

2012 až 2017

INFORMAČNÍ SYSTÉM KVALITY OVZDUŠÍ V KRAJI VYSOČINA

HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK





**Hodnocení zdravotních rizik
„Projekt ISKOV“**

Zadavatel:

Název firmy: Krajský úřad Kraje Vysočina
Sídlo firmy: Žižkova 57, 587 33 Jihlava, Česká republika
IČO: 70890749

Zpracovatel:

MUDr. Ivan Tomášek

držitel osvědčení o autorizaci k hodnocení zdravotních rizik podle zákona č. 258/2000 Sb.,
č. autorizované osoby 041/08

Osoba odborně způsobilá pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví podle vyhlášky MZ ČR
č.353/2004 Sb. (Č.j. 15776-OVZ-32.1-29.3.13, pořadové číslo osvědčení 1/2013).

E-mail: Ivan.tomasek@zuova.cz

Telefon: (+420) 596 200 184

Ostrava, říjen, 2017

OBSAH

Úvod a zadání.....	4
Podkladové materiály	4
Metodický přístup k hodnocení.....	4
Popis území zařazeného do hodnocení.....	5
Identifikace a charakterizace nebezpečnosti.....	6
Aerosol (PM ₁₀ /PM _{2,5})	6
Benzo[a]pyren	10
Benzen	11
Hodnocení expozice a charakterizace rizika.....	13
Hodnocení expozice.....	14
Kvantifikace zdravotního rizika z expozic aerosolu.....	19
Úmrtnost.....	22
Nemocnost.....	24
Kvantifikace karcinogenního rizika z expozic benzenu a benzo(a)pyrenu	30
Závěr	33
Nejistoty.....	35
Použité informační zdroje	36

Úvod a zadání

Hodnocení zdravotních rizik je zpracováno pro projekt ISKOV. Předmětem je posouzení míry zdravotního rizika z expozic PM₁₀, PM_{2,5}, benzenu a benzo(a)pyrenu, pro obyvatelstvo 28 obcí kraje Vysočina v letech 2012-2017.

Podkladové materiály

Skeřil R. 2017. Vyhodnocení imisní situace.

Naměřené hodnoty látek – průměrné roční koncentrace v jednotlivých sídlech a letech

Metodický přístup k hodnocení

Posouzení vlivu na zdraví platí pro běžné podmínky a nevztahuje se na případy mimořádných událostí nebo havárií. Uplatněné postupy vychází z metodik, jež jsou v současné době používány pro tento typ posouzení. Pro kvantifikaci karcinogenního rizika byla použita metodika US EPA (Americká agentura pro ochranu životního prostředí), která umožňuje stanovení zdravotního rizika ve vztahu k různým typům expozice. Tam, kde tento postup není možné uplatnit, bylo posouzení provedeno metodikou projektů HRAPIE (Health risks of air pollution in Europe) a CAFE (Clean Air for Europe), popřípadě srovnáním s doporučenou hodnotou WHO (NO₂). Tato metodika umožňuje kvantifikovat riziko úmrtnosti a nemocnosti prostřednictvím expozičních vztahů, jež byly stanoveny na základě epidemiologických studií. Uvedené postupy posouzení jsou v souladu s odpovídající platnou českou legislativou.

Metoda posouzení vlivu na zdraví probíhá v následných krocích:

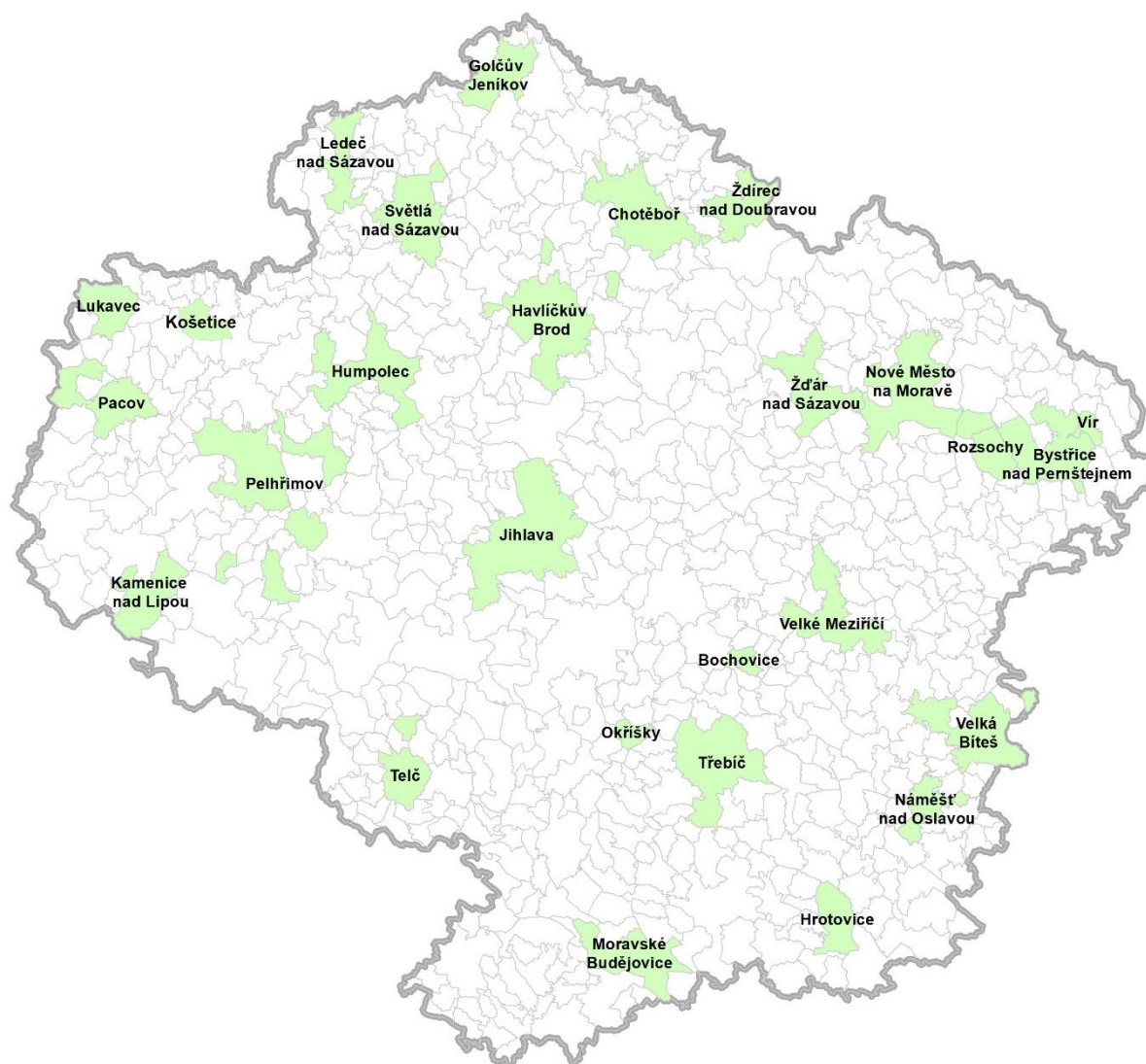
Identifikace a charakterizace nebezpečnosti – podstatou je stanovení nebezpečnosti látek na základě dostupných informací v literatuře a kvantifikace vztahu mezi dávkou a rozsahem škodlivého účinku. Cílem je získání základních parametrů pro charakterizaci rizika. V rámci charakterizace nebezpečnosti se zohledňují dva typy účinků - prahový (většinou pro nekarcinogenní látky – škodlivé účinky je možné očekávat až při překročení jisté expozice) a bezprahový (karcinogenní látky, aerosol – škodlivé účinky se mohou projevit při jakékoliv úrovni expozice). Smyslem této kapitoly je rovněž prezentovat odpovídající zdravotně zdůvodnitelné referenční hodnoty (tj. meze pro průměrnou celoživotní expozici, jejíž nepřekračování pravděpodobně nebude znamenat poškození zdraví lidí). Referenční hodnoty stanovené ve vztahu ke zdravotním účinkům nemusí být shodné s limitními hodnotami danými platnou legislativou (celospolečensky dohodnuté nejvyšší mezní koncentrace, jež zahrnují určitou úroveň rizika, která je však pro společnost akceptovatelná).

Hodnocení expozice a charakterizace rizika – posouzení intenzity, četnosti a trvání možné expozice (kontakt organismu s danou látkou). Toto posouzení spočívá především ve vytipování možných expozičních cest, velikosti a složení exponované populace (viz kapitola základní charakteristika příjemců rizik), expozičních scénářů a kvantifikaci expozice. Účelem charakterizace rizika je shrnout všechny dostupné údaje a informace získané v předchozích krocích hodnocení, které mohou přispět k posouzení míry a rozsahu rizika.

V ČR je metodika hodnocení zdravotních rizik předmětem autorizace dle zákona č. 258/2000 Sb. a odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví dle zákona č. 100/2001 Sb., ve znění zákona č. 93/2004 Sb. a vyhlášky MZ č. 353/2005.

Popis území zařazeného do hodnocení

Měření probíhalo ve 28 sídlech kraje Vysočina. Sídla zařazená do projektu jsou znázorněna na obr. č. 1. Charakteristika těchto sídel je uvedena v tabulce č. 1.



Obrázek č. 1: Lokalizace sídel zařazených do projektu ISKOV

Tabulka č. 1: Charakteristika sídel zařazených do projektu ISKOV (převzato z internetového zdroje Informační systém kvality ovzduší v kraji Vysočina)

Lokality	Počet obyvatel k 1.1.2017	Vliv dopravy	Plynofikovaná oblast	Lokální zdroje	Výraznější zdroj další	Zaměření sledované lokality
Bochovice	154					LT
Bystřice n.P.	8202					LT/PZ
Golčův Jeníkov	2639					LT
Havlíčkův Brod	23145					D/PZ
Hrotovice	1770					LT/PZ
Humpolec	10850					D/PZ
Chotěboř	9343					D/PZ
Jihlava	50559					D/PZ
Kamenice n.L.	3791					LT
Ledeč n. Sázavou	5151					
Lukavec	988					LT/PZ
Moravské Budějovice	7441					LT/D
Náměšť n. Osl.	4871					LT/PZ
Nové Město na Mor.	10110					LT
Okřísky	2058					LT
Pacov	4871					D
Pelhřimov	16044					D
Rozsochy	717					LT
Světlá n. Sáz.	6637					LT/D
Telč	5410					LT/D
Třebíč	36330					D/PZ
Velká Bíteš	5137					D
Velké Meziříčí	11593					D/PZ
Vír	711					
Žďár nad Sáz.	21160					D/PZ
Ždírec nad D.	3143					LT/PZ



ne



minimálně, bez většího významu



ano

Z tabulky je zřejmé, že do projektu je zařazeno spektrum sídel od městských oblastí přes venkovské oblasti až po pozařadové oblasti. Jednotlivá sídla se liší jak počtem obyvatel, tak i charakterem zdrojů znečištění. Z tabulky číslo 1 je patrná kategorizace zdrojů v jednotlivých sídlech, provedená pro účely měření ovzduší. Počty obyvatel v jednotlivých sídlech kolísají od stovek po desítky tisíc ve velkých městech.

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Aerosol ($PM_{10}/PM_{2,5}$)

Původcem aerosolu v ovzduší jsou přírodní i antropogenní zdroje (spalovací procesy, průmyslová výroba, doprava). Aerosol je do ovzduší emitován buď přímo (primární aerosol) nebo přeměnou plynných prekursorů (sekundární aerosol). Toxicita aerosolu je dána řadou faktorů, např. chemickým složením, velikostí a původem aj. Součástí aerosolu mohou být i různé další látky (např. těžké kovy, síra, karbon, minerální látky, organické látky, ale také pyl, bakterie, spory plísní aj.). Větší částice (např. ze spalování, eroze půdy, cest, abraze pneumatik a brzdových destiček automobilů aj.) o

aerodynamickém $>10\text{ }\mu\text{m}$ sedimentují relativně rychle (minuty-hodiny) a jsou přenášeny na vzdálenosti v řádu kilometrů. Jemné částice o aerodynamickém průměru menší než $2,5\text{ }\mu\text{m}$, na jejichž vzniku se podílí také jiné plynné prekursory (NO , SO_2 , VOC amoniak aj.), perzistují v atmosféře dlouho (dny – týdny) a mohou být přenášeny na vzdálenosti v řádu tisíců kilometrů.

V roce 2015 se střední roční hmotnostní koncentrace pro přírodní pozadí v ČR pohybovaly na úrovni $15,4\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ pro PM_{10} a $11,7\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ pro $\text{PM}_{2,5}$. SZÚ uvádí pro městské lokality se střední zátěží dopravy odhad střední hmotnostní koncentrace pro PM_{10} $22\text{--}25,6\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ a pro $\text{PM}_{2,5}$ $16,4\text{--}17,4\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$. V případě dopravních Hot-spots pro PM_{10} $26,3\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ a pro $\text{PM}_{2,5}$ $19,9\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$. SZÚ dále uvádí odhad střední hodnoty ve městech ČR pro $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2,5}$ $22,3/18,9\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$. (SZÚ, 2016).

Z hlediska možných zdravotních účinků částic je významná jejich velikost, složení a doba expozice. Částice s aerodynamickým průměrem větším než $10\text{ }\mu\text{m}$ nepronikají hluboko do dýchacích cest a většinou jsou odstraněny z dýchacího traktu, než mohou způsobit závažnější zdravotní projevy. Částice s průměrem menším než $10\text{ }\mu\text{m}$ pronikají do horních cest dýchacích a plic (PM_{10}). Do plicních sklípků pronikají částice s průměrem menším než $2,5\text{ }\mu\text{m}$.

PM je vlastně směsí, jejíž složení hraje významnou úlohu ve vztahu k účinkům na zdraví. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) nedávno zařadila PM i znečištěné venkovní ovzduší jako celek do skupiny látek karcinogenních pro člověka (skupina 1) pro kritický účinek karcinomu plic ve vztahu k dlouhodobé expozici PM (IARC, 2013). Za karcinogenní účinek by právě mohly být odpovědné látky, které jsou součástí směsi PM-například polyaromatické uhlovodíky (PAU).

Krátkodobé i dlouhodobé expozice $\text{PM}_{2,5}$ vedou ke zvýšení úmrtnosti a nemocnosti na choroby kardiovaskulárního systému. S pokračujícím výzkumem však narůstá poznání dalších možných účinků na zdraví (vrozené vady, Alzheimerova nemoc a neurologická postižení, poruchy kognitivních funkcí u dětí, vliv na reprodukci, vznik diabetu u dospělé populace aj.), (WHO, 2013; Rückerl et al., 2011).

Člověk může být exponován PM krátkodobě, v řádu hodin až dnů nebo dlouhodobě, po dobu jednoho roku nebo celého života. Závěry ukazují, že krátkodobé expozice vyvolávají rychlý nástup akutních účinků v řádu hodin a dnů následujících po expozici (zvýšený výskyt zánětlivých onemocnění plic, zvýšený výskyt příznaků onemocnění dýchacího systému-kašel, bronchitida, nepříznivý účinek na kardiovaskulární systém, zvýšené užívání léků u astmatiků, vzestup hospitalizace v důsledku zhoršení stávajících chronických onemocnění kardiovaskulárního a respiračního traktu, vzestup úmrtnosti). Dlouhodobé expozice se nepovažují jen za sumu krátkodobých expozic. Jejich účinky jsou rozsáhlejší a závažnější (vzestup onemocnění dolních cest dýchacích u dětí i dospělých, snížení plicních funkcí u dětí i dospělých, vzestup chronického obstrukčního bronchopulmonálního onemocnění, snížení očekávané délky života hlavně v důsledku kardiovaskulární úmrtnosti, úmrtnosti na onemocnění dýchacího systému a pravděpodobně i na zhoubné nádory plic), (WHO, 2013). Rovněž opakované expozice mohou vést k závažnějším zdravotním účinkům než jednorázové expozice.

Dělení účinků podle délky expozice je však ve skutečnosti jen čistě teoretickou záležitostí. Oba typy expozic totiž působí současně a účinky se vzájemně doplňují. Dlouhodobé expozice senzitivizují populaci ve vztahu ke krátkodobým účinkům, které se pak mohou následně projevit vznikem závažných

klinických stavů (infarkt, mozková mrtvice, oběhové selhání, arytmie aj.). Příhodnější se proto zdá označení „akutně chronické účinky“ ve vztahu ke všem typům expozic PM (Brook et al., 2010).

Hlavním biologickým mechanismem působení jemných částic je vyvolání oxidačního stresu prostřednictvím vzniku reaktivních kyslíkových radikálů (Brook et al., 2010). Kyslíkové radikály odpovídají nebo se spolupodílí na vzniku pestré multiorgánové patologie (např. zánětlivé změny v plicích, systémový zánět, poškození cévních stěn, arterioskleróza, diabetes a neurodegenerativní onemocnění). Dalším z mechanismů je narušení rovnováhy autonomního nervového systému (sympatikus/parasympatikus), které se může projevit zvýšením krevního tlaku, poruchami srdečního rytmu a vazokonstrikcí (zúžením cév). Uvádí se i působení samotných částic PM (nanočástice) a jejich složek (organické látky, kovy) na komponenty krve a cévní stěny, např. prokoagulační a trombogenní změny. Uvedené mechanismy působí většinou v komplexu (WHO, 2015).

Poslední poznatky dávají do souvislosti expozici PM_{2,5} ve vztahu ke vzniku celé řady patologických stavů kardiovaskulárního systému jako je srdeční selhání (chorobný stav, při kterém je narušena čerpací funkce srdce), ischemická cévní mozková příhoda (způsobená ucpáním tepny krevní sraženinou), případně i dalších subklinických stavů se závažnými důsledky (např. vznik trombózy a poruch koagulace, zvýšení krevního tlaku, poškození cévní stěny, rozvoj arteriosklerózy, variabilita srdečního rytmu aj.). Poškození (fisura, ruptura) koronárního aterosklerotického plátu v koronárních artériích vede k výrazné protrombotické aktivitě, při které se uvolňuje řada faktorů, které podporují vznik trombu, nasedajícího po postiženou aterosklerotickou lézi. Tím dochází k částečné nebo úplné obstrukci postižené tepny s následnou ischemií myokardu v jejím povodí; není-li krevní průtok dostatečně rychle obnoven, začnou ischemické kardiomyocyty odumírat a vzniká srdeční infarkt (Ošťádal, 2012).

Pro působení částic PM₁₀ je charakteristická přítomnost jak jemných částic frakce do 2,5 µm, tak i hrubší frakce 2,5-10 µm. Poslední poznatky spojují zejména krátkodobé expozice částicím hrubé frakce PM_{2,5-10} s účinky na dýchací a kardiovaskulární systém a s předčasnou úmrtností a dlouhodobé účinky této frakce s respirační nemocností a úmrtností. Účinky pro tuto frakci jsou pozorovány nezávisle na účincích PM_{2,5}, vzhledem k různým místům působení těchto částic v dýchacím systému a tím i různým biologickým mechanismům jejich účinku. Kvantifikace tohoto rizika prozatím není dostatečně propracována, vzhledem k absenci příslušných zdravotně zdůvodnitelných referenčních hodnot.

Hrubší částice vyvolávají dráždění sliznice dýchacích cest. Toto dráždění se může projevit změnou struktury i funkce řasinkové tkáně, zvýšenou produkcí hlenu a sníženou samočisticí schopností dýchacího ústrojí. Tyto změny oslabují přirozené obranné mechanismy, usnadňují vznik infekce. Recidivující akutní zánětlivá onemocnění mohou vést ke vzniku chronického zánětu průdušek a chronické obstrukční nemoci plic s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháváním. Chronický zánět může také vést ke karcinogenezi.

Rozvoj patologie je však individuální a ovlivňuje jej řada faktorů. Všeobecně WHO odhaduje, že znečištění životního prostředí (včetně znečištění ovzduší PM) může mít zhruba 20 % vliv na zdraví. Dalšími determinantami jsou genetické faktory (10-15 %), úroveň zdravotnictví (10-15 %) a způsob života (50 %). Mezi rizikové skupiny se řadí především lidé s existujícím plicním a srdečním onemocněním, lidé s diabetem, starší lidé a děti. Děti představují rizikovou skupinu vzhledem k větší citlivosti na inhalované znečišťující látky v důsledku vývoje plicní tkáně, imunitního systému a vyšší

pohybové aktivity. Děti s existujícím onemocněním plic (především astmatem) jsou ve větším riziku než děti bez tohoto onemocnění (WHO, 2005). Naopak nebylo potvrzeno, že by expozice PM₁₀ způsobovala vznik nových případů astmatu.

Současná znalost účinků PM na zdraví vychází z epidemiologických studií a jejich metaanalýz. Studie časových řad, které se zabývají účinky krátkodobých expozic, jsou realizovány ve velkých městech na rozsáhlých populačních souborech. Chybí informace o venkovských oblastech. Obvykle nezohledňují ani variabilitu PM mezi městy. Kohortové studie se zaměřují na zkoumání dlouhodobých účinků PM ve vztahu ke zdraví. Zkoumá se zdravotní stav určité kohorty a měření škodlivin v ovzduší v místě výskytu kohorty. Tyto studie nejsou reprezentativní pro celou populaci a jsou zatíženy nedostačenou znalostí expozice v rámci geografického území. V mnoha především starších studiích účinků chronických expozic není ani dostatečně zohledňován možný akutní účinek a nelze tudíž věrohodně stanovit, zdali se nejedná o kumulativní účinek akutních expozic (Shi et al., 2016).

Dlouhou dobu se předpokládalo, že vztah mezi dávkou PM a odpovědí organismu (tzv. CR funkce) je lineární nebo log-lineární. Nové poznatky však ukazují, strmější průběh funkce při nízkých koncentracích a pozvolnější průběh při velmi vysokých koncentracích (jak pro karcinogenní, tak i pro ostatní účinky), (WHO, 2015).

Z hlediska krátkodobých účinků studie uvádí nárůst denní úmrtnosti ve vztahu k denním hodnotám PM₁₀ v rozsahu 0,3-0,8 % na 10 µg/m³ PM₁₀. WHO uvádí pro krátkodobé expozice PM₁₀ vztah zvýšení úmrtnosti o 0,5 % na každých 10 µg/m³ PM₁₀ (nad hodnotu 50 µg/m³), (WHO 2005). Pro dlouhodobé účinky WHO původně spojovala zvýšení koncentrace PM_{2,5} o 10 µg/m³ se vzestupem úmrtnosti v exponované populaci o 6 %. (WHO 2005). Tento vztah byl však nedávno aktualizován na základě studie HRAPIE. Zvýšení koncentrace PM_{2,5} o 10 µg/m³ je nyní spojováno se 6,2 % vzestupem úmrtnosti v exponované populaci (WHO 2013).

Ve směrnici pro vnější ovzduší WHO doporučuje dosažení cílové hodnoty (Guideline Value - GV WHO) pro průměrné roční koncentrace PM₁₀ 20 µg/m³ a PM_{2,5} 10 µg/m³ a 24 hodinové koncentrace pro PM₁₀ 50 µg/m³ a PM_{2,5} 25 µg/m³ (WHO, 2005). Doporučená hodnota průměrné denní koncentrace PM₁₀ však nepředstavuje bezpečnou mez z hlediska vlivu na zdraví (vzhledem k tomu, že PM₁₀ je považována za bezprahově působící škodlivinu), nýbrž v sobě zahrnuje jistou míru rizika, jež je považována za všeobecně akceptovatelnou.

Direktiva kvality ovzduší (Direktiva 2008/50/EC) Evropské unie stanovuje závazné limity PM₁₀ pro ochranu zdraví (denní mezní hodnota 50 µg/m³ - může být překročena 35x za rok; roční mezní hodnota 40 µg/m³) a cílovou hodnotu pro PM_{2,5} (roční mezní hodnota 25 µg/m³).

US EPA stanovila primární standardy (k ochraně lidského zdraví) pro PM_{2,5} v případě ročních průměrných koncentrací 12 µg/m³ a v případě denních koncentrací 35 µg/m³ (US EPA, 2016).

V české národní legislativě je imisní limit pro PM₁₀ uveden v zákonu č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší a souvisejících předpisech. Imisní limit lze v tomto případě považovat za mez přijatelného rizika, nikoliv za bezpečný práh. Imisní limit pro krátkodobé (24 hod) koncentrace PM₁₀ je 50 µg/m³ (aritmetický průměr). Jeho hodnota nesmí být překročena více než 35krát za kalendářní rok. Imisní limit pro

dlouhodobé (roční) koncentrace PM_{10} je $40 \mu g/m^3$ (aritmetický průměr). Imisní limit pro dlouhodobé (roční) koncentrace $PM_{2,5}$ je $25 \mu g/m^3$ (aritmetický průměr) za kalendářní rok.

Poslední studie naznačují, že k účinkům na zdraví může docházet již při nižších hodnotách než GV WHO. Společně se změnou klasifikace karcinogenity IARC a narůstajícími důkazy účinků krátkodobých a dlouhodobých expozic na zdraví dojde k revizi AQG WHO v roce 2017. Ve stejném roce bude rovněž publikováno vědecké stanovisko US EPA ISA (Integrated Science Assessment) pro PM.

Benzo(a)pyren

Benzo(a)pyren (BaP) je nejvýznamnějším představitelem polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU), rozsáhlé skupiny organických sloučenin, které jsou málo rozpustné ve vodě a vysoce rozpustné v tucích. PAU vznikají při pyrolytických procesech, zejména při nedokonalém spalování organického materiálu jak v průmyslu, tak v domácnostech (nedokonalé spalování uhlí a ropy, plynu, odpadů, motorová doprava, vaření a kouření tabáku). Dominantními zdroji PAU, zvláště BaP jsou koksozny. Z ostatních zdrojů jsou rovněž významné ocelárny, hliníkárný, doprava a lokální topeniště (WHO, 1998). Většina PAU adsorbuje v ovzduší na prachové částice. V ovzduší reagují PAU s ozónem, oxidy dusíku a oxidem siřičitým za vzniku nitro-PAU a dinitro-PAU. Hlavním zdrojem PAU pro expozici člověka je potrava. Část kontaminace pochází z atmosférické depozice PAU na obilí, ovoce a zeleninu.

Nejvýznamnější z polycyklických aromatických uhlovodíků je BaP. WHO udává, že průměrná koncentrace BaP v ovzduší ve velkých evropských městech se pohybuje v rozmezí $1-10 \text{ ng}/m^3$, ve venkovských oblastech je menší než $1 \text{ ng}/m^3$ (WHO, 2000). Novější evropské údaje ukazují, že na většině území západní Evropy se průměrné roční koncentrace BaP pohybují pod limitní hodnotou EU ($1 \text{ ng}/m^3$). Nadlimitní koncentrace jsou všude tam, kde se v převážné míře využívají tuhá paliva k vytápění v domácích topeništích, v místech s hutním a koksárenským průmyslem a místech s dopravní zátěží. Uvedený stav je běžný v centrální a východní Evropě.

V roce 2013 se hodnota střední roční hmotnostní koncentrace BaP pro přírodní pozadí v ČR pohybovala na úrovni $0,36 \text{ ng}/m^3$. SZÚ uvádí pro městské lokality se střední zátěží dopravy odhad střední roční hmotnostní koncentrace $1,12-2,03 \text{ ng}/m^3$. SZÚ dále uvádí odhad střední hodnoty ve městech ČR pro BaP $1,27 \text{ ng}/m^3$ (SZÚ, 2016).

Nejběžnější cesta vstupu BaP do lidského organismu je přes respirační trakt. Z experimentů na zvířatech byla prokázána řada nepříznivých účinků expozic polycyklických aromatických uhlovodíků, např. imunotoxicita, genotoxicita, karcinogenita a reprodukční toxicita. Epidemiologické studie u pracovníků koksoven, výroben svítiplynu a hliníkáren prokázaly vliv inhalační expozice PAU (včetně BaP) na vznik rakoviny plic. BaP byl klasifikován jako prokázaný lidský karcinogen (IARC – skupina 1), (IARC, 2010). Hodnocení je založeno na řadě pádných důkazů z experimentů u mnoha živočišných druhů, potvrzujících karcinogenitu a podporovaných i konzistentními a koherentními mechanistickými důkazy z experimentálních a humánních studií, které jsou dostatečně biologicky věrohodné, aby bylo možné považovat BaP za látku karcinogenní pro člověka (IARC, 2010). BaP jako karcinogen nemá stanovenou žádnou bezpečnou úroveň expozice. WHO udává na základě výsledků epidemiologických studií u pracovníků koksoven jednotku karcinogenního rizika (UCR) v hodnotě $8,7 \times 10^{-5}$ vztaženou na $1 \text{ ng}/m^3$ vzduchu (WHO, 2000). V platné legislativě ČR (zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší) i EU

je jako imisní limit stanovena hodnota 1 ng/m³. Imisní limit však lze považovat pouze za mez přijatelného rizika nikoliv za bezpečný práh.

Benzen

Benzen (C₆H₆) je těkavá, bezbarvá, vysoce hořlavá kapalina sladkého zápachu. Čichový práh pro benzen je 1,5 ppm (5 mg/m³). V ovzduší se benzen vyskytuje ve formě par s dobou setrvání v rozmezí několika hodin až dní v závislosti na prostředí, klimatických podmínkách a koncentraci dalších škodlivin. Hlavním způsobem degradace benzenu v ovzduší je reakce s hydroxylovými radikály. Benzen může být z ovzduší odstraněn také deštěm. Hlavními zdroji benzenu v ovzduší jsou cigaretový kouř, spalování uhlí a ropy, spalování a evaporace benzínu obsahujícího benzen a petrochemický průmysl. Průměrná koncentrace benzenu v ovzduší ve venkovských oblastech je popisována okolo 1 µg/m³ a v městských oblastech 5 – 80 µg/m³ (WHO, 2000). SZÚ uvádí odhad střední hodnoty ve městech ČR 2 µg/m³ (SZÚ, 2016).

Inhalace z ovzduší je hlavní cestou vstupu benzenu do lidského organismu. Příjem ostatními cestami je méně významný. Vyšší úrovně benzenu jsou potvrzeny v blízkosti benzínových stanic, průmyslových zdrojů a rušných komunikací. WHO uvádí, že denně je přijato 9 % benzenu z vnějšího ovzduší, 53 % z ovzduší interiéru, 30 % z ovzduší uvnitř automobilů a 8 % tvoří příjem z potravy (Fromme, 1995).

Po inhalační expozici se absorbuje zhruba 50 % přijatého benzenu (US EPA, 2002). Hlavním orgánem metabolismu benzenu jsou játra. Samotný benzen není toxickou látkou. Až prostřednictvím metabolické přeměny na oxid benzenu a především na jeho rozpadové produkty, zejména hydrochinon, p-benzochinon, katechol a mukoaldehyd, které mají schopnost interference s buněčnými strukturami, se stává toxickým pro lidský organizmus (Snyder, 1996; Witz, 1996). Při přeměně vzniká i řada dalších látek - fenoly, S-fenylmerkapturová kyselina nebo kyselina mukonová. Metabolity jsou vylučovány močí.

Expozice benzenem ve vyšších dávkách se může projevovat akutními nebo chronickými účinky. Ke vzniku akutních účinků dochází po krátkodobé expozici vysokým dávkám benzenu, které se vyskytují jen v pracovním prostředí. Spektrum příznaků je rozmanité - od dráždění nebo pálení očí, závratí, dávení, zvracení až po dušnost. Velmi vysoké dávky mohou vést k bezvědomí a smrti. Chronické účinky ve vztahu k dlouhodobým expozicím benzenu jsou karcinogenita, genotoxicita, hematotoxicita.

Karcinogenita je považována za kritický účinek benzenu. Jedná se o látku s prokázanými karcinogenními účinky u člověka (US EPA, 1996; IARC, 1987; IARC, 2010). Mechanismus karcinogenního účinku, ve vztahu k expozici benzenu, není dodnes plně objasněn a je pravděpodobné, že se nejedná jen o jeden mechanismus, ale spíše souhru různých mechanismů. Rozhodující se jeví právě genotoxický účinek metabolitů. Na základě epidemiologických studií je inhalace benzenu v pracovním prostředí spojena s výskytem nádorů (ATSDR, 2007; IARC, 1982, 1987; US EPA, 1998) – leukémií (zhoubné nádorové onemocnění krvetvorné tkáně a lymfatických uzlin), lymfomů (nádory uzlin a jiné lymfatické tkáně) a myelomů (nádorové onemocnění určitého typu bílých krvinek – plazmatických buněk). Prokazatelně to je pro akutní myeloidní leukemii/akutní nelymfocytární leukemii (AML/ANLL). Pro jiné typy leukémií, lymfomů a myelomů se zatím nepodařilo spojení přesvědčivě dokázat: akutní lymfocytární leukémie (ALL), chronická lymfocytární leukémie (CLL), mnohočetný myelom MM, a non-Hodgkinův lymfom (NHL), (Baan et al., 2009).

Genotoxicita metabolitů benzenu byla prokázána v testech in vivo na savcích. Nebyl prokázán mutagenní účinek v testech in vitro na bakteriálních systémech a savčích buňkách (Smith, 1996; Whysner, 2004). Hlavním mechanismem je pravděpodobně vyvolání oxidativního stresu na buněčné úrovni s následným vznikem adduktů (úsek DNA, na který je kovalentní vazbou vázána karcinogenní látka) nebo poškození proteinů navázaných na DNA a mitotického aparátu, která vedou k poruchám DNA (zlomy), vzniku mitotických rekombinací, chromozomálních aberací, ať už v počtu (aneuploidie – chybění nebo nadbytek chromozómů) nebo struktuře chromozómů (translokace), (Smith, 1996; Whysner, 2004). Epidemiologické studie z pracovního prostředí potvrzují výskyt genotoxických změn, včetně chromozomálních abnormalit v lymfocytech pracovníků exponovaných benzenu.

Hematotoxicita při vyšších expozicích benzenu (v pracovním prostředí) ovlivňuje celou krevní řadu - vzniká aplastická anémie v důsledku útlumu kostní dřeně (poškození genomu pluripotentní kmenové buňky), ze které vznikají krevní elementy. Uvedené stavy vedou ke snížené schopnosti krvinek přenášet kyslík, snížení imunity a náchylnosti k infekcím, případně k nekontrolovatelnému krvácení s možností následného úmrtí. Při včasném zachytu, odstranění expozice a adekvátní léčbě se může jednat o reverzibilní stav.

Za senzitivní skupinu populace jsou považovány osoby s genetickým polymorfismem nebo deficitem linon oxidoreduktázy. U takovýchto osob může dojít ke vzniku chronických potíží již při nižších koncentracích benzenu v prostředí než u běžné populace. Významnou skupinou jsou rovněž děti, u nichž je krvetvorný systém stále ve vývinu a tudíž může být zvýšeně senzitivní k působení toxických látek.

US EPA stanovila hodnotu referenční koncentrace RfC $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro celoživotní inhalační expozici benzenu ve vztahu k účinku sníženého počtu leukocytů ($\text{PD} = \text{BMCLtest} (23000 \mu\text{g}/\text{m}^3) \times \text{adjustace na dobu expozice a pracovní prostředí} (7 \text{ dnů}/\text{týden}; 20 \text{ m}^3/\text{den}) = \text{BMCLadj} (8200 \mu\text{g}/\text{m}^3) / \text{nejistota} (\text{UF } 300) = 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$), (US EPA, 2000).

Z hlediska karcinogenity je benzen považován za látku s bezprahovým působením, proto nemá stanovenou žádnou bezpečnou úroveň expozice. Úroveň rizika v životním prostředí, která představuje akceptovatelné riziko pro běžnou populaci při celoživotní expozici, je odvozena ze studií s průměrným až vysokými koncentracemi benzenu v pracovním prostředí. Pro kritický účinek leukémie stanovila US EPA jednotku karcinogenního rizika $\text{UCR} = 2,2\text{--}7,8 \times 10^{-6} / 1 \mu\text{g benzenu} / \text{m}^3 \text{ vzduchu}$. Všeobecně přijatelné karcinogenní riziko (tj. 1 případ leukémie na 1 milion osob, který se vyjadřuje zápisem 1×10^{-6}) při celoživotní expozici pak odpovídá koncentraci benzenu v ovzduší $0,13\text{--}0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Karcinogennímu riziku 1 případu leukémie na 100 tisíc osob (vyjádřeno jako 1×10^{-5}) pak odpovídá celoživotní expozice koncentrace benzenu v ovzduší $1,3\text{--}4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Karcinogennímu riziku 1 případu leukémie na 10 tisíc osob (vyjádřeno jako 1×10^{-4}) pak odpovídá celoživotní expozice koncentrace benzenu v ovzduší $13\text{--}45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (US EPA, 2000).

Obdobně jako EPA i WHO stanovila jednotku karcinogenního rizika pro benzen ve volném ovzduší ve vztahu ke kritickému účinku vzniku leukémie při celoživotní expozici $\text{UCR} = 6 \times 10^{-6} / 1 \mu\text{g benzenu}/\text{m}^3 \text{ vzduchu}$. Hodnota UCR představuje geometrický průměr jednotek rizika z epidemiologických studií v pracovním prostředí. Všeobecně přijatelnému karcinogennímu riziku (1×10^{-6}) pak odpovídá při celoživotní expozici koncentrace benzenu v ovzduší $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Karcinogennímu riziku 1×10^{-5} pak

odpovídá celoživotní expozice koncentraci benzenu v ovzduší $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Karcinogennímu riziku 1×10^{-4} pak odpovídá celoživotní expozice koncentraci benzenu v ovzduší $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jak je patrné, rozdíl mezi jednotkami karcinogenního rizika US EPA a WHO je minimální (WHO, 2000).

Doposud se všeobecně přijímalo doporučení pracovní skupiny expertů Evropské komise z roku 1998, které vzhledem k nejistotám při stanovování jednotek karcinogenního rizika doporučilo, aby za UCR bylo považováno rozmezí, jehož horní mez by byla vyjádřena hodnotou karcinogenního rizika WHO UCR 6×10^{-6} a dolní mez hodnotou 5×10^{-8} (EC, 1998). To by znamenalo, že všeobecně přijatelné riziko (1×10^{-6}) by odpovídalo rozmezí roční průměrné koncentrace benzenu v ovzduší v intervalu cca 0,2–20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Vzhledem k narůstajícím poznatkům možného spojení výskytu dětské leukemie ve vztahu k nízkým koncentracím benzenu v životním prostředí se však hodnocení karcinogenního rizika podle tohoto doporučení jeví v dnešní době jako sporné. Proto v tomto hodnocení zdravotních rizik je používána jednotka karcinogenního rizika WHO UCR 6×10^{-6} .

V české národní legislativě je v příloze zákona č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší uveden imisní limit pro benzen $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (aritmetický průměr pro kalendářní rok), což odpovídá míře přijatelnosti karcinogenního rizika na úrovni 3 případů leukémie na populaci 100 tisíc obyvatel. Imisní limit lze v tomto případě proto považovat za mez přijatelného rizika nikoliv za bezpečný práh. Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/69/ES, ze dne 16. listopadu 2000, stanovila roční mezní hodnotu $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (EP, 2000).

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Podkladem k hodnocení expozice a charakterizace zdravotního rizika jsou průměrné roční imisní koncentrace látek vypočtené na základě 8 rovnoměrně rozložených měření pro každé sídlo a rok za období let 2012–2017. V době zpracování hodnocení zdravotních rizik měl autor k dispozici průměrné roční koncentrace látek vypočtené na základě měřících kampaní ve 4 letech. Hodnoty za poslední rok a vyhodnocení příslušné části projektu zabývající se imisním měřením bylo autorovi předáno těsně před termínem předání hodnocení zdravotních rizik.

Hodnocení je nepříznivě ovlivněno skutečností, že průměrná roční koncentrace je stanovena na základě nízkého počtu měření, který sice česká legislativa připouští, avšak takto získanou hodnotu lze považovat jen za orientační, protože neodráží variabilitu hodnot v průběhu roku (např. meteorologické faktory aj.). Metodika hodnocení zdravotních rizik neposkytuje exaktní výpočty rizika, ale odhady míry rizika, které jsou zatíženy nejistotou vycházející z podstaty výpočtu i komplexnosti problematiky. Tyto nejistoty je potřeba brát v úvahu zejména tehdy, pokud se klade důraz na vlastní hodnoty rizika místo porovnávání změn rizika. Autor proto doporučuje spíše porovnávat sídla mezi sebou na základě hodnot rizika nežli hodnotit úroveň dosaženého rizika v každém sídle.

S ohledem na tyto skutečnosti je hodnocení provedeno na základě hodnot průměrné koncentrace za pětileté období pro každé sídlo. Referenční hodnoty pro hodnocení zdravotních rizik jsou souhrnně uvedeny v tabulce č. 2.

Tabulka č. 2: Souhrnný přehled referenčních hodnot pro hodnocení zdravotních rizik

Období 2011-2015	Průměrné roční koncentrace			
	PM _{2,5} (µg/m ³)	PM ₁₀ (µg/m ³)	Benzen (µg/m ³)	BaP (ng/m ³)
GV WHO	10	20	-	-
UCR	-	-	6×10 ⁻⁶	8,7×10 ⁻⁵
LH	25	40	5	1

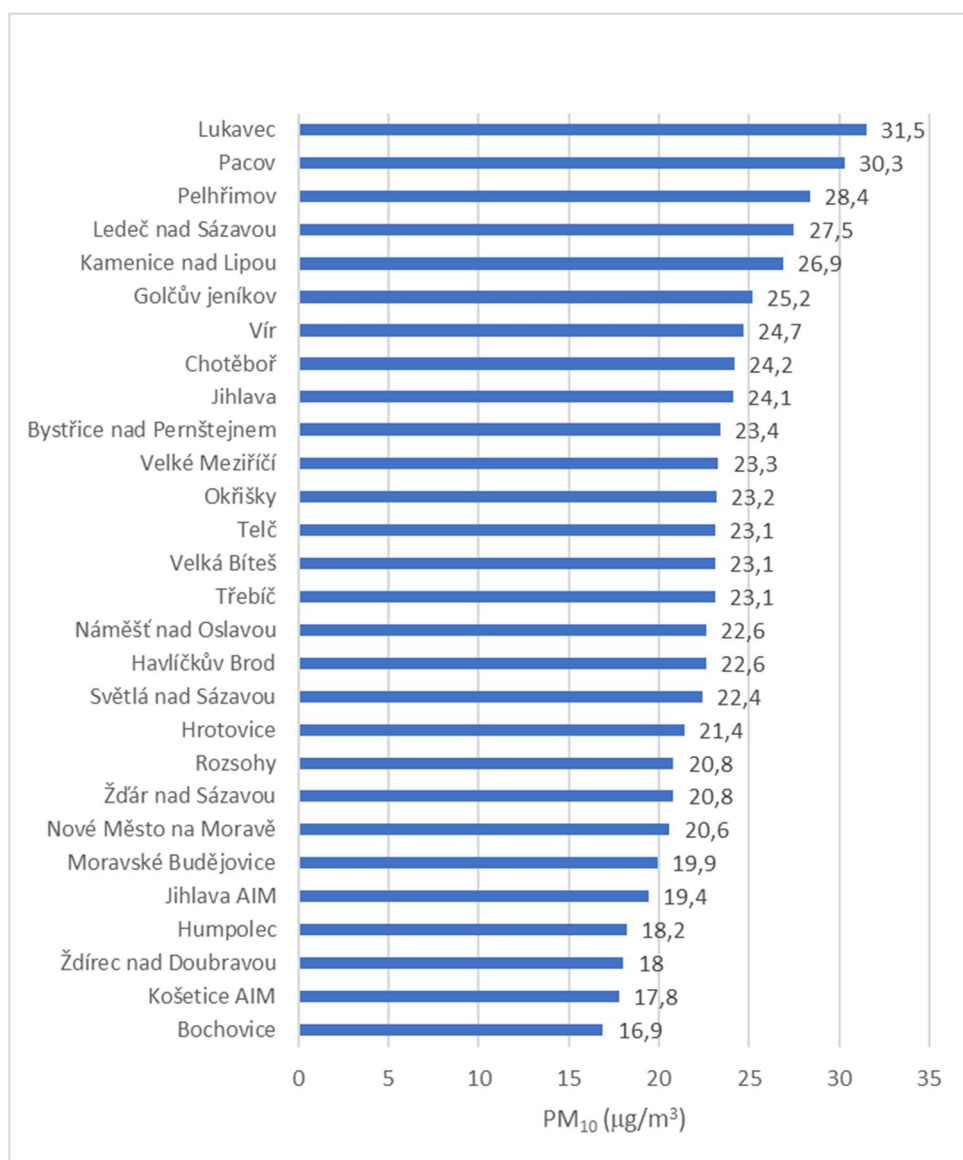
LH – Limitní hodnota (Zákon č. 201/2012 Sb.)

GV WHO – doporučená hodnota WHO (WHO, 2005)

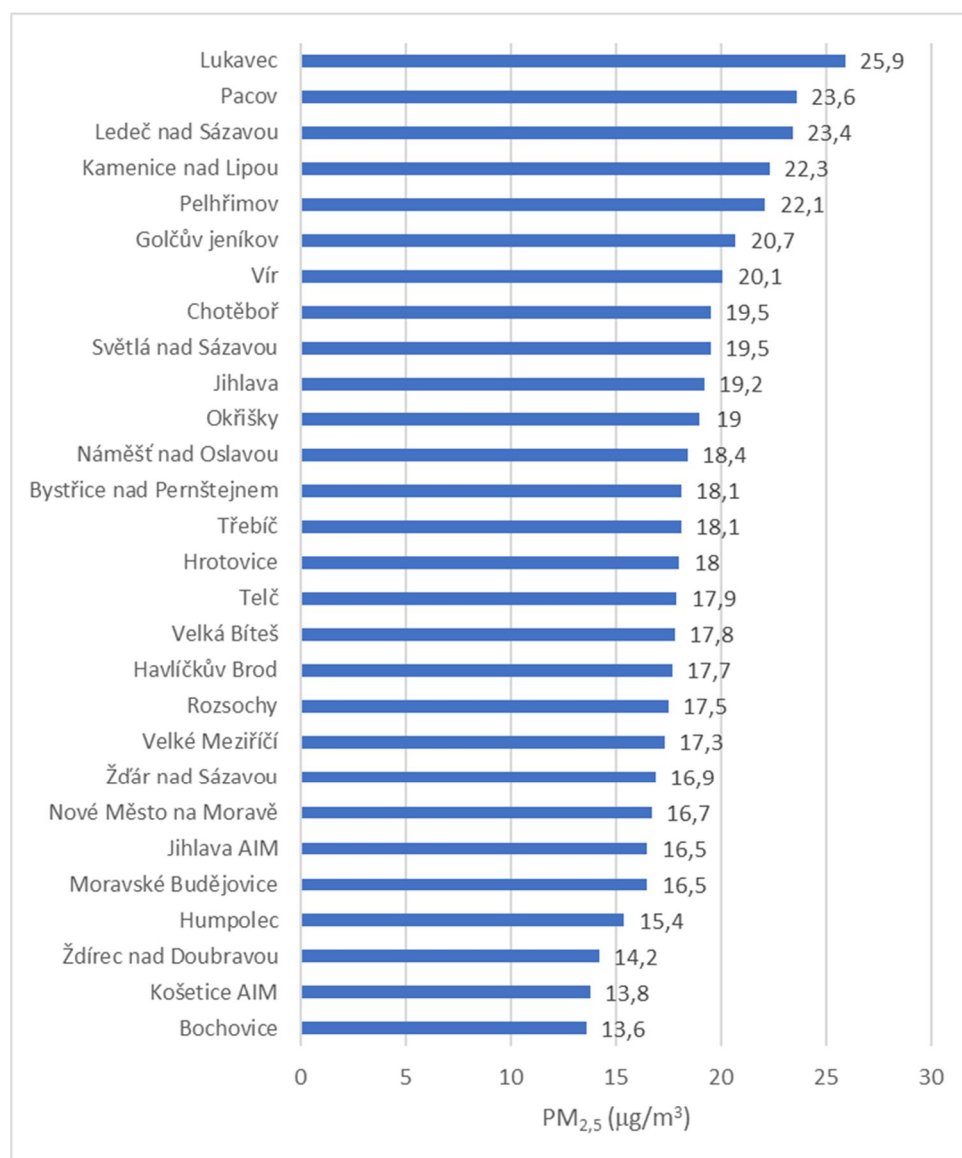
UCR – jednotka karcinogenního rizika [(µg/m³)⁻¹] (WHO, 2000)

Hodnocení expozice

Za expoziční hodnoty se považují průměrné koncentrace látek za pětileté období 2012-2017, vypočtené z průměrných ročních koncentrací látek vypočtených na základě kampaní v sídlech v jednotlivých letech. Vypočtené průměrné koncentrace PM₁₀ za pětileté trvání projektu jsou uvedeny na obrázku č. 2. Vypočtené průměrné koncentrace PM_{2,5} za pětileté trvání projektu jsou uvedeny na obrázku č. 3. Sídlá jsou seřazena od nejvyšší po nejnižší průměrnou hodnotu pětiletého průměru.



Obrázek č. 2: Pětileté průměry PM₁₀ v sídlech (sídla srovnána sestupně podle úrovně hodnot)



Obrázek č. 3: Pětileté průměry PM_{2,5} v sídlech (sídlu srovnána sestupně podle úrovně hodnot)

Z tabulky č. 2 je patrné, že ve všech sídlech s výjimkou šesti sídel (Moravské Budějovice, Jihlava AIM, Humpolec, Ždírec nad Doubravou, Košetice, Bochovice) průměrná koncentrace za pětileté období pravděpodobně překročila doporučenou hodnotu WHO pro dlouhodobou koncentraci PM₁₀ GV_{WHO 1 rok} = 20 µg/m³, která je doporučena WHO k ochraně zdraví. Průměrná koncentrace PM₁₀ za pětileté období v žádném sídle nepřekračuje limitní hodnoty PM₁₀ podle současné české legislativy v platném znění. Z uvedených hodnot však nelze dělat podrobnější závěry vzhledem k nejistotám měření (nepostihuje variabilitu výskytu látek v průběhu roku) v sídlech. Obecně lze konstatovat, že GV WHO představuje mez, jejíž dodržení znamená všeobecně přijatelné riziko. Překročení této meze je spojeno se zvýšením zdravotního rizika. Analogicky LH ČR představuje mez, jejíž dodržení je spojeno celospolečensky přijatelnou úrovní rizika, tj. úrovní, která je již spojována s vyšší mírou rizika, která je však ještě společností tolerována. Její překročení LH ČR znamená, že riziko se stává pro dotčenou populaci celospolečensky nepřijatelné.

Průměrná koncentrace $PM_{2,5}$ za pětileté období pravděpodobně překračuje ve všech sídlech doporučenou hodnotu WHO pro dlouhodobé koncentrace $PM_{2,5}$ $GV_{WHO} \text{ 1 rok} = 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, která je doporučena WHO k ochraně zdraví populace. Zdravotní riziko lze tedy považovat ve všech těchto sídlech za zvýšené. V jednom sídle (Lukavec) průměrná koncentrace $PM_{2,5}$ za pětileté období pravděpodobně překračuje limitní hodnotu $PM_{2,5}$ podle současné české legislativy v platném znění. V tomto sídle je možné zdravotní riziko z expozic $PM_{2,5}$ pro populaci považovat za celospolečensky nepřijatelné.

Tabulky č. 3 a 4 ukazují o kolik byly překročeny doporučené hodnoty WHO pro PM_{10} a $PM_{2,5}$ ve vztahu k pětiletým průměrům v obcích.

Tabulka č. 3: Překročení průměrných hodnot PM_{10} za pětileté období oproti GV WHO (sídla uvedena v sestupném pořadí podle úrovně hodnot)

sídlo	C PM_{10}	rozdíl oproti GV WHO		sídlo	C PM_{10}	rozdíl oproti GV WHO	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
Lukavec	31,5	11,5	58	Telč	23,1	3,1	16
Pacov	30,3	10,3	52	Havlíčkův Brod	22,6	2,6	13
Pelhřimov	28,4	8,4	42	Náměšť nad Oslavou	22,6	2,6	13
Ledeč nad Sázavou	27,5	7,5	38	Světlá nad Sázavou	22,4	2,4	12
Kamenice nad Lipou	26,9	6,9	35	Hrotovice	21,4	1,4	7
Golčův Jeníkov	25,2	5,2	26	Žďár nad Sázavou	20,8	0,8	4
Vír	24,7	4,7	24	Rozsochy	20,8	0,8	4
Chotěboř	24,2	4,2	21	Nové Město na Moravě	20,6	0,6	3
Jihlava	24,1	4,1	21	Moravské Budějovice	19,9	-0,1	-1
Bystřice nad Pernštejnem	23,4	3,4	17	Jihlava AIM	19,4	-0,6	-3
Velké Meziříčí	23,3	3,3	17	Humpolec	18,2	-1,8	-9
Okříšky	23,2	3,2	16	Ždírec nad Doubravou	18	-2	-10
Třebíč	23,1	3,1	16	Košetice AIM	17,8	-2,2	-11
Velká Bíteš	23,1	3,1	16	Bochovice	16,9	-3,1	-16

Tabulka č. 4: Překročení průměrných hodnot $PM_{2,5}$ za pětileté období oproti GV WHO (sídla uvedena v sestupném pořadí podle úrovně hodnot)

sídlo	C $PM_{2,5}$	rozdíl oproti GV WHO		sídlo	C $PM_{2,5}$	rozdíl oproti GV WHO	
	$\mu g/m^3$	$\mu g/m^3$	%		$\mu g/m^3$	$\mu g/m^3$	%
Lukavec	25,9	15,9	159	Hrotovice	18,0	8,0	80
Pacov	23,6	13,6	136	Telč	17,9	7,9	79
Ledeč nad Sázavou	23,4	13,4	134	Velká Bíteš	17,8	7,8	78
Kamenice nad Lipou	22,3	12,3	123	Havlíčkův Brod	17,7	7,7	77
Pelhřimov	22,1	12,1	121	Rozsochy	17,5	7,5	75
Golčův Jeníkov	20,7	10,7	107	Velké Meziříčí	17,3	7,3	73
Vír	20,1	10,1	101	Žďár nad Sázavou	16,9	6,9	69
Světlá nad Sázavou	19,5	9,5	95	Nové Město na Moravě	16,7	6,7	67
Chotěboř	19,5	9,5	95	Moravské Budějovice	16,5	6,5	65
Jihlava	19,2	9,2	92	Jihlava AIM	16,5	6,5	65
Okříšky	19	9,0	90	Humpolec	15,4	5,4	54
Náměšť nad Oslavou	18,4	8,4	84	Ždírec nad Doubravou	14,2	4,2	42
Třebíč	18,1	8,1	81	Košetice AIM	13,8	3,8	38
Bystřice nad Pernštejnem	18,1	8,1	81	Bochovice	13,6	3,6	36

V případě PM_{10} byly GV WHO překročeny ve 22 sídlech o cca 3-58 %. V případě $PM_{2,5}$ se překročení GV WHO pro $PM_{2,5}$ o cca 36-159 % týká všech sídel. Tabulka překročení ukazuje, že významnějším problémem ve všech sídlech zařazených do projektu je znečištění ovzduší $PM_{2,5}$ než PM_{10} . Za těchto okolností, s uvážením na nejistoty plynoucí ze způsobu získání dat, je pravděpodobné, že ani takové lokality jako jsou Košetice a Bochovice, které jsou považovány za lokality s požadovými koncentracemi v ČR, nejsou prosté vlivu na zdraví a nevyhovují doporučeným hodnotám WHO ve vztahu k $PM_{2,5}$.

Vzhledem k aktuálním poznatkům (IARC - PM i znečištěné ovzduší jako celek zařazeno do skupiny 1 látek s prokázanými karcinogenními účinky u člověka) je však potřeba zdůraznit, že ani doporučené hodnoty již nepředstavují bezpečnou mez z hlediska účinků na zdraví a obecně by se na PM mělo nahlížet jako na škodlivinu s bezprahovým účinkem jako v případě ostatních látek s karcinogenním účinkem. Doporučená hodnota již zahrnuje jistou míru rizika. V souladu s těmito poznatky je tedy žádoucí dosahovat maximálního možného snížení úrovně PM.

Vypočtené průměrné koncentrace benzenu a benzo(a)pyrenu za pětileté trvání projektu jsou uvedeny v tabulce č. 5.

Tabulka č. 5: Tabulka pětiletých průměrů benzenu a benzo(a)pyrenu v sídlech (sídla srovnána podle úrovně hodnot od nejvyšší po nejnižší)

benzen		Benzo(a)pyren	
sídlo	C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	sídlo	C (ng/m^3)
Vír	1,4	Bystřice nad Pernštejnem	2,4
Velké Meziříčí	1,4	Velké Meziříčí	1,5
Bystřice nad Pernštejnem	1,4	Vír	1,2
Bochovice	0,9	Lukavec	1,1
Ždírec nad Doubravou	0,9	Žďár nad Sázavou	1,1
Rozsochy	0,9	Ždírec nad Doubravou	1,1
Žďár nad Sázavou	0,9	Humpolec	1,1
Lukavec	0,9	Havlíčkův Brod	1
Okříšky	0,8	Rozsochy	1
Pelhřimov	0,8	Pelhřimov	0,8
Humpolec	0,8	Bochovice	0,7
Jihlava	0,8	Okříšky	0,7
Havlíčkův Brod	0,7	Jihlava	0,4

Z tabulky je patrné, že za pět let trvání projektu se průměrná roční koncentrace benzenu v sídlech pohybuje v rozmezí 0,7-1,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Žádná z uváděných hodnot nepřekračuje limitní hodnotu (LH = 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), platnou jak v ČR, tak i v EU.

V případě benzo(a)pyrenu se průměrná koncentrace za pětileté období pohybuje v sídlech na úrovni 0,4-2,4 ng/m^3 . Limitní hodnota (LH=1 ng/m^3), dle platné legislativy v ČR je dodržena ve 4 sídlech, dosažena ve dvou sídlech a překročena v 7 sídlech z celkového počtu 13 sídel, ve kterých probíhalo měření.

WHO nestanovila ve směrnici doporučené hodnoty pro benzo(a)pyren a benzen. Důvodem je, že se jedná o karcinogenní látky s bezprahovým mechanismem účinku, jejichž výskyt v ovzduší by měl být co nejnižší.

Kvantifikace zdravotního rizika z expozic aerosolu

Odhad vlivu PM_{10} na zdraví (pro vybrané zdravotní ukazatele) je založen na výpočtu počtu případů úmrtí a onemocnění, ke kterým dojde vlivem zvýšení koncentrací aerosolu. Kvantifikace nemocnosti a úmrtnosti vychází z hodnot průměrných ročních koncentrací látek. Celková úmrtnost se kvantifikuje na základě hodnot expoziční koncentrace $\text{PM}_{2,5}$. Nemocnost se kvantifikuje pro jednotlivé ukazatele na základě expozičních hodnot PM_{10} nebo $\text{PM}_{2,5}$. Ke kvantifikaci se používají doporučené vztahy WHO (WHO, 2013; Holland, 2014) založené na hodnotách relativního rizika nebo odds ratio a výskytu, prevalenci nebo incidenci příslušného indikátoru. Tyto informace pocházejí z epidemiologických studií a velkých metaanalýz. Tyto vztahy vyjadřují zvýšení úmrtnosti a nemocnosti (počty případů, dnů apod.) u celé nebo jen určité části populace (specifických věkových skupin) za 1 rok, související se změnou koncentrace aerosolu o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Přehled použitých vztahů uvádí tabulky 6 a 7.

Tabulka č. 6: Vztahy používané ke kvantifikaci úmrtnosti a nemocnosti ve vztahu k expozicím $PM_{2,5}$ (WHO, 2013; Holland, 2014)

Indikátor	Vztahy účinku na $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{2,5}$	Věková skupina	Výstup	Zdroj/poznámka
Celková předčasná úmrtnost	RR 1,062 (95 % CI 1,040-1,083)	30+	Počet úmrtí	Metaanalýza 13 evropských a amerických studií / lineární funkce
Hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění	RR 1,0091 (95 % CI 1,0017-1,0166)	Celá	Počet hospital.	Metanalýza z 10 evropských měst
Hospitalizace pro respirační onemocnění	RR 1,019 (95 % CI 0,9982-1,0402)	Celá	Počet hospital.	Výsledky ze 3 evropských měst
Dny s omezenou aktivitou	RR 1,047 (95 % CI 1,042-1,053)	Celá	Počet dnů	Studie z USA /odečítá se prevalence bronchitis u dětí a incidence astmatických symptomů u astmatických dětí

Tabulka č. 7: Vztahy používané ke kvantifikaci nemocnosti ve vztahu k expozicím PM_{10} (WHO, 2013; Holland, 2014)

Indikátor	Vztahy účinku na $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{10}$	Populace	Výstup	Zdroj
Incidence chronické bronchitis u dospělých	RR 1,117 (95 % CI 1,040-1,189)	18+	Počet případů	Evropská studie
Prevalence bronchitis u dětí	OR 1.08 (95 % CI 0,98-1,19)	6-12	Počet dnů	Studie PATY
Incidence astmatických symptomů u astmatických. dětí	OR 1.028 (95 % CI 1.006-1,051)	5-19	Počet dnů	Metanalýza 36 studií u 51 populací (36 evropských)

Tyto vztahy se používají pro kvantifikaci rizika a umožňují získat představu o rozsahu a významnosti zdravotního účinku, i když existují výhrady k jejich použití, a to zejména proto, že mohou vycházet z malého počtu studií, mohou zahrnovat malých populací nebo realizovaných v odlišných geografických oblastech. Umožňují hodnotit jak krátkodobé, tak i dlouhodobé vlivy expozic aerosolů na zdraví. V případě indikátoru prevalence bronchitis u dětí není vztah statisticky významný, proto výsledky kvantifikace za pomoci tohoto vztahu je možné považovat pouze za orientační.

Vztahy jsou průběžně aktualizovány velkými mezinárodními organizacemi (zejména WHO) na základě aktuálních poznatků a výsledků epidemiologických studií nebo jejich metaanalýz. Rozdíly mezi staršími a novějšími hodnotami vztahů nebývají velké. Například v projekt CAFE se uvádí zvýšení celkové úmrtnosti populace starší 30 let o 6 % (2-11 %) na každých $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{2,5}$ (Hurley et al., 2005) a novější projekt HRAPIE uvádí zvýšení celkové úmrtnosti populace starší 30 let o 6,2 % (4-8,3%) na každých $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{2,5}$ (WHO, 2013; Holland, 2014). Tyto rozdíly však mohou hrát významnou roli až u větších populací (počet obyvatel 1milion a výše).

WHO uvádí odhady základní frekvence výskytu (incidence, prevalence, výskyt případů nebo počty dnů aj.). Tyto odhady jsou použity k výpočtům a jsou uvedeny v tabulce 8.

Tabulka č. 8: Základní frekvence výskytu nemocnosti (WHO, 2013; Holland, 2014).

Indikátor	Základní frekvence výskytu za 1 rok
Celková úmrtnost	-
Hospitalizace - CDV.	2816 případů/100000 obyvatel
Hospitalizace respirační	1228 případů/100000 obyvatel
Dny s omezenou aktivitou (RADs)	19 dnů/osoba
Incidence chronické bronchitis u dospělých	3,9 případů/1000 dospělých osob
Prevalence bronchitis u dětí	18,6 %
Incidence astmatických symptomů u astmatických. dětí	Prevalence těžké formy astmatu 4,9 %, denní incidence 17 %

Vlastní kvantifikace účinku je pak součinem koncentrace (s odečtem příslušných hodnot pro pozadí – pro PM_{2,5} 5 µg/m³ a PM₁₀ 10 µg/m³) frakce populace (se zohledněním věkové skupiny a rizika), míry incidence a příslušného vztahu koncentrace a účinku.

Výpočet úmrtnosti pomocí ukazatele ztracených let života (Years Of Life Lost – YOLL) podle posledních poznatků lépe charakterizuje účinek znečištění ovzduší ve vztahu k chronické úmrtnosti u populace nad 30 let věku. Tento ukazatel vychází z předpokladu, že expozice znečištěnému ovzduší může u některých populačních skupin (především citlivých populačních skupin, tj. děti, osoby s chronickým onemocněním dýchacího a kardiovaskulárního systému a starší osoby) vyvolat zdravotní obtíže, jež ve svém důsledku mohou vést až k předčasnému úmrtí a tímto pádem i ke zkrácení délky života. Výsledky obou metod (výpočet ukazatele úmrtnosti a YOLL) není možné porovnávat v důsledku rozdílné metodiky výpočtu. YOLL je vypočten podle následujícího vztahu: 0,0004 YOLL na osobu, rok a průměrnou koncentraci 1µg/m³ (ExternE, 2005).

Pro kvantifikaci počtu zemřelých byla použita hodnota celkové standardizované úmrtnosti (na 100 tisíc osob) pro kraj Vysočina (celkem 618,2), která je převzata z publikace Zemřelí 2015 (ÚZIS, 2016).

Přesné údaje o populaci ve všech sídlech nejsou známy. Toto hodnocení je založeno na předpokladu, že věková struktura populace je shodná s věkovou strukturou obyvatelstva kraje Vysočina tak, jak je uváděna ve zdravotnické ročence kraje Vysočina 2013 (ÚZIS, 2014), kterou ve zjednodušené podobě uvádí tabulka č. 9.

Tabulka č. 9: Věková struktura obyvatelstva v kraji Vysočina (ÚZIS, 2014)

Věková skupina	proporce obyvatel
	%
5-19	14,8
6-12	6,76
18+	82,08
30+	66,7

Předpokládá se smíšená populace všech věkových skupin včetně citlivých skupin populace z hlediska vlivů znečištěného ovzduší na zdraví (dětí, starší osoby, chronicky nemocní).

Kvantifikace zdravotních rizik je provedena pro populaci každého sídla o velikosti 1000 osob.

Úmrtnost

Kvantifikovaný odhad úmrtnosti v jednotlivých sídlech v procentech i počtech případů v dospělé populaci na 1000 obyvatel ve vztahu k expozičním hodnotám $PM_{2,5}$ ukazuje tabulka č. 10.

Tabulka č. 10: Předčasná úmrtnost u dospělé populace (30 let a více) ve vztahu k průměrným hodnotám $PM_{2,5}$ za pětileté období (na 1000 osob)

Předčasná úmrtnost					
sídlo	%	Počet případů	sídlo	%	Počet případů
Lukavec	12,96	0,53	Hrotovice	8,06	0,33
Pacov	11,53	0,48	Telč	8	0,33
Ledeč nad Sázavou	11,41	0,47	Velká Bíteš	7,94	0,33
Kamenice nad Lipou	10,73	0,44	Havlíčkův Brod	7,87	0,32
Pelhřimov	10,6	0,44	Rozsochy	7,75	0,32
Golčův Jeníkov	9,73	0,4	Velké Meziříčí	7,63	0,31
Vír	9,36	0,39	Žďár nad Sázavou	7,38	0,3
Světlá nad Sázavou	8,99	0,37	Nové Město na Moravě	7,25	0,3
Chotěboř	8,99	0,37	Moravské Budějovice	7,13	0,29
Jihlava	8,8	0,36	Jihlava AIM	7,13	0,29
Okříšky	8,68	0,36	Humpolec	6,45	0,27
Náměšť nad Oslavou	8,31	0,34	Ždírec nad Doubravou	5,7	0,24
Telč	8,31	0,34	Košetice AIM	5,65	0,23
Třebíč	8,24	0,34	Bochovice	5,39	0,22

Expozice $PM_{2,5}$ (průměrná hodnota za pětileté období) by mohla představovat zvýšení rizika předčasné úmrtnosti v dospělé populaci sídel o 5,39-12,96 % (tj. 0,29-0,53 případů v celkové populaci 1000 osob). Sídlly s odhadovanou nejnižší předčasnou úmrtností jsou Bochovice, Košetice, Ždírec nad Doubravou, Humpolec a Jihlava AIM (řazeno ve vzestupném pořadí). Naopak sídlly s nejvyšší odhadovanou předčasnou úmrtností jsou Pelhřimov, Kamenice nad Lipou, Ledec nad Sázavou, Pacov a Lukavec (řazeno ve vzestupném pořadí). Rozdíl v předčasné úmrtnosti mezi sídlem s nejnižší úmrtností (Bochovice) a nejvyšší úmrtností (Lukavec) ve vztahu k expoziční koncentraci $PM_{2,5}$ je 7,57 % což odpovídá přibližně počtu 0,31 úmrtí v celkové populaci 1000 osob.

Interpretace hodnot úmrtnosti je obtížná vzhledem ke skutečnosti, že míru jejich závažnosti je možné vyhodnotit pouze ve vztahu k referenčním hodnotám SZÚ, které jsou vztaženy ke specifickým kategoriím měřících míst v ČR. Předpokladem pro toto porovnání je kategorizace měřících míst podle metodiky SZÚ. V projektu jsou sídlly zařazena do vlastních kategorií podle převládajících zdrojů znečištění. Toto zařazení je pro účely měření sice dostatečné, avšak kategorie v projektu neodpovídají kategoriím SZÚ. Vzhledem k tomu, že se nepodařilo dodatečně spolehlivě kategorizovat měřící místa tak, aby odpovídala kategoriím SZÚ, nebylo možné porovnat hodnoty úmrtnosti v sídlech s příslušnými národními referenčními hodnotami.

Kolísání hodnot úmrtnosti v jednotlivých sídlech a letech v průběhu pětiletého období ukazuje tabulka č. 11.

Tabulka č. 11: Kolísání hodnot úmrtnosti v jednotlivých sídlech a letech v průběhu pětiletého období (sídlá uvedena v sestupném pořadí podle úrovně hodnot).

Pořadí	Období	úmrtnost	B	úmrtnost	C	úmrtnost	D	úmrtnost	E	úmrtnost
1	Golčův Jeníkov	14,81%	Lukavec	15,42%	Lukavec	12,83%	Ledeč nad Sázavou	14,08%	Pelhřimov	15,54%
2	Pacov	13,97%	Pacov	14,90%	Jihlava	12,09%	Lukavec	13,37%	Velká Bíteš	10,63%
3	Pelhřimov	13,71%	Golčův Jeníkov	14,01%	Světlá nad Sázavou	11,71%	Kamenice nad Lipou	12,31%	Lukavec	10,29%
4	Lukavec	13,62%	Náměst nad Oslavou	12,02%	Okříšky	11,29%	Vir	9,55%	Pacov	10,20%
5	Hrotovice	10,68%	Okříšky	11,17%	Hrotovice	11,15%	Třebíč	9,47%	Chotěboř	9,73%
6	Jihlava	10,65%	Kamenice nad Lipou	10,75%	Chotěboř	10,84%	Pacov	9,43%	Kamenice nad Lipou	9,59%
7	Kamenice nad Lipou	10,56%	Havlíčkův Brod	9,81%	Pelhřimov	10,84%	Telč	8,91%	Vir	9,22%
8	Velké Meziříčí	10,35%	Zďár nad Sázavou	8,58%	Pacov	10,80%	Pelhřimov	8,82%	Ledeč nad Sázavou	8,74%
9	Telč	10,11%	Třebíč	8,42%	Kamenice nad Lipou	10,47%	Velká Bíteš	7,79%	Golčův Jeníkov	8,59%
10	Havlíčkův Brod	9,86%	Hrotovice	9,03%	Telč	9,43%	Jihlava AIM	7,79%	Jihlava AIM	8,57%
11	Světlá nad Sázavou	9,71%	Bystrice nad Pernštejnem	8,90%	Třebíč	8,26%	Náměst nad Oslavou	7,57%	Bystrice nad Pernštejnem	8,56%
12	Chotěboř	9,64%	Chotěboř	8,71%	Velká Bíteš	8,63%	Moravské Budějovice	7,41%	Velké Meziříčí	8,24%
13	Třebíč	9,48%	Humpolec	8,12%	Nové Město na Moravě	8,27%	Havlíčkův Brod	7,38%	Jihlava	8,02%
14	Okříšky	9,09%	Moravské Budějovice	7,93%	Náměst nad Oslavou	8,08%	Bystrice nad Pernštejnem	6,86%	Nové Město na Moravě	7,74%
15	Zďár nad Sázavou	8,68%	Rozsochy	7,87%	Bystrice nad Pernštejnem	8,02%	Nové Město na Moravě	6,21%	Náměst nad Oslavou	7,58%
16	Moravské Budějovice	8,64%	Velké Meziříčí	7,71%	Velké Meziříčí	7,99%	Jihlava	6,14%	Telč	7,32%
17	Rozsochy	8,37%	Pelhřimov	7,08%	Košetice AIM	7,71%	Zďár nad Sázavou	6,00%	Okříšky	6,87%
18	Bystrice nad Pernštejnem	8,20%	Nové Město na Moravě	7,08%	Humpolec	7,15%	Chotěboř	5,82%	Havlíčkův Brod	6,57%
19	Velká Bíteš	8,06%	Jihlava	7,01%	Zďár nad Sázavou	7,06%	Golčův Jeníkov	5,66%	Hrotovice	6,40%
20	Náměst nad Oslavou	7,85%	Zdír nad Doubravou	6,25%	Rozsochy	7,03%	Velké Meziříčí	5,44%	Zďár nad Sázavou	5,80%
21	Zdír nad Doubravou	7,66%	Jihlava AIM	6,21%	Moravské Budějovice	6,78%	Okříšky	5,18%	Humpolec	5,62%
22	Jihlava AIM	7,64%	Velká Bíteš	6,05%	Jihlava AIM	6,56%	Bochovice	5,14%	Moravské Budějovice	5,35%
23	Humpolec	7,40%	Bochovice	5,94%	Golčův Jeníkov	6,16%	Zdír nad Doubravou	4,67%	Košetice AIM	5,17%
24	Nové Město na Moravě	7,01%	Telč	5,76%	Zdír nad Doubravou	5,99%	Hrotovice	3,91%	Zdír nad Doubravou	4,14%
25	Bochovice	6,61%	Košetice AIM	5,24%	Bochovice	5,46%	Humpolec	3,68%	Bochovice	3,82%
26	Košetice AIM	6,55%	Světlá nad Sázavou	3,86%	Havlíčkův Brod	5,38%	Košetice AIM	3,56%	Třebíč	3,57%
	Ledeč nad Sázavou	x	Ledeč nad Sázavou	x	Ledeč nad Sázavou	x	Rozsochy	x	Rozsochy	x
	Vir	x	Vir	x	Vir	x	Světlá nad Sázavou	x	Světlá nad Sázavou	x

Variabilita relativních hodnot pro ukazatel předčasné úmrtnosti v sídlech v jednotlivých letech je uvedena na příkladu Telče a Jihlavy. Objasnění této variability by mělo být předmětem zprávy se zaměřením na analýzu imisní situace. Z podstaty výpočtu je zřejmé, že ukazatel úmrtnosti úzce koresponduje s imisními hodnotami PM₁₀ a PM_{2,5}. Obecně tedy platí, a to nejen v případě kvantifikace úmrtnosti, ale i ostatních indikátorů nemocnosti, že v případě jakýchkoliv pohybů imisních hodnot nahoru nebo dolů se bude podobným způsobem měnit i hodnota příslušného zdravotního ukazatele, tj. zvyšovat nebo snižovat. Hodnocení zdravotních rizik se analýzou imisní situace nezabývá, avšak taková analýza by měla být vždy nezbytnou součástí podkladů pro jeho vypracování.

Odhad ztráty let života (YOLL) je vyjádřen ve dnech na osobu a rok a letech na populaci za rok v dospělé populaci 1000 osob (nad 30 let věku) ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ v jednotlivých sídlech za pětileté období je uveden v tabulce č. 12.

Tabulka č. 12: Odhad ztráty let života(YOLL) v dospělé populaci (nad 30 let věku) ve vztahu k expozičním hodnotám PM_{10} v sídlech (průměr za pětileté období) za 1 rok (na 1000 osob)

sídlo	YOLL	
	ve dnech na osobu	v letech na celou populaci
Lukavec	4,6	8,5
Pacov	4,4	8,1
Pelhřimov	4,1	7,6
Ledeč nad Sázavou	4,0	7,4
Kamenice nad Lipou	3,9	7,2
Golčův Jeníkov	3,7	6,8
Vír	3,6	6,6
Chotěboř	3,5	6,5
Jihlava	3,5	6,5
Bystřice nad Pernštejnem	3,4	6,3
Velké Meziříčí	3,4	6,3
Okříšky	3,4	6,2
Třebíč	3,4	6,2
Velká Bíteš	3,4	6,2
Telč	3,4	6,2
Havlíčkův Brod	3,3	6,1
Náměšť nad Oslavou	3,3	6,1
Světlá nad Sázavou	3,3	6,0
Hrovice	3,1	5,7
Žďár nad Sázavou	3,0	5,6
Rozsochy	3,0	5,6
Nové Město na Moravě	3,0	5,5
Moravské Budějovice	2,9	5,3
Jihlava AIM	2,8	5,2
Humpolec	2,7	4,9
Ždírec nad Doubravou	2,6	4,8
Košetice AIM	2,6	4,8
Bochovice	2,5	4,5

Nejnižší ztráta života je spojena s vypočtenou průměrnou roční koncentrací PM_{10} v Bochovicích (2,5 dne na osobu za rok, 4,5 let na populaci 1000 osob za rok), naopak nejvyšší ztráta života je spojena s průměrnou koncentrací PM_{10} za pětileté období v Lukavci (4,6 dne na osobu za rok, 8,5 let na populaci 1000 osob za rok). Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Bochovice) a nejvyšší (Lukavec) hodnotou ztráty života (Bochovice) ve vztahu k expoziční koncentraci PM_{10} je 2,1 dne na osobu za rok, respektive 4 roky na populaci 1000 osob za rok.

Nemocnost

Kvantifikovaný odhad prevalence bronchitis u dětí (6-12 let) v populaci 1000 obyvatel v relativních i absolutních počtech ve vztahu k expozičním hodnotám PM_{10} (průměrná hodnota za pětileté období) za 1 rok ukazuje tabulka č. 13.

Tabulka č. 13: Prevalence bronchitis u dětí (6-12 let) ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ (průměr za pětileté období) za 1 rok (na 1000 osob)

Prevalence bronchitis u dětí					
sídlo	%	počet dnů	sídlo	%	počet dnů
Lukavec	13,80	637	Telč	8,41	388
Pacov	13,03	601	Havlíčkův Brod	8,08	373
Pelhřimov	11,81	545	Náměšť nad Oslavou	8,08	373
Ledeč nad Sázavou	11,23	518	Světlá nad Sázavou	7,96	367
Kamenice nad Lipou	10,84	501	Hrotopice	7,31	338
Golčův Jeníkov	9,75	450	Žďár nad Sázavou	6,93	320
Vír	9,43	435	Rozsochy	6,93	320
Chotěboř	9,11	421	Nové Město na Moravě	6,80	314
Jihlava	9,05	418	Moravské Budějovice	6,35	293
Bystřice nad Pernštejnem	8,60	397	Jihlava AIM	6,03	278
Velké Meziříčí	8,53	394	Humpolec	5,26	243
Okříšky	8,47	391	Ždírec nad Doubravou	5,13	237
Třebíč	8,41	388	Košetice AIM	5,00	231
Velká Bíteš	8,41	388	Bochovice	4,43	204

V případě ukazatelů nemocnosti nejsou stanoveny referenční hodnoty, které by umožňovaly vyhodnocení jejich míry závažnosti.

Běžná prevalence zánětů průdušek u dětí (6-12 let) je 18,6 %. Pokud je tato prevalence aplikována na srovnatelnou populaci dětí v kraji Vysočina, pak se jedná u této populace o 4617 dnů s výskytem bronchitidy za rok. Expozice PM₁₀ (průměrná hodnota za pětileté období) by mohla představovat zvýšení rizika chronické respirační nemocnosti u dětí v sídlech o 4,43-13,8 % (tj. 204-637 dnů s příznaky u 68 dětí v populaci 1000 osob). Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Bochovice) a nejvyšší (Lukavec) hodnotou prevalence zánětů průdušek u dětí ve vztahu k expoziční koncentraci PM₁₀ je 9,37 %, což odpovídá přibližně 433 dnům s onemocněním v příslušné populační skupině dětí za rok.

Kvantifikovaný odhad incidence astmatických symptomů u astmatických dětí (5-19 let) v populaci 1000 osob relativních i absolutních počtech ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ (průměrná hodnota za pětileté období) za 1 rok ukazuje tabulka č. 14.

Tabulka č. 14: Incidence astmatických symptomů u astmatických dětí (5-19 let) ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ (průměr za pětileté období) za 1 rok (na 1000 osob)

Incidence astmatických symptomů u astmatických dětí					
sídlo	%	počet dnů	sídlo	%	počet dnů
Lukavec	5,72	26	Telč	3,48	16
Pacov	5,40	24	Havlíčkův Brod	3,35	15
Pelhřimov	4,89	22	Náměšť nad Oslavou	3,35	15
Ledeč nad Sázavou	4,65	21	Světlá nad Sázavou	3,30	15
Kamenice nad Lipou	4,49	20	Hrotovice	3,03	14
Golčův Jeníkov	4,04	18	Žďár nad Sázavou	2,87	13
Vír	3,91	18	Rozsochy	2,87	13
Chotěboř	3,78	17	Nové Město na Moravě	2,82	13
Jihlava	3,75	17	Moravské Budějovice	2,63	12
Bystřice nad Pernštejnem	3,56	16	Jihlava AIM	2,50	11
Velké Meziříčí	3,54	16	Humpolec	2,18	10
Okříšky	3,51	16	Ždírec nad Doubravou	2,13	10
Třebíč	3,48	16	Košetice AIM	2,07	9
Velká Bíteš	3,48	16	Bochovice	1,83	8

Expozice PM₁₀ (průměrná hodnota za pětileté období) by mohla představovat zvýšení rizika incidence astmatických symptomů u astmatických dětí v sídlech o 1,83-5,72 % (tj. 8-26 dnů s příznaky u 68 dětí v populaci 1000 osob) za rok. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Bochovice) a nejvyšší (Lukavec) hodnotou incidence astmatických symptomů u astmatických dětí ve vztahu k expoziční koncentraci PM₁₀ je 3,89 %, což odpovídá přibližně 18 dnům v příslušné populační skupině dětí za rok.

Kvantifikovaný odhad Incidence chronické bronchitis u dospělé populace (18 let a více) v populaci 1000 osob v relativních i absolutních počtech ve vztahu k expozičním hodnotám PM₁₀ (průměrná hodnota za pětileté období) za 1 rok ukazuje tabulka č. 15.

Tabulka č. 15: Incidence chronické bronchitis u dospělé populace (18 let a více) ve vztahu k expozičním hodnotám PM_{10} (průměr za pětileté období) za 1 rok (na 1000 osob)

Incidence chronické bronchitis u dospělé populace					
sídlo	%	počet případů	sídlo	%	počet případů
Lukavec	25,16	0,81	Telč	15,33	0,49
Pacov	23,75	0,76	Havlíčkův Brod	14,74	0,47
Pelhřimov	21,53	0,69	Náměšť nad Oslavou	14,74	0,47
Ledeč nad Sázavou	20,48	0,66	Světlá nad Sázavou	14,51	0,46
Kamenice nad Lipou	19,77	0,63	Hrotovice	13,34	0,43
Golčův Jeníkov	17,78	0,57	Žďár nad Sázavou	12,64	0,40
Vír	17,20	0,55	Rozsochy	12,64	0,40
Chotěboř	16,61	0,53	Nové Město na Moravě	12,40	0,40
Jihlava	16,50	0,53	Moravské Budějovice	11,58	0,37
Bystřice nad Pernštejnem	15,68	0,50	Jihlava AIM	11,00	0,35
Velké Meziříčí	15,56	0,50	Humpolec	9,59	0,31
Okříšky	15,44	0,49	Ždírec nad Doubravou	9,36	0,30
Třebíč	15,33	0,49	Košetice AIM	9,13	0,29
Velká Bíteš	15,33	0,49	Bochovice	8,07	0,26

Expozice PM_{10} (průměrná hodnota za pětileté období) by mohla představovat zvýšení rizika incidence chronické bronchitis u dospělé populace v sídlech o 9,13-25,16 %, tj. 0,29-0,81 případů u dospělé populace (na 1000 osob) za rok. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Bochovice) a nejvyšší (Lukavec) hodnotou incidence chronické bronchitis u dospělé populace ve vztahu k expoziční koncentraci PM_{10} je 17,09 %, což odpovídá přibližně 0,55 případu v příslušné populační skupině dospělých osob za rok.

Nejnižší hodnoty prevalence bronchitis u dětí, incidence astmatických symptomů u astmatických dětí a incidence chronické bronchitis u dospělé populace ve vztahu k expozici PM_{10} (průměrná hodnota za pětileté období) mohou být dosahovány v Bochovicích Košeticích AIM, Ždírci nad Doubravou, Humpolci a Jihlavě AIM (ve vzestupném pořadí). Naopak nejvyšší hodnoty těchto indikátorů ve vztahu k expozici PM_{10} mohou být dosahovány v Kamenici nad Lipou, Ledči nad Sázavou, Pelhřimově, Pacově a Lukavci. Výpočet ukazatelů vychází ze stejných expozičních hodnot (v tomto případě PM_{10}). Pořadí sídel bude proto u těchto ukazatelů stejné a bude se měnit pouze jejich hodnota.

Kvantifikovaný odhad počtu dnů s omezenou aktivitou u celé populace (1000 osob) ve vztahu k expozičním hodnotám $PM_{2,5}$ (průměrná hodnota za pětileté období) za 1 rok ukazuje tabulka č. 16.

Tabulka č. 16: Počet dnů s omezenou aktivitou u celé populace (1000 osob) ve vztahu k expozičním hodnotám $PM_{2,5}$ (průměr za pětileté období) za 1 rok

Počet dnů s omezenou aktivitou v populaci			
sídlo	počet dnů	sídlo	počet dnů
Lukavec	1255	Hrotovice	837
Pacov	1084	Telč	780
Ledeč nad Sázavou	1146	Velká Bíteš	771
Kamenice nad Lipou	1064	Havlíčkův Brod	776
Pelhřimov	1004	Rozsochy	809
Golčův jeníkov	970	Velké Meziříčí	720
Vír	931	Žďár nad Sázavou	756
Světlá nad Sázavou	943	Nové Město na Moravě	744
Chotěboř	891	Moravské Budějovice	746
Jihlava	867	Jihlava AIM	760
Okříšky	875	Humpolec	696
Náměšť nad Oslavou	839	Ždírec nad Doubravou	595
Třebíč	798	Košetice AIM	564
Bystřice nad Pernštejnem	789	Bochovice	572

Ve výpočtu byla odečtena nemocnost dětí dle příslušného metodického postupu

Expozice $PM_{2,5}$ (průměrná hodnota za pětileté období) by mohla odpovídat počtu dnů s omezenou aktivitou u celé populace v sídlech v rozsahu 572-1255 dnů (na 1000 osob) za rok. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Bochovice) a nejvyšší (Lukavec) hodnotou počtu dnů s omezenou aktivitou u celé populace ve vztahu k expoziční koncentraci $PM_{2,5}$ je 683 dnů.

Kvantifikovaný odhad počtu případů hospitalizací z kardiovaskulárních a respiračních příčin u celé populace (1000 osob) v relativních i absolutních počtech ve vztahu k expozičním hodnotám $PM_{2,5}$ (průměrná hodnota za pětileté období) za 1 rok ukazuje tabulka č. 17.

Tabulka č. 17: Počet případů hospitalizací z kardiovaskulárních (KV) a respiračních (RO) příčin u celé populace (1000 osob) ve vztahu k expozičním hodnotám PM_{2,5} (průměr za pětileté období) za 1 rok

Počet případů hospitalizací z kardiovaskulárních a respiračních příčin v populaci				
sídlo	hospitalizace KV		hospitalizace RO	
	%	počet případů	%	počet případů
Lukavec	1,90	0,54	3,97	0,49
Pacov	1,69	0,48	3,53	0,43
Ledeč nad Sázavou	1,67	0,47	3,50	0,43
Kamenice nad Lipou	1,57	0,44	3,29	0,40
Pelhřimov	1,56	0,44	3,25	0,40
Golčův Jeníkov	1,43	0,40	2,98	0,37
Vír	1,37	0,39	2,87	0,35
Světlá nad Sázavou	1,32	0,37	2,76	0,34
Chotěboř	1,32	0,37	2,76	0,34
Jihlava	1,29	0,36	2,70	0,33
Okříšky	1,27	0,36	2,66	0,33
Náměšť nad Oslavou	1,22	0,34	2,55	0,31
Třebíč	1,19	0,34	2,49	0,31
Bystřice nad Pernštejnem	1,19	0,34	2,49	0,31
Hrotovice	1,18	0,33	2,47	0,30
Telč	1,17	0,33	2,45	0,30
Velká Bíteš	1,16	0,33	2,43	0,30
Havlíčkův Brod	1,16	0,33	2,41	0,30
Rozsochy	1,14	0,32	2,38	0,29
Velké Meziříčí	1,12	0,32	2,34	0,29
Žďár nad Sázavou	1,08	0,30	2,26	0,28
Nové Město na Moravě	1,06	0,30	2,22	0,27
Moravské Budějovice	1,05	0,29	2,19	0,27
Jihlava AIM	1,05	0,29	2,19	0,27
Humpolec	0,95	0,27	1,98	0,24
Ždírec nad Doubravou	0,84	0,24	1,75	0,21
Košetice AIM	0,80	0,23	1,67	0,21
Bochovice	0,78	0,22	1,63	0,20

Expozice PM_{2,5} (průměrná hodnota za pětileté období) by mohla představovat u celé populace (na 1000 osob) zvýšení počtu případů hospitalizací v sídlech o 0,78-1,9 % (tj. o 0,22-0,54 případu) z kardiovaskulárních příčin a o 1,63-3,97 % z respiračních příčin (tj. o 0,20-0,49 případu) za rok. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Bochovice) a nejvyšší (Lukavec) hodnotou hospitalizací ve vztahu k expoziční koncentraci PM₁₀ je 1,12 % (tj. přibližně 0,32 případu) pro hospitalizace z kardiovaskulárních příčin a 2,37 % (tj. přibližně 0,29 případu) pro hospitalizace respiračních příčin v celé populaci za rok.

Celkově lze konstatovat, že počty hospitalizovaných osob dosahují nízkých hodnot (<1 na 1000 osob), a to pro všechna sídla.

Kvantifikace karcinogenního rizika z expozic benzenu a benzo(a)pyrenu

Karcinogenní riziko expozic látek s karcinogenním účinkem je vyjádřeno pomocí bezrozměrného ukazatele celoživotního individuálního karcinogenního rizika - LICR (Lifetime individual cancer risk). Ukazatel LICR se vypočte na základě následujícího vztahu:

$$\text{LICR} = C * \text{UCR},$$

kde C je dlouhodobá expozice (průměrná roční koncentrace) látky a UCR je jednotka karcinogenního rizika, která vyjadřuje riziko na jednotku koncentrace ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) látky v ovzduší.

LICR je měřítkem rizika karcinogenního účinku látky po expozici vyjadřujícího pravděpodobnost vzniku nových nádorových onemocnění nad všeobecný průměr za celoživotní období. Karcinogenní riziko v řádu 10^{-6} lze považovat za všeobecně přijatelné. Riziko v řádu 10^{-5} - 10^{-4} je zvýšené. Posuzuje se různě v závislosti na velikosti exponované populace a závažnosti důkazů o karcinogenitě, riziko v řádu 10^{-3} a více je již považováno za vysoké a tudíž nepřijatelné.

APCR udává pravděpodobný počet nových případů novotvarů za rok v exponované populaci vzniklých vlivem expozic hodnoceným látkám. Pro výpočet APCR je použit následující vztah:

$$\text{APCR} = \text{LICR} \times \text{počet osob v exponované populaci} / \text{průměrná délka života jedince v populaci (70 let)}.$$

Kvantifikovaný odhad karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu v celé populaci (na 1000 osob) za 1 rok v každém ze 13 sídel, pro které byly k dispozici hodnoty expozice (průměrná hodnota za pětileté období), ukazuje tabulka č. 18.

Tabulka 18: Kvantifikace karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu u celé populace (1000 osob) za 1 rok ve vztahu k expozičním hodnotám BaP (průměr za pětileté období)

Karcinogenní riziko benzo(a)pyrenu				
sídlo	C	LICR	APCR	1 případ*
	ng/m ³	bezrozm.	počet případů	rok
Bystřice nad Pernštejnem	2,4	$2,09 \times 10^{-4}$	0,002983	335
Velké Meziříčí	1,5	$1,31 \times 10^{-4}$	0,001864	536
Vír	1,2	$1,04 \times 10^{-4}$	0,001491	670
Lukavec	1,1	$9,57 \times 10^{-5}$	0,001367	731
Žďár nad Sázavou	1,1	$9,57 \times 10^{-5}$	0,001367	731
Ždírec nad Doubravou	1,1	$9,57 \times 10^{-5}$	0,001367	731
Humpolec	1,1	$9,57 \times 10^{-5}$	0,001367	731
Havlíčkův Brod	1	$8,70 \times 10^{-5}$	0,001243	805
Rozsochy	1	$8,70 \times 10^{-5}$	0,001243	805
Pelhřimov	0,8	$6,96 \times 10^{-5}$	0,000994	1006
Bochovice	0,7	$6,09 \times 10^{-5}$	0,00087	1149
Okříšky	0,7	$6,09 \times 10^{-5}$	0,00087	1149
Jihlava	0,4	$3,48 \times 10^{-5}$	0,000497	2011

Všeobecně přijatelné karcinogenní riziko $LICR \leq 1 \times 10^{-6}$

Celospolečensky přijatelné riziko benzo(a)pyrenu $LICR 8,7 \times 10^{-5}$ (odpovídá platnému imisnímu limitu)

Benzo(a)pyren – UCR = $8,7 \times 10^{-5}$

LICR – Individuální karcinogenní riziko - bezrozměrná veličina

APCR – Populační karcinogenní riziko na 1000 obyvatel – počty případů nových novotvarů v populaci za rok

1 případ – doba, za kterou se v populaci objeví 1 případ zhoubného nádoru (při celoživotní expozici na úrovni hodnocených koncentrací)

Odhad karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu v sídlech ukazuje na překračování všeobecně přijatelné meze karcinogenního rizika ($LICR = 1 \times 10^{-6}$) ve všech sídlech. Celospolečensky akceptovatelná mez karcinogenního rizika daná platným imisním limitem ($LICR = 8,7 \times 10^{-5}$) je překračována v 7 sídlech, ve kterých je toto riziko tudíž možné považovat za vysoké, celospolečensky neakceptovatelné. V ostatních sídlech je karcinogenní riziko benzo(a)pyrenu možné považovat sice za zvýšené, avšak celospolečensky akceptovatelné. Výskyt jednoho případu zhoubného nádoru ve vztahu k těmto expozicím benzenu lze v populaci sídel očekávat jednou za stovky až tisíce let. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Jihlava) a nejvyšší (Bystřice nad Pernštejnem) hodnotou karcinogenního rizika ve vztahu k expoziční koncentraci benzo(a)pyrenu je šestinásobný.

Kvantifikovaný odhad karcinogenního rizika benzenu v celé populaci (na 1000 osob) za 1 rok v každém ze 13 sídel, pro které byly k dispozici hodnoty expozice (průměrná hodnota za pětileté období) ukazuje tabulka č. 19.

Tabulka 19: Kvantifikace karcinogenního rizika benzenu u celé populace (1000 osob) za 1 rok ve vztahu k expozičním hodnotám (průměr za pětileté období)

Karcinogenní riziko benzenu				
sídlo	C	LICR	APCR	1 případ
	μg/m ³	bezrozm.	počet případů	rok
Vír	1,4	$8,4 \times 10^{-6}$	0,00012	8333
Velké Meziříčí	1,4	$8,4 \times 10^{-6}$	0,00012	8333
Bystřice nad Pernštejnem	1,4	$8,4 \times 10^{-6}$	0,00012	8333
Bochovice	0,9	$5,4 \times 10^{-6}$	0,00008	12963
Ždírec nad Doubravou	0,9	$5,4 \times 10^{-6}$	0,00008	12963
Rozsochy	0,9	$5,4 \times 10^{-6}$	0,00008	12963
Žďár nad Sázavou	0,9	$5,4 \times 10^{-6}$	0,00008	12963
Lukavec	0,9	$5,4 \times 10^{-6}$	0,00008	12963
Okříšky	0,8	$4,8 \times 10^{-6}$	0,00007	14583
Pelhřimov	0,8	$4,8 \times 10^{-6}$	0,00007	14583
Humpolec	0,8	$4,8 \times 10^{-6}$	0,00007	14583
Jihlava	0,8	$4,8 \times 10^{-6}$	0,00007	14583
Havlíčkův Brod	0,7	$4,2 \times 10^{-6}$	0,00006	16667

Všeobecně přijatelné karcinogenní riziko $LICR \leq 1 \times 10^{-6}$

Celospolečensky přijatelné riziko benzenu $LICR 2,2 \times 10^{-5}$ (odpovídá platnému imisnímu limitu)

Benzen - UCR = $6,00 \times 10^{-6}$

LICR – Individuální karcinogenní riziko - bezrozměrná veličina

APCR – Populační karcinogenní riziko na 1000 obyvatel – počty případů nových novotvarů v populaci za rok

1 případ – doba, za kterou se v populaci objeví 1 případ zhoubného nádoru (při celoživotní expozici na úrovni hodnocených koncentrací)

Odhad karcinogenního rizika benzenu v sídlech ukazuje, že v současnosti dochází k překračování meze všeobecné přijatelnosti rizika ($LICR = 1 \times 10^{-6}$), avšak je dodržena mez celospolečensky akceptovatelného rizika daná platným imisním limitem (odpovídá $LICR = 2,2 \times 10^{-5}$). Karcinogenní riziko současných expozic benzenu je proto možné hodnotit jako zvýšené, avšak celospolečensky přijatelné. Výskyt jednoho případu zhoubného nádoru v populaci ve vztahu k současným expozicím benzenu lze očekávat v řádu tisíců až desetitísiců let. Rozdíl mezi sídlem s nejnižší (Havlíčkův Brod) a nejvyšší (Vír) hodnotou karcinogenního rizika ve vztahu k expoziční koncentraci benzenu je dvojnásobný.

Závěr

Bylo provedeno posouzení vlivu na zdraví vybraných škodlivin ($PM_{10}/PM_{2,5}$, benzen a benzo(a)pyren) pro obyvatele 28 sídel zařazených do projektu ISKOV. Hodnocení je provedeno na základě průměrné koncentrace látek za pětileté období 2012-2017 (expoziční hodnoty), které vychází z vypočtených průměrných ročních koncentrací látek pro jednotlivá sídla a roky na základě měření v kampaních. Hodnocení zdravotních rizik je provedeno na populaci 1000 osob, aby bylo možné vzájemné srovnání sídel.

Pro kvantifikaci účinků PM_{10} na nemocnost a úmrtnost byla použita metodika WHO s využitím vztahů úmrtnosti a nemocnosti (WHO, CAFE), odvozených z epidemiologických studií. Kvantifikace účinků NO_2 ve vztahu k výskytu chronických respiračních onemocnění nebyla provedena, vzhledem k tomu, že hodnocení se provádí na základě srovnání s doporučenými hodnotami WHO, které jsou zároveň i limitními hodnotami dle české legislativy v platném znění. Toto srovnání je již provedeno v rámci zprávy zabývající se hodnocením imisní situace v sídlech. Riziko karcinogenních účinků benzenu a benzo(a)pyrenu bylo posouzeno klasickou metodikou US EPA. U populace na dotčeném území se předpokládá, že věková struktura i nemocnost a úmrtnost je shodná s populací kraje Vysočina.

Expoziční hodnoty $PM_{2,5}$ překračují ve všech sídlech příslušnou doporučenou hodnotu WHO ($PM_{2,5} GV_{WHO} 1 rok = 10 \mu g/m^3$). Zdravotní riziko pro obyvatele je proto možné považovat za zvýšené. V Lukavci expoziční hodnota $PM_{2,5}$ překračuje i limitní hodnotu $PM_{2,5}$ danou platnou českou legislativou. V tomto sídle je zdravotní riziko z expozičních $PM_{2,5}$ pro populaci celospolečensky nepřijatelné.

V šesti sídlech (Moravské Budějovice, Jihlava AIM, Humpolec, Ždírec nad Doubravou, Košetice, Bochovice) expoziční hodnoty PM_{10} nepřekračují příslušnou doporučenou hodnotu WHO ($PM_{10} GV_{WHO} 1 rok = 20 \mu g/m^3$), která byla stanovena WHO k ochraně zdraví. V ostatních sídlech je doporučená hodnota WHO překročena a zdravotní riziko pro obyvatele je proto v těchto sídlech možné považovat za zvýšené. Ve všech sídlech je zdravotní riziko expozičních PM_{10} možné považovat za celospolečensky přijatelné, protože nedochází k překračování limitní hodnoty PM_{10} dané platnou českou legislativou.

V riziku se nachází zejména citlivé skupiny populace, kterými jsou astmatické děti, osoby s poruchami imunitního systému, kardiovaskulárním a respiračním onemocněním a starší lidé.

Ve sledované populaci sídel (na 1000 osob) expoziční hodnoty PM_{10} odpovídají zvýšení míry rizika:

- ztráty let života v dospělé populaci 2,5-4,6 dne na osobu za rok,
- prevalence zánětu průdušek u dětí (bronchitis) o 4,43-13,8 % (tj. 204-637 dnů s příznaky),
- incidence astmatických symptomů u astmatických dětí o 1,83-5,72 % (tj. 8-26 dnů s příznaky),
- incidence chronické bronchitis v dospělé populaci o 9,13-25,16 % (tj. 0,29-0,81 případu)

V téže populaci expoziční hodnoty $PM_{2,5}$ odpovídají zvýšení míry rizika:

- předčasné úmrtnosti v dospělé populaci o 5,39-12,96 % (tj. 0,29-0,53 případu),
- hospitalizace z kardiovaskulárních příčin o 0,78-1,9 % (tj. o 0,22-0,54 případu),
- hospitalizace z respiračních příčin o 1,63-3,97 % (tj. o 0,20-0,49 případu)
- dnů s omezenou aktivitou o 572-1255 dnů.

Sídly s odhadovanou nejnížší nemocností a úmrtností ve vztahu k $PM_{2,5}$ i PM_{10} jsou Bochovice, Košetice, Ždírec nad Doubravou, Humpolec a Jihlava AIM. Naopak sídly s nejvyšší odhadovanou úmrtností a nemocností jsou Pelhřimov, Kamenice nad Lipou, Ledec nad Sázavou, Pacov a Lukavec

Rozdíl mezi sídlem s nejnížší a nejvyšší odhadovanou hodnotou indikátoru nemocnosti a úmrtnosti představuje u:

- předčasné úmrtnosti 7,57 % (tj. cca 0,31 případu).
- ztráty let života 2,1 dne na osobu za rok,
- prevalence zánětu průdušek u dětí 9,37 % (tj. 433 dnů s příznaky),
- incidence astmatických symptomů u astmatických dětí 3,89 % (tj. 18 dnů s příznaky),
- incidence chronické bronchitidy v dospělé populaci 17,09 % (tj. 0,55 případu)
- dnů s omezenou aktivitou 683 dnů
- hospitalizace z kardiovaskulárních příčin 1,12 % (tj. 0,32 případu,
- hospitalizace z respiračních příčin 2,37 % (tj. 0,29 případu)

Karcinogenní riziko expozic benzo(a)pyrenu ve 13 sídlech je odhadnuto v rozmezí $3,48 \times 10^{-5}$ – $2,09 \times 10^{-4}$ a překračuje mez všeobecně přijatelného rizika ($LICR=1 \times 10^{-6}$). Ve všech těchto sídlech je proto karcinogenní riziko expozic benzo(a)pyrenu zvýšené. V sedmi sídlech dochází k překračování limitní hodnoty dané českou legislativou v platném znění ($BaP\ LH=1\text{ng}/\text{m}^3$ odpovídá $LICR=8,7 \times 10^{-5}$). V těchto sídlech je proto riziko expozic benzo(a)pyrenu možné považovat za celospolečensky nepřijatelné.

Karcinogenní riziko expozic benzenu ve 13 sídlech je odhadnuto v rozmezí $4,2 \times 10^{-6}$ – $8,2 \times 10^{-6}$ a rovněž překračuje mez všeobecně přijatelného rizika ($LICR=1 \times 10^{-6}$). Ve všech těchto sídlech je proto karcinogenní riziko expozic benzenu zvýšené. V žádném ze sídel však nedochází k překračování limitní hodnoty dané českou legislativou v platném znění (benzen $LH=5\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ odpovídá $LICR=2,2 \times 10^{-5}$). Karcinogenní riziko expozic benzenu je proto možné považovat ve všech sídlech jako celospolečensky přijatelné.

I když jsou patrné rozdíly mezi sídly, nelze na základě hodnocení zdravotních rizik stanovit jejich příčinu. Na těchto rozdílech se může podílet řada faktorů (doprava, lokální vytápění, provětrávání území atd.), které se mohou a zjevně i budou lišit sídlo od sídla a jejichž vyhodnocení by mělo být provedeno v rámci jiné části projektu. Porovnání sídel s referenčními hodnotami SZÚ (střední roční hmotnostní koncentrace pro kategorie stanic v ČR a nárůst předčasné úmrtnosti) se nepodařilo z důvodu, že nebyla dosažena shoda na kategorizaci stanic, která je odlišná od kategorizace stanic v projektu ISKOV.

Závěrem lze všeobecně konstatovat, že expozice hodnocených látek a s ní spojená míra zdravotních rizik pro obyvatele v sídlech na Vysočině, zařazených do projektu ISKOV, ničím nevybočuje od ostatních sídel ve zbytku republiky. O tom, že situace není příznivá, svědčí například skutečnost, že dlouhodobé hodnoty $PM_{2,5}$ ze stanice Košetice, která je považovaná za pozadřovou stanici v ČR, překračují příslušnou doporučenou hodnotu WHO. Je proto odůvodněná potřeba dalšího sledování a dlouhodobého průběžného snižování výskytu těchto látek v ovzduší vhodně přijímanými opatřeními tak, aby míra zdravotních rizik pro obyvatele sídel klesala.

Nejistoty

- expoziční koncentrací je průměrná hodnota expozice za pětileté období, vypočtená z průměrných ročních hodnot, vypočtených na základě 8 rovnoměrně rozložených měření (kampaní) v roce pro každé sídlo. Takto získaná hodnota expozice sice vyhovuje legislativě, ale plně nezohledňuje variabilitu imisní situace v jednotlivých dnech. Z tohoto ohledu je potřeba dosažené výsledky považovat jen za orientační a není možné z nich vyvozovat jednoznačné závěry. Do budoucna se doporučuje omezit množství sídel zařazených do projektu a zvýšit počet měření v těchto sídlech.
- Expoziční hodnoty ani hodnoty úmrtnosti nebylo možné srovnat s příslušnými referenčními hodnotami SZÚ pro ČR. K tomuto srovnání by bylo nutné kategorizovat měřicí místa jinak, než je uváděno v projektu - podle metodiky SZÚ. Vzhledem k tomu, že se toto překategorizování nepodařilo spolehlivě provést, nemohlo být provedeno ani následné srovnání se zmíněnými národními referenčními hodnotami.
- Nejsou známy bližší informace o exponované populaci – například doba, kterou osoby stráví v expozičních pásmech, která může ovlivnit výslednou expozici. Není známa věková struktura obyvatelstva, proto se vychází z předpokladu, že věková struktura obyvatelstva v dotčené oblasti se proporcionálně neliší od věkové struktury obyvatelstva Hlavního města Prahy, převzaté ze zdravotnické ročenky.
- Metodika hodnocení zdravotních rizik uplatňovaná při posuzování vlivů na zdraví neposkytuje exaktní hodnoty rizika, ale odhady míry rizika. Jedná se o matematický model, který nemůže přesně vystihnout biologickou rozmanitost člověka, individuální rozdíly, rozdíly v expozici aj., které hrají významnou roli v tom, zda se účinek na zdraví projeví. WHO uvádí 1 milión osob jako optimální velikost populace pro tento typ hodnocení. Hodnocení populací s malým počtem obyvatel může zvyšovat nejistotu dosažených výsledků.
- Faktory účinku, na kterých je založeno hodnocení, vychází ze znalosti hodnot relativního rizika a prevalence. Jak relativní riziko, tak prevalence byly stanoveny na základě evropských metaanalýz a mezinárodních studií. Kvantifikace rizika pomocí takto definovaných vztahů pro hodnocení zdravotních rizik je zatížena nejistotami z hlediska jejich odvození i vlastního použití.
- Komplikovaný vliv současného působení škodlivin na zdraví není možné, při současném stavu znalostí, jednoznačně posoudit. Hodnocení se zabývá pouze vlivy expozic individuálních látek na zdraví.
- Nové poznatky naznačující strmější nárůst účinků při nižších koncentracích a pozvolnější nárůst při vyšších koncentracích; zdravotní účinky i při nižších koncentracích, než jsou doporučené hodnoty WHO; karcinogenní účinek aerosolu. Tyto poznatky prozatím nejsou zahrnuty v metodice hodnocení zdravotních rizik. K jejich zohlednění dojde až po revizi Směrnice pro venkovní ovzduší Světové zdravotnické organizace v roce 2017. V tomto hodnocení jsou aktuální poznatky slovně okomentovány.

Použité informační zdroje

- Rückerl R, Schneider A, Breitner S, Cyrus J, Peters A (2011). Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. *Inhal Toxicol.*;23(10):555-92.
- WHO (2013) Health risk of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. World Health Organization, Regional office for Europe.
- IARC (2013). Scientific Publication No. 161 Air Pollution and Cancer Editors: Kurt Straif, Aaron Cohen, and Jonathan Samet eISBN 978-92-832-2161-6 ISSN 0300-5085
<http://www.iarc.fr/en/publications/books/sp161/index.php>
- Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, et al (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*;121(21):2331-78.
- Ošťádal, P. (2012). Hypolipidemická léčba u akutního koronárního syndromu. *Interní medicína pro praxi*. 14(11)
- WHO (2005). *Air Quality Guideline Global Update 2005*.
Dostupné z: <<http://www.euro.who.int/Document/E90038.pdf>>
- Shi, L., Zanobetti, A., Kloog, I., Coull, B. A., Koutrakis, P., Melly, S. J., & Schwartz, J. D. (2016). Low-concentration PM_{2.5} and mortality: Estimating acute and chronic effects in a population-based study. *Environmental Health Perspectives*, 124(1), 46-52. doi:10.1289/ehp.1409111
- WHO (2015). WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Meeting report Bonn, Germany 29 September-1 October 2015.
- WHO (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution-REVIHAAP project: final technical report. World Health Organization Regional Office for Europe. Publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollutionrevihaap-project-final-technical-report.
<http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/airquality/>
- EP (2008). Směrnice evropského parlamentu a rady 2008/50/ES, ze dne 21. května 2008, o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu. *Úřední věstník* L 152, 11.6.2008, s. 0001 – 0044.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:CS:PDF>
- US EPA. 2016. Criteria Air pollutants. NAAQS Table. Dostupné z: <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
- Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší a související předpisy
- WHO (1998). Selected non-heterocyclic Polycyclic aromatic hydrocarbons. International Programme on chemical safety. Environmental Health Criteria 202. ISBN 92 4 157202 7. ISSN 0250-863X.
Dostupné z: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc202.htm>
- WHO (2000). Regional Office for Europe. *Air quality guidelines for Europe. 2nd edition*.
Dostupné z: <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>
- Holland M. (2014). Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work. Health Impact Assessment and Cost Benefit Analysis. EMRC. January 2014. Part of a subcontract to IIASA (the International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria) for the Service Contract on Monitoring and Assessment of Sectorial Implementation Actions (ENV.C.3/SER/2011/0009) of DG-Environment of the European Commission.
Dostupné z: <http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/CBA%20HRAPIE%20implement.pdf>

- IARC (2010). IARC Monographs on a review of human carcinogens: Chemical agents and related occupations. Volume 100F. A review of human carcinogens. IARC, Lyon, France. Dostupné z: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100F/mono100F.pdf>
- ÚZIS (2014). Zdravotnická ročenka kraje Vysočina 2013.
- ÚZIS (2016). Zemřelí 2015.
- Hurley F et al (2005). Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Heath Impact Assessment, European Commision.
- ExternE (2005). Externalities of Energy, Metodology 2005 Update, European Commission, Directorate-General for Research Suistainable Energy Systems, European Communities.
- SZÚ (2016). Česká republika 2015. Střední hmotnostní koncentrace pro hodnocené kategorie městských stanic. NRL pro venkovní ovzduší, Centra zdraví a životního prostředí, Státní zdravotní ústav v Praze.
- FROMME, H. (1995). Gesundheitliche Bedeutung der verkehrsbedingten Benzolbelastung der allgemeinen Bevölkerung [The significance of traffic-related benzene exposure for the general public]. Zentralblatt für Hygiene, 196: 481–494. ISSN: 1438-4639.
- US EPA (2002). Toxicological review of benzene (noncancer effects) [report no. EPA/635/R-02/001F]. Washington (DC): US Environmental Protection Agency. [cit 25 Jun 2012]. Dostupné z: <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0276tr.pdf>.
- SNYDER, R., HEDLI, CC. (1996). An overview of benzene metabolism. Env Health Perspect. 104; 1165-71. Dostupné z: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1469747/>
- Witz, G., Zhang, Z., Goldstein, BD. (1996). Reactive ring-opened aldehyde metabolites in benzene hematotoxicity. Environ Health Perspect. 104(Suppl 6): 1195-9. Dostupné z: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1469733/>
- US EPA (1996). Proposed guidelines for carcinogen risk assessment. Federal Register 61(79):17960-18011. Dostupné z: http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/propcra_1996.pdf
- IARC (1987). Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum Suppl, 7: 1–440. PMID:3482203. Dostupné z: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/suppl7/>
- IARC (2010). IARC Monographs on a review of human carcinogens: Chemical agents and related occupations. Volume 100F. A review of human carcinogens. IARC, Lyon, France. Dostupné z: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100F/mono100F.pdf>
- IARC (1982). Benzene. Some industrial chemicals and dyestuffs. Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans [IARC monographs 29]. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer, 93–148. Dostupné z: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol29/volume29.pdf>
- ATSDR (2007). Toxicological profile for benzene update. 2007 [online]. Dostupné z: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=40&tid=14>. [cit 16.10.2012]
- US EPA (1998). Carcinogenic effects of benzene: An update [report no. EPA/600/P-97/001F]. Washington (DC): National Center for Environmental Assessment –Office of Research and Development. Dostupné z: <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/benzenef.pdf> [cit 25.6.2012].
- BAAN, R., GROSSE, Y., STRAIF, K., SECRETAN, B., EL GHISSASSI, F., BOUVARD, V., BENBRAHIM-TALLAA, L., GUHA, N., FREEMAN, C., GALICHET, L., COGLIANO, V. (2009). On behalf of WHO International

Agency for Research on Cancer Monograph Working Group. A review of human carcinogens-part F: Chemical agents and related occupations. *Lancet Oncology*, 10, pp.1143-1144.

WHYSNER, J., REDDY, MV., ROSS, PM., MOHAN, M., LAX, EA. (2004). Genotoxicity of benzene and its metabolites. *Mutat Res.* 566(2): 99-130.

Smith MT. (1996). The mechanism of benzene-induced leukemia: a hypothesis and speculations on the causes of leukemia. *Environ Health Perspect.* 104(Suppl 6): 1219–1225. PMID:9118896
Dostupné z: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1469721/>

US EPA (2000). Benzene. Integrated Risk Information System. Dostupné z:
<http://www.epa.gov/iris/subst/0276.htm>

EC (1998). Council Directive on Ambient Air Quality Assessment and Management, Working Group on Benzene. Position Paper. Dostupné z: <http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/ppbenzene.pdf>

EP (2000). Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/69/ES ze dne 16. listopadu 2000 o mezních hodnotách pro benzen a oxid uhelnatý v ovzduší. Úřední věstník L 313, 13.12.2000, s. 12.
Dostupné z: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=DD:15:05:32000L0069:CS:PDF>