

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

## **I/37 Žďár nad Sázavou SZ + JZ obchvat**

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

**Zadavatel:**  
**JP EPROJ s.r.o.**  
**Ing. Jarmila Paciorková**  
**U Statku 301/1**  
**736 01 Havířov**

---

**Zpracoval:**

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

**Tel.: 602 482 404 E-mail : [bohumil.havel@centrum.cz](mailto:bohumil.havel@centrum.cz)**

**Držitel osvědčení o autorizaci k hodnocení zdravotních rizik v autorizačních setech  
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 2/2019.**

Svitavy, únor 2022

## 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>11</b>
<b>III. 3. Závěr k riziku hluku.....</b>	<b>14</b>
<b>IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší.....</b>	<b>14</b>
<b>IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice .....</b>	<b>14</b>
<b>IV. 2. Oxid dusičitý (NO<sub>2</sub>).....</b>	<b>15</b>
<b>IV. 3. Suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> .....</b>	<b>19</b>
<b>IV. 4. Benzo(a)pyren .....</b>	<b>26</b>
<b>IV. 5. Závěr k riziku znečištění ovzduší .....</b>	<b>30</b>
<b>V. Analýza nejistot .....</b>	<b>30</b>
<b>VI. Závěr .....</b>	<b>31</b>
<b>VII. Příloha – citovaná a použitá literatura.....</b>	<b>32</b>

## I. Zadání a výchozí podklady

Podle zadání má být jako součást dokumentace záměru „I/37 Žďár nad Sázavou, SZ+JZ obchvat“ zpracované podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů, provedena aktualizace hodnocení vlivů na veřejné zdraví z ledna 2020, které bylo součástí oznámení záměru.

Hodnocení vlivů na veřejné zdraví bylo rámci zaměřené na vyhodnocení údajů rozptylové a akustické studie z hlediska zdravotních rizik.

Hlavním důvodem aktualizace jsou nové poznatky o zdravotním riziku hluku, metodicky zohledněné v aktuální verzi autorizačního návodu SZÚ Praha AN 15/04 VERZE 5<sup>1</sup> z října 2020 a nové poznatky o zdravotních účincích znečištění ovzduší obsažené v nové směrnici WHO pro kvalitu ovzduší ze září 2021<sup>2</sup>, a jejich podkladech. Použita jsou i aktuální data o imisním pozadí hodnoceného území.

K aktualizaci hodnocení vlivů na veřejné zdraví byly zadavatelem poskytnuty tyto podklady:

- ✓ Rozptylová studie č. E/5040/2018 „I/37 Žďár nad Sázavou – SZ a JZ obchvat“, Aktualizace 1/2022, zpracovatel TECHNICKÉ SLUŽBY OCHRANY OVZDUŠÍ OSTRAVA spol. s r.o., datum vydání leden 2022
- ✓ Akustická studie č. 202202-02 „I/37 Žďár nad Sázavou – SZ a JZ obchvat“, zpracovatel Akustika Bartek s.r.o., 739 11 Pstruží 324, 1. února 2022

### Stručný popis záměru a poskytnutých podkladů:

Předmětem oznámení je záměr přeložky silnice I/37 ve Žďáru nad Sázavou do nové trasy vedené mimo centrum města dle územního plánu.

V současnosti vede průtah silnice I/37 středem města, kde při intenzitě dopravy přes 8 000 vozidel/24h negativně ovlivňuje životní prostředí a dopravně bezpečnostní situaci.

<sup>1</sup>Autorizační návod AN 15/04 verze 5 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, SZÚ Praha, říjen 2020

<sup>2</sup> WHO global air quality guidelines, WHO, 2021

Realizací obchvatu dojde k odvedení zejména tranzitní dopravy a stávající průtah silnice 1. třídy bude sloužit pro místní dopravu. Výsledky provedeného dopravního průzkumu udávají možnost snížení intenzity dopravy ve středu města po vybudování obchvatu až o 50 %.

Trasa obchvatu je vedena v západně od centra města.

Začátek přeložky je přibližně 500 před křižovatkou silnic I/37 a III/35016 a ulicí Santiniho a dále pokračuje západním směrem. Trasa prochází mezi Novým a Bránským rybníkem a za nimi se stáčí jižním směrem k silnici I/19 do prostoru stávající zahrádkářské kolonie, která je východně od železniční tratě č. 250.

Od křižovatky se silnicí I/19 je trasa vedena souběžně s železniční tratí ve východní poloze do přednádražního prostoru, kříží silnici II/353 (ul. Jihlavská) a napojí ve stávající okružní křižovatce na ulici Brněnská.

Trasa obchvatu je rozdělena na dva samostatné úseky:

1. úsek - začátek přeložky – křižovatka I/37 x I/19 (mimo)
2. úsek - křižovatka I/37 x I/19 (včetně) – okružní křižovatka na ul. Brněnská.

Trasa navrženého obchvatu prochází v blízkosti hustě zalidněného území města Žďáru nad Sázavou.

Akustická studie je zpracována pomocí výpočetního programu HLUK+, verze 14.01. Ve vztahu k hlukovým limitům hodnotí předpokládanou dopravní hlukovou zátěž nejbližší obytné zástavby u trasy obchvatu ve výhledovém roce 2035. Pro dodržení hygienických limitů hluku u okolní zástavby je v akustické studii navrženo 7 protihlukových stěn v celkové délce 1459 m.

Výstupem studie jsou hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku pro denní a noční dobu ve výpočtových bodech, umístěných v chráněném venkovním prostoru staveb 12 nejbližších obytných budov ve výšce jednotlivých podlaží. Podle platné metodiky se jedná se o hodnoty dopadající hladiny akustického tlaku bez odraženého hluku od fasády.

Akustická studie též vyhodnocuje akustickou situaci ve výpočtových bodech č. 1,5 a 6 situovaných v území již nyní zatíženém hlukem z dopravy i v nulové variantě bez realizace záměru obchvatu a ověřuje platnost korekce limitu pro starou hlukovou zátěž pro výpočtový bod č. 6.

Výsledkem studie je konstatování, že vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku s rezervou splňují hygienický limit hluku z dopravy.

Rozptylová studie hodnotí výpočtovým programem SYMOS'97 verze 2013 imisní vliv automobilové dopravy na obchvatu a okolních navazujících komunikacích ve výhledovém roce 2035. Vzhledem k různým variantám řešení přednádražního prostoru byla pro modelování vybrána emisně nejméně příznivá varianta č. 2 s vybudováním mimoúrovňové křižovatky v místě křížení přeložky silnice I/37 a stávající silnice II/353 (ulice Jihlavská).

Studie nezahrnuje vlivy jiných zdrojů nežli dopravy související se záměrem, proto lze výsledky studie hodnotit pouze jako doplňkovou imisní zátěž lokality.

Výpočet imisních koncentrací je proveden pro standardní zastoupení škodlivin z dopravy, tj. oxid dusičitý, oxid uhelnatý, suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>, benzen a benzo(a)pyren. Výpočet zohledňuje i resuspenzi prachových částic z vozovky.

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 u nejbližších obydlí v okolí trasy obchvatu, reprezentujících lokality pravděpodobně nejvíce ovlivněné záměrem.

Jako současné imisní pozadí jsou v rozptylové studii uvedeny hodnoty pětiletých klouzavých průměrů 2016–2020, které v dané lokalitě v mapové síti čtverců 1x1 km uvádí 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 orgánu 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 nepřijatelné, 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 5<sup>3</sup> a AN 17/15<sup>4</sup> pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/00 Sb.<sup>5</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 autorizace 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.

<sup>3</sup>Autorizační návod AN 15/04 verze 5 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, SZÚ Praha, říjen 2020

<sup>4</sup>Autorizační návod AN 17/15 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší, SZÚ Praha, říjen 2015

<sup>5</sup>Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů

### **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.

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.

Obdobně je tomu u hluku, kde je situace specifická i v tom, že pro některé účinky hluku je obtížné hodnotit míru jejich zdravotní závažnosti. Místo referenčních hodnot je proto snaha odvodit vztahy expozice a účinků, které mohou být použity k jejich kvantifikaci, případně prahové hladiny, nad kterými se účinky začínají objevovat nebo se ukazují být závislé 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 nekarzinogenních 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 aktuální verze 5 autorizačního návodu SZÚ, vycházející z nejnovějších poznatků, obsažených v nové hlukové směrnici WHO<sup>6</sup>, je odhad procenta obyvatel, u kterých lze očekávat vysoké subjektivní pocity obtěžování, rušení spánku a výpočet atributivního rizika ischemické choroby srdeční.

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 roce 2018 [1]. Souhrn vztahů mezi hlukovou expozicí a nepříznivými účinky na zdraví, dříve doporučených k použití při hodnocení rizika hluku v zemích EU, byl obsažen např. ve zprávě Evropské agentury pro životní prostředí (EEA<sup>7</sup>) z října 2010 [2].

Vyhodnocení spolehlivosti podkladů a aktualizaci těchto vztahů na základě nových epidemiologických studií obsahuje již zmíněná nová 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 nesespecifické (mimo sluchové), projevující se ovlivněním funkcí různých systémů organismu.

Tyto nesespecifické 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 zapamatování. 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

<sup>6</sup>Environmental Noise Guidelines for the European Region, WHO, 2018

<sup>7</sup>EEA – European Environment Agency

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. 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 přepočítání 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. Práh bolestivosti při vnímání hlukových podnětů u zdravých osob je udáván mezi 110–130 dB, avšak vykazuje značnou individuální variabilitu. Práh nepříjemného vnímání hluku je mezi 80–100 dB.

V některých případech, jako jsou např. zánětlivá onemocnění bubínku a středního ucha, nebo Menierova nemoc, však práh bolestivého nebo nepříjemného vnímání hlukových impulsů může být i nižší. Toto platí i u osob používajících některé typy naslouchadel. K prevenci akutních sluchových poškození by hodnoty maximální hladiny akustického tlaku  $L_{Amax}$  měly být nižší, nežli 110 dB [3].

**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 [4].

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 obsahujícím nízké frekvenční složky. Nepříjemnější je hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující výrazné tónové složky.

V praxi se často jedná o současnou expozici hluku z více rozdílných zdrojů. Možnosti hodnocení obtěžujícího účinku kombinované expozice hluku byly zkoumány i v rámci přípravy nové hlukové směrnice WHO. Je zřejmé, že obtěžující účinek kombinovaného hluku z různých zdrojů není funkcí celkového akustického tlaku.

Na základě analýz existujících studií bylo konstatováno, že ani pro různé kombinace současné expozice hluku ze dvou různých typů dopravy není možné stanovit jednoduchý model. V případě zdrojů hluku stejné intenzity bylo často zjištěno, že celkový obtěžující účinek je nižší nežli samostatný účinek jednotlivých zdrojů hluku, což se dá vysvětlit maskujícím efektem. U rozdílné intenzity hluku z různých zdrojů je často pozorován dominantní efekt, kdy je celkový obtěžující účinek určen hlasitějším zdrojem [5].

Autorizační návod SZÚ k hodnocení rizika expozice hluku proto konstatuje, že v současnosti neexistuje metodika pro hodnocení kombinovaného působení hluku ze zdrojů různé kategorie.

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 nějž 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>8</sup> nebo  $L_{den}$ <sup>9</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 vysokou úroveň obtěžování. Ve srovnání s doposud používanými vztahy indikují vyšší stupeň obtěžování, zejména hlukem z letecké a železniční dopravy.

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 2002. Procento vysoce obtěžovaných osob zde vychází vyšší, nežli podle doposud používaného vztahu expozice a účinku z roku 2002, odvozeného ze starších studií [6].

Analýza časového trendu výsledků 61 starších i novějších studií obtěžování hlukem z období 1969–2014, provedená různými statistickými metodami a publikovaná v loňském roce však neprokázala narůstající trend obtěžujícího efektu hluku ze silniční dopravy a nutnost revize doposud používaných vztahů [7].

V aktualizované verzi 5 autorizačního návodu SZÚ je proto doporučeno provést výpočet s použitím původních i nových vztahů a výsledek uvádět jako rozmezí, ve kterém se obtěžující účinek hluku pohybuje podle různých metod.

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 z několika studií provedených v Holandsku [8]. Tyto vztahy zůstávají i v současné době jako jediná možnost alespoň orientačního 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 lokálního charakteru.

<sup>8</sup> $L_{dn}$  (Day-night level) – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin s penalizací noční hladiny akustického tlaku o 10 dB.

<sup>9</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.



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 v denní době 50 dB pro mírné a 55 dB pro silné obtěžování [3]. 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 použitelné pro rozmezí 45–75 dB  $L_{den}$  avšak indikují obtěžující účinek i pod spodním okrajem tohoto rozmezí [1].

**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  $L_{night}^{10}$  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].

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 pociťovaného 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  $L_{night}$ . Podkladem k odvození nového vztahu expozice a účinku pro narušení spánku hlukem z automobilové dopravy byly výsledky 12 studií, publikovaných v letech 2002–2015. Procento vysoce rušených osob hlukem vypočtené podle tohoto vztahu se však významně neliší od výpočtu dle doposud používaného vztahu, odvozeného ze starších studií [1,11].

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.

---

<sup>10</sup> $L_{night}$  – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku A v časovém úseku 8 hodin v noci na nejvíce exponované fasádě domu.

Z neúplně prokázaných účinků byla prahová hladina hluku 60 dB  $L_{night}$  pro psychické poruchy [9].

Nově byly odvozené vztahy pro silný stupeň rušení ve spánku 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, hořčiku 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.

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<sup>11</sup> 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 [2].

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  $L_{dn}$  odvozeno relativní riziko 1,08 (95 % CI = 1,04–1,13). Dříve předpokládaná prahová hladina pro riziko ICHS se tím snížila na 55 dB  $L_{dn}$  [12].

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 v úrovni RR 1,08 (95 % CI = 1,01–1,15) pro 10 dB nárůst expozice s prahovou hladinou cca 53 dB. Byly též odvozeny vztahy pro další ukazatele kardiovaskulárních onemocnění, jako je hypertenze a cévní mozkové příhody, avšak s nízkým stupněm spolehlivosti [1,13].

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].

Směrnice WHO vychází ze studií publikovaných do roku 2015. Pozdější kvalitní kohortové studie poskytují další podporu pro asociaci hluku a zvýšeným rizikem cévních mozkových příhod a diabetu. Ve vztahu k hypertenzi nejsou výsledky nových studií konzistentní. Z kardiovaskulárních onemocnění nehodnocených v podkladech směrnice WHO nové studie našly souvislost silničního a/nebo leteckého hluku se zvýšeným rizikem incidence srdečního selhání a úmrtnosti a potenciálním zvýšením rizika případů síňové fibrilace [14].

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.

<sup>11</sup>OR (Odds ratio) – poměr šancí, je mírou relativního rizika

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

Podkladem k hodnocení hlukové expozice obyvatel nejbližší zástavby nejvíce dotčené posuzovaným záměrem obchvatu jsou výsledky akustické studie, které udávají ekvivalentní hladinu akustického tlaku pro denní a noční dobu ve výpočtových bodech umístěných v chráněném venkovním prostoru staveb 12 nejbližších obytných budov ve výšce jednotlivých podlaží.

Nejvyšší expozice dopravnímu hluku vychází ve výpočtovém bodě č. 6 (Okružní č.p. 2023/49), kde se však nejedná o vliv dopravy po obchvatu.

Vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době se v horních podlažích ostatních hodnocených domů pohybují v rozmezí  $L_{Aeq,16h}$  cca 31–56 dB. U nejvíce exponované zástavby (výpočtové body č. 5,9,10,11)  $L_{Aeq,16h}$  převyšuje 54 dB.

V noční době se vypočtené hodnoty  $L_{Aeq,8h}$  pohybují v rozmezí cca 28–48 dB. U nejvíce exponované zástavby (výpočtové body č. 5,9,10,11,12)  $L_{Aeq,8h}$  převyšuje 46 dB.

V přepočtu na 24hodinovou  $L_{den}$  se vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku u nejbližší zástavby pohybují v rozmezí cca 38–58 dB. U nejvíce exponované zástavby  $L_{den}$  převyšuje 55 dB<sup>12</sup>.

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 z října 2018.

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].

Nová hluková směrnice WHO představuje aktuální vědecký rámec pro hodnocení zdravotních rizik hluku. Pro praktické výpočty při kvantitativní charakterizaci rizika hluku aktualizovaná verze 5 Autorizačního návodu SZÚ AN 15/04 k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku doporučuje v zájmu sjednocení postupů používat vztahy expozice a účinku,

<sup>12</sup>Pozn.: Přepočtení ekvivalentních hladin akustického tlaku na 24hodinovou dB  $L_{den}$  je provedeno výpočtem  $L_{dn}$  a následným přepočtem na  $L_{den}$  dle vztahu  $L_{den} = L_{dn} + 0,645$ , který byl odvozen SZÚ Praha na základě dlouholetých výsledků hlukového monitoringu v českých městech.

uvedené v příloze III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES<sup>13</sup> o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí, která obsahuje vzorce vybraných vztahů expozice a účinku pro hodnocení rizika hluku v rámci strategického hlukového mapování, převzatých z nové hlukové směrnice WHO.

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].

Vztah pro odhad procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem (HA-Highly Annoyed) ze silniční dopravy na základě dlouhodobé expozice v deskriptoru  $L_{den}$  udává rovnice:

$$\%HA = 9,868 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{den} - 42)^3 + 1,436 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{den} - 42)^2 + 0,5118 \cdot (L_{den} - 42)$$

Při použití tohoto vztahu expozice a účinku vychází pro rozmezí předpokládané budoucí hlukové zátěže nejvíce ovlivněné obytné zástavby u obchvatu po přepočtu na 24hodinovou  $L_{den}$  (55–58 dB) 6–9% vysoce obtěžovaných obyvatel.

Nová směrnice WHO používá pro odhad procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy rovnici  $\%HA = 78,9270 - 3,1162 \cdot L_{den} + 0,0342 \cdot L_{den}^2$ , odvozenou na základě systematického posouzení a meta-analýzy novějších epidemiologických studií [1,5]. Ve srovnání s původními vztahy indikuje vyšší stupeň obtěžování hlukem ze silniční dopravy i při nižší hlukové expozici. Tento vztah je podle tvaru křivky použitelný pro hlukovou zátěž v  $L_{den}$  v rozmezí 40–80 dB. Nejnižší hladina hluku v podkladových studiích byla 40 dB a odpovídá 9% (podle vztahu pouze z evropských studií 6%) vysoce obtěžovaných obyvatel. Nelze jí tedy považovat za prahovou hladinu hluku pro obtěžující účinek.

Vzhledem k odlišnosti podmínek a metodiky v některých podkladových studiích byl v podkladech směrnice odvozen i alternativní vztah pro obtěžování na základě 10 studií pouze z evropských zemí, vyjádřený rovnicí  $\%HA = 116,4304 - 4,7342 \cdot L_{den} + 0,0497 \cdot L_{den}^2$ .

Pro tuzemské podmínky, včetně hodnoceného záměru, je pravděpodobně věrohodnější tento vztah. Při jeho použití by pro rozmezí předpokládané budoucí hlukové zátěže nejvíce ovlivněné obytné zástavby u obchvatu vycházelo též 6–9% vysoce obtěžovaných obyvatel.

Analýza časového trendu výsledků 61 starších i novějších studií obtěžování hlukem z období 1969–2014, provedená různými statistickými metodami a publikovaná v loňském roce však neprokázala narůstající trend obtěžujícího efektu hluku ze silniční dopravy a nutnost revize doposud používaných vztahů [7].

V platné verzi 5 autorizačního návodu SZÚ je proto doporučeno provést výpočet s použitím původních i nových vztahů a výsledek uvádět jako rozmezí, ve kterém se obtěžující účinek hluku pohybuje podle různých metod.

Vypočtené úrovně budoucí hlukové zátěže nejvíce ovlivněné obytné zástavby u obchvatu, zohledněné ve výpočtových bodech akustické studie, tedy vychází i podle různých metod odhadu 6–9 procent obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem.

Pro odhad procenta obyvatel subjektivně vysoce rušených hlukem ve spánku ze silniční dopravy uvádí příloha III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES rovnici  $\%HSD = 19,4312 - 0,9336 \cdot L_{night} + 0,0126 \cdot (L_{night})^2$ , převzatou z podkladů hlukové směrnice WHO. Tato rovnice byla odvozena na základě systematického posouzení a meta-analýzy novějších epidemiologických studií publikovaných v letech 2002–2015 [1,11].

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.

<sup>13</sup>Směrnice komise (EU) 2020/367 ze dne 4. března 2020, kterou se mění příloha III směrnice Evropského parlamentu a rady 2002/49ES, pokud jde o hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí, EK, Gen. ředitelství pro životní prostředí, 2020

Podle tohoto vztahu by pro rozmezí předpokládané budoucí hlukové zátěže nejvíce ovlivněné obytné zástavby u obchvatu vycházelo 3–4% obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku.

Výše uvedené výsledky dokládají, že obtěžující a rušivý účinek má pro část populace i hluk splňující hlukové limity. Tento stav je běžný, neboť současné limity představují nevyhnutelný kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a reálnou situací a technickými a ekonomickými možnostmi. Kromě toho všeobecně při slyšitelné úrovni hluku je určitý podíl obyvatel pociťujících obtěžování a rušení hlukem vzhledem k velkému rozptylu individuální vnímavosti a dalších podmínek prakticky nevyhnutelný.

V tabulce č. 1 je pro znázornění úrovně legislativní ochrany před obtěžujícím a rušivým účinkem hluku uvedeno zaokrouhlené procento obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem, které teoreticky odpovídá současným limitům pro hluk z automobilové dopravy. K výpočtu jsou použity nové vztahy ze směrnice WHO doporučené v příloze III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí. Výsledky tedy představují 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			
$L_{Aeq,T \text{ den/noc}}$ (dB)	silniční doprava	HA (%)	HSD (%)
55/45	komunikace III. třídy	12	3
60/50	komunikace I. a II. třídy	16	4
70/60	stará hluková zátěž	31	9

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.

V nové směrnici WHO byly jako nejspolehlivější vyhodnoceny důkazy o vztahu mezi hlukem ze silniční dopravy a rizikem ischemické choroby srdeční v podobě relativního rizika RR 1,08 (95%CI = 1,01–1,15) pro 10 dB nárůst expozice v  $L_{den}$  s prahovou hladinou cca 53 dB. Za významné přitom považuje WHO zvýšení zdravotního rizika ICHS nad 5%, ke kterému podle výše uvedeného vztahu dochází při dlouhodobé hlukové zátěži od  $L_{den}$  59,3 dB. S použitím tohoto vztahu je možné provést výpočet atributivní frakce (AF), která vyjadřuje, jaký podíl (frakci) onemocnění ICHS u takto exponovaných obyvatel je možné přisoudit dlouhodobému vlivu dopravního hluku.

Podle tohoto nového vztahu expozice a účinku rozmezí hlukové zátěže nejbližší a nejvíce exponované obytné zástavby u obchvatu překračuje prahovou hladinu hluku a odpovídá atributivní frakci ICHS v rozmezí 0,02–0,04, tedy 2–4%.

Pro bližší představu je možné promítnout vypočtenou AF pro konkrétní počet dlouhodobě exponovaných obyvatel do konkrétního počtu onemocnění ICHS. Z posledních údajů UZIS za rok 2018 vychází v ČR průměrná roční incidence ischemické choroby srdeční (diagnózy I20-I25 Mezinárodní klasifikace nemocí MKN-10) 9,275/1000 osob a rok. Konkrétně při hlukové expozici 100 lidí představuje výše uvedená AF 0,01–0,03 onemocnění ICHS za rok.

Výše uvedené výsledky kvantitativní charakterizace rizika hluku u obyvatel zástavby nejvíce exponované dopravnímu hluku, dokládají, že stanovené limity pro hluk z dopravy představují nevyhnutelný kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a pohody obyvatel a reálnou situací a ekonomickými možnostmi.

Odhadované procento obyvatel nejbližší a hlukem z dopravy po obchvatu nejvíce ovlivněné zástavby, obtěžovaných hlukem a rušených hlukem ve spánku, stejně jako zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění, sice není zanedbatelné, avšak odpovídá běžné situaci ve městech a nelze je považovat za významné zdravotní riziko.

U zástavby již v současné době ovlivněné hlukem z dopravy dokládá doplňující akustická studie změnu vyvolanou realizací obchvatu vůči nulové variantě. Navýšení hlukové zátěže z dopravy vychází pouze v nejvyšším podlaží domu Okružní č.p. 2034 (výpočtový bod č. 5) konkrétně o 1,2 dB  $L_{Aeq,16h}$ , resp. 0,6 dB  $L_{Aeq,8h}$ .

K subjektivně vnímané změně hlukové expozice dochází vzhledem k rozlišovací citlivosti sluchového orgánu v průměru až při změnách minimálně o 2–3 dB. Nižší změny hlukové expozice jsou proto subjektivně nepostřehnutelné a z hlediska zdravotního rizika v podstatě nehodnotitelné. Vypočtené zvýšení hlukové zátěže vlivem provozu obchvatu proto v tomto případě nelze z hlediska vlivů na zdraví považovat za významné zhoršení situace.

### III. 3. Závěr k riziku hluku

**Aktualizované hodnocení zdravotního rizika hluku bylo provedeno v souladu s požadavky autorizačního návodu SZÚ Praha AN 15/04 verze 5, který zohledňuje aktuální poznatky a vztahy expozice a účinku z nové hlukové směrnice WHO z roku 2018.**

**Podkladem byly výsledky akustické studie, která hodnotí předpokládanou budoucí hlukovou zátěž stávající nejbližší obytné zástavby u trasy obchvatu.**

**Z výsledků hodnocení vyplývá, že vypočtená budoucí hluková zátěž z provozu obchvatu sice může být pro část obyvatel okolní zástavby i při dodržení hlukových limitů zdrojem obtěžování a rušení hlukem ve spánku, avšak nedosahuje úrovně, při které by jí bylo možné považovat za významné zdravotní riziko.**

## IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší

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

Rozptylová studie hodnotí imisní vliv automobilové dopravy na obchvatu a okolních navazujících komunikacích ve výhledovém roce 2035. Imisní příspěvek je vyhodnocen ve standardním zastoupení škodlivin z dopravy, tj. pro oxid dusičitý, oxid uhelnatý, suspendované částice  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$ , benzen a benzo(a)pyren. Jedná se tedy o 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. Pro výpočet příspěvku u suspendovaných částic a benzo(a)pyrenu je podstatné, že zohledňuje významný vliv resuspenze prachových částic z vozovky.

Při hodnocení zdravotního rizika znečištění ovzduší je třeba vycházet z celkové úrovně expozice, kde je většinou rozhodující imisní pozadí hodnocených škodlivin. Jako imisní pozadí jsou v rozptylové studii uvedeny hodnoty pětiletých průměrů 2012–2016, které v mapové síti čtverců 1x1 km uvádí ČHMÚ. Maximální krátkodobé koncentrace  $NO_2$  a CO jsou odhadnuty podle výsledků imisního monitoringu v podobných lokalitách.

K základnímu přehledu jsou v tabulce č. 2 uvedeny údaje o imisním pozadí podle aktuálních údajů ČHMÚ (pětileté průměry 2016–2020) a zaokrouhlená nejvyšší hodnota vypočteného imisního příspěvku z výpočtových bodů cíleně umístěných u nejbližší obytné zástavby.

**Tab. 2 – Odhad imisního pozadí a vliv záměru u nejbližší obytné zástavby ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )**

	NO <sub>2</sub>		CO	PM <sub>10</sub>		PM <sub>2,5</sub>	benzen	BaP
	1hod	Rp	8hod	24hod*	Rp	Rp	Rp	Rp
Imisní pozadí	<100	9,6	~1000	32*	18,4	13,4	0,8	0,0007
Vliv obchvatu	12	0,4	95	13,5	1,8	0,6	0,03	0,00008
Imisní limity	200	40	10 000	50*	40	20	5	0,001

Vysvětlivky: 1hod = maximální 1hodinová koncentrace, 24hod = maximální 24hodinová průměrná koncentrace, Rp = roční průměrná koncentrace, 8hod = nejvyšší koncentrace jako klouzavý 8hodinový průměr, \*36.nejvyšší 24hodinová průměrná koncentrace v roce

Z tabulky 2 je zřejmé, že předpokládaný imisní vliv dopravy na obchvatu a okolních napojených komunikacích, vypočtený rozptylovou studií, není ve srovnání s celkovým pozadím i s imisními limity těchto látek významný. Současná imisní situace lokality záměru podle údajů ČHMÚ je přitom relativně příznivá a nepřekračuje imisní limity, stanovené k ochraně zdraví zákonem o ochraně ovzduší.

Čistě ze zdravotního hlediska jsou ovšem tyto limity s výjimkou oxidu uhelnatého do jisté míry kompromisní, takže kvantitativní odhad zdravotního rizika znečištění ovzduší je možné 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). To platí i pro hodnocené území, kde se podle údajů ČHMÚ imisní koncentrace benzo(a)pyrenu přibližuje imisnímu limitu.

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 zástavby v okolí trasy obchvatu a význam předpokládaného vlivu dopravy na obchvatu byla proto v hodnocení vlivů na veřejné zdraví k oznámení záměru v roce 2020 provedena na základě imisních údajů pro suspendované částice a benzo(a)pyren. Nyní je v rámci aktualizace rozšířeno o oxid dusičitý, a to z důvodu nových poznatků a doporučení nové směrnice WHO pro kvalitu ovzduší z loňského roku.

## IV. 2. Oxid dusičitý (NO<sub>2</sub>)

### *Identifikace a charakterizace nebezpečnosti*

Oxid dusičitý (NO<sub>2</sub>) je dráždivý plyn červenohnědé barvy s charakteristickým štiplavým zápachem, čichově postřehnutelným od koncentrace 188  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (0,1 ppm) [15].

Oxid dusičitý je ze zdravotního hlediska nejvýznamnějším oxidem dusíku. Jeho význam je dán nejen přímým účinkem na zdraví, ale i významnou úlohou při sekundárním vzniku dalších škodlivých polutantů v ovzduší, jako jsou ozón a jemná frakce pevných částic.

Hlavními antropogenními zdroji oxidů dusíku jsou emise ze spalování fosilních paliv, ať již ve stacionárních zařízeních při vytápění a získávání energie, nebo v motorech dopravních

prostředků. Ve většině případů je emitován oxid dusnatý, který je ve vnějším ovzduší rychle oxidován na oxid dusičitý.

V nejčistších oblastech ČR pozadové koncentrace NO<sub>2</sub> dlouhodobě nepřekračují 6 µg/m<sup>3</sup>. Na znečištění ovzduší oxidem dusičitým se kromě dopravy, která je majoritním zdrojem, podílejí i teplárny, výtopny a domácí topeniště a ve městech má znečištění ovzduší touto látkou v podstatě plošný charakter.

Ve městech v ČR se podle závěrečné zprávy subsystému 1 Monitoringu HS<sup>14</sup> v roce 2019 střední roční hodnota průměrné koncentrace NO<sub>2</sub> v závislosti na intenzitě okolní dopravy pohybovala v rozsahu od 10 µg/m<sup>3</sup> na nezatížených lokalitách, přes 13–23 µg/m<sup>3</sup> u dopravně středně zatížených stanic, až k 30–35 µg/m<sup>3</sup> v dopravně silně zatížených lokalitách.

Odhad roční střední hodnoty v dopravě a průmyslem méně zatížených lokalitách pro rok 2019 byl 15 µg/m<sup>3</sup>/rok. Na žádné ze stanic nebyla překročena krátkodobá maximální koncentrace 200 µg/m<sup>3</sup>/hod.

Rok 2020 byl z hlediska kvality ovzduší v ČR velmi příznivý, což koresponduje s mírnou zimou a sníženým výskytem nepříznivých rozptylových podmínek. Koncentrace látek znečišťujících ovzduší za období 2010–2020 dosáhly svých minim.

Proti roku 2019 došlo prakticky na všech hodnocených stanicích k poklesu ročního průměru NO<sub>2</sub> v řádu jednotek µg/m<sup>3</sup>. Roční aritmetické průměry se pohybovaly v rozsahu od 9 µg/m<sup>3</sup> v nezatížených lokalitách, přes 11–21 µg/m<sup>3</sup> u dopravně středně zatížených oblastí až k téměř 40 µg/m<sup>3</sup> v dopravně silně zatížených lokalitách. Odhad roční střední hodnoty v dopravě a průmyslem méně zatížených lokalitách pro rok 2020 je 14,2 µg/m<sup>3</sup>/rok.

Roční hodnota AQG 10 µg/m<sup>3</sup> stanovená v září 2021 novou směrnicí WHO byla v roce 2020 překročena na 55 stanicích (≈ 80%), denní prozatímní cílová hodnota AQG 50 µg/m<sup>3</sup> byla překračována na 8 dopravně zatížených stanicích; nejvyšší počet překročení byl naměřen na stanici ALEG (Praha 2 – Legerova) – 69 µg/m<sup>3</sup> [16].

Oxid dusičitý patří mezi významné škodliviny i ve vnitřním ovzduší budov, kde jsou hlavním zdrojem plynové sporáky a kuřáci a kde mohou být dosahovány vyšší koncentrace nežli ve vnějším prostředí. Několikadenní průměrné koncentrace NO<sub>2</sub> zde mohou přesahovat 200 µg/m<sup>3</sup> a hodinová maxima mohou být až 2000 µg/m<sup>3</sup> [18].

Při inhalaci je NO<sub>2</sub> vzhledem k omezené rozpustnosti ve vodě jen zčásti zadržen v horních cestách dýchacích a proniká až do plicní periferie. Nepříznivý účinek se předpokládá hlavně cestou oxidačního stresu a vyvolání zánětlivé reakce.

Zdravotní účinky krátkodobé i chronické expozice NO<sub>2</sub> ve venkovním ovzduší byly studovány v mnoha epidemiologických studiích. Zásadním úskalím tohoto výzkumu je však současná expozice dalším škodlivinám ze spalovacích procesů, především jemné a ultrajemné frakci suspendovaných částic. NO<sub>2</sub> je proto považován za dobrý souhrnný indikátor expozice škodlivinám z dopravy, avšak stále existuje nezodpovězená otázka, které účinky je možné považovat za efekt samotného NO<sub>2</sub> a u kterých pouze zastupuje jiný vyvolávající faktor, nebo se s ním na zjištěném účinku podílí.

Dřívější poznatky shrnula WHO v aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší v roce 2005. Pro krátkodobé účinky konstatovala asociaci výkyvů denních koncentrací NO<sub>2</sub> se zvýšením celkové, kardiovaskulární a respirační úmrtnosti a s počtem akutních hospitalizací pro respirační a kardiovaskulární onemocnění.

Pro chronickou expozici byla v kohortových studiích nalezena asociace především k ukazatelům respirační nemoci a k deficitu vývoje plicních funkcí u dětí.

Ve studiích expozice NO<sub>2</sub> z vnitřního prostředí byl nalezen vztah k frekvenci respiračních symptomů u astmatických dětí a dětí s geneticky podmíněným zvýšeným rizikem astma.

---

<sup>14</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.



Avšak ani tyto studie nejsou prosté nejistoty možného účinku jiných souběžně vznikajících škodlivin [18].

Nové poznatky a výsledky klinických a epidemiologických studií, publikovaných od roku 2004, shrnula zpráva expertů WHO k projektu REVIHAAP<sup>15</sup>, vydaná v roce 2013 [19].

U krátkodobých účinků expozice NO<sub>2</sub> zejména v oblasti ovlivnění respirační nemocnosti vyvodila na základě konzistentních výsledků mnoha studií i po adjustaci na ostatní škodliviny závěr, že je odůvodněné je považovat za přímý samostatný efekt NO<sub>2</sub>. Posouzení samostatného nezávislého účinku NO<sub>2</sub> při dlouhodobé expozici považovali experti stále za velmi obtížné.

Vzhledem ke zmíněným nejistotám byly jako podklad ke stanovení doporučené směrnice koncentrace NO<sub>2</sub> k prevenci akutních účinků použity výsledky klinických studií expozice čistému NO<sub>2</sub> u dobrovolníků. První známky akutního účinku NO<sub>2</sub> v podobě mírné zánětlivé reakce a zvýšené reaktivity dýchacích cest k zúžení průdušek pravděpodobně bez klinického významu se v těchto studiích u citlivých jedinců začínají projevovat v rozmezí koncentrace 0,2–1 ppm (380–1880 µg/m<sup>3</sup>). WHO proto k prevenci akutních účinků NO<sub>2</sub> ve venkovním i vnitřním ovzduší doporučuje jako limit 1hodinovou maximální koncentraci NO<sub>2</sub> 200 µg/m<sup>3</sup> [15,18,20] a tato hodnota je používána i jako referenční koncentrace při hodnocení rizika akutních účinků imisí NO<sub>2</sub>.

Pro průměrnou roční koncentraci NO<sub>2</sub> ve venkovním ovzduší WHO doporučila v roce 2000 hodnotu 40 µg/m<sup>3</sup>, odvozenou z meta-analýzy epidemiologických studií účinků vnitřního ovzduší u dětí.

Východiskem byla nejnižší výchozí koncentrace 15 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>2</sub>, navýšená o 28 µg/m<sup>3</sup>, což je průměrný rozdíl mezi domácnostmi s plynovými a elektrickými sporáky, při kterém bylo zjištěno zvýšení respirační nemocnosti o 20 %. WHO přitom zdůraznila, že nebylo možné stanovit prahovou úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla [20].

Tato hodnota zůstala zachována při aktualizaci směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší v roce 2005 i ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší vydané v roce 2010 [15,18].

Podle zmíněné zprávy expertů WHO, shrnující novější poznatky výzkumu účinků znečištění ovzduší na zdraví, však nové studie již poskytují dostatečné podklady k aktualizaci současných doporučení, jak pro maximální krátkodobou, tak i průměrnou roční koncentraci NO<sub>2</sub> [19]. Oxid dusičitý byl proto v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazen do první skupiny látek s nejvyšší vahou důkazů a prioritou pro přehodnocení současných doporučení [21].

V rámci přípravy podkladů pro aktualizaci směrnice WHO byla zpracována a publikována série systematických přehledů a kritického souborného vyhodnocení výsledků nových epidemiologických studií, zabývajících se vlivem klasických škodlivin znečištění ovzduší na zdraví. Pro akutní účinky imisní zátěže oxidem dusičitým byla hodnocena asociace s celkovou úmrtností obyvatel a meta-analýzou studií bylo pro 24hodinovou koncentraci NO<sub>2</sub> s vysokou vahou důkazů odvozeno relativní riziko 1,0072 pro nárůst koncentrace o 10 µg/m<sup>3</sup>. Některé studie sledující vyšší úroveň expozice naznačily hypotetický práh efektu kolem 38 µg/m<sup>3</sup>. Pro asociaci mezi 1hodinovou maximální koncentrací a celkovou úmrtností nebyl statisticky významný vztah zjištěný [22].

Souborné vyhodnocení publikovaných studií bylo v rámci přípravy novely směrnice WHO provedeno i pro vztah mezi krátkodobou expozicí NO<sub>2</sub> a rizikem exacerbace astmatických potíží, hodnoceným jako urgentní návštěvy lékaře nebo hospitalizace. Statisticky významný vztah byl s vysokou vahou důkazů potvrzen pro nárůst 24hodinové koncentrace o 10 µg/m<sup>3</sup> v hodnotě RR 1,014.

<sup>15</sup>REVIHAAP Project – Review of evidence on health aspects of air pollution

Asociace s 1hodinovou maximální koncentrací nebyla statisticky významná. Křivka zjištěného vztahu měla ve většině studií nelineární tvar s možností prahové úrovně expozice [23]. Pro chronickou expozici NO<sub>2</sub> byla vyhodnocena asociace s celkovou a respirační úmrtností obyvatel. Pro ovlivnění celkové a respirační úmrtnosti bylo meta-analýzou studií zjištěno při zvýšení expozice o 10 µg/m<sup>3</sup> statisticky významné relativní riziko 1,02, resp. 1,03 se střední váhou důkazů. Vysokou váhu důkazů měl pouze vztah k úmrtnosti na chronickou obstrukční chorobu plic [24].

Aktualizovaná směrnice WHO pro kvalitu ovzduší byla vydána 23.9.2021. Konstatuje podstatné posílení důkazů o nepříznivém vlivu znečištění ovzduší na zdraví i při nižší úrovni, nežli se dříve předpokládalo. Obsahuje koncentrace šesti klíčových škodlivin doporučené na základě vyhodnocení důkazů z epidemiologických studií k ochraně veřejného zdraví.

Jedná se o koncentrace (AQG levels<sup>16</sup>), které by měly být cílem úsilí o zlepšení kvality ovzduší, neboť vyšší hodnoty již mají významné nepříznivé zdravotní účinky. Pro oblasti s vysokou úrovní znečištění ovzduší, kde není dosažení AQG hodnot v dohledné době reálné, jsou uvedeny prozatímní cíle, vedoucí k postupnému snižování zdravotního rizika [25].

Pro dlouhodobou expozici NO<sub>2</sub> nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a respirační úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci 10 µg/m<sup>3</sup>. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 40, 30 a 20 µg/m<sup>3</sup>, při kterých se předpokládá zvýšení úmrtnosti o 6%, 4% a 2% nad situací při dosažení doporučené AQG 10 µg/m<sup>3</sup> [25].

Pro krátkodobou expozici NO<sub>2</sub> nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a úmrtnost a exacerbaci astmatických potíží doporučuje průměrnou 24hodinovou koncentraci 25 µg/m<sup>3</sup>, jako 99percentil v roce (tedy s překročením 3-4 dny v roce). Tato hodnota AQG v podstatě podle vyhodnocení běžné distribuce denních hodnot v mnoha městech koresponduje s doporučenou průměrnou roční koncentrací 10 µg/m<sup>3</sup>. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 120 a 50 µg/m<sup>3</sup>, při kterých se předpokládá denní zvýšení celkové úmrtnosti o 7% a 2% nad situací při dosažení doporučené AQG 25 µg/m<sup>3</sup>.

Pro 1hodinovou maximální koncentraci NO<sub>2</sub> WHO ponechává v platnosti doporučenou hodnotu 200 µg/m<sup>3</sup> [25].

Proti původní hodnotě z předchozích směrnic tedy nyní WHO výrazně snížila doporučenou průměrnou roční koncentraci NO<sub>2</sub> z 40 na 10 µg/m<sup>3</sup>. Tento velký rozdíl je zdůvodněný tím, že původní hodnota 40 µg/m<sup>3</sup>, odvozená z navýšení nemocnosti u dětí, byla spojena s významnými nepříznivými zdravotními účinky. Nový AQG 25 µg/m<sup>3</sup> pro 24hodinovou koncentraci v podstatě vychází z běžné distribuce denních hodnot při AQG pro roční průměrnou koncentraci a je přísnější, nežli doporučená hodnota maximální hodinové koncentrace [25].

Současnou standardní metodiku hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší upravuje již zmíněný autorizační návod SZÚ AN 17/15 pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/2000 Sb., vydaný v říjnu 2015. Podle tohoto metodického návodu se při hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší chronické účinky NO<sub>2</sub> z důvodů absence spolehlivých vztahů expozice a účinku nehodnotí a jsou používány vztahy expozice a účinku pro suspendované částice, přičemž se podle současných poznatků předpokládá, že z větší části zahrnují i účinky některých souběžně působících plynných škodlivin, zejména NO<sub>2</sub>.

Tento postup se zřejmě nezmění ani po vydání nové směrnice WHO, neboť odvozený vztah průměrné roční koncentrace k úmrtnosti nebyl podložen vysokou váhou důkazů.

V mimořádných případech nutnosti hodnocení pouze samostatného efektu expozice je podle AN SZÚ možné využít vztahů odvozených v projektu WHO HRAPIE<sup>17</sup>, přičemž je třeba ve výpočtu i interpretaci zohlednit nevyhnutelné nejistoty.

<sup>16</sup> AQG level – air quality guideline level

<sup>17</sup> HRAPIE – Health Risk of Air Pollution in Europe

Nyní jsou k volbě i uvedené vztahy z podkladů nové směrnice WHO.

V daném případě imisního vlivu dopravy se nejedná o výlučné emise NO<sub>2</sub>, takže důvod k samostatnému hodnocení zde není.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES<sup>18</sup> stanoví pro země EU pro NO<sub>2</sub> mezní hodnoty pro ochranu zdraví 200 µg/m<sup>3</sup> průměrné 1hodinové koncentrace a 40 µg/m<sup>3</sup> průměrné roční koncentrace, které odpovídají současným imisním limitům v ČR. Pro vnitřní prostředí pobytových místností některých staveb stanoví Vyhláška MZ č.6/2002 Sb., jako hygienický limit pro oxid dusičitý průměrnou jednodinovou koncentrací 100 µg/m<sup>3</sup>.

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

Současné imisní pozadí NO<sub>2</sub> v hodnocené lokalitě města Žďár nad Sázavou udává ČHMÚ v hodnotě průměrné roční koncentrace 9,6 µg/m<sup>3</sup>.

Imisní příspěvek z dopravy po obchvatu a navazujících komunikacích se v referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby pohybuje v rozmezí průměrné roční koncentrace 0,06–0,37 µg/m<sup>3</sup>, resp. 2,5–12 µg/m<sup>3</sup> maximální 1hodinové koncentrace.

Nejcitlivějším akutním účinkem oxidu dusičitého, zjištěným v klinických studiích, je přechodné zvýšení reaktivity dýchacích cest na různé podněty (chlad, cvičení, alergen v ovzduší) u astmatiků. Tato zvýšená pohotovost ke spasmům a tím zúžení průdušek je jedním z významných faktorů v patofyziologii a klinické manifestaci astmatu.

WHO doporučuje na základě těchto studií 1hodinovou koncentrací 200 µg/m<sup>3</sup> jako limitní koncentrací NO<sub>2</sub> ve venkovním i vnitřním ovzduší a tato hodnota je standardně používána jako referenční koncentrace pro akutní riziko této škodliviny v ovzduší.

Z údajů o imisním pozadí a z výsledků rozptylové studie ve srovnání s touto referenční koncentrací je zřejmé, že v hodnoceném území riziko akutních účinků oxidu dusičitého na zdraví obyvatel nehrozí a realizace záměru tento stav nijak neovlivní.

Pokud jde o riziko chronických účinků oxidu dusičitého, současnou hodnotu imisního limitu 40 µg/m<sup>3</sup> nelze považovat za referenční koncentrací, která by zaručovala ochranu zdraví.

WHO nyní v nové směrnici pro kvalitu ovzduší z loňského roku doporučuje na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a respirační úmrtnost průměrnou koncentrací 10 µg/m<sup>3</sup> a nově zavádí 99.percentil průměrných 24hodinových koncentrací 25 µg/m<sup>3</sup>.

Průměrné imisní pozadí NO<sub>2</sub> v hodnocené lokalitě tedy nové a podstatně snížené doporučené hodnotě WHO vyhovuje a nepředstavuje zvýšené zdravotní riziko. Realizace obchvatu tuto příznivou situaci nezmění.

Jako spolehlivější vztahy expozice a účinku znečištěného ovzduší na zdraví obyvatel jsou však 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 účinky některých souběžně působících plyných škodlivin. Aktualizovaná kvantitativní charakterizace zdravotního rizika současné úrovně znečištění ovzduší pro obyvatele hodnocené lokality proto bude provedena i na základě údajů ČHMÚ o imisním pozadí suspendovaných částic.

## **IV. 3. Suspendované částice PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>**

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

Aerosolové částice v ovzduší nemají na rozdíl od plyných látek specifické složení, nýbrž představují komplexní směs různých komponent s odlišnými chemickými a fyzikálními vlastnostmi.

<sup>18</sup> Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES ze dne 21.5.2008 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu

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 významně liší. Hrubší částice vznikají nekontrolovaným spalováním, mechanickým rozpadem zemského povrchu, při demolicích, 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 plísň 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 tato frakce částic přetrvává dny až týdny a vytváří 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.

Ultrajemné částice jsou v ovzduší velmi nestabilní a rychle podléhají koagulaci. Jsou významně zastoupeny v emisích z dopravy a dosahují nejvyšší koncentrace v těsné blízkosti frekventovaných komunikací.

Z výsledků subsystému 1 Monitoringu HS jasně vyplývá, že dominantním zdrojem znečištění ovzduší suspendovanými částicemi  $PM_{10}$  ve městech je doprava. Podle zprávy za rok 2019 byla střední roční hodnota koncentrace suspendovaných částic frakce  $PM_{10}$  v městském prostředí ČR 21,2  $\mu g/m^3$ . V dopravou nezatížených lokalitách byla roční střední hodnota ve všech krajích, kromě moravskoslezského, 18,6  $\mu g/m^3$ . U dopravně exponovaných míst se pohybovala v rozmezí 17 až 27  $\mu g/m^3$  a v průmyslem exponovaných lokalitách v rozmezí 19 až 23  $\mu g/m^3$ . V moravskoslezském kraji byly roční aritmetické průměry  $PM_{10}$  v ovzduší v průměru o přibližně 6  $\mu g/m^3$ /rok vyšší než v ostatních regionech. Roční imisní limit 40  $\mu g/m^3$  nebyl v roce 2019 překročen na žádné stanici.

Průměrné roční koncentrace  $PM_{2,5}$  se v roce 2019 pohybovaly od 9 do 28  $\mu g/m^3$ . Roční imisní limit 20  $\mu g/m^3$  byl překročen na 8 stanicích (vše v MSK). Pouze na 3 stanicích nebyla překročena hodnota 10  $\mu g/m^3$  ročního průměru. Průměrný podíl částic  $PM_{2,5}$  ve frakci  $PM_{10}$  na stanicích se souběžným měřením v roce 2019 byl 72 %. Zátěž obyvatelstva částicemi  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$  se v roce 2019 proti roku 2018 snížila o 5 až 10  $\mu g/m^3$  ročního průměru [16].

Rok 2020 byl z hlediska kvality ovzduší v ČR velmi příznivý, což koresponduje s mírnou zimou a sníženým výskytem nepříznivých rozptylových podmínek.

Zátěž obyvatelstva suspendovanými částicemi PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> se v roce 2020 snížila o cca 3 µg/m<sup>3</sup> ročního průměru. V dopravu nezatížených lokalitách byla roční střední hodnota ve všech krajích, kromě moravskoslezského, 17 µg/m<sup>3</sup>. V dopravně zatížených lokalitách byly roční průměry PM<sub>10</sub> v závislosti na intenzitě dopravy od 15 do 22,5 µg/m<sup>3</sup>. V oblastech s průmyslovou zátěží byly naměřeny roční průměry v rozmezí od 17,4 do 22,6 µg/m<sup>3</sup>. V moravskoslezském kraji byly roční aritmetické průměry PM<sub>10</sub> v ovzduší v průměru o přibližně 3 µg/m<sup>3</sup>/rok vyšší než v ostatních regionech. Nově doporučená hodnota WHO 15 µg/m<sup>3</sup>/rok byla překročena na cca 80% měřících stanic.

Průměrné roční koncentrace PM<sub>2,5</sub> se v roce 2020 pohybovaly od 7 do 23 µg/m<sup>3</sup>. Střední roční hodnota v městském prostředí byla 13 µg/m<sup>3</sup>. Roční imisní limit 20 µg/m<sup>3</sup> byl překročen pouze na 2 stanicích v MSK. Pouze na 5 stanicích nebyla překročena hodnota 10 µg/m<sup>3</sup> ročního průměru (dvojnásobek nově doporučené hodnoty WHO) [16].

Suspendované částice PM<sub>10</sub> vznikají i ve vnitřním prostředí v budovách, významným zdrojem je kouření. Podle výsledků průzkumů se však částice z vnějšího ovzduší významně podílejí i na zátěži vnitřního ovzduší a na celkové expozici, takže výsledky měření venkovního ovzduší se běžně používají k hodnocení celkové expozice v epidemiologických studiích. Úzká souvislost mezi koncentrací částic ve vnitřním a venkovním ovzduším je též jedním z faktorů, kterými se vysvětlují podstatně konzistentnější výsledky studií zdravotních účinků této složky znečištěného ovzduší ve srovnání s plynnými škodlivinami, jejichž koncentrace ve vnitřním a venkovním ovzduší jsou mnohem variabilnější.

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 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 s případným vývojem chronické obstrukční nemoci s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháváním.

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 mimo-respiračních 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 vztah k diabetu 2. typu (cukrovka vznikající v dospělosti) a neurologickým onemocněním.

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<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>.

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

Prokázanými účinky krátkodobé expozice výkyvům imisních koncentrací je přechodné zvýšení respiračních a kardiovaskulárních potíží, vyšší počet akutních hospitalizací, vyšší spotřeba léků a zvýšení úmrtnosti.

Postižena je především citlivá část populace, tedy především lidé s vážnými nemocemi srdečně-cévního systému a plic, starší lidé, kojenci a malé děti. Ve směrnici pro kvalitu ovzduší z roku 2005 WHO doporučila k prevenci těchto účinků 24hodinovou průměrnou koncentraci  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$ , resp.  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$ , (jako 99percentil, tedy 4. nejvyšší hodnotu v roce [18].

Ze studií analyzujících dlouhodobý chronický efekt znečištění ovzduší je však zřejmé, že dlouhodobé účinky nejsou pouze sumou krátkodobých účinků, nýbrž jsou mnohem větší a týkají se celé populace. Předpokládá se, že mohou potencovat rozvoj a průběh časných fází onemocnění, nebo je i iniciovat. Dlouhodobé studie prokazují zhoršení snížení plicních funkcí u dětí i dospělých, zvýšenou nemocnost na respirační onemocnění a zkrácení délky života.

Ve směrnici v roce 2005 doporučila WHO cílovou hodnotu roční průměrné koncentrace  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$ , resp.  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$  jako nejnižší úroveň expozice, od které se s více než 95% mírou spolehlivosti zvyšuje úmrtnost v závislosti na imisní zátěži. Vycházela z americké studie American Cancer Society (ACS), uvádějící zvýšení celkové úmrtnosti dospělé populace o 6% při nárůstu průměrné roční koncentrace  $\text{PM}_{2,5}$  o  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Konstatovala přitom, že nejde o prahovou úroveň expozice a doporučený limit neznamenaá plnou ochranu veškeré populace před nepříznivými účinky suspendovaných částic [18].

Novější poznatky a výsledky klinických a epidemiologických studií publikovaných od roku 2004 shrnula zpráva expertů WHO z roku 2013.

Konstatovala publikování mnoha nových studií, poskytujících další důkazy o vlivu aerosolových částic v ovzduší na úmrtnost a nemocnost obyvatel. Riziko lineárně narůstá s expozicí a projevuje se i při nízkých koncentracích pod současným doporučením WHO. Podle této zprávy proto vyvstává potřeba výše uvedené cíle, stanovené v roce 2005, přehodnotit [19].

Suspendované částice byly 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].

V rámci přípravy podkladů pro aktualizaci směrnice WHO byly zpracovány systematické přehledy a vyhodnocení výsledků nových epidemiologických studií i pro akutní a chronické účinky suspendovaných částic  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$ .

Pro krátkodobou expozici  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$  v řádu hodin až dnů byla s vysokou vahou důkazů potvrzena asociace s celkovou úmrtností obyvatel a meta-analýzou studií bylo odvozeno relativní riziko 1,0041 resp. 1,0065 pro nárůst koncentrace o  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pozitivní asociace byla zjištěna i ve vztahu ke specifické úmrtnosti na kardiovaskulární, respirační a cerebrovaskulární choroby. Vztah 24hodinové koncentrace a úmrtnosti vykazuje lineární tvar bez indikace prahové úrovně expozice [22].

Pro vztah dlouhodobé imisní zátěže  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$  k úmrtnosti obyvatel bylo od poslední směrnice WHO konstatováno podstatné zvýšení důkazů na základě mnoha nových epidemiologických studií. Většinou se jedná o kohortové studie převážně ze severní Ameriky a Evropy. Byla jasně potvrzena asociace s celkovou i specifickou kardiovaskulární a respirační úmrtností a úmrtností na rakovinu plic. Pro zvýšení celkové úmrtnosti bylo při nárůstu koncentrace o  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  meta-analýzou studií odvozeno relativní riziko 1,08 pro  $\text{PM}_{2,5}$  a 1,04 pro  $\text{PM}_{10}$ . Pro zvýšení úmrtnosti na rakovinu plic bylo odvozeno RR 1,12. Riziko vykazovala i imisní zátěž pod úrovní současného doporučení WHO pro  $\text{PM}_{2,5}$   $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [26]. Pro dlouhodobou expozici  $\text{PM}_{10}$  nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a specifickou úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 30 a  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , při kterých se předpokládá zvýšení celkové úmrtnosti o 6 a 2 % nad situaci při dosažení doporučené AQG  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [25].

Pro krátkodobou expozici PM<sub>10</sub> nyní WHO doporučuje průměrnou 24hodinovou koncentraci 45 µg/m<sup>3</sup>, jako 99percentil v roce (tedy s překročením 3-4 dny v roce). Tato hodnota AQG v podstatě podle vyhodnocení běžné distribuce denních hodnot v mnoha městech koresponduje s doporučenou průměrnou roční koncentrací 15 µg/m<sup>3</sup>. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 75 a 50 µg/m<sup>3</sup>, při kterých se předpokládá denní zvýšení celkové úmrtnosti o 1 a 0,2% nad situací při dosažení doporučené AQG 45 µg/m<sup>3</sup>.

Pro dlouhodobou expozici PM<sub>2,5</sub> nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a specifickou úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci 5 µg/m<sup>3</sup>. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 15 a 10 µg/m<sup>3</sup>, při kterých se předpokládá zvýšení celkové úmrtnosti o 8%, resp. 4 % nad situací při dosažení doporučené AQG 5 µg/m<sup>3</sup> [25].

Proti hodnotám ze směrnice z roku 2005 tedy nyní WHO snížilo doporučenou průměrnou roční koncentraci u frakce částic PM<sub>2,5</sub> z 10 na 5 µg/m<sup>3</sup> a u frakce částic PM<sub>10</sub> z 20 na 15 µg/m<sup>3</sup>. Toto snížení WHO zdůvodňuje novými důkazy o vlivu imisní zátěže suspendovanými částicemi na úmrtnost populace i při koncentraci pod původními doporučenými hodnotami.

Vzhledem k tomu, že jemné částice PM<sub>2,5</sub> mají velký podíl ve frakci PM<sub>10</sub>, má AQG pro PM<sub>10</sub> nižší ochrannou funkci nežli AQG pro PM<sub>2,5</sub>. WHO proto doporučuje, aby ve všech situacích, kde jsou k dispozici údaje o obou frakcích, měla přednost AQG pro PM<sub>2,5</sub> [25].

Významné ovlivnění celkové úmrtnosti obyvatel i v oblastech s podlimitní úrovní znečištění ovzduší pod 20 µg/m<sup>3</sup> roční průměrné koncentrace PM<sub>2,5</sub> potvrdily i výsledky evropské studie ESCAPE<sup>19</sup> [27].

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>20</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 5 lety vyhodnotila i znečištěné ovzduší obecně a zejména suspendované částice [28].

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES 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 od 1.1.2020 mezní hodnota a imisní limit průměrné roční koncentrace 20 µg/m<sup>3</sup>.

### ***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>. Předpokládá se, že takto je současně 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 města Žďár nad Sázavou nyní udává ČHMÚ v hodnotě průměrné roční koncentrace 18,4 µg/m<sup>3</sup>, resp. 13,4 µg/m<sup>3</sup>.

<sup>19</sup>ESCAPE (European Study of Cohorts for Air Pollution Effects) – Projekt sledování zdravotních účinků znečištění ovzduší, zahrnující 22 kohortových studií u více než 360 000 obyvatel převážně velkých měst ve 13 evropských zemích.

<sup>20</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.

Průměrné 24hodinové koncentrace  $PM_{10}$  jako 36. nejvyšší hodnoty v roce se zde pohybují do  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Imisní příspěvek  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$  z dopravy po obchvatu a navazujících komunikacích se v referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby pohybuje v rozmezí průměrné roční koncentrace  $0,23\text{--}1,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , resp.  $0,08\text{--}0,61 \mu\text{g}/\text{m}^3$  průměrné roční koncentrace.

Vzhledem k těmto hodnotám imisního příspěvku se hodnocení rizika znečištění ovzduší týká převážně imisního pozadí.

Z údajů ČHMÚ o imisním pozadí vyplývá, že v lokalitě záměru nehrozí překročení imisního limitu pro  $PM_{10}$  ani  $PM_{2,5}$ , avšak jsou zde mírně překračovány imisní koncentrace nově doporučené WHO k prevenci negativních dopadů na zdravotní stav populace.

Ke kvantitativnímu odhadu velikosti rizika znečištění ovzduší jsou v současné době k dispozici vztahy expozice a účinku, aktualizované jako jeden z výstupů projektu WHO HRAPIE v roce 2013 [29]. Tyto vztahy jsou doporučeny k použití i v autorizačním návodu SZÚ AN 17/15. Pro hodnocení vlivu na úmrtnost populace se jedná o vztah založený na meta-analýze epidemiologických kohortových studií, publikovaných před lednem 2013, který pro zvýšení dlouhodobé koncentrace  $PM_{2,5}$  o  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  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 %. Směrnice WHO z loňského roku udává na základě nových studií pro  $PM_{2,5}$  a celkovou úmrtnost RR 1,08. Dílčí meta-analýza pouze evropských studií, provedená v podkladech směrnice [26] však dospěla k nižší hodnotě RR 1,07. Ke kvantitativní charakterizaci rizika bude proto použita tato hodnota RR.

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  $RR^{21}$  nebo poměr šancí  $OR^{22}$ , 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>23</sup>: RR 1,047 (95% CI 1,042-1,053)
- $PM_{10}$  – incidence chronické bronchitidy u dospělých (+18 let): RR 1,117 (95% CI 1,040-1,189)
- $PM_{10}$  – prevalence bronchitidy 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) bronchitidy u dětí a pro nové případy (incidenci) chronické bronchitidy u dospělé populace odvozeny pro dlouhodobou chronickou expozici.

<sup>21</sup>RR – relativní riziko, určuje míru asociace, vyjadřuje poměr incidencí u exponované a neexponované populace,

<sup>22</sup>OR (Odds ratio) – poměr šancí, je též mírou relativního rizika

<sup>23</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 překrývá s ukazateli respirační nemocnosti, která je nejčastější příčinou omezené aktivity.



Ostatní vztahy byly odvozeny ze studií akutní expozice, vyjadřují tedy vliv změny průměrných denních či vícedenních koncentrací PM<sub>10</sub> nebo PM<sub>2,5</sub> na incidenci nebo prevalenci hodnocených ukazatelů.

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

Při výpočtu atributivního rizika je použitý postup uvedený v metodice HIA v programu CAFE [31]. U ukazatelů respirační nemoci 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 výpočtu atributivního rizika výše uvedenými metodikami pro modelový počet 1000 obyvatel obytné zástavby situované v okolí trasy obchvatu. Jako průměrná roční koncentrace PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> v této lokalitě je dosazena nejvyšší hodnota 18,4 µg/m<sup>3</sup>, resp. 13,4 µg/m<sup>3</sup> podle údajů ČHMÚ o imisním pozadí 2016–2020.

Jako referenční koncentrace, od které se nepříznivý vliv znečištěného ovzduší začíná projevovat, je v souladu s autorizačním návodem SZÚ odečteno přírodní pozadí 5 µg/m<sup>3</sup> průměrné roční koncentrace PM<sub>2,5</sub>, resp. 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>.

K odhadu věkové struktury obyvatel a celkové úmrtnosti populace starší 30 let po odečtu úmrtí na vnější příčiny (poranění a otravy) byly použity poslední publikované údaje ze zdravotnické statistiky ÚZIS (Zdravotnická ročenka ČR 2018, Zemřelí 2018).

Výpočet je proveden i pro nejvyšší hodnoty imisního příspěvku záměru, i když u takto nízkých hodnot se jedná spíše o teoretickou matematickou záležitost navíc s vědomým nadhodnocením skutečného stavu, neboť pro celou lokalitu je použita nejvyšší hodnota příspěvku. Kromě toho je vliv stávající dopravy již částečně zahrnutý v současném imisním pozadí. Pro srovnání se zákonem danou úrovní ochrany zdraví je výpočet atributivního rizika proveden i pro hodnotu imisních limitů 40 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> a 20 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub>.

<b>Tab. 3 – Odhad zdravotní rizika znečištění ovzduší (ukazatele atributivního rizika za 1 rok pro 1000 obyvatel okolní obytné zástavby)</b>			
	Pozadí	Vliv obchvatu	Im. limit
Průměrná roční koncentrace PM <sub>10</sub> /PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> ):	18,4/13,4	1,8/0,6	40/20
<b>Celková úmrtnost</b>			
Předčasná úmrtí u populace ve věku nad 30 let	0,6	0,0	1,0
<b>Nemocnost – celá populace</b>			
Hospitalizace pro srdeční onemocnění:	0	0	0
Hospitalizace pro respirační onemocnění:	0	0	0
Počet dní s omezenou aktivitou:	750	54	1340
<b>Nemocnost – dospělí</b>			
Incidence chronické bronchitidy (nové případy on.):	0	0	1
<b>Nemocnost – děti</b>			
Prevalence bronchitidy (počet dní s příznaky):	272	58	972
Zhoršení potíží u astm. dětí (počet dní s příznaky):	9	2	31

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 významně 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 hodnocený počet obyvatel a současné imisní pozadí částic  $PM_{2,5}$  zhruba 5,7% podíl současné úrovně znečištění ovzduší na celkové úmrtnosti populace starší 30 let.

V současných podmínkách měst ČR tento údaj odpovídá podprůměrné úrovni rizika znečištění ovzduší. Střední hodnoty průměrné roční koncentrace  $PM_{2,5}$  ve městech ČR v letech 2018 a 2019 byly dle SZÚ 20,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , resp. 14,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Při odhadu rizika s odečtením úrovně přírodního pozadí 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  odpovídá této úrovni expozice podíl na celkové úmrtnosti obyvatel nad 30 let věku u populace měst ČR cca o 10% resp. necelých 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 5,4% podíl vlivu současné úrovně znečištění ovzduší na chronickou respirační nemocnost u dětí. Ve zcela teoretickém přepočtu to představuje necelé 4 dny s respiračními příznaky na jedno dítě během roku.

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 zřejmé, imisní vliv tranzitní dopravy na navržené trase obchvatu nebude pro obyvatele v okolí ve srovnání s celkovým imisním pozadím a imisními limity představovat významné zdravotní riziko. Přesto se bude podílet na riziku respirační nemocnosti vyvolané znečištěním ovzduší a tento vliv nelze považovat za zcela zanedbatelný.

Vzhledem k významnému podílu resuspenze prachových částic z vozovky na celkové imisní zátěži okolí komunikace je opodstatněné tento nepříznivý vliv snížit pravidelným čištěním vozovky. Dalším možným kompenzačním opatřením je výsadba dřevin se schopností zachytu prachových částic.

#### IV. 4. 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 diesellových motorů jsou redukovány také, ale v menším poměru [19].

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.

V rámci monitoringu znečištění PAU v ČR je většinou analyzováno 9 nejvýznamnějších látek včetně BaP. Z porovnání imisních charakteristik stanic umístěných v jednotlivých typech městských lokalit vyplývá, že se jedná vždy o kombinaci vlivu dvou typů zdrojů emisí PAU (majoritní domácí topeniště a doprava), kdy se emise z liniových zdrojů sčítají s městským pozadím ovlivňovaným lokálními malými zdroji. Domácí topeniště se prosazují hlavně v okrajových částech měst a v místech s významným podílem spalování fosilních/pevných paliv.

Z hlediska dlouhodobého trendu je imisní zátěž sídel v ČR hodnocena jako stabilní, na jejíž aktuální úrovni se nejvíce projevují meteorologické jevy. Roční střední hodnota koncentrace BaP v městském prostředí ČR v roce 2019 byla  $1,1 \text{ ng/m}^3$ . Rozpětí průměrných ročních koncentrací BaP v městských lokalitách nezatížených průmyslem a intenzivní dopravou se pohybovalo v rozmezí  $0,4\text{--}3,1 \text{ ng/m}^3$ .

V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední roční průměrná hodnota  $0,8 \text{ ng/m}^3/\text{rok}$  (rozpětí  $0,4\text{--}1,2 \text{ ng/m}^3$ ). Několikanásobně vyšší hodnoty byly dosahovány v lokalitách zatížených průmyslem, především v Ostravsko-karvinské pánvi, kde se k obvyklým zdrojům přidávají jako majoritní velké průmyslové celky a dálkový transport. Střední hodnota v těchto oblastech byla  $2,8 \text{ ng/m}^3$ .

Rok 2020 byl z hlediska kvality ovzduší v ČR velmi příznivý, což se mírně projevilo i na imisním zatížení BaP. Střední hodnota roční průměrné koncentrace byla  $0,9 \text{ ng/m}^3$ . Hodnota imisního limitu  $1 \text{ ng/m}^3$  byla v roce 2019 překročena na 22 z 42 stanic, v roce 2020 byl imisní limit překročen na 17 z 46 zahrnutých městských stanic.

Hodnoty měřené na venkovských nebo příměstských stanicích dokazují existenci lokalit významně zatížených lokálními topeništi, kde dochází až k vícenásobnému překročení imisního limitu [16].

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. Patří mezi endokrinní disruptory.

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 [15,19].

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 [32,33].

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

Pro kvantitativní odhad karcinogenního rizika BaP jako zástupce směsi PAU v ovzduší doporučila WHO ve směrnicih pro kvalitu ovzduší v Evropě roce 1987 i později v roce 2000 jednotku karcinogenního rizika UCR<sup>24</sup>  $8,7 \times 10^{-2}$ . Podkladem byla UCR odvozená US EPA konzervativním lineárním víceetapovým modelem na základě dlouhodobé expozice koksárenských dělníků.

Při aplikaci UCR  $8,7 \times 10^{-2}$  vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající karcinogennímu riziku  $1 \times 10^{-6}$ , v úrovni roční průměrné koncentrace  $0,012 \text{ ng/m}^3$  [20].

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 [15].

V ČR je pro ochranu zdraví lidí stanoven imisní limit pro PAU v ovzduší, vyjádřené 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  $1 \times 10^{-4}$  [19].

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].

Výsledky zmíněného přehodnocení rizika BaP na základě současných poznatků zveřejnila US EPA v databázi IRIS<sup>25</sup> v roce 2017. U karcinogenního rizika na rozdíl od WHO nevycházela z humánních dat a odvodila lineární extrapolací z dat chronické inhalační studie u křečků o dva řády nižší jednotku karcinogenního rizika UCR =  $6 \times 10^{-4}$ .

Pro riziko nekarcinogenních účinků při inhalační expozici uvádí US EPA referenční koncentraci RfC<sup>26</sup>  $2 \text{ ng/m}^3$ , odvozenou s použitím vysokého faktoru nejistoty ze studie vývojové toxicity u potkanů [34].

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

Imisní pozadí benzo(a)pyrenu v hodnocené lokalitě města Žďár nad Sázavou udává ČHMÚ v hodnotě průměrné roční koncentrace  $0,7 \text{ ng/m}^3$ .

<sup>24</sup>UCR (Unit Cancer Risk) - Jednotka karcinogenního rizika, vyjadřující karcinogenní potenciál dané látky vztažený při standardním celoživotním expozičním scénáři ke koncentraci v ovzduší  $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ . Je odvozena ze směrnice karcinogenního rizika.

<sup>25</sup>IRIS (Integrated Risk Information System) - Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karcinogenní účinek chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA.

<sup>26</sup>RfC - Odhad koncentrace látky v ovzduší (s přesností v rozsahu 1 řádu), která není spojena při celoživotní expozici ani u citlivých skupin populace se znatelným rizikem nepříznivých zdravotních účinků.

Imisní příspěvek z dopravy po obchvatu a navazujících komunikacích se v referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby pohybuje v rozmezí průměrné roční koncentrace do 0,078 ng/m<sup>3</sup> 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 0,7 ng/m<sup>3</sup> odpovídala míra rizika ILCR 6,1x10<sup>-5</sup>. Vypočtený nejvyšší příspěvek z hodnocené dopravy u obytné zástavby záměru představuje míru rizika ILCR 7x10<sup>-6</sup>.

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 1x10<sup>-4</sup> do 1x10<sup>-6</sup> (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<sup>-6</sup> (tedy do 10 případů onemocnění na milion exponovaných osob) [35].

Obecně používaná hraniční úroveň rizika je tedy u imisí BaP překračována, což je však v dopravně významně exponovaných lokalitách v ČR běžná situace a je tolerována již stanoveným imisním limitem a ve srovnání s jinými městy je situace ve Žďáru nad Sázavou u této škodliviny relativně příznivá.

Významnost vypočtené míry karcinogenního rizika, vyjádřené ILCR je možné vyjádřit ukazatelem 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 x počet exponovaných osob/70.

Hodnoty APCR pro modelový počet 1000 obyvatel nejbližší okolní obytné zástavby jsou uvedeny v tabulce č. 4.

<b>Tab. 4 – Populační riziko (APCR) imisní zátěže benzo(a)pyrenem pro 1000 obyvatel okolní obytné zástavby</b>	
	<i>APCR = počet onemocnění /rok</i>
<b><i>Imisní pozadí</i></b>	<i>0,001</i>
<b><i>Imisní příspěvek dopravy po obchvatu</i></b>	<i>0,0001</i>

Z výsledků v tabulce je zřejmé, že zdravotní riziko imisí benzo(a)pyrenu z hlediska reálného navýšení výskytu nádorových onemocnění u obyvatel hodnocené lokality je spíše teoretickým údajem a imisní vliv tranzitní dopravy na navržené trase obchvatu nebude pro obyvatele v okolí představovat významné zdravotní riziko.

Vzhledem k tomu, že benzo(a)pyren v ovzduší je převážně vázaný na pevné částice, je možné jeho imisní příspěvek z dopravy snížit stejnými opatřeními, tedy pravidelným čištěním vozovky, případně výsadbou zeleně se schopností zachytu prachových částic.

## IV. 5. Závěr k riziku znečištění ovzduší

Podkladem k hodnocení úrovně znečištění ovzduší v lokalitě dotčené navrženou trasou obchvatu byly výpočty rozptylové studie, udávající imisní vliv dopravy pro standardní zastoupení škodlivin. 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. Zohledněny byly i poznatky z nové směrnice WHO pro kvalitu ovzduší, vydané v září loňského roku.

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

Imisní vliv dopravy na navržené trase obchvatu vyhodnocený rozptylovou studií nebude pro obyvatele v okolí ve srovnání s celkovým imisním pozadím a imisními limity představovat významné zdravotní riziko. Přesto se bude podílet na riziku respirační nemocnosti vyvolané znečištěním ovzduší a tento vliv nelze považovat za zcela zanedbatelný.

Vzhledem k významnému podílu resuspenze prachových částic z vozovky na celkové imisní zátěži okolí komunikace je opodstatněné tento nepříznivý vliv snížit pravidelným čištěním vozovky. Dalším možným kompenzačním opatřením je výsadba dřevin se schopností zachytu prachových částic.

## 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 z dopravy 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 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. U akustické studie není uvedena nejistota výpočtu. Obvykle je do  $\pm 2$  dB, vzhledem k relativně nízkým hodnotám výsledků to pro závěr hodnocení není zásadní.
2. Při hodnocení expozice obyvatel zájmového území hluku a imisím škodlivin byl vědomě použit konzervativní přístup, který vychází z nejvyšší úrovně předpokládané expozice u nejbližší 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, aktualizované na základě podkladů nové směrnice WHO z loňského roku.

Pro charakterizace rizika hluku byly v souladu s aktualizovanou verzí 5 AN SZÚ použity nové vztahy expozice a účinku ze směrnice WHO z roku 2018, které jsou obsaženy i v příloze III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí. 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 a jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku, tak i dalšími neakustickými faktory, jako je úroveň hlukového pozadí z ostatních zdrojů, konkrétní situování domů a místností sloužících k odpočinku a spaní a významně se lišit od vypočtených údajů. Určitý podíl obyvatel pociťujících obtěžování hlukem je při vnímatelné úrovni hluku vzhledem k velkému rozptylu individuální vnímavosti a dalších podmínek prakticky nevyhnutelný.

## VI. Závěr

**Podle zadání byla s využitím současných metodik provedena aktualizace hodnocení vlivů na veřejné zdraví pro posuzovaný záměr JZ a SZ obchvatu Žďáru nad Sázavou. Předmětem hodnocení byly výstupy původní akustické a rozptylové studie, které hodnotí předpokládané změny hlukové a imisní situace nejbližší obytné zástavby v souvislosti s realizací záměru. Aktualizovány na základě posledních dat ČHMÚ byly údaje o imisním pozadí.**

**Z výsledků hodnocení vyplývá, že vypočtená budoucí hluková zátěž z provozu obchvatu sice může být pro část obyvatel okolní zástavby i při dodržení hlukových limitů zdrojem obtěžování a rušení hlukem ve spánku, avšak nedosahuje úrovně, při které by jí bylo možné považovat za významné zdravotní riziko.**

**Znečištění ovzduší ve standardně hodnocených ukazatelích zdravotního rizika na základě imisního pozadí suspendovaných částic a obsahu benzo(a)pyrenu odpovídá podprůměrné úrovni rizika ve městech ČR.**

**Imisní vliv dopravy na navržené trase obchvatu vyhodnocený rozptylovou studií nebude pro obyvatele v okolí ve srovnání s celkovým imisním pozadím a imisními limity představovat významné zdravotní riziko. Přesto se bude podílet na riziku respirační nemoci vyvolané znečištěním ovzduší a tento vliv nelze považovat za zcela zanedbatelný.**

**Vzhledem k významnému podílu resuspenze prachových částic z vozovky na celkové imisní zátěži okolí komunikace je opodstatněné tento nepříznivý vliv snížit pravidelným čištěním vozovky. Dalším možným kompenzačním opatřením je výsadba dřevin se schopností zachytu prachových částic.**

**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, 2010
3. WHO: *Guidelines for Community Noise*, 1999
4. Havránek J. a kol.: *Hluk a zdraví*, Avicenum Praha, 1990
5. 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
6. European Commission: *Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*, 2002
7. Gjestland T.: *On the Temporal Stability of People's Annoyance with Road Traffic Noise*, *Int. J. Environ Res. Public Health* 2020, 17, 1374
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. Babisch, W.: *Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis*, *Noise Health* 2014, 16:1-9
13. 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
14. Münzel T., Kröller-Schön S., Oelze M., Gori T.: *at al.: Adverse Cardiovascular Effects on Traffic Noise with a Focus on Nighttime Noise and the New WHO Noise Guidelines*, *Annu. Rev. Public Health* 2020, 41:309-28
15. WHO: *WHO Guidelines for indoor air quality: selected pollutants*, WHO 2010
16. 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“ – souhrnné zprávy za rok 2019 a 2020*, SZÚ Praha
17. ČHMÚ: *Tabelární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika“ – internetový zdroj*
18. WHO: *Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide*, Global update 2005
19. WHO: *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP, Technical Report*, WHO 2013
20. WHO: *Air Quality Guidelines for Europe, second edition*, WHO 2000
21. WHO: *Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs)*, Meeting report 2015, WHO 2016
22. Orellano P., Reynoso J., Quaranta N., Bardach A., Ciapponi A.: *Short-term exposure to particulate matter (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub>), nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>), and ozone (O<sub>3</sub>) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis*, *Environ Int* 142 (2020) 105876



23. Zheng X., Orellano P., Lin H., Jiang M., Guan W.: *Short-term exposure to ozone, nitrogen dioxide, and sulphur dioxide and emergence department visits and hospital admissions due to asthma: Systematic review and meta-analysis*, *Environ Int* 150 (2021) 106435
24. Huangfu P., Atkinson R.: *Long-term exposure to NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis*, *Environ Int* 144 (2020) 105998
25. WHO: *WHO global air quality guidelines, Particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*, 2021
26. Chen J., Hoek G.: *Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis*, *Environ Int* 143 (2020) 105974
27. Beelen R., Raaschou-Nielsen O., Stafoggia M. at al.: *Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohort within the multicentre ESCAPE project*. *Lancet* 2014, 383(9919):785-95
28. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 109, Outdoor air pollution*, 2015
29. 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
30. WHO: *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*, WHO Regional Office for Europe, 2006
31. Hurley F et al.: *Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment*, European Commission 2005
32. 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
33. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100F, Chemical Agents and Related Occupations (Benzo(a)pyrene)*, 2012
34. US EPA: *IRIS, Toxicological Review of Benzo(a)pyrene*, 2017
35. 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 7.2.2022

MUDr. Bohumil Havel

