálního teoretického vypouštěného množství na úrovni emisního limitu budou, i při poměrně silném kancerogenním potenciálu šestimocného chromu, hodnoty případného individuálního rizika karcinogeneze zcela bezvýznamné v řádu  $10^{-7} - 10^{-10}$  a jejich interpretace v případě hodnocení příspěvku, pro který má jistý smysl předpokládat jednoprocenní podíl šestimocného chromu, postrádá smysl. Pro teoretické hodnocení ILCR z celkových imisí jsou hodnoty i pro první, nejvíce exponované pásmu v mezích  $10^{-7}$ , tedy za tohoto stavu by plně vyhovovaly podmínkám akceptovatelného rizika.

Zcela zásadní úlohu v těchto výpočtech však má znalost dlouhodobého podílu šestimocného chromu v konkrétním prostředí, která není známa pro poměry v ČR k dispozici.

### 5.5.2.5 Olovo

Pro riziko expozice imisemi olova máme k dispozici referenční koncentrace jak pro jeho systémové, tak i pro kancerogenní působení. Pro hodnocení chronického systémového rizika je to hodnota WHO  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pro kvantifikaci kancerogenního rizika je to relativně nízká hodnota IUR  $1,2 \times 10^{-5}$  ( $1/\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Výsledky imisních koncentrací tohoto prvku a jim odpovídající hodnoty HQ ve třech imisních pásmech jsou uvedeny v následující tabulce.

**Tab. 5.27 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici Pb**

Průměrné roční koncentrace	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
<b>Pb VS1 [ng/m<sup>3</sup>]</b>	3,4E-03	1,7E-03	6,4E-04	<b>riziko expozice VS1</b>	6,8E-06	3,4E-06	1,3E-06
<b>Pb VS7 [ng/m<sup>3</sup>]</b>	0,13	0,06	0,02	<b>riziko expozice VS7</b>	2,5E-04	1,2E-04	4,4E-05
<b>pozadí SS</b>	6,29	6,29	6,29	<b>celkové riziko SS</b>	0,013	0,013	0,013
<b>pozadí BS</b>	6,41	6,35	6,31	<b>celkové riziko BS</b>	0,013	0,013	0,013

Hodnoty příspěvků k imisím olova budou po realizaci záměru o necelé dva řády vyšší, než je stávající příspěvek, vzhledem k výpočtovému předpokladu maximálního teoretického vypouštěného množství na úrovni emisního limitu ale obě hodnoty HQ jsou nadále velmi nízké. Posuzujeme-li celková rizika obou expozičních stavů, jsou hodnoty indexu HQ ve všech třech imisních pásmech velmi nízké a po zaokrouhlení výpočtů v podstatě téměř shodné (HQ 0,013). To znamená, že lze ve všech případech konstatovat doposud nevýznamné zdravotní riziko v celé lokalitě ovlivněné imisemi olova z posuzované technologie.

Zde by bylo vhodné konstatovat, že inhalační expozice olova z volného ovzduší je poněkud více riziková pro dětskou a dospívající populaci, ovšem doposud pro tuto specifickou populaci nebyly stanoveny potřebné referenční koncentrace pro kvantifikaci tohoto rizika.

V následující tabulce jsou vyhodnocena karcinogenní rizika celoživotní inhalační expozice olova osob žijících v zájmové lokalitě.

**Tab. 5.28 : Imisní koncentrace a karcinogenní riziko pro chronickou expozici Pb**

Koncentrace/riziko	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.
Pb – r [ng/m <sup>3</sup> ] VS1	0,0034	0,0017	0,0006
Pb – r [ng/m <sup>3</sup> ] VS7	0,1273	0,0602	0,0219
pozadí SS [ng/m <sup>3</sup> ]	6,29	6,29	6,29
celk BS [ng/m <sup>3</sup> ]	6,41	6,35	6,31
VS1 ILCR	4,1E-11	2,0E-11	7,6E-12
VS7 ILCR	1,5E-09	7,2E-10	2,6E-10
ILCR- SS	7,6E-08	7,6E-08	7,5E-08
ILCR- BS	7,7E-08	7,6E-08	7,6E-08
PLCR - SS	0,0004	0,00003	0,00007
PLCR . BS	0,0004	0,00003	0,00007

Z tabulky plyne, že rizika vzniku a vývoje karcinogeneze z imisních příspěvků olova lze hodnotit benevolentně, podobně jako rizika expozice některých dalších prvků. I v tomto případě všechna rizika leží pod hranicí  $1 \times 10^{-6}$  a jsou tedy pro všechny uvedené expozice plně akceptovatelná.

Z výsledků je tedy zřejmé, že hodnoty ILCR neznamenaají pro populace v těchto pásmech prakticky žádné riziko úmrtí.

#### 5.5.2.6 Mangan

Podobně jako rtuť disponuje také mangan pouze systémovou toxicitou. Riziko chronické inhalační koncentrace je manganu a jeho sloučenin je definováno referenční koncentrací RfC 0,05  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Výpočet hodnot HQ pro oba příspěvky a celkové koncentrace v současném a budoucím stavu jsou uvedeny v tab. 5.29.

**Tab. 5.29 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici Mn**

Průměrné roční koncentrace [ng/m <sup>3</sup> ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
Imise Mn VS1	9,8E-04	4,8E-04	1,8E-04	<b>riziko expozice VS1</b>	2,0E-05	9,7E-06	3,5E-06
Imise Mn VS7	3,6E-02	1,7E-02	6,4E-03	<b>riziko expozice VS7</b>	7,3E-04	3,4E-04	1,3E-04
pozadí SS	6,030	6,030	6,030	<b>celkové riziko SS</b>	0,121	0,121	0,121
pozadí BS	6,065	6,047	6,036	<b>celkové riziko BS</b>	0,121	0,121	0,121

Hodnoty příspěvků k imisím olova budou po realizaci záměru přibližně o jeden řád vyšší než je stávající příspěvek, vzhledem k výpočtovému předpokladu maximálního teoretického vypouštění množství na úrovni emisního limitu, ale obě hodnoty HQ obou expozičních příspěvků jsou pro všechna tři expoziční pásma velmi nízké. Posuzujeme-li celková rizika obou expozičních stavů, jsou hodnoty indexu HQ v těchto stavech i ve všech třech expozičních pásmech sice vyšší než pro jiné prvky, ale i tyto hodnoty v řádu 10% mezní rizikové hodnoty HQ jsou akceptovatelné. To znamená, že i pro expozici manganem (i přes poměrně vysoké hodnoty imisního pozadí tohoto prvku), lze ve všech případech konstatovat doposud nevýznamné zdravotní riziko v celé lokalitě.

### 5.5.2.7 *Rtuť*

Posledním ze skupiny toxikologicky významných prvků je rtuť. Pro výpočet jejího systémového rizika chronické expozice je k dispozici referenční koncentrace REL 0,03  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Výpočet chronického rizika z dlouhodobé expozice koncentracemi platnými pro tři expoziční pásma, je uveden tabulce 5.30.

**Tab. 5.30 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici Hg**

Průměrné roční koncentrace [ng/m <sup>3</sup> ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
<b>Imise Hg VS1</b>	4,2E-04	2,1E-04	7,8E-05	<b>riziko expozice VS1</b>	1,4E-05	6,9E-06	2,6E-06
<b>Imise Hg VS7</b>	6,5E-02	3,1E-02	1,1E-02	<b>riziko expozice VS7</b>	2,2E-03	1,0E-03	3,8E-04
<b>pozadí SS</b>	1,500	1,500	1,500	<b>celkové riziko SS</b>	0,050	0,050	0,050
<b>pozadí BS</b>	1,564	1,531	1,511	<b>celkové riziko BS</b>	0,052	0,051	0,050

Hodnoty HQ pro systémové riziko expozice rtuti při hodnocení samotného příspěvku posuzovanou technologií vykazují poměrně vysoký nárůst, než je stávající příspěvek, vzhledem k výpočtovému předpokladu maximálního teoretického vypouštěného množství na úrovni emisního limitu, nicméně i nejvyšší hodnota HQ budoucího rizika příspěvku v I.exp.pásmu je pouze 0,0022 a tudíž je to příspěvek k celkové hodnotě HQ 0,052 velmi malý. Ta však ani zdaleka nedosahuje hodnoty jedna, tedy i toto riziko je plně akceptovatelné. Hodnoty HQ pro expozici celkovými hodnotami imisí rtuti znamenají vypočtená rizika prakticky stejná jak pro současný, tak i budoucí stav a mají téměř shodné hodnoty pro všechny tři expoziční pásma.

Určitým problémem pro hodnocení rizika z expozice rtutí je právě nedostatek hodnověrných údajů o požadových koncentracích této škodliviny. V ČR existují dlouhodobější údaje o průměrných imisních koncentracích rtuti pouze z jednoho místa, jímž je požadová stanice AIM v Košetcích, Z jejího umístění se dá předpokládat, že zde naměřené koncentrace budou patrně znamenat nejnižší hodnoty pro venkovské oblasti, které by ve vysoce urbanizované oblasti mohly dosahovat poněkud vyšších hodnot a tedy i zdravotní riziko by mohlo dosahovat možná i řádově vyšších hodnot. Nicméně vypočtené hodnoty HQ mají dostatečnou rezervu umožňující akceptovat i prakticky řádové zvýšení imisní koncentrace požadí.

## 5.5.3 Rizika organických polutantů.

### 5.5.3.1 *Benzen*

Do vzorce pro výpočet zdravotního rizika systémového chronického působení benzenu dosazujeme hodnoty jeho průměrných ročních imisních koncentrací ve třech expozičních pásmech. Pro hodnotu referenční koncentrace RfC použijeme 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pro kvantifikace jeho karcinogenního rizika máme k dispozici hodnotu IUR  $6,0 \times 10^{-6}$  ( $1/\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Výpočet systémového rizika expozice benzenem poskytne hodnoty HQ uvedené v tab. 5.31.

**Tab. 5.31 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici BZ**

Průměrné roční koncentrace [µg/m <sup>3</sup> ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
<b>Imise BZ- r VS 1</b>	3,4E-05	5,6E-06	1,5E-06	<b>riziko expozice VS1</b>	1,1E-06	1,9E-07	5,1E-08
<b>Imise BZ r VS 7</b>	2,2E-05	3,8E-06	9,5E-07	<b>riziko expozice VS7</b>	7,4E-07	1,3E-07	3,2E-08
<b>Imise pozadí SS</b>	1,417	1,192	1,143	<b>celkové riziko SS</b>	0,047	0,040	0,038
<b>Imise pozadí BS</b>	1,417	1,192	1,143	<b>celkové riziko BS</b>	0,047	0,040	0,038

Hodnoty kvocientu nebezpečnosti HQ pro oba příspěvky jsou ve všech třech expozičních pásmech velice nízké a tudíž nelze hovořit o reálném riziku z jeho expozice vyvolaném příspěvkovými koncentracemi benzenu. Také obě hodnoty chronického inhalačního rizika HQ celkových koncentrací benzenu jsou ve všech třech pásmech rovněž velmi nízké (cca 0,04-0,05) a v podstatě neznamenají žádné významné systémové zdravotní riziko z jeho dlouhodobé expozice.

Benzen je však podstatně více rizikovým díky jeho kancerogennímu potenciálu. V další tabulce 5.32 jsou vyhodnocena rizika pravděpodobnosti úmrtí z karcinogeneze po celoživotní expozici benzenem ve všech třech expozičních pásmech zájmové lokality

**Tab. 5.32 : Imisní koncentrace a karcinogenní riziko pro chronickou expozici BZ**

Koncentrace/riziko	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.
<b>BZ r VS 1 [µg/m<sup>3</sup>]</b>	3,4E-05	5,6E-06	1,5E-06
<b>BZ r VS 7 [µg/m<sup>3</sup>]</b>	2,2E-05	3,8E-06	9,5E-07
<b>pozadí SS [µg/m<sup>3</sup>]</b>	1,417	1,192	1,143
<b>pozadí BS [µg/m<sup>3</sup>]</b>	1,417	1,192	1,143
<b>ILCR VS1</b>	2,1E-10	3,4E-11	9,3E-12
<b>ILCR VS 7</b>	1,3E-10	2,3E-11	5,7E-12
<b>ILCR- SS</b>	8,5E-06	7,2E-06	6,9E-06
<b>ILCR- BS</b>	8,5E-06	7,2E-06	6,9E-06
<b>PLCR - SS</b>	0,047	0,0031	0,00595
<b>PLCR - BS</b>	0,047	0,0031	0,00595

Z tabulky je zřejmé, že rizika spojená s imisními příspěvky benzenu z posuzované technologie jsou v obou stavech prakticky stejná, v expozičním pásmu I. dokonce nepatrně nižší. To je výsledek jednak malých příspěvků z technologie, ale zejména kalkulovaným poklesem emisí benzenu z dopravy, se kterým modely v roce 2035 počítají. Tyto hodnoty však znamenají pouze nepatrný příspěvek k oběma hodnotám pozadí. A ty signalizují již pro dnešní stav překročení hranice  $1 \times 10^{-6}$ , znamenající riziko úmrtí u jednoho člověka z populace 1mil. exponovaných obyvatel.

Z výsledků je zřejmé, že tyto imisní koncentrace hodnoty ILCR sice překračují standardně přijímanou mez pro individuální karcinogenní riziko, ale po přepočtu neznamenají pro populace v těchto pásmech žádné mimořádné riziko. Pravděpodobnost úmrtí po celoživotní expozici benzenem znamená každoroční riziko úmrtí v důsledku jeho inhalaci pro teoretický zlomek 0,05 osoby v prvním expozičním pásmu

zahrnujícím obyvatele města Brna, ve zbývajících platí potom o řád nižší hodnota. I přes poměrně vysoké imisní zatížení obyvatel benzenem by to znamenalo pouze úmrtí jedné osoby za 20 let expozice.

### 5.5.3.2 Benzo-a-pyren

Do vzorce pro výpočet zdravotního rizika systémového chronického působení benzenu dosazujeme hodnoty jeho průměrných ročních imisních koncentrací ve třech expozičních pásmech. Pro hodnotu referenční koncentrace RfC použijeme 2 ng/m<sup>3</sup>. Pro kvantifikaci jeho karcinogenního rizika pak máme k dispozici hodnotu IUR 8,7x10<sup>-5</sup> (1/ng/m<sup>3</sup>).

Výpočet systémového rizika expozice benzo-a-pyrenem poskytne hodnoty HQ uvedené v tab. 5.33.

**Tab. 5.33 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici BaP**

Průměrné roční koncentrace [µg/m <sup>3</sup> ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
<b>Imise BZ r VS 1</b>	3,2E-05	5,2E-06	1,5E-06	<b>riziko expozice VS1</b>	1,6E-05	2,6E-06	7,6E-07
<b>Imise BZ r VS 7</b>	3,7E-05	5,5E-06	1,5E-06	<b>riziko expozice VS7</b>	1,8E-05	2,8E-06	7,7E-07
<b>pozadí SS</b>	0,708	0,715	0,693	<b>celkové riziko SS</b>	0,354	0,358	0,346
<b>pozadí BS</b>	0,708	0,715	0,693	<b>celkové riziko BS</b>	0,354	0,358	0,346

Z výpočtu je patrné, že celkové imisní koncentrace BaP mají již poměrně dobře definovatelné zdravotní riziko jak za současného, tak i budoucího stavu expozice a to ve všech třech expozičních pásmech. Hodnoty HQ se již blíží jedné polovině mezní hodnoty 1, což je hranice, za kterou je nutné posuzovat riziko jako významné. Současně však musíme konstatovat, že na tomto riziku se prakticky nijak nepodílí jak současné, tak i budoucí příspěvky imisí z posuzované technologie.

V další tabulce jsou uvedeny výsledky hodnocení rizika karcinogeneze vyjádřená jako pravděpodobnost ročního přírůstu úmrtí v důsledku dlouhodobé expozice BaP z volného ovzduší.

**Tab. 5.34 : Imisní koncentrace a karcinogenní riziko pro chronickou expozici BaP**

Koncentrace/riziko	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.
<b>BaP r VS 1 [ng/m<sup>3</sup>]</b>	3,23E-05	7,32E-06	1,53E-06
<b>BaP r VS 7 [ng/m<sup>3</sup>]</b>	3,65E-05	7,91E-06	1,54E-06
<b>pozadí SS [ng/m<sup>3</sup>]</b>	0,71	0,71	0,69
<b>pozadí BS [ng/m<sup>3</sup>]</b>	0,71	0,71	0,69
<b>ILCR VS1</b>	2,8E-09	6,8E-10	1,3E-10
<b>ILCR VS</b>	3,2E-09	6,9E-10	1,3E-10
<b>ILCR- SS</b>	6,2E-05	6,2E-05	6,0E-05
<b>ILCR- BS</b>	6,2E-05	6,2E-05	6,0E-05
<b>PLCR - SS</b>	0,338	0,0271	0,05231
<b>PLCR - BS</b>	0,338	0,0271	0,05231

Z výsledků je zřejmé, že hodnoty ILCR jsou pro imise BaP téměř jeden řád vyšší než je v ČR obecně přijímaná míra tohoto expozičního rizika  $1 \times 10^{-6}$ . Pravděpodobnost rizika úmrtí z karcinogeneze je pro lokalitu definovanou jako I. expoziční pásmo (převážně obyvatelé města Brna) rovna přibližně  $6 \cdot 10^{-6}$  což znamená roční populační riziko cca 0,3-0,4 obyvatel žijících v Brně a jeho bezprostředním okolí. Jinými slovy to znamená úmrtí jednoho obyvatele této aglomerace přibližně každé tři roky.

Zásadním pro hodnocení vlivu záměru je ovšem fakt, že již prostým srovnáním hodnot individuálního karcinogenního rizika ILCR z expozice přispěvky ze současného i budoucího stavu je zřejmý přibližně čtyř řádově nižší podíl a je zřejmé, že vliv imisní zátěže pocházející z dnešního i budoucího provozu je v obou případech prakticky neměřitelný. Tedy vlivem aktivit spjatých s posuzovaným záměrem nelze předpokládat žádné zvýšení současných hodnot, v dotčeném expozičním pásmu již relativně značného rizika karcinogeneze z expozice benzenem a benzo-a-pyrenem.

### 5.5.3.3 PCDD/F (TEQ)

Rizika této skupiny látek se hodnotí po přepočtu jejich koncentrací na toxický ekvivalent, tedy jako riziko 2,3,7,8 TCDD. Do vzorce pro výpočet zdravotního rizika systémového chronického působení skupiny dioxinů dosazujeme hodnotu systémového rizika expozice, která byla odvozena pro toxický ekvivalent sumární skupiny PCDD/F v hodnotě  $40 \text{ pg/m}^3$ . Pro kvantifikaci jeho karcinogenního rizika použijeme hodnotu pro TEQ pro 2,3,7,8 TCDD  $3,3 \times 10^{-5}$  ( $1/\text{pg/m}^3$ ). Na TEQ jsou přepočteny i imisní hodnoty uvedené v IRS. Pro hodnotu imisního pozadí jsme převzali průměrnou hodnotu  $29 \text{ fg/m}^3$  naměřenou ve dvou lokalitách kraje Vysočina, který jsme vztáhli na celou zájmovou lokalitu.

Výsledky vyhodnocení systémového rizika expozice této skupiny jsou uvedeny v tab. 5.35.

**Tab. 5.35 : Imisní koncentrace a HQ pro chronickou expozici PCDD/Fs**

Průměrné roční koncentrace [fg/m <sup>3</sup> ]	Expoziční pásmo			HQ	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.		I.	II.	III.
PCDD TEQ VS1	5,6E-03	2,8E-03	1,1E-03	riziko expozice VS1	1,4E-07	7,0E-08	2,6E-08
PCDD TEQ VS7	1,1E-01	5,2E-02	1,9E-02	riziko expozice VS7	2,7E-06	1,3E-06	4,8E-07
pozadí SS	29,03	29,03	29,03	celkové riziko SS	7,3E-04	7,3E-04	7,3E-04
pozadí BS	29,13	29,08	29,05	celkové riziko BS	7,3E-04	7,3E-04	7,3E-04

Z dat imisních koncentrací a jim odpovídajících hodnot HQ je zřejmé, že inhalační rizika systémového působení jsou za existujících imisních koncentrací této skupiny látek minimální, v případě příspěvků z posuzované technologie pak prakticky neměřitelná.

V další tabulce jsou uvedeny výpočty kancerogenního rizika z dioxinové expozice

**Tab. 5.36 : Imisní koncentrace a karcinogenní riziko pro chronickou expozici (jako TEQ PCDD)**

Koncentrace/riziko	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.
PCDD- r VS 1 [fg/m <sup>3</sup> ]	0,006	0,003	0,001
PCDD r VS 7 [fg/m <sup>3</sup> ]	0,108	0,052	0,019
pozadí SS [fg/m <sup>3</sup> ]	29,03	29,03	29,03

Koncentrace/riziko	Expoziční pásmo		
	I.	II.	III.
pozadí BS [fg/m <sup>3</sup> ]	29,13	29,08	29,05
VS1 ILCR	1,9E-10	9,31E-11	3,5E-11
VS7 ILCR	3,6E-09	1,7E-09	6,3E-10
SS celk ILCR	9,6E-07	9,6E-07	9,6E-07
BS celk ILCR	9,6E-07	9,6E-07	9,6E-07
PLCR - SS	0,005	0,0004	0,0008
PLCR - BS	0,005	0,0004	0,0008

Z tabulky plyne, že rizika úmrtí po vzniku a vývoje karcinogeneze z příspěvků technologie v současném budoucím stavu jsou pro tuto skupinu vcelku bezproblémová. Započteme-li však teoretickou imisní hodnotu pozadí 29 fg/m<sup>3</sup>, blíží se hodnoty ILCR řádu 10<sup>-6</sup>, tedy je možné je hodnotit jako určité riziko v sledovaných expozičních pásmech.

Zde je však nutné vzít do úvahy i nedostatek relevantních údajů o imisních hodnotách jak v ČR, tak o to více v zájmové lokalitě. Tedy vypočtené hodnoty je nutno brát s jistou rezervou, pouze jako pravděpodobný odhad.

Dále je vhodné uvést, že kancerogenní účinky dioxinů jsou stále podrobovány kritickým hodnocením což znamená, že hodnota IUR 3,3x10<sup>-5</sup> (1/pg/m<sup>3</sup>) je odborníky v poslední době zpochybňována a je doporučováno hodnocení kancerogenních rizik pouze z jejich orálního příjmu potravinami, případně vodou.

## 5.6 Souhrnné hodnocení zdravotního imisní expozice v zájmové lokalitě.

### 5.6.1 Zdravotní rizika systémově působících polutantů

Komplexní zhodnocení zdravotních rizik z imisní expozice identifikovaných škodlivin lze provést pomocí výpočtu indexu nebezpečnosti HI, jehož hodnota shrnuje všechna dílčí systémová rizika pocházející z expozice všech škodlivin, které působí na stejný cílový orgán v těle exponovaného jedince. Samotné hodnocení není zcela bez problémů, protože různé škodliviny mohou sice působit na stejný lidský orgán nebo vyvolávat stejné potíže, ale v některých případech je mechanismus jejich působení přece jen poněkud odlišný.

Z tohoto důvodu je nutné nahlížet na hodnoty indexu HI také z pohledu relativní významnosti příspěvků jednotlivých imisních expozic.

Pro výpočet indexu HI předpokládáme aditivní působení jednotlivých polutantů, jejichž dílčí hodnoty HQ se načítají do konečné hodnoty HI. Pro výsledek platí stejné zásady jako pro hodnocení dílčích kvocientů nebezpečnosti, tedy hodnotu HI < 1 je možné považovat za rizika prostou.

V následujících tabulkách jsou uvedeny hodnoty indexů HI pro všechny systémově působící škodliviny zvláště pro příspěvkové a celkové imise budoucího stavu po realizaci posuzovaného záměru. Tabulky 5.37 a 5.38 pro hodnocení systémového rizika anorganických polutantů, tabulky 5.39 a 5.40 pro tytéž typy imisí organických látek.

Tabulky jsou vypočteny pro imise v prvním nejvíce imisemi exponovaném pásmu. V dalších dvou pásmech je celková expoziční situace z hlediska příspěvku z posuzovaného záměru lepší.

**Tab. 5.37 : Výpočet indexu HI pro příspěvkové imisní koncentrace anorganických škodlivin po realizaci záměru (VS7)**

Škodlivina I.pásma	žaludek, ledviny	KaVO systém	Repr./vývojový systém	CNS	Hematol. půs./krvetořeba	Respirační systém	Imunitní systém	kůže
Arsen		0,001	0,001	0,001	0,001			
Kadmium	0,002		0,002			0,002		0,002
Olovo	0,0003		0,0003	0,0003	0,0003		0,0003	
Nikl					0,091	0,091	0,091	
Chrom					0,000	0,000	0,000	0,000
Rtuť	0,002		0,002	0,002			0,002	
Mangan	0,001	0,001	0,001			0,001		
SO <sub>2</sub>						0,004		
NO <sub>2</sub>		0,002				0,002		
<b>HI</b>	<b>0,005</b>	<b>0,003</b>	<b>0,006</b>	<b>0,003</b>	<b>0,092</b>	<b>0,099</b>	<b>0,093</b>	<b>0,002</b>

**Tab. 5.38: Výpočet indexu HI pro celkové imisní koncentrace anorganických škodlivin po realizaci záměru (BS)**

Škodlivina a I.pásma	žaludek, ledviny	KaVO systém	Repr./vývojový systém	CNS	Hematol. půs./krvetořeba	Respirační systém	Imunitní systém	kůže
Arsen		0,057	0,057	0,057	0,057			
Kadmium	0,012		0,012			0,012		0,012
Olovo	0,013		0,013	0,013	0,013		0,013	
Nikl					0,103	0,103	0,103	
Chrom					0,000	0,000	0,000	0,000
Rtuť	0,052		0,052	0,052			0,052	
Mangan								
SO <sub>2</sub>						0,235		
NO <sub>2</sub>		0,535				0,535		
<b>HI</b>	<b>0,077</b>	<b>0,592</b>	<b>0,133</b>	<b>0,122</b>	<b>0,173</b>	<b>0,886</b>	<b>0,168</b>	<b>0,012</b>

V posledním řádku obou tabulek je jako součtová hodnota příspěvků HQ uveden index nebezpečnosti HI. Z tabulek je zřejmé, že :

1. Hodnoty HI imisních příspěvků po realizaci záměru (výpočtový stav VS7 z IRS) zaujímají rozpětí 0,002 – 0,099 a tvoří tak pouhé jednotky procent hodnot HI z celkové imisní zátěži v budoucím stavu.
2. Z hlediska významu je nejzávažnějším zdravotním rizikem jejich působení na respirační systém (HI 0,886 a 0,099). V tomto riziku hrají hlavní roli expozice SO<sub>2</sub> a NO<sub>2</sub>, přičemž každý z obou plynů působí na poněkud jiný cílový orgán. Oxid siřičitý napadá sliznice horních cest dýchacích,



zatímco oxid dusičitý způsobuje zejména k bronchokonstrikci plic, tedy ovlivňuje dolní cesty dýchací. Podobně je možné rozlišovat i působení dalších škodlivin. I z tohoto důvodu je nutné na index HI pohlížet s určitým nadhledem.

- Ovšem důležitá informace je, že hodnoty HI pro celkové imise jsou pro všechna systémová rizika menší než jedna, tedy ani úhrnná rizika souběžného působení identifikovaných anorganických škodlivin neznamenaají pro obyvatele prvního, nejvíce exponovaného imisního pásma žádné významné zdravotní riziko.
- V dalších dvou expozičních pásmech budou nabývat hodnoty HI ještě nižších úrovní, výjimkou může být pouze vyšší lokální koncentrace některé z identifikovaných škodlivin v konkrétním místě daného pásma. Z hlediska příspěvků záměru k celkové imisní expozici však bude situace vždy lepší.

Separátně je v tabulkách 5.39 a 5.40 provedeno hodnocení celkového systémového rizika expozice třemi organickými škodlivinami, jejichž dominantním rizikem je však riziko karcinogeneze.

**Tab. 5.39 : Výpočet indexu HI pro příspěvkové imisní koncentrace organických škodlivin po realizaci záměru (VS7)**

Škodlivina I.pásma	žaludek, ledviny	Kardiovas kulární systém	Reprodukč ní/vývojov ý systém	CNS	Hematol. pús.	Respirační systém	Imunitní systém	kůže
BZ	7,4E-07	7,4E-07		7,4E-07	7,4E-07		7,4E-07	
BaP			1,8E-05	1,8E-05			1,8E-05	1,8E-05
PCDD			2,7E-06		2,7E-06	2,7E-06		2,7E-06
<b>HI</b>	<b>0,0E+00</b>	<b>7,4E-07</b>	<b>2,2E-05</b>	<b>7,4E-07</b>	<b>3,4E-06</b>	<b>2,1E-05</b>	<b>7,4E-07</b>	<b>2,1E-05</b>

**Tab. 5.40 : Výpočet indexu HI pro celkové imisní koncentrace organických škodlivin po realizaci záměru (BS)**

Škodlivina I.pásma	žaludek, ledviny	Kardiovas kulární systém	Reprodukč ní/vývojov ý systém	CNS	Hematol. pús.	Respirační systém	Imunitní systém	kůže
BZ	0,0472	0,0472		0,0472	0,0472		0,0472	
BaP			0,3542	0,3542			0,3542	0,3542
PCDD			0,0007		0,0007	0,0007		0,0007
<b>HI</b>	<b>0,0472</b>	<b>0,0472</b>	<b>0,3549</b>	<b>0,4014</b>	<b>0,0479</b>	<b>0,0007</b>	<b>0,4014</b>	<b>0,3549</b>

Z hodnot HI pro celkovou imisní zátěž a pro imisní příspěvek posuzovaného záměru stavu v prvním expozičním pásmu je zřejmé, že Index nebezpečnosti pro příspěvkové imise je naprosto marginální a na celkovém indexu nebezpečnosti se nepodílí měřitelným způsobem. Hodnoty HI celkových imisí jsou významné zejména pro dominantní působení těchto látek na CNS, vývojový a reprodukční systém exponovaného jedince. Nezanedbatelný vliv mají tyto látky rovněž na kůži (zde je tento vliv spíše manifestován možností rakoviny kůže).

Ve všech případech však současní imisní situace neznamenaá výrazné systémové zdravotní riziko pro exponované osoby.

Samostatnou částí celkového hodnocení jsou výsledky výpočtů zdravotních rizik prašného aerosolu a oxidu dusičitého, jejichž rizikovost byla hodnocena pomocí vztahů dávka-účinek odvozených z metaanalýz epidemiologických šetření vlivu expozice těchto dvou škodlivin na lidský organismus. Pomocí těchto vztahů byla vypočtena rizika předčasných úmrtí, onemocnění horních a dolních cest dýchacích spojená se ztrátou dnů nutných na lůžku a hospitalizací nemocných osob.

### **Prašný aerosol**

Akutní inhalační rizika expozice prašného aerosolu byla kvantifikována pro příčinné diagnózy akutní hospitalizace dospělých s dýchacími a kardiovaskulárními problémy, počet dnů omezené aktivity dospělých jak z důvodu jejich vlastních zdravotních potíží, tak z důvodu péče o jiného člena rodiny a akutního rizika nárůstu počtu dnů s respiračními potížemi dětí ve věku 5-14let.

Pro kvantifikaci chronických škodlivých účinků prašného aerosolu byly zvoleny diagnózy předčasného úmrtí exponované populace starší 30let (respektive ztráty let života YOLL) a chronická respirační onemocnění – bronchitida dospělých.

Kvantifikace obou zdravotních rizik pro vybrané choroby a příčinné diagnózy jsou uvedeny v textu příslušných kapitol tohoto hodnocení. Výsledky potvrzují fakt, že zásadní vliv jak na počty akutních, tak i chronických onemocnění má již současná imisní zátěž pozadí a tedy rovněž i celková imisní zátěž po realizaci posuzovaného záměru. Příspěvky z hodnoceného záměru jsou tak nízké, že v žádném ze tří expozičních pásem (tedy v té části posuzované lokality, která je v potenciálním dosahu imisí ze záměru), jsou hodnotitelné pouze jako malý až nulový přírůstek k frekvencím těchto diagnóz.

Z údajů o vlivu expozice prašným aerosolem lze uvést počet let ztráty života YOOL, které pro první expoziční pásmo nabývají hodnot cca 3000 let, zatímco vlivem současného příspěvku roční koncentrací  $PM_{10}$  je to jen přibližně jeden rok a vlivem příspěvku budoucího, pak hodnota sice dvojnásobná (2 roky ztráty života), ale stále marginální. Tento příspěvek tvoří podíl pouze zcela zanedbatelný podíl 0,07% ztráty let života z důvodů expozic poléťavým prachem z jiných zdrojů nalézajících se v tomto expozičním pásmu.

Dalším zajímavým aspektem jsou počty dnů strávených na nemocničním lůžku v důsledku akutní expozice  $PM_{2,5}$ . Zde dostáváme hodnoty průměrných počtů dnů nutných hospitalizací pro kardiovaskulární onemocnění cca 3000 dnů pro všechna tři expoziční pásma, resp. obyvatele v nich žijící a pro respirační onemocnění potom cca 1700 dnů. I zde je možné kvantifikovat počty dnů, jimiž k celkovému obrazu vlivu prašného aerosolu přispívají současné a budoucí imise z posuzované technologie. Jsou to v obou případech pouze nejvíce jednotky dnů ve většině případů potom méně než jeden den.

**Můžeme tedy konstatovat, že akutní i chronická inhalační zdravotní rizika z expozice  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$  se již nyní v lokalitě vyskytují v měřitelných hodnotách, ale jejich změny (nárůsty) díky novému záměru jsou velmi nízké, v řadě případů prakticky neměřitelné.**

### **Oxid dusičitý**

Pro inhalační rizika expozice oxidem dusičitým byla kvantifikována pouze chronická zdravotní rizika pro příčinné diagnózy nárůstu počtu dnů s respiračními potížemi astmatických dětí ve věku 5-14let a přírůstek ú předčasných úmrtí u populace starší 30 let.

Zatímco pro počet dnů výskytu bronchitických symptomů u astmatických dětí jsou hodnoty pro oba příspěvky vzhledem k počtu exponované dětské populace zcela zanedbatelné, jsou celkové počty dnů s výskytem těchto symptomů přibližně 8500 dnů ve sledovaných expozičních pásmech v důsledku celkové imisní koncentrace, což pro tuto populaci znamená každoročně až 2,5 dne/dítě pouze vlivem expozice NO<sub>2</sub>.

Pokud jde o počty předčasně zemřelých dospělých obyvatel, dostáváme reálná čísla pouze pro první expoziční pásmo a celkovou imisní koncentraci NO<sub>2</sub>. Výsledek cca 13 osob/rok bychom měli připočítat k 310 případům úmrtí vlivem expozice PM<sub>2,5</sub>. V dalších pásmech jsou imisní koncentrace již tak nízké, že tento parametr nelze počítat.

**Ze všech výsledků kvantifikujících vliv imisní expozice oxidem dusičitým resp. jeho příspěvky k současné imisní zátěži, lze konstatovat, že vzhledem k jejich velmi nízkým hodnotám, jsou veškerá zdravotní rizika jimi potenciálně způsobená, zcela nepatrná až zanedbatelná.**

## 5.6.2 Zdravotní rizika kancerogenních imisních škodlivin

Další skupinou škodlivin jsou anorganické a organické látky/prvky s významným kancerogenním potenciálem. Souhrnné hodnocení jejich zdravotního rizika, tedy pravděpodobnosti výskytu rakoviny některého z cílových orgánů, na něž daná látka/škodlivina negativně působí, jsou uvedeny v následující tabulce 5.41.

Hodnoty překračující obecně přijatou pravděpodobnost úmrtí na celoživotní expozici těchto škodlivin  $1 \times 10^{-6}$  jsou v tabulkách podbarveny žlutě.

**Tab.5.41: Počty pravděpodobnosti karcinogeneze z expozice anorganických a organických škodlivin**

Škodlivina	Arsen			Kadmium			Nikl		
	I.	II.	III.	I.	II.	III.	I.	II.	III.
ILCR VS1	4,5E-10	2,3E-10	8,5E-11	8,9E-11	4,5E-11	1,6E-11	6,5E-08	3,1E-08	1,1E-08
ILCR VS7	1,7E-08	8,1E-09	3,0E-09	5,9E-08	2,8E-08	1,1E-08	4,8E-07	2,9E-07	2,9E-07
ILCR- SS	1,3E-06	1,5E-06	1,5E-06	3,6E-07	3,6E-07	4,1E-07	1,6E-07	1,2E-07	4,5E-08
ILCR- BS	1,3E-06	1,5E-06	1,5E-06	4,2E-07	3,9E-07	4,2E-07	5,5E-07	3,2E-07	3,0E-07
PLCR - SS	0,0069	0,0006	0,0013	0,0020	0,0002	0,0004	0,0009	0,0001	0,0000
PLCR - BS	0,0069	0,0006	0,0013	0,0020	0,0002	0,0004	0,0009	0,0001	0,0000

Škodlivina	Olovo			Chrom		
	I.	II.	III.	I.	II.	III.
ILCR VS1	4,1E-11	2,0E-11	7,6E-12	1,1E-10	6,8E-11	2,1E-11
ILCR VS7	1,5E-09	7,2E-10	2,6E-10	1,4E-10	1,6E-07	2,4E-11
ILCR- SS	7,5E-08	7,5E-08	7,5E-08	1,6E-07	1,6E-07	1,6E-07
ILCR- BS	7,7E-08	7,6E-08	7,6E-08	1,6E-07	1,7E-09	1,6E-07
PLCR - SS	0,0004	0,0000	0,0001	0,0001	0,0000	0,0000
PLCR - BS	0,0004	0,0000	0,0001	0,0001	0,0000	0,0000

Škodlivina expoziční pásma	Benzen			BaP			PCDD		
	I.	II.	III.	I.	II.	III.	I.	II.	III.
ILCR VS1	2,1E-10	3,4E-11	9,3E-12	2,8E-09	6,4E-10	1,3E-10	1,9E-10	9,3E-11	3,5E-11
ILCR VS7	1,3E-10	2,3E-11	5,7E-12	3,2E-09	6,9E-10	1,3E-10	3,6E-09	1,7E-09	6,3E-10
ILCR- SS	8,5E-06	7,2E-06	6,9E-06	6,2E-05	6,2E-05	6,0E-05	9,6E-07	9,6E-07	9,6E-07
ILCR- BS	8,5E-06	7,2E-06	6,9E-06	6,2E-05	6,2E-05	6,0E-05	9,6E-07	9,6E-07	9,6E-07
PLCR - SS	0,0466	0,0031	0,0060	0,3382	0,0271	0,0523	0,0053	0,0004	0,0008
PLCR - BS	0,0466	0,0031	0,0060	0,3382	0,0271	0,0523	0,0053	0,0004	0,0008

Z výsledků je zřejmé, že poněkud vyšším rizikem se vykazují imise organických sloučenin, zejména potom imise benzenu a benzo-a-pyrenu. Hodnoty pro arsen, benzen a BaP překračují hodnotu  $1 \times 10^{-6}$ , nejvýznamněji potom benzo-a-pyren. Hodnoty  $6 \times 10^{-5}$  však znamenají odhad populačního rizika pouze cca 0,05-0,3 což znamená v závislosti na počtu obyvatel v dané expoziční zóně sice pouze teoretické úmrtí méně než jednoho exponovaného obyvatele, ale pro expoziční pásma I., tedy pro obyvatele Brna to znamená odhad úmrtí přibližně jednoho obyvatele Brna každé tři roky. Pro ostatní expoziční zóny jsou to potom podstatně nižší počty.

Pro hodnocení významu posuzované technologie jsou ovšem zásadní hodnoty ILCR v těchto pásmech odpovídající riziku současného a budoucího příspěvku ke koncentracím těchto látek. Zde je zřejmé, že hodnoty ILCR jsou nejméně o čtyři řády nižší než hodnoty pro celkové imisní koncentrace v těchto pásmech a tedy riziko je zanedbatelné pro všechny posuzované polutanty.

## 6 NEJISTOTY HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK HLUKU A IMISÍ

V rámci objektivitu hodnocení zdravotních rizik je nezbytné vyjádřit i nejistoty vztahující se k jednotlivým bodům jejich hodnocení. Použité postupy představují vždy jen jisté zjednodušení, které se promítá jak do výběru identifikovaných škodlivin a do odhadu a modelování jejich expozice, tak i do někdy obtížně určované snahy co nejvěrohodněji definovat jejich vztah dávky a účinku. Z tohoto důvodu je nutné chápat výsledné riziko jen jako **nejpravděpodobnější odhad skutečné situace**. V dalším textu této kapitoly jsou uvedeny nejvýznamnější zobecnění či zjednodušení, které zvyšují nejistoty výsledného konstatování o zdravotní závažnosti hlukových emisí či expozice dané látky na daném území.

### 6.1 Nejistoty vztahující se k hlukové expozici

#### Vztah dávka-účinek

Hodnoty vztahu dávky a účinku pro hlukové expozice jsou počítány s využitím statistických funkcí, které byly odvozeny na základě šetření velkého počtu evropských obyvatel. Jsou to tudíž průměrné hodnoty vztahu expozice a jejího účinku, které nemusí přesně odpovídat reakcím expozicí dotčených obyvatel hodnocených lokalit.

Vztahy dávka-účinek pro kvantifikaci denního obtěžování a nočního rušení z hlukové expozice, jsou odvozeny z výsledků metaanalýz různých světových studií u nichž není zcela jasné, s jakou platností je lze použít i pro obyvatelstvo ČR. Tudíž výpočet příslušného zdravotního rizika pro aktuální hlukovou expozici může být zatížen dosti značnou chybou

#### Expozice

Výpočet ekvivalentních hladin akustického tlaku A v chráněném venkovním prostoru staveb je provedený počítačovým programem Predictor-LimA 7510, verze 9.11, jehož výpočtový algoritmus zohledňuje klimatické podmínky, konfiguraci i vlastnosti povrchu terénu a další možné ovlivňující podmínky. Nejistota výpočtu je dána především nejistotou vstupních dat, nejistotou vlastního modelování.

Ovšem skutečná hluková expozice je poplatná dosažené přesnosti modelového výpočtu hladin akustického tlaku A, jenž se pohybuje v mezích cca  $\pm 2$  dB. Za těchto podmínek jsou počítány příslušné hlukové deskriptory.

Výpočty podílů silně obtěžovaných, případně hlukem ve spánku rušených osob byly provedeny pomocí odhadu celodenní expozice  $L_{dvn}$  v daném místě. Tento odhad je značně konzervativní s penalizací expozice v odpolední a noční době. Je tedy pravděpodobné že hodnoty těchto výpočtů mohou být poněkud nadhodnoceny.

Ve výsledcích hodnocení vlivů hlukové expozice není zohledněno dispoziční řešení bytů, jejich orientace ke zdroji hluku ani jejich zvyklosti, které korespondují s dobou pobytu v dotčené lokalitě.

#### Kvantifikace a hodnocení zdravotního rizika

Kvantifikace hlukových rizik byla cíleně prováděna pro nejvíce exponované objekty s vědomím, že v ostatních posuzovaných částech dotčené lokality může být akustická situace sice podobná, ale i příznivější. Popisované vztahy mezi možnou hlukovou expozicí a její účinkem zejména v pocitech obtěžování nelze vzhledem k výrazné individuální variabilitě vnímání hlukové zátěže považovat za

absolutně platné. Vždy existuje nejméně 10 % populace, která je výrazně na hluk citlivá a na druhém pólu pak obdobná část exponované populace, která projevuje vůči této expozici zvýšenou toleranci.

## 6.2 Nejistoty vztahující se k rizikům imisní expozice

### Identifikace nebezpečnosti

Výběr škodlivin vzhledem k záměru byl omezen jen na ty determinanty, které mohou nejvíce ovlivnit zdravotní rizika posuzovaného záměru. V hodnocené lokalitě to jsou pouze, prašný aerosol, oxidy dusičitý a siřičitý, skupina sedmi toxických prvků a tři organické polutanty, BZ, BaP a PCDD. V emisích z posuzovaného zdroje se však vyskytují i další polutanty, které jsou v emisích identifikovány, ale i další látky, které nebyly hodnoceny a jejichž přítomnost může výsledné imisní expoziční riziko zvýšit. Na druhou stranu je třeba říci, že není nikdy organizačně, technicky a ekonomicky možné úplně popsat reálnou situaci.

Z hlediska zdravotního rizika byly hodnoceny především účinky jejich chronického dlouhodobého působení a to těch polutantů, pro něž v odborných podkladech existují dostatečně hodnověrné informace o možnostech jejich kvantitativního hodnocení.

### Vztah dávka-účinek

Pro hodnocení zdravotních rizik expozice PM a NO<sub>2</sub> byly použity vztahy z metaanalýz epidemiologických studií, jež byly realizovány v populaci zejména velkých severoamerických měst a nelze je tedy zcela bez rizika zkusit aplikovat na exponovanou populaci v ČR.

Při hodnocení rizika expozice frakcemi PM je nutné si také uvědomit, že při hodnocení jejich účinku je příslušná frakce PM zvolena jako společný zástupce komplexní směsi škodlivin v ovzduší a pod jejím účinkem se schovávají i jiné škodliviny, jako např. NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, případně další škodliviny adsorbované na povrch prachové částice.

Hodnocení rizika karcinogeneze je ovlivněno požadavkem na konstantnost imisních hodnot po dlouhou dobu jejich expozice a platnost vztahu dávka-účinek, tedy hodnotou IUR. Například hodnota jednotky karcinogenního rizika pro skupinu dioxinů není přijímána odbornou veřejností jednoznačně, protože hodnocení rizik karcinogeneze je přece jen pro tuto skupinu polutantů spojováno spíše s jejich orální ingestí.

### Expozice

Stávající pozadřové imisní koncentrace škodlivin byly odhadnuty z výsledků modelování dlouhodobých imisních zátěží v rastru 1x1 km, jenž je k dispozici pro hodnocení OZKO v zájmové oblasti. Tyto výsledky jsou zatíženy dosti vysokou chybou, na druhou stranu vycházejí z víceletých průměrů a mohou tak být dostatečně věrohodným přiblížením stávajícího zatížení lokality. Imisní koncentrace pozadí pro oxid dusičitý, chrom, mangan, rtuť a skupinu dioxinů musely být odhadnuty z výsledků individuálních měření buď na nejbližších monitorovacích stanic systému AIM, případně převzaty z máločetných specificky zaměřených imisních měření polutantů v ovzduší ČR (Hg, dioxiny). Tím se pochopitelně důvěryhodnost pozadřové imisí koncentrace v zájmové lokalitě snižuje, V těchto případech musela být navíc tato hodnota přijata jako konstantní pro celou lokalitu.

I přes to, že jsou tyto hodnoty zcela jistě zatíženy určitou chybou, jejich použití umožní vyhodnotit odhad celkového zdravotního rizika z dané škodliviny, pro niž neexistuje dostatek průběžných měření

přímo v daném místě. Je tedy nutné připustit, že zejména odhady pozadových koncentrací škodlivin, které nejsou předmětem soustavného monitoringu, mohou být zkresleny a to oběma směry.

Dále je nutné si uvědomit, že tyto modelované a aproximované hodnoty se mohou od reálných hodnot lišit směrem k podhodnocení současného stavu. Na druhou stranu bylo v rámci expoziční zátěže obyvatel počítáno vždy s maximálními hodnotami modelovaných koncentrací, které je možné reálně předpokládat pouze v blízkém okolí záměru, případně podél významných komunikací v lokalitě. Tento postup naopak vede k nadhodnocení expozice a tím i určitému vyrovnání obou vlivů.

Specifickým bylo i hodnocení zdravotního rizika expozice šestimocným chromem, pro který v českém prostředí neexistují dostatečně věrohodné údaje o podílu jeho koncentrace ve vztahu k převažující formě Cr(III). Pro jeho výskyt ve volném ovzduší byl na základě literárních údajů přijat poměrně konzervativní odhad 1%.

### **Kvantifikace a hodnocení zdravotního rizika**

Výpočet zdravotního rizika z imisních expozicí byl proveden na základě konzervativního přístupu, který hodnotí pokud možno vždy nejhorší možnou variantu nejvyšší možné expozice v dané lokalitě.

Pro určení vlivu imisních koncentrací jsou použity imisní průměry ve třech expozičních pásmech, jejichž určení bylo definováno pomocí rozložení imisních hodnot většiny polutantů v 39 referenčních bodech a z plošných zobrazení rozptylu škodlivin v ploše zájmového území.

Tím se sice pro některá místa riziko snížilo, ale na druhé straně je pro celé emisní pásmo použito průměrné hodnoty imisí, což zase vede k určitému možnému nadhodnocení výsledného rizika. Tento kombinovaný přístup může obě chyby kompenzovat. I tento postup však počítá s určitou mírou nadhodnocení zdravotního rizika.

## **7 POUŽITÉ ZDROJE**

1. Dokumentace EIA dle přílohy č.4 zákona 100/2001 Sb., v platném znění k záměru „Odpadové hospodářství Brno II-Linka K1, Bucek s.r.o., Brno , říjen-listopad 2019;
2. Hluková studie „Odpadové hospodářství Brno II – Linka K1“, S.Grossmannová, J.Bucek, Bucek s.r.o., Brno , říjen-listopad 2019;
3. Příspěvková rozptylová studie záměru „Odpadové hospodářství Brno II – Linka K1“ včetně příloh 1 a 2, J. Bucek, D.Fogašová, Bucek s.r.o., Brno , říjen-listopad 2019;
4. Zákon 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví (ve znění pozdějších předpisů);
5. Zákon 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší v jeho platném znění ;
6. Nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací;
7. Metodický návod pro hodnocení hluku v chráněném venkovním prostoru staveb; Min. zdravotnictví – hlavní hygienik ČR, 1.11.2010;
8. Autorizační návod AN 15/4 verze 4 k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, 2017
9. Zdravotnická ročenka České republiky 2018, ÚZIS (2020) dostupné z: <https://www.uzis.cz>;
10. Statistická ročenka Jihomoravského kraje 2018, ČSU, dostupné z <https://www.czso.cz/csu/czso/statisticka-rocenka-jihomoravskeho-kraje-2018>
11. Počty obyvatel ČR k 1.1.202, MVČR, dostupné z : <https://www.mvcr.cz/clanek/statistiky-poety-obyvatel-v-obcich.aspx>
12. Potužníková D., Hellmuth T., Bednarčík P., Šušoliová O., Fiala Z., Změna metodiky hodnocení hluku v chráněném venkovním prostoru staveb ve vztahu k hodnocení zdravotních rizik, Hygiena 57,149-153 (2012) ;
13. Burden of disease from environmental noise, WHO, Copenhagen 2011;

14. The “Genlyd” Noise Annoyance Model. Dose-Response Relationships Modelled by Logistic Functions, DELTA Danish Electronics, Light & Acoustics , AV 1102/07 (March 2007) ;
15. Night noise guidelines for Europe, WHO, Copenhagen 2009;
16. WHO regionální úřadovna pro Evropu „Environmental Noise Guidelines for the European Region“(2018) ;
17. Joint WHO/Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution. Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution, WHO , Copenhagen 2006 ;
18. APHEIS: Health impact assessment of long-term exposure to PM<sub>2.5</sub> in 23 European cities, European Journal of Epidemiology, 2006;
19. The Environment Protection Authority (EPA) IRIS in <http://www.epa.gov/iris/>;
20. <https://osha.europa.eu/en/topics/riskassessment>;
21. Holland M., Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work , January 2014;
22. Project HRAPIE: recommendations for c–r functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide , WHO (2013) ;
23. WHO, Service Contract for Carrying out Cost-Benefit ,Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme, Volume 2: Health Impact Assessment, AEAT/ED51014/Methodology Volume 2 Issue 1, February 2005;
24. Pope, C.A.III, Dockery, D.W.:Health Effects of Fine Particulate Air Pollution:Lines that Connect, J.Air&Waste Management Assoc., 2006,56:709-742;
25. APHEIS: Health impact assessment of long-term exposure to PM<sub>2.5</sub> in 23 European cities, European Journal of Epidemiology, 2006;
26. U.S.Department of health and human services: Toxicological profile for mercury, Agency for Toxic Substances and Disease Registry 1999, 33-74, 380-396;
27. Linak, W , Formation and destruction of hexavalent chromium in a laboratory flame incinerator, Combustion Science and Technology,116(1-6):479-498, (1996) ;
28. ATSDR, Appendix D.3 Chronic RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines (OEHHA 1999) ;
29. The OEHHA Chemical Database dostupné z : <https://oehha.ca.gov/air/chemicals>
30. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) ;  
<https://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.asp>;
31. Minnesota Dept. Of Health, MDH Risk Assessment: Guidance for Dioxins Web Publication  
Date: June 2009 ;