

*Oznámení o hodnocení vlivů na životní prostředí podle  
zákona č.100/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů*

## **Bytová výstavba Kamenný vrch II**

***Hodnocení vlivů na veřejné zdraví  
- zdravotní rizika hluku a znečištění ovzduší***

**Zadavatel:**  
**Ing. Pavel Cetl**  
**Demlova 24**  
**613 00 Brno**

---

***Posudek zpracoval:***

***MUDr. Bohumil Havel, Větrná 9, 568 02 Svitavy***

***Tel.: 461 533 402, 461 532 921, 602 482 404 E-mail : [bohumil.havel@centrum.cz](mailto:bohumil.havel@centrum.cz)***

***Držitel osvědčení o autorizaci k hodnocení zdravotních rizik v autorizačních sítěch  
expozice chemickým látkám v prostředí a expozice hluku vydaných Státním zdravotním  
ústavem Praha pod č.008/04.***

***Držitel osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví  
vydaného MZ ČR pod pořadovým číslem 1/2014.***

Svitavy, březen 2019

## Obsah:

<b>I. Zadání a výchozí podklady .....</b>	<b>2</b>
<b>II. Metodika a základní pojmy .....</b>	<b>4</b>
<b>III. Zdravotní riziko hluku .....</b>	<b>6</b>
<b>III. 1. Nebezpečnost hluku a vztahy expozice a účinku .....</b>	<b>6</b>
<b>III. 2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku .....</b>	<b>10</b>
<b>III. 3. Závěr k riziku hluku.....</b>	<b>13</b>
<b>IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší.....</b>	<b>13</b>
<b>IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice .....</b>	<b>13</b>
<b>IV. 2. Suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> .....</b>	<b>14</b>
<b>IV. 3. Benzo(a)pyren .....</b>	<b>20</b>
<b>IV. 4. Závěr k riziku znečištění ovzduší .....</b>	<b>23</b>
<b>V. Analýza nejistot .....</b>	<b>23</b>
<b>VI. Závěr .....</b>	<b>24</b>
<b>VII. Příloha – citovaná a použitá literatura.....</b>	<b>24</b>

## I. Zadání a výchozí podklady

Podle zadání má být jako součást oznámení o hodnocení vlivů na životní prostředí, zpracovaného podle přílohy č. 3 zákona č. 100/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů k záměru „Bytová výstavba Kamenný vrch II“, provedeno hodnocení vlivů na veřejné zdraví, zaměřené na vyhodnocení údajů rozptylové a hlukové studie z hlediska zdravotních rizik.

K vypracování tohoto hodnocení byly zadavatelem poskytnuty tyto **podklady**:

- ✓ Rozpracované oznámení záměru „Bytová výstavba Kamenný vrch II“ zpracovatel Ing. Pavel Cetl, Demlova 24, Brno, leden 2019
- ✓ Rozptylová studie „Bytová výstavba Kamenný vrch II“ zpracovatel Ing. Pavel Cetl, Demlova 24, Brno, listopad 2018
- ✓ Hlukové studie H2018/045 „Bytové domy lokalita Kamenný vrch II. - I. etapa, datum zpracování 13.8.2018 a H2019/006 Bytové domy lokalita Kamenný vrch II. - IV. etapa – aktualizace leden 2019, zpracovatel ENVING s.r.o. Brno.

### Stručný popis záměru a poskytnutých podkladů:

Posuzovaným záměrem je novostavba souboru bytových a rodinných domů v k.ú. Nový Lískovec v Brně v dosud nezastavěném prostoru severně od ulice Petra Křivky.

Výstavba je uvažována ve dvou etapách. V 1. etapě má být ve východní části území postaveno 14 bytových domů a 40 RD s předpokládaným počtem 938 obyvatel. Ve 2. etapě v západní části území má být postaveno 15 bytových domů a 24 RD s předpokládaným počtem 959 obyvatel. Navržené bytové domy mají 4–6 NP. V prostoru mezi oběma etapami bude vybudován veřejně přístupný park. Vytápění bytových domů bude z centrálního zdroje tepla.

V obytném souboru budou vybudována parkoviště podél příjezdových komunikací s kapacitou 367 stání a garážová stání v podzemních podlažích bytových domů s kapacitou 834 stání. Dopravní napojení ulicemi Petra Křivky a Chironova.

Nejbližší stávající obytná zástavba jsou bytové domy situované jižně a východně od areálu při ulici Petra Křivky a Koniklecová ve vzdálenosti 100 m a více.

Hlukové studie hodnotí současnou akustickou situaci okolní nejbližší obytné zástavby a předpokládanou budoucí akustickou situaci stávající a vlastní navržené zástavby v roce dostavby 2022 a ve výhledovém stavu po dostavbě celého komplexu v roce 2036.

Hluková studie ze srpna 2018 pro 1. etapu výstavby se zabývá i odhadem hlukové zátěže nově navržených domů ze stacionárních zdrojů (předpokládají se běžné klimatizační a vzduchotechnické jednotky na střeše) se závěrem, že se reálně předpokládá dodržení hygienického limitu.

V roce dostavby záměru 2022 se vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku z dopravy v chráněném venkovním prostoru staveb nejbližší stávající dotčené zástavby pohybují v rozmezí cca 54–58 dB v denní době a 48–49 dB v noční době. Realizací záměru se tato situace významně nezmění, neboť vypočtené navýšení vychází v rozmezí 0,1–0,3 dB.

U nově navržených bytových domů se vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku z dopravy v chráněném venkovním prostoru staveb pohybují v širokém rozmezí cca 50–59 dB v denní době a 41–50 dB v noční době.

Podle výpočtu pro situaci ve výhledovém stavu roku 2036 po dostavbě celého obytného komplexu zřejmě dojde u nové výstavby k naplnění nočního limitu 50 dB. Tento výpočet je však označen pouze za informativní.

Rozptylová studie hodnotí výpočtovým programem SYMOS'97 imisní příspěvek dopravy, generované posuzovaným záměrem nového obytného souboru, ke stávající imisní zátěži hodnoceného území. Kromě související dopravy záměr neobsahuje žádné jiné emisní zdroje. Imisní příspěvek z dopravy je vyhodnocen ve standardním zastoupení škodlivin, tj. pro oxid dusičitý, suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>, benzen a benzo(a)pyren

Výstupem výpočtu rozptylové studie jsou hodnoty imisního příspěvku hodnocených látek graficky znázorněné v síti výpočtových bodů a v tabulkové formě pro hodnocení vlivu na obyvatelstvo ve zvolených 10 výpočtových bodech umístěných do prostoru oken v nejvyšším podlaží obytných budov v lokalitě záměru.

Jako současné imisní pozadí jsou v rozptylové studii uvedeny hodnoty pětiletých průměrů 2013–2017, které v dané lokalitě v mapové síti čtverců 1x1 km uvádí ČHMÚ a výsledky imisního monitoringu na nejbližších stanicích ČHMÚ.

Zákonná úroveň ochrany zdraví obyvatel před nepříznivými vlivy hluku a imisí škodlivin v ovzduší je stanovena platnými hlukovými a imisními limity, jejichž dodržení ve vztahu k posuzovanému záměru hodnotí zmíněné studie.

Úkolem hodnocení zdravotních rizik je proto především doplnění informačního obsahu dokumentace pro potřebu orgánů ochrany veřejného zdraví i dalších účastníků procesu EIA včetně veřejnosti o zdravotní charakteristiku posuzovaných faktorů, popis podkladů a postupů použitých při stanovení jejich limitů a v rámci možností i o vyhodnocení možných zdravotních dopadů příspěvku záměru a celkové expozice obyvatel zájmového území.

Pokud je obsahem tohoto vyhodnocení kvantifikace zdravotního rizika, je třeba si uvědomit, že za stavu dodržení platných limitů nejde o riziko nepřipustné, neboť některé limity představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu zdraví a pohody obyvatel.

Příkladem mohou být limity pro hluk z dopravy nebo imisní limity pro některé znečišťující látky v ovzduší. Související zdravotní riziko bylo vyhodnoceno a posouzeno již při stanovení těchto limitů a shledáno jako akceptovatelné. Přesto je užitečné toto riziko znát a zohlednit při rozhodování, např. při výběru z více variant.

Hodnocení zdravotních rizik je v souladu se zadáním zaměřeno na hlukovou a imisní expozici obyvatel dotčeného území. Je zpracováno v souladu s obecnými metodickými postupy WHO a autorizačními návody SZÚ Praha AN 15/04 VERZE 4<sup>1</sup> a AN 17/15<sup>2</sup> pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/00 Sb.<sup>3</sup>

Současně jsou zohledněny aktuální poznatky o nebezpečnosti hodnocených látek pro lidské zdraví.

Problematika zdravotních rizik hluku a imisí látek znečišťujících ovzduší spadá do náplně oboru hygieny obecné a komunální. Zpracovatel hodnocení má v tomto oboru nástavbovou atestaci, licenci ČLK k výkonu funkce odborného zástupce a pro poskytování poradenských služeb a více než třicetiletou praxi. Je spoluautorem zmíněných autorizačních návodů.

## II. Metodika a základní pojmy

V hodnocení závažnosti nepříznivých vlivů na veřejné zdraví je standardně využívána metoda hodnocení zdravotních rizik (Health Risk Assessment).

Tato metoda se používá především při přípravě podkladů ke stanovení přípustných limitů škodlivých látek v prostředí. Je též jediným způsobem, jak z hlediska ochrany zdraví hodnotit expozici lidí látkám, pro které nejsou stanoveny závazné limity.

Jak již bylo uvedeno, stanovené přípustné limity některých faktorů představují nezbytný kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu, zejména skupin populace se zvýšenou citlivostí. Metoda hodnocení zdravotních rizik pak umožňuje v konkrétních situacích získání hlubší informace o jejich možném vlivu na zdraví a pohodu obyvatel, nežli je možné pouhým srovnáním expozice s limitními hodnotami.

Metodické postupy hodnocení zdravotních rizik byly vypracované Agenturou pro ochranu životního prostředí USA (US EPA) a Světovou zdravotnickou organizací (WHO). Z nich vycházejí i metodické podklady pro hodnocení zdravotních rizik v České republice.

K hodnocení rizik pro účely ochrany veřejného zdraví je povinná akreditace dle zákona č.258/2000 Sb., resp. v procesu EIA odborná způsobilost pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví dle zákona č.100/2001 Sb., a vyhlášky MZ č. 490/2000 Sb.

### **Obecný postup hodnocení zdravotního rizika sestává ze čtyř navazujících kroků:**

Prvním krokem je **identifikace nebezpečnosti**, kdy se provádí výběr škodlivin, které mají být hodnoceny a soustřeďují se informace o tom, jakým způsobem a za jakých podmínek mohou nepříznivě ovlivnit lidské zdraví. V případě hluku je obsahem tohoto kroku popis možných nepříznivých účinků hluku na lidské zdraví.

Druhým krokem je **charakterizace nebezpečnosti**, která má objasnit kvantitativní vztah mezi dávkou dané škodliviny a mírou jejího účinku, což je nezbytným předpokladem pro možnost odhadu míry rizika. V zásadě se přitom rozlišují dva typy účinků chemických látek. Takzvaný prahový účinek, spočívající v toxickém poškození různých systémů organismu, se projeví až po překročení kapacity fyziologických detoxikačních a reparačních obranných mechanismů. Lze tedy identifikovat míru expozice, která je pro organismus člověka ještě bezpečná a za normálních okolností nevyvolá nepříznivý efekt. Ukazatelem této ještě bezpečné míry inhalační expozice je tzv. referenční koncentrace, většinou rozdílná pro akutní a chronické účinky.

<sup>1</sup>Autorizační návod AN 15/04 verze 4 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, SZÚ Praha, srpen 2017

<sup>2</sup>Autorizační návod AN 17/15 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší, SZÚ Praha, říjen 2015

<sup>3</sup>Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů

U látek podezřelých z karcinogenity u člověka se většinou předpokládá bezprahový účinek, pro který nelze stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se při klasickém postupu dle metodiky US EPA vyjadřuje ukazatelem vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky.

V případě imisí některých klasických škodlivin, zejména prašných částic je situace složitější. Současné poznatky, čerpané z epidemiologických studií sledujících velké soubory převážně městské populace s velkou variabilitou individuální citlivosti, neumožňují zjistit prahovou expozici a poskytují pouze vztahy expozice a účinku pro různé zdravotní ukazatele.

U hluku je situace specifická, neboť pro některé účinky hluku je obtížné hodnotit míru jejich zdravotní závažnosti. Místo referenčních hodnot se proto odvozují prahové hladiny hlukové expozice, nad kterými se začíná daný účinek objevovat nebo se ukazuje být závislý na velikosti expozice. Hodnocené účinky přitom mohou být zdravotně závažné (jako např. kardiovaskulární onemocnění) nebo jde o přirozeně se vyskytující efekty, jako obtěžování hlukem a rušení spánku, jejichž navýšení je považováno za potenciálně nepříznivé.

Třetí etapou standardního postupu je **hodnocení expozice**. Na základě znalosti dané situace se sestavuje expoziční scénář, tedy představa, jakými cestami a v jaké intenzitě a množství je konkrétní populace exponována dané škodlivině. Cílem je postihnout nejen průměrného jedince z exponované populace, nýbrž i reálně možné případy osob s nejvyšší expozicí. Za tímto účelem se identifikují nejvíce citlivé podskupiny populace, u kterých předpokládáme zvýšenou expozici nebo zvýšenou zranitelnost.

U hlukové expozice se na rozdíl od expozice chemickým látkám podstatně více uplatňují různé okolnosti a vlivy ekonomického, sociálního či psychologického charakteru, které modifikují a spoluurčují výsledné zdravotní účinky působení hluku. Významně se zde též projevuje odlišný charakter hluku z různých zdrojů.

Čtvrtým konečným krokem v hodnocení rizika, který shrnuje všechny informace získané v předchozích etapách, je **charakterizace rizika**, kdy se pro danou situaci snažíme dospět ke kvantitativnímu vyjádření míry reálného konkrétního rizika. U toxických nekarcinogenních látek je míra rizika většinou vyjádřena pomocí poměru expozice k referenční ještě podprahové expozici. Tento poměr se nazývá koeficient nebezpečnosti (Hazard Quotient – HQ), popřípadě při součtu HQ u současně se vyskytujících látek s podobným účinkem se jedná o index nebezpečnosti (Hazard Index – HI). Při hodnocení rizika imisí se tento postup se běžně používá hlavně u hodnocení specifických chemických látek.

Jak již bylo uvedeno, u některých klasických škodlivin současné znalosti neumožňují odvodit prahovou dávku či expozici a k vyjádření míry rizika se používá předpověď výskytu zdravotních účinků u exponovaných lidí s použitím vztahů závislosti účinku a expozice z epidemiologických studií.

U látek s bezprahovým karcinogenním účinkem, což je v tomto hodnocení benzo(a)pyren, je míra rizika standardně vyjadřována jako celoživotní zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění u exponované populace, popř. se při zohlednění i počtu exponovaných osob vyjadřuje populační riziko jako počet případů nádorových onemocnění v dané populaci za rok.

U hluku je kvantitativní charakterizace zdravotních rizik možná v případě kontinuálního dlouhodobého působení hluku z dopravy na větší počet obyvatel. Standardním výstupem podle autorizačního návodu SZÚ, vycházejícího z dosavadních metodik je odhad procenta obyvatel, u kterých lze očekávat subjektivní pocity rušení spánku a výpočet atributivního rizika kardiovaskulárních onemocnění. Pomocným ukazatelem je odhad procenta obyvatel obtěžovaných hlukem.

Nové poznatky, vycházející z vyhodnocení váhy současných důkazů o zdravotních účincích hluku včetně aktualizace dosavadních vztahů expozice a účinku, které dosud nebyly zohledněny v AN SZÚ, přinesla nová hluková směrnice WHO<sup>4</sup>, vydaná v říjnu loňského roku.

Nezbytnou součástí hodnocení rizika je **analýza nejistot**, kterými je každé hodnocení rizika nevyhnutelně zatíženo. Jejich přehled a kritický rozbor zkvalitní pochopení a posouzení dané situace a je třeba je zohlednit při řízení rizika.

### III. Zdravotní riziko hluku

#### III. 1. Nebezpečnost hluku a vztahy expozice a účinku

Jako hluk se obecně označuje jakýkoliv slyšitelný zvuk, který je nechtěný a obtěžující, a to bez ohledu na jeho intenzitu. Kromě psychosociálních účinků, spočívajících v rušivém vlivu na různé aktivity, soustředění, hlasovou komunikaci, relaxaci a spánek, může mít i závažnější přímé zdravotní účinky, které jsou většinou spojeny s dlouhodobou hlukovou zátěží.

Následující stručný popis vlivů hluku na zdraví vychází z odborné literatury a hlukových směrnic WHO, z nichž nejnovější směrnice pro Evropu byla publikována v říjnu loňského roku [1]. Souhrn vztahů mezi hlukovou expozicí a nepříznivými účinky na zdraví, doposud doporučených k použití při hodnocení rizika hluku v zemích EU, je obsažen např. ve zprávě Evropské agentury pro životní prostředí (EEA<sup>5</sup>) z října 2010 [2]. Jejich doplnění a aplikaci v populačním měřítku obsahuje např. zpráva Holandského národního ústavu pro veřejné zdraví a životní prostředí (RIVM) z roku 2014 [3].

Vyhodnocení spolehlivosti podkladů a aktualizace těchto vztahů na základě nových epidemiologických studií obsahuje již zmíněná loňská hluková směrnice WHO, která tak představuje současný aktuální vědecký rámec pro hodnocení zdravotních rizik hluku.

Dlouhodobé nepříznivé účinky hluku na zdraví je obecně možné s určitým zjednodušením rozdělit na specifické, projevující se při ekvivalentní hladině akustického tlaku nad 80 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru a na účinky nespecifické (mimosluchové), projevující se ovlivněním funkcí různých systémů organismu.

Tyto nespecifické systémové účinky nejsou způsobeny přímo akustickou energií a projevují prakticky v celém rozsahu vnímané hlukové expozice. Jsou převážně důsledkem stresové reakce a ovlivnění nervové a hormonální regulace fyziologických funkcí a následných biochemických reakcí, ovlivnění spánku a vyšších nervových funkcí, jako je učení a zapamatovávání. V komplexní podobě se mohou projevit ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž chronický stres způsobený hlukem může přispět ke spuštění nebo urychlení vlastního patogenetického děje.

Mezi kritické dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku, na jejichž základě byla stanovena hluková doporučení v nové směrnici WHO, byla zařazena kardiovaskulární onemocnění, obtěžování, rušení spánku, nepříznivé ovlivnění osvojování řeči a čtení u dětí a poškození sluchového aparátu.

Mezi závažné zdravotní účinky, ale s nižší kvalitou důkazů WHO v současné době zařazuje metabolické účinky hluku (zvýšené riziko diabetes, obesity) nepříznivý vliv hluku na těhotenství a vývoj plodu, na kvalitu života, pohodu a duševní zdraví [1].

**Poškození sluchového aparátu** projevující se sluchovou ztrátou je záležitostí především vysokých pracovních expozic hluku. Z fyziologického hlediska jsou podstatou poškození zprvu přechodné a posléze trvalé funkční a morfologické změny smyslových a nervových buněk Cortiho orgánu vnitřního ucha.

<sup>4</sup>Environmental Noise Guidelines for the European Region, WHO, 2018

<sup>5</sup>EEA – European Environment Agency

Častým důsledkem vysoké akutní nebo chronické hlukové expozice je též tinitus (ušní šelest). Epidemiologické studie 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 24hodinové ekvivalentní hladiny akustického tlaku  $L_{Aeq,24h}$  70 dB. S vyšší expozicí hluku v mimopracovním prostředí se můžeme setkat jen ve velmi výjimečných případech.

Závažné následky pro sluchové ústrojí ovšem mohou mít i některé zájmové aktivity. Nová směrnice WHO obsahuje i doporučení pro prevenci poškození sluchového aparátu hlukem z volnočasových aktivit s vysokou hladinou hluku (návštěvy nočních klubů, koncertů a festivalů, fit center, sportovních událostí, poslech elektroakusticky zesilované hudby), podle kterého by roční průměrná  $L_{Aeq,24h}$  z těchto zdrojů hluku neměla přesáhnout 70 dB.

Směrnice obsahuje tabulku, umožňující přepočet hodinových  $L_{Aeq}$  v rozmezí 70–100 dB během týdne na průměrnou roční  $L_{Aeq,24h}$ .

Při nárazovém působení vysokých hladin akustického tlaku hrozí akutní akustické trauma s poškozením bubínku a struktur středního a vnitřního ucha při hodnotách akustického tlaku nad 130 dB [4].

**Obtěžování hlukem** je nejobecnější reakcí lidí na hlukovou zátěž. Uplatňuje se zde jak emoční složka vnímání, tak složka poznávací při rušení hlukem při různých činnostech. Vyvolává celou řadu negativních emočních stavů, mezi které patří pocity rozmrzelosti, nespokojenosti a špatné nálady, deprese nebo úzkost.

U každého člověka existuje určitý stupeň senzitivity, respektive tolerance k rušivému účinku hluku, jako významně osobnostně fixovaná vlastnost. V normální populaci je 10-20% vysoce senzitivních osob, stejně jako velmi tolerantních, zatímco u zbylých 60-80 % populace víceméně platí kontinuální závislost míry obtěžování na intenzitě hlukové zátěže [5].

Epidemiologické studie prokazují, že stejná úroveň hlukové expozice z průmyslových zdrojů nebo různých typů dopravy, vede k rozdílnému stupni obtěžování exponované populace. Intenzivnější reakce obyvatel byly pozorovány vůči hluku doprovázenému vibracemi a hluku obsahujícímu nízké frekvenční složky. Nepříjemnější je hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující výrazné tónové složky.

Při působení hluku však kromě senzitivity a fyzikálních vlastností hluku velmi záleží i na řadě dalších neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. Významnou úlohu hraje vztah ke zdroji hluku, pocit do jaké míry jej člověk může ovlivňovat nebo zda pro něj má nějaký ekonomický význam. Menší rozmrzelost působí hluk, u něž je předem známo, že bude trvat jen po určitou vymezenou dobu. Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v témže bytě či jiném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace se prohlubuje a fixuje.

V EU byly doposud k hodnocení obtěžování obyvatel hlukem z různých typů dopravy používány vztahy mezi hlukovou expozicí v  $L_{dn}$ <sup>6</sup> nebo  $L_{den}$ <sup>7</sup> a procentem obtěžovaných obyvatel, publikované v roce 2002 holandským institutem pro aplikovaný vědecký výzkum). Ukazovaly, že letecký hluk více obtěžuje nežli hluk z automobilové pozemní dopravy a hluk z automobilové dopravy má výraznější účinek, nežli hluk z dopravy železniční [2,6].

V nové směrnici WHO byly vyhodnoceny výsledky novějších epidemiologických studií a odvozeny nové vztahy pro jednotlivé typy dopravního hluku a vysoké úrovně obtěžování. Ve srovnání s doposud používanými vztahy indikují vyšší stupeň obtěžování, zejména u hluku z letecké a železniční dopravy.

<sup>6</sup> $L_{dn}$  (Day-night level) – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin s penalizací noční hladiny akustického tlaku o 10 dB.

<sup>7</sup> $L_{den}$  (Day-evening-night level) – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin s penalizací večerní hladiny akustického tlaku o 5 dB a noční hladiny o 10 dB.

V doporučení nová směrnice vychází ze zásady, že by hluk neměl vysoce obtěžovat více než 10% exponovaných obyvatel. Tomuto účinku odpovídá podle směrnice WHO expozice hluku z automobilové dopravy 53 dB  $L_{den}$  [1]. Podkladem k odvození nového vztahu expozice a účinku pro obtěžování hlukem z automobilové dopravy byly výsledky 25 studií, publikovaných od roku 2000. Procento vysoce obtěžovaných osob hlukem ze silniční dopravy zde vychází zejména v rozmezí expozice 40–65 dB vyšší, nežli podle doposud používaného vztahu expozice a účinku z roku 2002, odvozeného ze starších studií. Vzhledem k odlišnosti podmínek a metodiky byl v podkladech směrnice odvozen alternativní vztah pro obtěžování s vynecháním 5 rakouských studií z alpských údolí a 10 asijských studií. Tento vztah odvozený na základě zbývajících 10 studií z evropských zemí se od doposud používaného vztahu významně neliší, pouze zde vychází poněkud vyšší míra obtěžování při vysoké hladině hluku nad 70 dB [7].

Pro hluk z některých stacionárních zdrojů publikovali Miedema a Vos v roce 2004 modely obtěžování zpracované obdobným způsobem, jako pro hluk z dopravy, a vycházející ze studií provedených v Holandsku. Byly odvozeny pro hluk z posunu na železnici (nádraží), pro hluk ze sezónních provozů a pro hluk z výrobních zařízení s celoročním provozem na základě hlukové expozice vyjádřené v  $L_{den}$  v rozmezí 35–65 dB. Vzhledem k omezenému počtu výchozích studií, zejména v případě nádraží a sezónní výroby a nižšímu počtu respondentů poskytují tyto vztahy spíše orientační výsledky a podle autorů vyžadují ověření a potvrzení dalšími studiemi [8]. Tyto vztahy zůstávají i v současné době jako jediná možnost kvantitativního odhadu obtěžujících účinků hluku ze stacionárních zdrojů. Nová hluková směrnice tyto zdroje hluku s výjimkou větrných elektráren nezahrnula z důvodu jejich příliš velké rozmanitosti, specifických rysů a velmi lokálnímu charakteru.

Jako prahové hladiny hlukové expozice v denní době, od kterých se u průměrně citlivých osob začíná projevovat obtěžující účinek, uváděla první hluková směrnice WHO z roku 1999 ekvivalentní hladinu akustického tlaku 50 dB pro mírné a 55 dB pro silné obtěžování [4]. EEA v roce 2010 uváděla pro hluk z dopravy shodnou prahovou hladinu silného obtěžování 42 dB  $L_{den}$  [2]. Nově odvozené vztahy pro silné obtěžování jsou spočteny pro rozmezí 40–80 dB  $L_{den}$  a indukují prahovou hladinu hluku pro obtěžování i pod 40 dB  $L_{den}$  [1,7].

**Nepříznivé ovlivnění spánku hlukem** je objektivně prokazatelné hodnocením jednotlivých stádií spánkového rytmu a různých dalších fyziologických funkcí. Spánek je základní biologickou potřebou a jeho narušení a deficit nepříznivě ovlivňuje základní životní funkce a souvisí s řadou závažných zdravotních problémů.

Doporučené zdravotně zdůvodněné hladiny hluku jako podklad pro legislativu členských zemí v oblasti kontroly a usměrňování noční hlukové expozice obyvatel bez rozlišení zdrojů hluku byly stanoveny ve směrnici WHO pro noční hluk z roku 2009 [9].

K ochraně obyvatel včetně citlivých skupin populace zde byla doporučena cílová hodnota  $L_{night}$ <sup>8</sup> 40 dB. V rozmezí 30–40 dB dochází k ovlivnění spánku ve více ukazatelích, avšak jen mírné úrovně a nebylo prokázáno, že by mělo nepříznivé účinky na zdraví.

Hluková expozice v rozmezí  $L_{night}$  40–50 dB již vyvolává nepříznivé zdravotní účinky a ovlivňuje život mnoha lidí. Jako prozatímní cíl pro země, ve kterých z různých důvodů není reálné v krátké době cílovou hodnotu 40 dB dosáhnout, WHO doporučovalo  $L_{night}$  55 dB, která ovšem nechrání před nepříznivými účinky hluku citlivé skupiny populace.

Hlukovou zátěž nad 55 dB WHO ve směrnici z roku 2009 označila za zvýšené nebezpečí pro veřejné zdraví, neboť nepříznivé zdravotní účinky při této úrovni hlukové expozice již mají častý výskyt, značná část populace je hlukem vysoce obtěžována a rušena a je prokázáno zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění [9].

<sup>8</sup> $L_{night}$  – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku A v časovém úseku 8 hodin v noci na nejvíce exponované fasádě domu.

Při přerušovaném hluku narůstá rušení spánku s maximální hladinou hluku. I při nízké ekvivalentní hladině akustického tlaku ovlivňuje spánek již malý počet hlukových událostí s vyšší hladinou akustického tlaku. Podle hlukové směrnice WHO z roku 2009 je prahová hladina expozice pro zvýšení frekvence samovolných pohybů během spánku a pro narušení spánkového rytmu 32 dB, resp. 35 dB maximální hladiny hluku  $L_{Amax}$  uvnitř ložnice. Počet vědomých probuzení narůstá od  $L_{Amax}$  hlukových událostí 42 dB [9].

Ke kvantitativnímu odhadu rušivého účinku hluku na spánek byly doposud používány vztahy mezi noční hlukovou expozicí z různých typů dopravy a procentem osob udávajících při dotazníkovém šetření zhoršenou kvalitu spánku, vycházející ze statistického zpracování výsledků terénních studií z různých zemí [2,10].

V nové směrnici WHO byly vyhodnoceny výsledky novějších epidemiologických studií a byly odvozeny nové vztahy mezi  $L_{night}$  a vysokým stupněm subjektivně pocíťovaného narušení spánku. Ve srovnání s doposud používanými vztahy indikují vyšší rušivý vliv železničního hluku, nežli hluku ze silniční dopravy a pro hluk z železniční a letecké dopravy ukazují vyšší procento rušených osob. V doporučení nová směrnice vychází ze zásady, že hluk by v noci neměl vysoce rušit ve spánku více než 3% exponovaných obyvatel. Tomuto účinku odpovídá podle směrnice WHO expozice hluku z automobilové dopravy 45 dB  $L_{night}$  [1].

Podkladem k odvození nového vztahu expozice a účinku pro narušení spánku hlukem z automobilové dopravy byly výsledky 12 studií ze Švédska, Makedonie, Japonska, Vietnamu, Korey a Hongkongu, publikovaných v letech 2002–2015 s celkovým počtem 20120 respondentů. Procento vysoce rušených osob hlukem vypočtené podle tohoto vztahu se významně neliší od výpočtu dle doposud používaného vztahu, odvozeného ze starších studií [11].

Jako prahové hladiny hlukové expozice v noční době, od kterých se u průměrně citlivých osob začínají projevovat nepříznivé účinky, uváděla hluková směrnice WHO z roku 2009  $L_{night}$  40 dB pro užívání sedativ a prášků na spaní, 42 dB pro objektivně prokázanou zvýšenou frekvencí pohybů ve spánku, subjektivní pocit rušení spánku a problémy s nespavostí. Z neúplně prokázaných účinků byla prahová hladina hluku 60 dB  $L_{night}$  pro psychické poruchy [9]. Nově odvozené vztahy pro silný stupeň rušení ve spánku byly odvozeny pro rozmezí 40–65 dB  $L_{night}$  a indikují prahovou hladinu hluku pro tento účinek i pod 40 dB  $L_{night}$  [1,11].

Z přímých zdravotních účinků hluku je za nejzávažnější považováno **ovlivnění funkce kardiovaskulárního systému**. Akutní hluková expozice aktivuje jako nespecifický stresor autonomní nervový a hormonální systém a tím vyvolává přechodné změny fyziologických funkcí, jako je krevní tlak, srdeční tep, hladina krevních lipidů, glukózy, vápníku, hořčíku a faktorů krevní srážlivosti. Předpokládá se, že po dlouhodobé expozici mohou u citlivých jedinců tyto změny a dysregulace vést ke zvýšenému riziku kardiovaskulárních onemocnění, tj. hypertenze, ischemické choroby srdeční (nedostatečné prokrvení srdečního svalu, projevující se klinicky jako angina pectoris až infarkt myokardu) a cévních mozkových příhod.

Nejnovější studie indikují, že zejména noční hluková zátěž může vést k poškození endotelu cév oxidačním stresem a zánětlivou reakcí a tím přispívat k progresi aterosklerózy [12].

V posledním desetiletí byly k objasnění vztahů hluku z dopravy a rizika kardiovaskulárních onemocnění provedeny desítky studií a byla publikována řada souborných prací. Zvýšené riziko ICHS bylo nalezeno ve většině studií při hlukové expozici  $L_{Aeq, 6-22h} > 60$  dB, nové studie však ukazují na mírné zvýšení rizika již mezi 55–60 dB.

K hodnocení kardiovaskulárního rizika hluku ze silniční dopravy metodické materiály EEA i WHO doporučovaly výpočet  $OR^9$  incidence infarktu myokardu polynomiální rovnicí, odvozenou na základě  $OR$  1,17 pro 10 dB nárůst hlukové expozice v  $L_{day,16\ h}$  na základě meta-analýzy 5 studií, provedené v roce 2008 [13].

V roce 2014 byla publikována nová meta-analýza 14 studií, kterou bylo pro širší skupinu diagnóz ICHS a 10 dB nárůst hluku ze silniční dopravy v rozmezí cca 52–77 dB  $L_{den}$  odvozeno relativní riziko 1,08 (95%CI = 1,04–1,13). Dříve předpokládaná prahová hladina pro riziko ICHS se tím snížila na 55 dB  $L_{den}$  [14].

V rámci tvorby nové směrnice WHO byla zhodnocena váha důkazů o kardiovaskulárním riziku hluku z různých zdrojů a na základě meta-analýzy novějších epidemiologických studií byly odvozeny nové vztahy expozice a účinku. Jako hlukový deskriptor je použita  $L_{den}$ . Nejspolehlivější podklady podle WHO existují pro vztah mezi hlukem ze silniční dopravy a rizikem ischemické choroby srdeční (ICHS) v úrovni  $RR$  1,08 (95%CI = 1,01–1,15) pro 10 dB nárůst expozice s prahovou hladinou cca 53 dB  $L_{den}$ .

Byly též odvozeny vztahy pro další ukazatele kardiovaskulárních onemocnění, jako je hypertenze a cévní mozkové příhody, avšak s nízkým stupněm spolehlivosti. Pro hluk z železniční dopravy a riziko kardiovaskulárních onemocnění nebyly důkazy nalezeny [1,15]. V doporučení pro jednotlivé zdroje hluku nová směrnice WHO vychází ze zásady, že hluk by u exponovaných obyvatel neměl zvyšovat riziko ICHS o více než 5% a riziko hypertenze o více než 10%. Pro hluk ze silniční dopravy odpovídá podle nového vztahu 5% nárůst rizika ICHS dlouhodobá expozice  $L_{den}$  59,3 dB [1].

Některé studie se zabývaly i otázkou kombinovaného efektu hluku a znečištění ovzduší v okolí silnic. Jejich výsledky shodně ukázaly spíše vzájemně nezávislý účinek obou těchto faktorů [16].

### III. 2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku

Podkladem k hodnocení hlukové expozice obyvatel jak okolní stávající, tak i navrhované nové obytné zástavby, jsou výsledky hlukové studie, které udávají ekvivalentní hladinu akustického tlaku pro denní a noční dobu v chráněném venkovním prostoru staveb dotčených bytových objektů. Jedná se o hodnoty bez odraženého hluku od fasády.

Hluk z dopravy je na základě modelu dopravních intenzit hodnocen pro časový horizont v roce dostavby 2022 a orientačně ve výhledovém stavu po dostavbě celého komplexu v roce 2036.

Hluková studie ze srpna 2018 pro 1. etapu výstavby se zabývá i odhadem hlukové zátěže nově navržených domů ze stacionárních zdrojů (předpokládají se běžné klimatizační a vzduchotechnické jednotky na střeše) se závěrem, že se reálně předpokládá dodržení hygienického limitu.

V roce dostavby záměru 2022 se vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku z dopravy v chráněném venkovním prostoru staveb nejbližší stávající dotčené zástavby pohybují v rozmezí cca 54–58 dB v denní době a 48–49 dB v noční době. Realizací záměru se tato situace významně nezmění, neboť vypočtené navýšení vychází v rozmezí 0,1–0,3 dB.

U nově navržených bytových domů se vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku z dopravy v chráněném venkovním prostoru staveb pohybují v širokém rozmezí cca 50–59 dB v denní době a 41–50 dB v noční době.

Vzhledem k nejistotě výpočtu pro výhledový rok 2036 jsou předmětem hodnocení rizika výsledky hlukových studií pro rok 2022 po realizaci záměru.

---

<sup>9</sup>OR (Odds ratio) – poměr šancí, je mírou relativního rizika

Jak již bylo uvedeno, aktuální podklady k hodnocení zdravotních rizik hluku na základě zhodnocení váhy současných důkazů o hlavních nepříznivých zdravotních účincích hluku včetně aktualizace dosavadních vztahů expozice a účinku přinesla nová hluková směrnice WHO, vydaná v loňském roce. Na rozdíl od dřívějších směrnic se nezabývá hlukem obecně, nýbrž samostatně jednotlivými typy zdrojů hluku, v případě hluku z dopravy tedy hlukem z dopravy silniční, železniční a letecké. Pro každý z těchto typů hluku byly zhodnoceny nové poznatky pro rozhodující zdravotní účinky a na jejich základě stanoveny doporučené hladiny akustického tlaku v hlukových deskriptorech  $L_{den}$  a  $L_{night}$ .

Tyto doporučené hodnoty se vztahují na dlouhodobou hlukovou expozici. Nepředstavují přímo prahové hladiny zdravotních účinků hluku a nevedou k plné ochraně populace včetně citlivých skupin. Jejich překročení však podle současných poznatků vede k zvýšení rizika nepříznivých zdravotních účinků, které je již považováno za významné.

Pro hluk ze silniční dopravy nová směrnice WHO doporučuje redukovat průměrnou hlukovou expozici pod  $L_{den}$  53 dB, která podle aktualizovaných vztahů expozice a účinku odpovídá 10% obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem. Přitom tato hladina hluku pravděpodobně nepředstavuje zvýšené riziko ostatních kritických účinků, především kardiovaskulárních onemocnění.

Pro noční hlukovou expozici nová směrnice WHO doporučuje redukovat noční hlukovou zátěž pod  $L_{night}$  45 dB, která podle aktualizovaných vztahů expozice a účinku odpovídá 3% obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku.

Rušení spánku i obtěžování hlukem považuje WHO v souladu s definicí zdraví za významné zdravotní účinky. Toto hodnocení je dle WHO podpořeno i důkazy o možném podílu těchto účinků na kauzálním mechanismu hlukem vyvolaných kardiovaskulárních a metabolických onemocnění [1].

Jak již bylo uvedeno, nová hluková směrnice WHO představuje aktuální vědecký rámec pro hodnocení zdravotních rizik hluku. Pro praktické výpočty při kvantitativní charakterizaci rizika hluku však neobsahuje dostatečně jednoznačné závěry o doporučeném postupu. Kromě toho je v současné době připravován další metodický materiál - novelizace ANNEX III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí. V této novelizaci budou pro hodnocení zdravotního rizika hluku jednoznačně definovány vzorce a postupy výpočtů. Z těchto důvodů doporučuje pracovní skupina SZÚ pro autorizaci v hodnocení zdravotních rizik expozice hluku zatím provádět výpočty rizik podle dosavadních postupů a předpokládá aktualizaci současné verze 4 Autorizačního návodu AN 15/04 k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku až po vydání novelizace ANNEX III.

V souladu s tímto doporučením jsou k základní charakterizaci rizika hluku dále použity doposud používané vztahy expozice a účinku pro hluk z automobilové dopravy. Pouze pro informaci jsou uvedeny i výsledky podle nových vztahů.

K odhadu míry obtěžujícího účinku hluku z dopravy se doposud používaly vztahy expozice a účinku, odvozené z meta-analýz starších zahraničních epidemiologických studií pro hlukovou expozici v  $L_{dn}$  nebo  $L_{dvn}$  v rozmezí 45–75 dB pro tři stupně obtěžování [2,6].

Při použití těchto vztahů expozice a účinku vychází pro rozmezí hlukové zátěže nejbližší stávající dotčené zástavby (výpočtové body V001–V005 hlukových studií) v roce 2022 po realizaci záměru (56–58,2 dB po přepočtu na  $L_{dn}$ ) 7–9% vysoce obtěžovaných obyvatel.

Podle rovnice uvedené v nové směrnici WHO by tomuto rozmezí hlukové zátěže odpovídalo po orientačním převodu na  $L_{dvn}$  cca 12–14% obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem. Podle vztahu pouze z evropských studií z běžného terénu, odvozeného v podkladech ke směrnici WHO, by se jednalo o 8–10% vysoce obtěžovaných obyvatel.

Nové vztahy byly odvozeny pro hlukovou zátěž v  $L_{den}$  v rozmezí 40–80 dB. Nejnižší hladina hluku v podkladových studiích byla 40 dB a i podle vztahu pouze z evropských studií odpovídá 7% vysoce obtěžovaných obyvatel. Nelze jí tedy považovat za prahovou hladinu hluku pro obtěžující účinek.

Pro subjektivní rušení spánku byly doposud při hodnocení zdravotních rizik hluku používány vztahy odvozené z meta-analýz starších zahraničních epidemiologických studií pro hlukovou expozici vyjádřenou v  $L_{night}$  v rozmezí 40–70 dB a tři stupně rušivého účinku [2,10].

Při použití těchto vztahů expozice a účinku vychází pro rozmezí hlukové zátěže nejbližší stávající dotčené zástavby (výpočtové body V001–V005 hlukových studií) v roce 2022 po realizaci záměru (48-49,3 dB  $L_{night}$ ) 4–5% obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku.

Podle rovnice uvedené v nové směrnici WHO by tomuto rozmezí hlukové zátěže odpovídalo 3,6–4% obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku.

Vztah byl odvozen pro hlukovou zátěž v  $L_{night}$  v rozmezí 40–65 dB. Spodní hodnota 40 dB, která byla zvolena z důvodu možných nepřesností v odhadu nízkých hladin hluku, odpovídá 2% vysoce rušených obyvatel. Nelze jí tedy považovat za prahovou hladinu hluku pro tento účinek.

V tabulce 1 je pro znázornění úrovně legislativní ochrany před obtěžujícím a rušivým účinkem hluku, dané platnými hlukovými limity, uvedeno procento obyvatel vysoce obtěžovaných a rušených hlukem, které teoreticky odpovídá podle dosavadních vztahů expozice a účinku současným limitům pro hluk ze silniční dopravy. V podstatě tedy představuje současnou společensky akceptovanou míru těchto nepříznivých účinků hluku.

Tab. č. 1 – Procento obyvatel vysoce obtěžovaných (HA) a vysoce rušených hlukem ve spánku (HSD) odpovídající hygienickým limitům hluku z dopravy			
$L_{Aeq,T\ den/noc}$ (dB)	silniční doprava	HA(%)	HSD(%)
55/45	komunikace III. třídy	7	4
60/50	komunikace I. a II. třídy	11	5
70/60	stará hluková zátěž	25	11

Jak již bylo uvedeno, dalším možným indikátorem účinků hluku z dopravy na veřejné zdraví je výpočet atributivního rizika kardiovaskulární nemoci. Při hodnocení tohoto rizika se používají vztahy expozice a rizika infarktu myokardu, respektive ischemické choroby srdeční (ICHS), vycházející z meta-analýz epidemiologických studií. Doposud používané metodické materiály EEA i WHO doporučují pro riziko ICHS vztah expozice a účinku (OR 1,17 pro 10 dB nárůst hlukové expozice), odvozený pro rozsah  $L_{day,16h}$  55–80 dB meta-analýzou analytických epidemiologických studií. Prahou hladinou hluku, od které se podle tohoto vztahu zvyšuje riziko, je 60 dB. Vypočtená hluková zátěž okolní stávající i nově navržené obytné zástavby se pohybuje pod touto hodnotou.

Novými poznatky se tato prahová hladina snížila a podle nové směrnice WHO je cca 53 dB  $L_{den}$ , přičemž za významné považuje WHO zvýšení zdravotního rizika ICHS nad 5%, ke kterému podle nového vztahu dochází při dlouhodobé hlukové zátěži od  $L_{den}$  59,3 dB.

Z výsledků hlukové studie a provedeného hodnocení zdravotních rizik hluku vyplývá, že dopravní hluková zátěž okolní stávající i nově navrhované obytné zástavby v lokalitě záměru nebude představovat významné zdravotní riziko pro obyvatele.

Z hlediska akustického komfortu a pohody potvrzuje, že hlukové limity představují nevyhnutelný kompromis mezi snahou o ochranu obyvatel a reálnou situací a technickými a ekonomickými možnostmi.

Odhadované procento obyvatel hodnoceného obytného území, obtěžovaných hlukem a rušených hlukem ve spánku, stejně jako pravděpodobné mírné zvýšení rizika kardiovaskulárních onemocnění, není zanedbatelné, nicméně se nevymyká obvyklé akustické situaci obytného území v městských zónách.

Kromě toho všeobecně při slyšitelné úrovni hluku je určitý podíl obyvatel pocítujících obtěžování a rušení hlukem vzhledem k velkému rozptylu individuální vnímavosti a dalších podmínek prakticky nevyhnutelný.

Pro hodnocený záměr nové výstavby a související nárůst obslužné dopravy je podstatné, že jeho realizací se současný stav prakticky nezmění, neboť vypočtené zvýšení hlukové expozice stávající nejbližší obytné zástavby v rozsahu do 0,3 dB je subjektivně zcela nepostřehnutelné a z hlediska zdravotního rizika bezvýznamné.

### **III. 3. Závěr k riziku hluku**

**Hodnocení zdravotního rizika hluku bylo provedeno v souladu s požadavky autorizačního návodu SZÚ Praha AN 15/04 verze 4 s přihlédnutím k aktuálním poznatkům z nové hlukové směrnice WHO, publikované v říjnu loňského roku.**

**Podkladem byly výsledky hlukové studie, která hodnotí předpokládanou akustickou situaci nejbližší okolní a nově navržené bytové zástavby po realizaci posuzovaného záměru výstavby obytného souboru.**

**Z výsledků hodnocení vyplývá, že dopravní hluková zátěž v lokalitě záměru může být i při podlimitní úrovni pro menší část obyvatel stávajících i nově navržených bytových domů příčinou obtěžování nebo rušení hlukem ve spánku. Tento stav však nelze považovat za významné zdravotní riziko.**

**Pro posuzovaný záměr je podstatné, že jeho realizace tento stav neovlivní, neboť nepatrné zvýšení hlukové expozice nejbližších stávajících domů vlivem dopravy generované novým obytným souborem, vypočtené v řádu desetin dB, je subjektivně nepostřehnutelné a z hlediska zdravotního rizika zcela bezvýznamné.**

## **IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší**

### **IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice**

Rozptylová studie hodnotí imisní příspěvek dopravy, generované posuzovaným záměrem nového obytného souboru, ke stávající imisní zátěži hodnoceného území pro standardní zastoupení škodlivin z dopravy, tj. pro oxid dusičitý, suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>, benzen a benzo(a)pyren. Jedná se o kompletní zastoupení škodlivin, které je možné a účelné zahrnout do hodnocení vlivů imisí daného záměru na zdraví obyvatel. K výpočtu je použit standardní rozptylový model SYMOS'97 a emisní faktory MEFA 2013.

Podkladem k hodnocení expozice obyvatel zájmového území jsou výsledky výpočtu rozptylové studie, které udávají imisní příspěvek hodnocených látek v tabulkové formě v 10 výpočtových bodech umístěných do prostoru oken v nejvyšším podlaží stávajících nebo nově navržených obytných budov v lokalitě záměru.

Při hodnocení zdravotního rizika znečištění ovzduší je třeba vycházet z celkové úrovně expozice, kde je většinou rozhodující imisní pozadí hodnocených škodlivin. Jako současné imisní pozadí jsou v rozptylové studii uvedeny hodnoty pětiletých průměrů 2013–2017, které v mapové síti čtverců 1x1 km uvádí ČHMÚ a výsledky imisního monitoringu na nejbližších měřicích stanicích.

K základnímu přehledu jsou v tabulce č. 2 uvedeny údaje o imisním pozadí a zaokrouhlené hodnoty nejvyššího vypočteného imisního příspěvku ve výpočtových bodech cíleně umístěných u obytné zástavby (tyto nejvyšší hodnoty imisního příspěvku vycházejí v 6 NP domu G1 posuzovaného obytného souboru, u stávající okolní zástavby jsou nižší).

<b>Tab. 2 – Odhad imisního pozadí a příspěvek u obytné zástavby (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>							
	<b>NO<sub>2</sub></b>		<b>PM<sub>10</sub></b>		<b>PM<sub>2,5</sub></b>	<b>benzen</b>	<b>BaP</b>
	1hod	Rp	24hod	Rp	Rp	Rp	Rp
Imisní pozadí	~130	23,3	~150	27,1	21,5	1,6	0,0008
Záměr	2,3	0,2	0,8	0,2	0,2	0,01	0,00002
Imisní limity	200	40	50	40	25	5	0,001

Vysvětlivky: 1hod = maximální 1hodinová koncentrace, 24hod = nejvyšší 24hodinová průměrná koncentrace,  
Rp = roční průměrná koncentrace

Z tabulky 2 je zřejmé, že vypočtený imisní příspěvek z dopravy generované obytným souborem je ve srovnání s celkovým pozadím i s imisními limity těchto látek velmi nízký. Z hlediska zdravotních rizik jsou tyto hodnoty imisního příspěvku prakticky bezvýznamné.

Současná imisní situace lokality podle údajů ČHMÚ nepřekračuje imisní limity, stanovené zákonem o ochraně ovzduší.

Jelikož jde podobně jako u hluku z dopravy čistě ze zdravotního hlediska o limity do jisté míry kompromisní, je možné kvantitativní odhad zdravotního rizika znečištění ovzduší provést i pro podlimitní úroveň imisní expozice obyvatel.

Metodiky kvantitativního hodnocení zdravotních rizik imisí vycházejí ze vztahů odvozených z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel. Jako ukazatel expozice jsou používány průměrné roční koncentrace suspendovaných částic PM<sub>2,5</sub> nebo PM<sub>10</sub>, přičemž se předpokládá, že tak je zohledněna i větší část účinků krátkodobých výkyvů imisních koncentrací i účinků některých souběžně působících plynných škodlivin, jako je oxid dusičitý.

Vedle suspendovaných částic je kritickou složkou znečištění ovzduší v ČR z hlediska dodržování imisních limitů benzo(a)pyren, reprezentující skupinu polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU).

Benzo(a)pyren a ostatní zdravotně významné vícemolekulární PAU jsou v ovzduší vázané majoritně na jemné frakci suspendovaných částic, a tudíž se podílejí na jejich zdravotním riziku. V rámci současných metodik hodnocení zdravotních rizik je však běžné kvantitativně hodnotit míru karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu samostatně.

Charakterizace zdravotního rizika současné úrovně znečištění ovzduší klasickými škodlivinami pro obyvatele lokality v okolí posuzovaného záměru rozšíření průmyslové zóny bude proto provedeno na základě údajů ČHMÚ o imisním pozadí suspendovaných částic a benzo(a)pyrenu.

## IV. 2. Suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>

### *Identifikace a charakterizace nebezpečnosti*

Aerosolové částice v ovzduší nemají na rozdíl od plynných látek specifické složení, nýbrž představují komplexní směs různých komponent s odlišnými chemickými a fyzikálními vlastnostmi. I když je z hlediska zdravotních účinků specifickému složení částic věnována velká pozornost, výzkumy zde ještě nedospěly k možnosti spolehlivě odlišit nebezpečnost částic podle jejich zdrojů a složení a základní klasifikace je založena na velikosti částic, která je rozhodující pro jejich průnik a depozici v dýchacím traktu.

Nejčastěji sledovaná je frakce  $PM_{10}$  s průměrem do 10  $\mu m$ , která při vdechování proniká do dýchacího traktu a které se přisuzují hlavní zdravotní účinky.  $PM_{10}$  zahrnuje jak hrubší frakci v rozmezí 2,5  $\mu m$  – 10  $\mu m$ , tak frakci  $PM_{2,5}$  s průměrem do 2,5  $\mu m$ , pronikající až do plicních sklípků. Poměr obou frakcí je proměnlivý podle místních podmínek, podíl částic  $PM_{2,5}$  je obvykle 40–90 % a zbytek tvoří hrubší částice. Třetí, ze zdravotního hlediska intenzivně studovanou frakcí, jsou submikrometrické částice s průměrem pod 1  $\mu m$ .

Z dosavadních poznatků je zřejmé, že aerosolové částice v ovzduší představují významný rizikový faktor s mnohočetným efektem na lidské zdraví.

Z hlediska původu, složení i chování se jednotlivé velikostní frakce částic výrazně liší. Hrubší částice vznikají nekontrolovaným spalováním, mechanickým rozpadem zemského povrchu, při demolcích, dopravě na neupravených komunikacích a sekundárním vířením prachu. V oblastech s intenzivní dopravou je významným zdrojem otěr pneumatik, brzdových obložení a povrchu vozovek, tedy emise nepocházející přímo z výfukových plynů. Významný je u této frakce i podíl bioaerosolu (pylová zrna, spory, fragmenty plísňí a bakterií). Hrubší částice podléhají rychlé sedimentaci během minut až hodin s přenosem řádově do kilometrových vzdáleností.

Menší částice s průměrem pod 2,5  $\mu m$  ( $PM_{2,5}$ ) kromě přímé emise ze spalovacích procesů včetně dopravy typicky vznikají sekundárně koagulací ultrajemných částic nebo reakcemi plyných škodlivin v ovzduší, zejména  $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $NH_3$  a VOC. Obsahují jak uhlíkaté látky, které mohou zahrnovat řadu organických sloučenin s možnými mutagenními účinky, tak i soli, hlavně sulfáty a nitráty. Mohou též obsahovat těžké kovy, z nichž některé mohou mít karcinogenní účinek. V ovzduší perzistují dny až týdny a vytvářejí více či méně stabilní aerosol, který může být transportován stovky až tisíce km.

Tím dochází k jejich rozptýlení na velkém území a stírání rozdílů mezi jednotlivými oblastmi. Velmi důležité z hlediska expozice obyvatel je pronikání těchto částic do interiéru budov, kde lidé tráví většinu času.

Z výsledků subsystému 1 Monitoringu HS<sup>10</sup> jasně vyplývá, že dominantním zdrojem znečištění ovzduší suspendovanými částicemi  $PM_{10}$  ve městech je doprava.

V roce 2017 se roční střední hodnota v závislosti na intenzitě okolní dopravy a expozici z průmyslu pohybovala ve všech krajích, kromě moravskoslezského, v rozsahu od 16 do 26  $\mu g/m^3$ . V moravskoslezském kraji byly roční aritmetické průměry  $PM_{10}$  v ovzduší v průměru o přibližně 8  $\mu g/m^3$  vyšší než v ostatních regionech. Jen na 16 % z 85 měřicích stanic nebyla u  $PM_{10}$  v roce 2017 překročena hodnota 20  $\mu g/m^3$ /rok, doporučená WHO [17]. Na městských měřicích stanicích v Brně se v roce 2017 průměrné roční koncentrace  $PM_{10}$  pohybovaly v rozmezí 19–29,7  $\mu g/m^3$ . Nejvyšší 24hodinové koncentrace se pohybovaly v rozmezí 96–158,5  $\mu g/m^3$ , 36. nejvyšší 24hodinová koncentrace nepatrně překročila limitní hodnotu 50  $\mu g/m^3$  na 3 z 11 stanic [18].

Průměrné roční koncentrace frakce  $PM_{2,5}$  se ve sledovaných sídlech v ČR v roce 2017 pohybovaly od 13 do 38  $\mu g/m^3$ . Vyšší hodnoty byly měřeny v dopravně silně exponovaných místech a v průmyslových lokalitách (26 až 38  $\mu g/m^3$ /rok). Hodnota ročního imisního limitu 25  $\mu g/m^3$  byla překročena na osmi stanicích (vše v MSK). 10  $\mu g/m^3$  ročního průměru, doporučených WHO, bylo překročeno na všech do hodnocení zahrnutých stanicích [17]. Na městských měřicích stanicích v Brně se v roce 2017 průměrné roční koncentrace  $PM_{2,5}$  pohybovaly v rozmezí 15,8–20,9  $\mu g/m^3$ .

Akutní účinky suspendovaných částic ve znečištěném ovzduší na dýchací trakt zahrnují především dráždění a zánětlivou reakci sliznice dýchacích cest, exacerbaci existujících onemocnění, ovlivnění řasinkového epitelu horních dýchacích cest, zvýšenou sekreci hlenu

<sup>10</sup>Monitoring hygienické služby – Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí, prováděný Státním zdravotním ústavem v Praze a pracovišti hygienické služby ve vybraných městech ČR od roku 1994. Substém 1 se zabývá zdravotními důsledky a riziky znečištění ovzduší.

v průduškách a snížení samočisticí funkce a obranyschopnosti dýchacího traktu vůči infekci. Tím vznikají vhodné podmínky pro rozvoj virových a bakteriálních respiračních infekcí a postupně možný přechod recidivujících akutních zánětlivých změn do chronické fáze. Tento proces je ovšem současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory počínaje stavem imunitního systému jedince, alergickou dispozicí, profesními vlivy, kouřením apod. Expozice částicím v ovzduší má ovšem i řadu mimorespiračních zdravotních účinků, které se vysvětlují různými mechanismy. Důležitou roli zde zřejmě hrají mediátory vznikající při zánětlivé reakci a oxidační stres, ovlivnění krevní srážlivosti, může se však např. jednat i o přímé působení rozpustných látek a ultrajemných částic, které pronikají do krevního oběhu a nervového systému a ovlivňují nervovou regulaci srdeční činnosti. Mezi chronické účinky patří i urychlení procesu aterosklerózy cév. Nejnovější studie naznačují i vliv na nemocnost cukrovkou.

Různé velikostní frakce částic pronikají do odlišných partií dýchacího traktu, mají rozdílné zdroje a složení a částečně i odlišný mechanismus působení. Předpokládá se proto i jejich alespoň částečně odlišný a vzájemně nezávislý účinek a tím i nezbytnost regulace, tj. samostatných imisních limitů, pro obě frakce částic  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$ .

Poznatky o zdravotních účincích suspendovaných částic v ovzduší vycházejí především z výsledků epidemiologických studií a prokazují ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti především frakcí částic  $PM_{2,5}$  a to již při velmi nízké úrovni expozice, přičemž není možné jasně určit prahovou koncentraci, která by byla bez účinku.

V aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší z roku 2005 udává WHO pro akutní expozici zvýšení celkové úmrtnosti zhruba o 0,5 % při nárůstu denní průměrné koncentrace  $PM_{10}$  o  $10 \mu g/m^3$  nad  $50 \mu g/m^3$ . Hodnotu  $50 \mu g/m^3$   $PM_{10}$ , resp.  $25 \mu g/m^3$   $PM_{2,5}$ , (jako 99percentil, tedy 4. nejvyšší hodnotu v roce) WHO doporučuje jako cílovou průměrnou 24hodinovou koncentraci, která by měla sloužit k prevenci výskytu imisních výkyvů, vedoucích k podstatnému zvýšení nemocnosti a úmrtnosti. K přepočtu je zde použit poměr  $PM_{2,5}/PM_{10}$  0,5 (tento poměr je typický pro městské oblasti rozvojových zemí, zatímco ve vyspělých zemích je spodním okrajem rozmezí 0,5 – 0,8 a je doporučeno použít poměr obou frakcí podle místních dat) [19].

Jako kvantitativní vztah chronické expozice WHO uvádí zvýšení celkové úmrtnosti dospělé populace o 6% (s 95% konfidenčním intervalem 2-11%) při nárůstu průměrné roční koncentrace  $PM_{2,5}$  o  $10 \mu g/m^3$  a doporučuje cílovou směrniceovou hodnotu roční průměrné koncentrace  $20 \mu g/m^3$   $PM_{10}$ , resp.  $10 \mu g/m^3$   $PM_{2,5}$ .

Jedná se o nejnižší úroveň expozice, od které se s více než 95% mírou spolehlivosti zvyšuje úmrtnost v závislosti na imisní zátěži podle americké studie American Cancer Society (ACS) sledující imise  $PM_{2,5}$  a k přepočtu je opět použit poměr  $PM_{2,5}/PM_{10}$  0,5. Stejně jako u 24hodinové koncentrace WHO konstatuje, že nejde o prahovou úroveň expozice a doporučený limit neznamenaá plnou ochranu veškeré populace před nepříznivými účinky suspendovaných částic [19].

Nové poznatky a výsledky klinických a epidemiologických studií publikovaných od roku 2004 shrnuje zpráva expertů WHO k projektu REVIHAAP<sup>11</sup> z roku 2013.

Konstatuje publikování mnoha nových studií, poskytujících další důkazy o vlivu aerosolových částic v ovzduší na úmrtnost a nemocnost obyvatel, kde riziko lineárně narůstá s expozicí a projevuje se i při nízkých koncentracích pod současným doporučením. Podle této zprávy proto vyvstává potřeba výše uvedené cíle, stanovené v roce 2005, přehodnotit [20].

Suspendované částice jsou proto v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazeny na první místo ve skupině látek s nejvyšší vahou důkazů a prioritou pro přehodnocení současných doporučení [21].

<sup>11</sup>REVIHAAP Project - Review of evidence on health aspects of air pollution

Podíl znečištění ovzduší na zvýšené úmrtnosti a zkrácení délky života se projevuje hlavně u kardiovaskulárních a respiračních onemocnění a karcinomu plic. Mezinárodní agentura WHO pro výzkum rakoviny IARC<sup>12</sup>, která již v minulosti zařadila do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny některé komponenty znečištěného ovzduší nebo jejich směsi (benzen, benzo(a)pyren, exhalace z dieselových motorů), takto před čtyřmi roky vyhodnotila i znečištěné ovzduší obecně a zejména suspendované částice [22].

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES<sup>13</sup> stanoví pro země EU mezní hodnoty pro ochranu zdraví PM<sub>10</sub> 50 µg/m<sup>3</sup> pro průměrnou 24hodinovou koncentraci a 40 µg/m<sup>3</sup> pro průměrnou roční koncentraci, které odpovídají současným imisním limitům v ČR. Pro frakci PM<sub>2,5</sub> je mezní hodnota 25 µg/m<sup>3</sup> [23].

### ***Hodnocení expozice a charakterizace rizika***

Suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> představují z hlediska současných poznatků o zdravotních aspektech kvality ovzduší nejdůležitější složku znečištěného ovzduší a jsou základem kvantitativního hodnocení zdravotních rizik imisí.

Metodiky tohoto hodnocení zdravotních rizik imisí vycházejí ze vztahů odvozených z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel. Jako ukazatel expozice jsou používány průměrné roční koncentrace PM<sub>2,5</sub> nebo PM<sub>10</sub>, přičemž se předpokládá, že tak je zohledněna i větší část účinků krátkodobých výkyvů imisních koncentrací i účinků některých souběžně působících plynných škodlivin.

Imisní pozadí PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> v hodnocené lokalitě záměru udává ČHMÚ v hodnotě průměrné roční koncentrace 27,1 µg/m<sup>3</sup>, resp. 21,5 µg/m<sup>3</sup>. Průměrné 24hodinové koncentrace PM<sub>10</sub> jako 36. nejvyšší hodnoty v roce se zde pohybují do 47,3 µg/m<sup>3</sup>.

Vypočtený imisní příspěvek PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> z dopravy nově generované záměrem se v referenčních bodech u nejbližší okolní i navržené obytné zástavby pohybuje v nepatrných hodnotách v řádu setin až 0,2 µg/m<sup>3</sup> průměrné roční koncentrace.

Vzhledem k těmto zanedbatelným hodnotám imisního příspěvku se hodnocení rizika znečištění ovzduší týká především odhadovaného imisního pozadí.

Z údajů ČHMÚ o imisním pozadí vyplývá, že v lokalitě záměru nehrozí překročení imisního limitu pro PM<sub>10</sub> ani PM<sub>2,5</sub>, avšak jsou zde podobně jako na většině urbanizovaného území ČR překračovány imisní koncentrace doporučené WHO k prevenci negativních dopadů na zdravotní stav populace.

Ke kvantitativnímu odhadu velikosti rizika znečištění ovzduší na základě průměrné roční koncentrace PM<sub>2,5</sub> nebo PM<sub>10</sub> jsou v současné době k dispozici vztahy expozice a účinku, aktualizované jako jeden z výstupů projektu WHO HRAPIE v roce 2013 [24]. Tyto vztahy jsou doporučené k použití i v autorizačním návodu SZÚ AN 17/15.

Pro hodnocení vlivu na úmrtnost populace se jedná o vztah založený na meta-analýze všech epidemiologických kohortových studií, publikovaných před lednem 2013. Jedná se o 13 studií u dospělé populace v Severní Americe a Evropě.

Pro zvýšení dlouhodobé koncentrace PM<sub>2,5</sub> o 10 µg/m<sup>3</sup> udává pro celkovou úmrtnost dospělé populace nad 30 let věku relativní riziko RR 1,062 (95% CI 1,040–1,083). Je tedy prakticky identický s původně používaným vztahem z americké studie ACS, který udával zvýšení úmrtnosti o 6 %.

<sup>12</sup>IARC (International Agency for Research on Cancer) Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny se sídlem v Lyonu. Na základě dostupných poznatků z epidemiologických studií u lidí, účinků na pokusná zvířata a výsledků testů genotoxicity klasifikuje různé chemické látky do 4 skupin z hlediska průkaznosti jejich karcinogenity pro člověka.

<sup>13</sup> Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES ze dne 21.5.2008 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu

Při hodnocení atributivního rizika úmrtnosti s aplikací uvedeného vztahu je dále použit postup s výpočtem atributivní frakce. Výstupem tohoto výpočtu je předpokládaný počet předčasných úmrtí.

Vztahy pro ukazatele nemocnosti jsou méně přesné nežli vztah pro úmrtnost. Je to dáno méně rozsáhlou databází podkladových studií i rozdíly v definici jednotlivých ukazatelů, avšak jsou používány, neboť demonstrují možný rozsah účinků znečištěného ovzduší na zdraví obyvatel. Vztahy expozice a účinku jsou vyjádřeny jako relativní riziko  $RR^{14}$  nebo poměr šancí  $OR^{15}$ , odpovídající expozici  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  průměrné roční koncentrace  $PM_{10}$  (nebo  $PM_{2,5}$ ).

Konkrétně jsou uvedeny v následujícím přehledu:

- $PM_{2,5}$  – hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění:  $RR\ 1,0091$  (95%  $CI\ 1,0017-1,0166$ )
- $PM_{2,5}$  – hospitalizace pro respirační onemocnění:  $RR\ 1,019$  (95%  $CI\ 0,9982-1,0402$ )
- $PM_{2,5}$  – dny s omezenou aktivitou (RADs)<sup>16</sup>:  $RR\ 1,047$  (95%  $CI\ 1,042-1,053$ )
- $PM_{10}$  – incidence chronické bronchitis u dospělých (+18 let):  $RR\ 1,117$  (95%  $CI\ 1,040-1,189$ )
- $PM_{10}$  – prevalence bronchitis u dětí (6-12 let):  $OR\ 1.08$  (95%  $CI\ 0,98-1,19$ )
- $PM_{10}$  – incidence astmatických symptomů u astm. dětí (5-19 let):  $OR\ 1.028$  (95%  $CI\ 1.006-1,051$ )

Z ukazatelů nemocnosti jsou vztahy pro výskyt (prevalenci) bronchitis u dětí a pro nové případy chronické bronchitis (incidenci) u dospělé populace odvozeny pro dlouhodobou chronickou expozici. Ostatní vztahy byly odvozeny ze studií akutní expozice, vyjadřují tedy vliv změny průměrných denních či vícedenních koncentrací  $PM_{10}$  nebo  $PM_{2,5}$  na incidenci nebo prevalenci hodnocených ukazatelů.

Při aplikaci těchto vztahů jsou použity doporučené odhady základní incidence nebo prevalence hodnocených ukazatelů nemocnosti v evropské populaci.

Při výpočtu atributivního rizika je použitý postup uvedený v metodice HIA v programu CAFE [25]. U ukazatelů respirační nemocnosti dětské populace jsou výchozí vztahy expozice a účinku podle postupu metodiky CAFE transponovány do výpočtu nárůstu dní s příznaky během roku.

Pro hodnocení expozice se i u vztahů pro akutní expozici používá jednoduchý postup výpočtu s použitím hodnoty průměrné roční koncentrace, neboť při absenci prahové koncentrace a předpokladu lineárního vztahu expozice a účinku dává tento postup stejný výsledek, jako složitější výpočet, který by hodnotil samostatně každý den v roce.

V tabulce č. 3 je jako kvantitativní charakterizace zdravotního rizika znečištění ovzduší pro obyvatele hodnocené lokality uveden výsledek modelového výpočtu atributivního rizika výše uvedenými metodikami pro zaokrouhlený předpokládaný počet 2000 obyvatel nového obytného souboru. Jako průměrná roční koncentrace  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$  jsou dosazeny hodnoty imisního pozadí dle ČHMÚ.

Jako referenční koncentrace, od které se nepříznivý vliv znečištěného ovzduší začíná projevovat, je v souladu s autorizačním návodem SZÚ odečteno přírodní pozadí  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  průměrné roční koncentrace  $PM_{2,5}$ , resp.  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$ .

<sup>14</sup>RR – relativní riziko, určuje míru asociace, vyjadřuje poměr incidencí u exponované a neexponované populace,

<sup>15</sup>OR (Odds ratio) – poměr šancí, je též mírou relativního rizika

<sup>16</sup>RADs (restricted activity days) – dny ve kterých člověk potřebuje ze zdravotních důvodů změnit svoji normální aktivitu. Jsou zjišťovány dotazníkovým průzkumem. Podle závažnosti se dělí na dny s upoutáním na lůžko, dny s absencí v zaměstnání nebo ve škole a na dny jen s mírným omezením normální aktivity, u kterých se odhaduje, že tvoří asi dvě třetiny celkového počtu RADs. Je třeba upozornit, že tento ukazatel se v provedeném výpočtu částečně překrývá s ukazateli respirační nemocnosti, která je nejčastější příčinou omezené aktivity.

Výpočet je proveden i pro nejvyšší hodnoty imisního příspěvku záměru, i když u takto nepatrných hodnot se jedná pouze o teoretickou matematickou záležitost navíc s vědomým nadhodnocením skutečného stavu, neboť pro celou lokalitu je použita nejvyšší hodnota příspěvku. Pro srovnání se zákonem danou úrovní ochrany zdraví je výpočet atributivního rizika proveden i pro hodnotu imisních limitů  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$  a  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{2,5}$ .

K odhadu věkové struktury obyvatel a celkové úmrtnosti populace starší 30 let po odečtu úmrtí na vnější příčiny (poranění a otravy) byly použity údaje ze zdravotnické statistiky ÚZIS (Zdravotnická ročenka ČR 2016, Zemřelí 2016).

<b>Tab. 3 – Odhad zdravotní rizika znečištění ovzduší (ukazatele atributivního rizika za 1 rok pro 2000 obyvatel navrženého obytného souboru)</b>			
	Pozadí	Záměr	Im. limit
Průměrná roční koncentrace $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ):	27,1/21,5	0,2/0,2	40/25
<b>Celková úmrtnost</b>			
Předčasná úmrtí u populace ve věku nad 30 let	1,9	0	2,5
<b>Nemocnost – celá populace</b>			
Hospitalizace pro srdeční onemocnění:	1	0	1
Hospitalizace pro respirační onemocnění:	1	0	1
Počet dní s omezenou aktivitou:	2947	36	3572
<b>Nemocnost – dospělí</b>			
Incidence chronické bronchitis (nové případy on.):	1	0	2
<b>Nemocnost – děti</b>			
Prevalence bronchitis (počet dní s příznaky):	1079	13	1892
Zhoršení potíží u astm. dětí (počet dní s příznaky):	35	0	61

Výpočet udává pro příslušný počet exponovaných obyvatel a jednotlivé kategorie zdravotních ukazatelů přímo míru vlivu znečištěného ovzduší, tedy absolutní počet zdravotních ukazatelů, který je možné přisoudit vlivu znečištěného ovzduší. Výsledky jsou kromě relativně nejspolehlivějších ukazatelů ovlivnění celkové úmrtnosti zaokrouhlené podle matematických pravidel na celá čísla.

Z výsledku výpočtu vyplývá, že k nepříznivému ovlivnění zdravotního stavu obyvatel znečištěným ovzduším dochází i při podlimitní úrovni znečištění a je tedy do určité míry nevyhnutelné.

Vliv znečištění ovzduší na úmrtnost je přitom třeba chápat tak, že není jedinou příčinou a uplatňuje se více u predisponovaných skupin populace, tedy hlavně u starších osob a lidí s vážným kardiovaskulárním nebo respiračním onemocněním, u kterých zhoršuje průběh onemocnění a výskyt komplikací a zkracuje délku života. Jedná se tedy o počet předčasných úmrtí.

V daném případě vychází v přepočtu k úmrtnosti obyvatel dle statistiky ÚZIS pro hodnocení počet obyvatel a současné imisní pozadí částic  $\text{PM}_{2,5}$  zhruba 10% podíl současné úrovně znečištění ovzduší na celkové úmrtnosti populace starší 30 let. V současných podmínkách měst ČR tento údaj odpovídá mírně nadprůměrné úrovni rizika znečištění ovzduší.

SZÚ Praha uvádí za rok 2017 průměrnou hodnotu ročních koncentrací  $\text{PM}_{2,5}$  v obytných lokalitách v sídlech  $19,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [26]. Při odhadu rizika s odečtením úrovně přírodního pozadí  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dle autorizačního návodu odpovídá této úrovni expozice zvýšení celkové úmrtnosti obyvatel nad 30 let věku u populace ČR cca o 8,7 %.

U ukazatelů nemocnosti je často hodnoceným ukazatelem vlivu znečištěného ovzduší chronická respirační nemocnost u dětí.

V provedeném hodnocení je pro názornost vyjádřena jako počet dní s příznaky zánětu průdušek (bronchitis) během roku, vztažený na celou exponovanou dětskou populaci daného věku. Při použití údaje o základní prevalenci výskytu příznaků u dětí ve věku 6–12 let v evropských zemích (18,6%) je možné výsledek výpočtu interpretovat jako cca 11% podíl vlivu současné úrovně znečištění ovzduší na chronickou respirační nemocnost u dětí.

Provedený výpočet sice působí exaktním dojmem, ale vzhledem k nejistotám v jeho výchozích podkladech i v odvození vlastních vztahů jde v absolutních číslech pouze o kvalifikovaný odhad.

Ve vztahu k posuzovanému záměru je podstatné, že jeho imisní příspěvek z nově generované dopravy bude zanedbatelný. Kvantifikace zdravotních rizik takto nepatrných změn expozice je pouze matematickou záležitostí a nemůže poskytnout validní a prokazatelné výsledky, neboť jsou vysoce převýšeny nejistotou metod hodnocení i výchozích podkladů.

### IV. 3. Benzo(a)pyren

#### *Identifikace a charakterizace nebezpečnosti*

Benzo(a)pyren je obecně používán jako indikátor zátěže polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU). Jde o skupinu organických látek, tvořených dvěma nebo více kondenzovanými benzenovými jádry, která mohou být různě orientována a substituována, z čehož vyplývá velká rozmanitost jejich vlastností.

Vznikají při nedokonalém spalování organických látek a vzhledem k rozšířenosti jejich přírodních i antropogenních zdrojů jsou prakticky všudypřítomné. Většina PAU se dostává do životního prostředí cestou atmosféry z procesů spalování a pyrolýzy.

Zdravotně nejvýznamnější vysokomolekulární PAU s 5 a více benzenovými jádry, jako je benzo(a)pyren, jsou v ovzduší většinou vázány na pevné částice a mohou být transportovány na značné vzdálenosti.

Významným zdrojem PAU pro vnitřní ovzduší v budovách je tabákový kouř. Ve výfukových emisích z dopravních prostředků jsou PAU významně až z 90 % redukovány katalyzátory u benzínových motorů, u dieselových motorů jsou redukovány také, ale v menším poměru [20]. Z ovzduší jsou PAU odstraňovány suchou a mokrou depozicí do půdy a vody a mohou podléhat fotodegradaci působením UV složky slunečního záření. V ovzduší bylo zjištěno okolo 500 PAU, tvoří komplexní směsi, avšak většina měření se týká benzo(a)pyrenu (dále BaP), který je nejlépe prostudován.

Běžné průměrné roční koncentrace BaP v evropských městech se pohybují v rozmezí 1–10 ng/m<sup>3</sup>. Ve venkovských oblastech je koncentrace BaP v ovzduší pod 1 ng/m<sup>3</sup> [27].

Znečištění ovzduší PAU bylo v ČR v roce 2017 sledováno na 44 stanicích. Většinou je analyzováno 9 nejvýznamnějších látek včetně BaP. Z hlediska emisních zdrojů PAU se ve větších městských lokalitách projevuje kombinace plošného zatížení z dopravy a emisí z domácích topenišť, které se prosazují hlavně v okrajových částech měst a v místech s vyšším podílem spalování fosilních paliv.

Podle výsledků měření se rozpětí průměrných ročních koncentrací BaP v městských lokalitách nezatížených průmyslem a intenzivní dopravou pohybovalo v rozmezí 0,6–4,2 ng/m<sup>3</sup> se střední hodnotou 1,3 ng/m<sup>3</sup>. V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední hodnota 1,5 ng/m<sup>3</sup>. Několikanásobně vyšší hodnoty byly dosahovány v lokalitách zatížených průmyslem, především v Ostravsko-karvinské pánvi, kde se k obvyklým zdrojům (doprava a lokální zdroje) přidávají jako majoritní velké průmyslové celky a dálkový transport. Střední hodnota v těchto oblastech byla 3,4 ng/m<sup>3</sup>. Hodnota imisního limitu byla v roce 2017 překročena na 29 z 44 měřících stanic [17]. Na dvou měřících stanicích v Brně byly v roce 2017 naměřeny průměrné roční koncentrace BaP 0,6 a 0,7 ng/m<sup>3</sup> [18].

Za hlavní zdroj PAU pro člověka je považována potrava v důsledku tvorby PAU během její přípravy a v důsledku kontaminace plodin atmosférickým spadem. PAU jsou sice málo rozpustné ve vodě, ale vysoce lipofilní. Snadno se vstřebávají plicemi, zažívacím traktem i přes kůži. Snadno pronikají přes placentární bariéru a jsou stanovitelné i v mateřském mléce.

V organismu podléhají metabolickým reakcím, při kterých vznikají reaktivní meziprodukty a metabolity (zejména diol-epoxydy, vytvářející addukty s DNA), odpovědné za mutagenní, karcinogenní a toxické účinky. Výsledky studií na pokusných zvířatech ukazují, že PAU mohou vyvolávat řadu zdravotně nepříznivých účinků, jako je oční i kožní dráždivost, toxické poškození ledvin a jater, hematotoxicita, imunosuprese, reprodukční toxicita, genotoxicita a karcinogenita. Patrně též mohou mít vliv na vývoj aterosklerózy.

Při běžné expozici PAU z životního prostředí se doposud nepředpokládalo reálné riziko toxických účinků, avšak výsledky posledních výzkumů upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší, a to hlavně ve vztahu k nepříznivému ovlivnění vývoje dětí, jak během nitroděložního vývoje, tak i později v předškolním věku [20,28].

Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je karcinogenita, která je u BaP a několika dalších vysokomolekulárních PAU dostatečně dokumentována v experimentech na zvířatech a potvrzují ji i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace. BaP klasifikuje IARC jako prokázaný karcinogen pro člověka. Některé PAU jsou zařazeny mezi možné karcinogeny a mnoho dalších zatím nebylo možné z hlediska karcinogenity pro člověka klasifikovat [29,30].

Plicní karcinogenita BaP může být potencována současnou expozicí dalším látkám, jako je cigaretový kouř, azbest a patrně též prašné částice.

Pro kvantitativní odhad karcinogenního rizika BaP jako zástupce směsi PAU v ovzduší doporučila WHO ve směrnících pro kvalitu ovzduší v Evropě roce 1987 i později v roce 2000 jednotku karcinogenního rizika UCR<sup>17</sup>  $8,7 \times 10^{-2}$ .

Podkladem byla UCR odvozená US EPA konzervativním lineárním víceetapovým modelem pro dlouhodobou expozici koksárenských dělníků. Při aplikaci výše uvedené UCR  $8,7 \times 10^{-2}$  vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající karcinogennímu riziku  $1 \times 10^{-6}$ , v úrovni roční průměrné koncentrace  $0,012 \text{ ng/m}^3$  [27].

K obdobnému závěru, tj. doporučení použití BaP jako zástupce směsi PAU a vyjádření karcinogenního potenciálu celé směsi pomocí UCR BaP  $8,7 \times 10^{-2}$ , dospělo WHO i ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší z roku 2010 [28].

V ČR je pro ochranu zdraví lidí stanoven imisní limit pro PAU v ovzduší, vyjádřený jako BaP, v hodnotě průměrné roční koncentrace  $1 \text{ ng/m}^3$ .

Otázkou existence nových poznatků, které by mohly ovlivnit současné cílové hodnoty PAU v ovzduší, se zabývali experti WHO v rámci projektu REVIHAAP. V závěrečné zprávě konstatují, že nové poznatky sice ukazují na řadu nekarcinogenních účinků těchto látek, ale zatím neumožňují stanovit nové cílové hodnoty. Podotýkají ale, že stávající cílový limit  $1 \text{ ng/m}^3$  je spojen s poměrně vysokým karcinogenním rizikem téměř  $1 \times 10^{-4}$  [20].

PAU reprezentované BaP byly v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazeny do druhé skupiny látek doporučených k přehodnocení. Konkrétně experti WHO poukazují na nové poznatky o nekarcinogenních účincích PAU, probíhající přehodnocení rizika americkou EPA a významné překračování současného doporučeného limitu  $1 \text{ ng/m}^3$  v mnoha zemích [21].

<sup>17</sup>UCR (Unit Cancer Risk) - Jednotka karcinogenního rizika, vyjadřující karcinogenní potenciál dané látky vztahený při standardním celoživotním expozičním scénáři ke koncentraci v ovzduší  $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ . Je odvozena ze směrnice karcinogenního rizika.

### **Hodnocení expozice a charakterizace rizika**

Imisní pozadí benzo(a)pyrenu v hodnocené lokalitě záměru udává ČHMÚ v hodnotě průměrné roční koncentrace  $0,8 \text{ ng/m}^3$ .

Imisní příspěvek posuzovaného záměru z jím generované dopravy se v referenčních bodech u obytné zástavby pohybuje v hodnotách do  $0,02 \text{ ng/m}^3$  průměrné roční koncentrace.

U benzo(a)pyrenu je hodnocení rizika založeno na kvantifikaci míry karcinogenního rizika. Jelikož jde o pozdní účinek na základě dlouhodobé chronické expozice, hodnocení rizika vychází z průměrných ročních koncentrací. Míra karcinogenního rizika se vyjadřuje jako individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny.

Výpočet této míry pravděpodobnosti (v anglické literatuře nazývaná ILCR – Individual Lifetime Cancer Risk) se provádí pomocí jednotky karcinogenního rizika (UCR), udávající karcinogenní potenciál dané látky při celoživotní inhalaci z ovzduší.

Při použití jednotky karcinogenního rizika WHO by celoživotní expozici odhadovanému imisnímu pozadí  $0,8 \text{ ng/m}^3$  odpovídala míra rizika ILCR  $7 \times 10^{-5}$ . Vypočtený příspěvek vlastního posuzovaného záměru představuje míru rizika ILCR  $1,8 \times 10^{-6}$ .

Při hodnocení bezprahového karcinogenního účinku se vychází z principu společensky přijatelného rizika, tedy míry navýšení celoživotního rizika onemocnění v populaci, která je považována za nevýznamnou a ještě akceptovatelnou.

Toto společensky přijatelné riziko se v různých zemích uvádí v rozmezí od  $1 \times 10^{-4}$  do  $1 \times 10^{-6}$  (jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob). Pro ČR doporučuje Ministerstvo zdravotnictví ČR vzhledem k nejistotě odhadů expozice i stanovení referenčních hodnot obecně považovat za přijatelné řádové rozmezí karcinogenního rizika  $10^{-6}$  (tedy do 10 případů onemocnění na milion exponovaných osob) [31].

Obecně používaná hraniční úroveň rizika je tedy u imisního pozadí BaP překračována, což je však v dopravně a průmyslově exponovaných lokalit v ČR běžným nálezem. Vypočtený imisní příspěvek z dopravy generované záměrem celkovou situaci významně nezmění.

Významnost znečištění ovzduší karcinogenními látkami je možné vyjádřit ukazatelem tzv. populačního rizika. Populační riziko vyjadřuje roční riziko výskytu rakoviny u exponované populace, tj. průměrný počet případů nádorových onemocnění v dané populaci za rok.

Tento ukazatel se nazývá APCR (Annual Population Cancer Risk) a vypočte se dle vzorce:  $APCR = ILCR \times \text{počet exponovaných osob}/70$ . Hodnoty APCR pro modelový počet 2000 obyvatel nově navrhované zástavby jsou uvedeny v tabulce 4.

<b>Tab. 4 – Populační riziko (APCR) imisní zátěže BaP pro 2000 obyvatel</b>		
	<i>ng/m<sup>3</sup></i>	<i>APCR = počet onemocnění /rok</i>
<b>Imisní pozadí 2013–2017</b>	0,8	0,002
<b>Imisní příspěvek záměru</b>	0,02	0,00005

Z výsledků v tabulce je zřejmé, že riziko imisí benzo(a)pyrenu není z hlediska reálného navýšení výskytu nádorových onemocnění tak závažné, jak by naznačovalo překročení obecně používané hraniční míry rizika. Přesto nelze tuto složku znečištění ovzduší bagatelizovat, a to i z důvodu narůstajícího objemu poznatků o toxických účincích karcinogenních polyaromatických uhlovodíků ve znečištěném ovzduší. Vliv posuzovaného záměru se však podle výpočtů rozptylové studie pohybuje v nepatrných hodnotách, takže celkovou imisní situaci a zdravotní riziko prakticky neovlivní.

#### **IV. 4. Závěr k riziku znečištění ovzduší**

**Podkladem k hodnocení úrovně znečištění ovzduší v lokalitě posuzovaného záměru nového obytného souboru byly výstupy rozptylové studie, která hodnotí imisní vliv záměrem generované dopravy pro standardní zastoupení klasických škodlivin z dopravy. Jako podklad o imisním pozadí byly využity aktuální oficiální údaje Českého hydrometeorologického ústavu pro danou lokalitu.**

**Při hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší byly použity aktuální odborné poznatky o nebezpečnosti a vztazích expozice a účinku hodnocených látek v souladu s autorizačním návodem AN 17/15 Státního zdravotního ústavu Praha pro hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší z října 2015.**

**Kvantitativní odhad zdravotního rizika v ukazatelích úmrtnosti a nemocnosti obyvatel na základě současného imisního pozadí suspendovaných částic odpovídá mírně nadprůměrné úrovni rizika znečištění ovzduší ve městech ČR.**

**Ve vztahu k posuzovanému záměru je výsledkem hodnocení konstatování, že tento záměr, resp. jím nově generovaná doprava, bude mít na celkovou imisní situaci lokality jen nepatrný a z hlediska zdravotního rizika znečištění ovzduší zanedbatelný vliv.**

#### **V. Analýza nejistot**

Každé hodnocení vlivů na zdraví je nevyhnutelně zatíženo řadou nejistot. Proto je jednou z neopominutelných součástí hodnocení vlivů na zdraví i popis a analýza nejistot, kterých si je zpracovatel vědomý a ke kterým by se mělo přihlédnout v další etapě rozhodování.

V daném případě hodnocení zdravotních rizik hluku a znečištění ovzduší souvisejících s posuzovaným záměrem výstavby nového obytného souboru vyplývají určité nejistoty jak z výchozích dat, na jejichž základě byla hodnocena expozice hluku a imisím, tak i ze současného stupně poznání o jejich potenciálním riziku pro obyvatelstvo. Konkrétně se jedná hlavně o tyto oblasti:

1. Spolehlivost výstupů rozptylové a hlukové studie. Tato nejistota je dána jak validitou vstupních dat, tak i vlastním matematickým modelem. Původní nejistota rozptylových studií byla snížena použitím nových emisních faktorů programu MEFA 13, které u dopravy zahrnují i emise dříve nehodnocené, jako otěry brzd a pneumatik a resuspenzi prachových částic z vozovky.  
Přesto rozptylovou studií nelze spolehlivě postihnout veškeré faktory ovlivňující znečištění ovzduší, jako je např. sekundární vznik jemné frakce částic v ovzduší, nebo rozptyl škodlivin v území ohraničeném stavbami. Podkladem k odhadu imisního pozadí v dané lokalitě byly oficiální údaje ČHMÚ.  
Výpočtový model hlukové studie byl kalibrován 24hodinovým měřením. Výsledky výpočtového modelu jsou podle údaje hlukové studie horním odhadem očekávané situace. Hlavním zdrojem nejistoty zde proto mohou být podklady prognózy vývoje intenzit dopravy.
2. Při hodnocení expozice obyvatel zájmového území hluku a imisím škodlivin byl vědomě použitý konzervativní přístup, který vychází z nejvyšší úrovně předpokládané expozice u obytné zástavby, hodnotí tedy nejhorší možný případ expozice vztažený na celou lokalitu. Je tím eliminována nejistota případného podhodnocení skutečné úrovně expozice na základě údajů hlukové a rozptylové studie.

3. Vztahy expozice a účinku, použité ke kvantitativní charakterizaci rizika hluku a znečištění ovzduší. Vztahy expozice a účinku látek znečišťujících ovzduší, používané ke kvantitativní charakterizaci rizika se průběžně aktualizují. V daném případě byly použity vztahy expozice a účinku odvozené experty WHO, které doporučuje autorizační návod SZÚ Praha pro autorizovaná hodnocení rizika znečištění ovzduší.

Při charakterizaci rizika hluku byly pro možnost srovnání použity jak doposud používané, tak nové vztahy expozice a účinku, uvedené v nové hlukové směrnici WHO z října letošního roku. Jde tedy o zcela aktuální podklady. Při odhadu situace konkrétního hodnoceného záměru je ovšem aplikace vztahů, odvozených z meta-analýz studií z různých zemí vždy zatížena nejistotou, neboť účinky hluku a reakci obyvatel kromě vlastní hlukové zátěže a jejího charakteru významně ovlivňuje i řada místních neakustických faktorů.

Nelze je tedy spolehlivě vztahovat zejména na jednotlivé osoby nebo malé soubory exponovaných obyvatel jednotlivých domů. V takových případech může být obtěžující a rušivý účinek hluku významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku, tak jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku i dalšími neakustickými faktory a významně se lišit od vypočtených údajů.

## VI. Závěr

**Podle zadání bylo na základě poskytnutých podkladů provedeno podle aktuálních metodik hodnocení vlivů na veřejné zdraví pro posuzovaný záměr nového obytného souboru.**

**Předmětem hodnocení byla celková hluková a imisní situace stávající okolní a nově navržené obytné zástavby a významnost hlukového a imisního příspěvku z dopravy generované záměrem.**

**Z výsledků hodnocení vyplývá, že hluk z dopravy v daném území může být i při podlimitní úrovni pro menší část obyvatel stávajících i nově navržených bytových domů příčinou obtěžování nebo rušení hlukem ve spánku. Tento stav však nelze považovat za významné zdravotní riziko.**

**Kvantitativní odhad zdravotního rizika v ukazatelích úmrtnosti a nemocnosti obyvatel na základě současného imisního pozadí suspendovaných částic odpovídá mírně nadprůměrné úrovni rizika znečištění ovzduší ve městech ČR.**

**Ve vztahu k posuzovanému záměru z provedeného hodnocení vyplývá, že vliv jím nově generované dopravy bude mít na celkovou hlukovou a imisní situaci lokality jen nepatrný a z hlediska zdravotního rizika zanedbatelný vliv.**

**Tento závěr je platný za předpokladu platnosti poskytnutých výchozích podkladů.**

## VII. Příloha – citovaná a použitá literatura

1. WHO: *Environmental Noise Guidelines for the European Region*, WHO, 2018
2. EEA: *Good practice guide on noise exposure and potential health effects*, EEA Technical report No 11/2010, EEA Kopenhagen, October 2010
3. RIVM: *Health implication of road, railway and aircraft noise in the European Union*, RIVM Report 2014-0130
4. WHO: *Guidelines for Community Noise*, 1999

5. Havránek J. a kol.: *Hluk a zdraví*, Avicenum Praha, 1990
6. European Commission: *Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*, 2002
7. Guski R., Schreckenberg D., Schuemer R.: *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Annoyance*, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 14, 1539
8. Miedema, HME, Vos H: *Noise annoyance from stationary sources: Relationships with exposure metric day–evening–night (DENL) and their confidence intervals*, *J. Acoust. Soc. Am.* 116(1), July 2004
9. WHO, Regional Office for Europe: *Night noise guidelines for Europe*, WHO, 2009
10. European Commission Working Group on Health and Socio-Economic Aspects: *Position Paper on Dose-Effects Relationships for Night Time Noise*, 2004
11. Basner M., McGuire S.: *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep*, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2018, 15, 519
12. Münzel T., Schmidt F.P., Steven S., Herzog J., Daiber A., Sørensen M.: *Environmental Noise and the Cardiovascular System*, *J. Am Coll. Cardiol.* 2018, 71(6):688-97
13. Babisch, W.: *Road traffic noise and cardiovascular risk*, *Noise Health* 2008, 10:38,27-33
14. Babisch, W.: *Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis*, *Noise Health* 2014, 16:1-9
15. Van Kempen E, Casas M., Pershagen G., Foraster M.: *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary*, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 15, 379
16. Davies H., Van Kamp I.: *Noise and cardiovascular disease: A review of the literature 2008 – 2011*, *Noise Health* 2012, 14:287-291
17. SZÚ Praha: *Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k venkovnímu a vnitřnímu ovzduší“ – souhrnná zpráva za rok 2017*, SZÚ Praha, 2018
18. ČHMÚ: *Tabelární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika“, 2017 – internetový zdroj*
19. WHO: *Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide, Global update 2005*
20. WHO: *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP, Technical Report*, WHO 2013
21. WHO: *Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs), Meeting report 2015*, WHO 2016
22. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 109, Outdoor air pollution*, 2015
23. *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES ze dne 21.5.2008 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu*
24. WHO: *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*, WHO Regional Office for Europe, 2013
25. Hurley F et al.: *Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment*, European Commission 2005
26. SZÚ: *Odhad zdravotních rizik ze znečištění ovzduší, Česká Republika – rok 2017*, SZÚ Praha, 2018

27. WHO: *Air Quality Guidelines for Europe, second edition*, WHO 2000
28. WHO: *WHO Guidelines for indoor air quality: selected pollutants*, WHO 2010
29. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 92, Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures*, 2010
30. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100F, Chemical Agents and Related Occupations (Benzo(a)pyrene)*, 2012
31. MZ ČR: *Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální*, HEM-300-19.9.05/31639, 2005

Svitavy 12.3.2019

MUDr. Bohumil Havel

