



**CELOMĚSTSKY VÝZNAMNÁ ZMĚNA
PLATNÉHO ÚZEMNÍHO PLÁNU
HL. M. PRAHY Č. 2600/00**

VYHODNOCENÍ VLIVŮ NA VEŘEJNÉ ZDRAVÍ

Prosinec 2020

Celoměstsky významná změna platného územního plánu hl. m. Prahy č. 2600/00

Vyhodnocení vlivů na veřejné zdraví

ZADAL:

Institut plánování a rozvoje hl. m. Prahy
Vyšehradská 57/2077
128 00 Praha 2

ZPRACOVAL:

ATEM – Ateliér ekologických modelů, s. r. o.
Roztylská 1860/1
148 00 Praha 4
e-mail: atem@atem.cz
tel.: 241 494 425

VYPRACOVAL:

Mgr. Robert Polák

držitel osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování
vlivů na veřejné zdraví MZd, poř. č. osvědčení 3/2015

SPOLUPRÁCE:

Mgr. Jan Karel



Prosinec 2020

O B S A H

Ú V O D	4
1. METODIKA HODNOCENÍ	5
2. PODKLADY PRO HODNOCENÍ EXPOZICE.....	6
3. CHARAKTERISTIKA OBYTNÉ ZÁSTAVBY V OKOLÍ ZÁMĚRU	7
4. VLIVY ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ NA ZDRAVÍ OBYVATEL	8
4.1. Identifikace nebezpečnosti a vztahů dávka – účinek	8
4.1.1. Suspendované částice.....	8
4.1.2. Oxid dusičitý.....	10
4.1.3. Benzen	11
4.1.4. Benzo[a]pyren.....	12
4.2. Vyhodnocení expozice a charakterizace rizika.....	12
4.2.1. Suspendované částice.....	13
4.2.2. Oxid dusičitý.....	15
4.2.3. Benzen	15
4.2.4. Benzo[a]pyren.....	16
4.3. Nejistoty v hodnocení.....	17
5. VLIVY HLUKU NA ZDRAVÍ OBYVATEL	18
5.1. Identifikace nebezpečnosti a vztahů dávka – účinek	18
5.2. Vyhodnocení expozice a charakterizace rizika.....	22
5.3. Nejistoty v hodnocení.....	23
Z Á V Ě R	25
SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	27

Ú V O D

Cílem předložené studie je vyhodnocení vlivu celoměstsky významné změny platného územního plánu hl. m. Prahy č. 2600/00 na zdraví obyvatel. V souladu s podkladovými studiemi je provedeno vyhodnocení pro výhledový stav:

- období naplnění stávajícího ÚP hl. m. Prahy
- období naplnění ÚP hl. m. Prahy po provedené změně 2600/00

Hodnocená změna obsahuje radikální přestavbu a transformaci nákladového nádraží Žižkov a širšího přilehlého území. Změnou se navrhuje nové zastavitelné plochy na úkor nezastavitelného území. Rozsah řešeného území je cca 0,45 km². Řešené území spadá do k.ú. Žižkov, Hrdlořezy, Strašnice a Malešice.

Při posuzování možných vlivů na zdraví dotčené populace je nutno obecně brát v úvahu všechny faktory, které mohou mít dopad na lidské zdraví. Posuzovaný záměr nebude významným zdrojem elektromagnetického záření. V souvislosti s jeho realizací se nepředpokládá kontaminace zdrojů vod chemickými látkami ani patogenními organismy či jejich toxiny. Hlavními faktory, které mohou být realizací záměru významněji ovlivněny, budou tedy **hluk a znečištění ovzduší**.

Podkladovými materiály pro vyhodnocení vlivů záměru na veřejné zdraví jsou rozptylová a hluková studie [19, 20], zpracované společností ATEM – Atelier ekologických modelů, s. r. o.

V předkládaném vyhodnocení jsou uvažovány pouze vlivy působící při běžném provozu, jeho výsledky není možno vztáhnout na případy zvláštních situací, včetně havárií.

1. METODIKA HODNOCENÍ

Použitá metodika hodnocení vychází ze základních metodických postupů hodnocení zdravotních rizik (Health Risk Assessment) vypracovaných americkou Agenturou pro ochranu životního prostředí (US EPA) a s využitím autorizačních návodů SZÚ k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší AN 17/15 [2], k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku [10] a odborné literatury [7]. Postup hodnocení zdravotního rizika je sestaven ze čtyř navazujících kroků:

- **Identifikace nebezpečnosti** – jedná se o určení faktorů, které mají být hodnoceny, popis jejich vlastností se zaměřením na nebezpečnost pro člověka a podmínky, za kterých se může projevit.
- **Určení vztahu dávky a účinku** – kvantitativně hodnotí vztah mezi úrovní expozice danému faktoru (látce v ovzduší a mírou rizika).
- **Hodnocení expozice** – obsahuje kvalitativní vyjádření kontaktu hodnoceného faktoru s hranicemi organismu a kvantitativní vyjádření intenzity tohoto kontaktu. Cílem je získat informaci, jakými cestami, v jaké míře a v jakém množství je konkrétní populace vystavena působení hodnocené chemické látky, apod.
- **Charakterizace rizika** – obsahem této etapy je vyjádření míry zdravotního rizika exponované populace na základě poznatků o nebezpečnosti působícího faktoru a odhadu konkrétní expoziční úrovně. Jedná se o kvalitativní a kvantitativní popis odhadnutého zdravotního rizika pro sledovanou populaci, tj. výčet všech možných zdravotních poškození u sledované populace a uvedení pravděpodobnosti jejich vzniku. Je nutno popsat všechny výchozí podmínky a fakta zahrnutá do postupu hodnocení rizik, jakož i všechna zjednodušení a nejistoty, které se zde promítají. Takto hodnocená rizika je vždy nutno považovat za potenciální, avšak dostatečně pravděpodobná pro populaci v zájmovém území.

V souladu s Autorizačním návodem AN 17/15 je pak hodnocení členěno do následujících částí:

- podklady pro hodnocení expozice obyvatel, zahrnující též identifikaci hodnocených znečišťujících látek a podklady pro stanovení imisního pozadí
- charakteristika obytné zástavby v okolí záměru
- identifikace nebezpečnosti a vztahů dávka – účinek
- vyhodnocení expozice a charakterizace rizik
- nejistoty v hodnocení
- závěr

2. PODKLADY PRO HODNOCENÍ EXPOZICE

Hodnocení vlivů imisní a hlukové zátěže, vyvolaných v souvislosti s realizací záměru, na zdraví obyvatel vychází ze zpracované rozptylové [19] a akustické studie [20]. Tyto studie jsou tedy základním a jediným podkladem pro hodnocení expozice obyvatel.

V rozptylové studii a následně i v předkládaném hodnocení jsou posuzovány změny koncentrací oxidu dusičitého, benzenu, suspendovaných částic frakcí PM_{10} a $PM_{2,5}$ a benzo[a]pyrenu. Výběr látek odpovídá charakteru provozu, posuzovány jsou relevantní znečišťující látky. V hodnocení je zohledněno i imisní pozadí, tedy je uvažováno s celkovými hodnotami jednotlivých imisních charakteristik v zájmovém území.

Podkladová rozptylová studie hodnotí znečištění ovzduší pomocí modelových výpočtů ve výhledovém horizontu, a to období naplnění ÚP hl. m. Prahy. Modelové výpočty byly zpracovány se zahrnutím všech zdrojů působících v řešené oblasti včetně přenosu znečištění z okolních a vzdálenějších oblastí. Zohledňují tedy i vliv tzv. imisního pozadí – jako imisní pozadí je označována ta část koncentrace znečišťující látky, která není výpočtem zohledněna a musí být tedy přičtena, v daném případě však byly modelovány kompletní koncentrace a další hodnota se k nim tedy již nepřičítá.

Vyhodnocení akustické situace je pak provedeno pro jednotlivé výpočtové body reprezentující ovlivněnou obytnou zástavbu.

3. CHARAKTERISTIKA OBYTNÉ ZÁSTAVBY V OKOLÍ ZÁMĚRU

Současnou populaci širšího území v okolí ulic Koněvova, J. Želivského, Vinohradská a Počernická, tedy v území pokrytém modelovými výpočty, je možné odhadnout na cca 30 – 50 tisíc obyvatel.

Počet osob, dotčených jakkoli rozpoznatelnými změnami úrovně znečištění ovzduší a hluku, bude ovšem významně menší, lze předpokládat, že se bude jednat o stovky, nejvýše nižší tisíce obyvatel. Hodnocení vlivů znečištění ovzduší bylo provedeno pro nejvyšší vypočtené příspěvky a je vyjádřeno mírou účinku vztaženou na 5000 obyvatel, což je výrazně na straně bezpečnosti, skutečný počet lidí dotčených těmito příspěvky bude podstatně nižší. Navíc v části území bylo zaznamenáno snížení imisní zátěže.

Stejně tak v případě hlukové zátěže bylo uvažováno s celkovým počtem dotčených obyvatel na úrovni 5000. I v tomto případě se jedná o nadhodnocený údaj, zejména vzhledem k tomu, že změny lze předpokládat převážně v čelní zástavbě, orientované přímo ke komunikacím ohraničujícím záměr. Kvantifikace byla v tomto případě provedena sice pro jednotlivé výpočtové body, avšak následně byla provedena sumace pro celou dotčenou populaci.

4. VLIVY ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ NA ZDRAVÍ OBYVATEL

4.1. Identifikace nebezpečnosti a vztahů dávka – účinek

4.1.1. Suspendované částice

Suspendované částice v ovzduší představují složitou směs organických a anorganických látek. Jsou produkovány jak ve venkovním, tak i ve vnitřním prostředí. Jsou tedy důležitým faktorem, který způsobuje zhoršení zdravotního stavu.

Suspendované částice mají různou velikost, hmotnost a složení. Obecně je možné konstatovat, že:

- při spalování pevných paliv bez odlučovačů převažují v emisích částice s aerodynamickým průměrem nad 10 μm , při spalování kapalných paliv je zastoupení těchto částic menší, avšak rovněž významné. S účinností odlučovače se zastoupení „hrubších frakcí“ výrazně snižuje, neboť tato zařízení odstraňují nejúčinněji právě velké částice prachu.
- ve zvířeném prachu v okolí silnic a průmyslových areálů lze obecně předpokládat nízké zastoupení jemných částic, podíl jednotlivých velikostních frakcí je však závislý na složení usazených částic, které byly zvířeny.
- v emisích z výfuků motorových vozidel jednoznačně dominují jemné částice do 2,5 μm (podíl částic se pohybuje okolo 90 %), většina emitovaných částic je menších než 1 μm .
- rovněž naprostá většina aerosolů vzniklých sekundárně v ovzduší (kondenzací plyných látek) je tvořena převážně jemnými částicemi do 2,5 μm [4].

Většina vlivů suspendovaných částic na zdraví spadá do oblasti dýchací a kardiovaskulární soustavy. Hlavní účinky působení suspendovaných částic na dýchací soustavu zahrnují dráždění dýchacích cest, exacerbaci existujících onemocnění, zvýšenou sekreci hlenu v průduškách a snížení obranyschopnosti dýchacího traktu vůči infekci. Suspendované částice však mají i další zdravotní účinky mimo respirační soustavu. Jedná se především o urychlení procesu aterosklerózy nebo ovlivnění nervové regulace srdeční činnosti pronikáním ultra jemných částic do nervového systému [4]. Prokazatelný zdravotní účinek expozice suspendovaným částicím se uvádí již při průměrných ročních koncentracích částic $\text{PM}_{2,5}$ 11 – 15 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Specifické zdravotní účinky expozice suspendovaným částicím je však značně obtížné hodnotit, neboť silně závisí na velikosti částic a jejich složení. K obecnému (indikačnímu) hodnocení se proto používají epidemiologické ukazatele mortality (úmrtí) a morbidity (nemocnosti). WHO [4] uvádí pro krátkodobou expozici vzestup celkové mortality o 0,5 % při zvýšení denní koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ o 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Pro chronickou expozici se uvádí nárůst mortality o 6 % při zvýšení průměrných ročních koncentrací $\text{PM}_{2,5}$ o 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Směrné hodnoty WHO [4] jsou pak uvedeny v následující výši:

- částice $PM_{2,5}$ – $10 \mu g.m^{-3}$ pro průměrné roční koncentrace a $25 \mu g.m^{-3}$ pro 24-hodinové koncentrace
- částice PM_{10} – $20 \mu g.m^{-3}$ pro průměrné roční koncentrace a $50 \mu g.m^{-3}$ pro 24-hodinové koncentrace

Imisní limity jsou v ČR stanoveny pro suspendované částice PM_{10} ve výši $40 \mu g.m^{-3}$ pro průměrné roční koncentrace a $50 \mu g.m^{-3}$ pro 24-hodinové hodnoty (s tolerovaným počtem 35 překročení v roce). Pro částice $PM_{2,5}$ je stanoven pouze limit pro průměrné roční koncentrace, a to v současnosti ve výši $25 \mu g.m^{-3}$, od roku 2020 pak ve výši $20 \mu g.m^{-3}$.

V předkládaném hodnocení jsou pro kvantifikaci rizika z expozice suspendovaným částicím (a obdobně i oxidu dusičitému, viz dále) použity funkce koncentrace – účinek, publikované Světovou zdravotnickou organizací v rámci projektu *Health risks of air pollution in Europe* (HRAPIE) [5]. Jedná se o vztahy odvozené na základě analýzy výsledků mnoha epidemiologických studií a dat o zdravotních ukazatelích u populace zemí EU. Jednotlivé faktory koncentrace a účinku jsou formulovány prostřednictvím relativního rizika (RR), které vyjadřuje rozdíl v pravděpodobnosti výskytu daného účinku v populaci exponované určitou úrovní koncentrací znečišťující látky vůči populaci neexponované. Vztah mezi koncentrací a pravděpodobností výskytu účinku (rizikem) je lineární. Pro vlastní charakterizaci rizika exponované populace se pak používá výpočet metodou atributivní frakce, popsany v kap. 4.2.

Doporučené vztahy jsou rozděleny do dvou skupin:

skupina A – k dispozici jsou dostatečné údaje pro spolehlivou kvantifikaci účinků

skupina B – údaje s vyšší mírou nejistoty ohledně přesnosti údajů použitých pro kvantifikaci účinků

V některých případech jsou dále kromě „základních“ výpočetních vztahů uvedeny i vztahy alternativní, použitelné v určitých situacích (např. není-li dostatek dat pro provedení výpočtu podle vztahu předchozího). Tabulka 1. shrnuje přehled hodnot relativního rizika, použitých v této studii, jedná se ve všech případech o „základní“ hodnoty RR. Uveden je vždy interval spolehlivosti (v závorce) a střední hodnota relativního rizika.

Tab. 1. Faktory koncentrace – účinek – suspendované částice [5]

Imisní veličina	Zdravotní účinek	Segment populace	Skupina	RR při zvýšení koncentrace o 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$
PM _{2,5} roční průměr	úmrtnost u dospělých	> 30 let	A	1,062 (1,040 – 1,083)
PM ₁₀ roční průměr	kojenecká úmrtnost	0-1 rok	B	1,04 (1,02 – 1,07)
PM ₁₀ roční průměr	prevalence bronchitidy u dětí	6-12 let	B	1,08 (0,98 – 1,19)
PM ₁₀ roční průměr	incidence chronické bronchitidy u dospělých	> 18 let	B	1,117 (1,040 – 1,189)
PM _{2,5} denní průměr	hospitalizace s kardiovaskulárními chorobami	všichni	A	1,0091 (1,0017 – 1,0166)
PM _{2,5} denní průměr	hospitalizace s respiračními chorobami	všichni	A	1,019 (0,9982 – 1,0402)
PM _{2,5} roční průměr*	dny s omezenou aktivitou**	všichni	B	1,047 (1,042 – 1,053)
PM _{2,5} roční průměr*	dny pracovní neschopnosti	20-65 let (zaměstnaní)	B	1,046 (1,039 – 1,053)
PM _{2,5} denní průměr	příznaky astmatu u astmatických dětí	5-19 let	B	1,028 (1,006 – 1,051)

*) 2týdenní průměr přepočtený na roční průměr

**) nutno odečíst dny hospitalizace s kardiovaskulárními a respiračními chorobami a dny pracovní neschopnosti

4.1.2. Oxid dusičitý

Oxid dusičitý (NO₂) patří mezi nejčastěji sledované škodliviny při hodnocení vlivů spalovacích zdrojů (tj. zejména automobilové dopravy a vytápění budov) na kvalitu ovzduší a zdraví obyvatel. Ze zdrojů je emitován převážně oxid dusnatý (NO), který se ve vzduchu postupně oxiduje na NO₂, v malé míře je emitován přímo NO₂.

Při vstupu oxidu dusičitého do dýchacích cest je nejcitlivější oblastí průdušnice s průduškami a dále plicní sklípky (alveoly), kde dochází k náhradě alveolárního epitelu I. typu buňkami odolnějšími proti okysličování, které s narůstající koncentrací NO₂ postupně navíc hypertrofují. To vede ke snížení odolnosti plicní tkáně vůči infekcím.

Světová zdravotnická organizace (WHO) uvádí, že pro hodnocení vlivů akutní expozice NO₂ je možné uvažovat referenční koncentraci ve výši 200 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Pod touto úrovní nebyly prokázány žádné účinky krátkodobých expozic NO₂, většina studií pak poukazuje na vznik zdravotního efektu až při hodnotách nad 500 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Naopak při vyšších koncentracích lze účinky považovat za prokázané. Tyto závěry vyplývají ze zhodnocení výsledků z mnoha studií na zvířatech i na lidských dobrovolnících [4]. Česká legislativa stanovuje imisní limit pro hodinové koncentrace NO₂ na úrovni 200 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

U dlouhodobých expozic je situace složitější. Výsledky řady studií ukazují na vztah mezi úrovní průměrných ročních koncentrací NO_2 a výskytem astmatu a respiračních onemocnění; uvádějí se též poruchy vývoje funkce plic u dětí při dlouhodobě zvýšené expozici NO_2 . Za rizikovou skupinu je možné považovat především děti s astmatem nebo s dědičnými předpoklady ke vzniku astmatu [4]. WHO však současně uvádí, že kvantifikace rizika je poměrně obtížná, neboť oxid dusičitý zde často vystupuje jako reprezentativní ukazatel působení celého spektra znečišťujících látek. Z tohoto důvodu také WHO zachovává směrnou hodnotu pro průměrné roční koncentrace na úrovni $40 \mu\text{g.m}^{-3}$ i přesto, že některé studie poukazují na vznik respiračních příznaků i při hodnotách nižších. Spíše se však doporučuje provádět hodnocení souhrnného účinku znečištění ovzduší na základě vztahů pro suspendované částice. Ve výši $40 \mu\text{g.m}^{-3}$ je stanoven i platný imisní limit.

Projekt HRAPIE [5] dále uvádí následující hodnoty relativního rizika pro jednotlivé účinky dlouhodobé expozice NO_2 . Charakteristika hodnot a použitého zdroje dat je uvedena v předchozí kapitole.

Tab. 2. Faktory koncentrace – účinek – oxid dusičitý [5]

Imisní veličina	Zdravotní účinek	Segment populace	Skupina	RR při zvýšení koncentrace o $10 \mu\text{g.m}^{-3}$
NO_2 roční průměr (nad $20 \mu\text{g.m}^{-3}$)	úmrtnost u dospělých	> 30 let	B	1,055 (1,031 – 1,080)
NO_2 roční průměr	prevalence bronchitidy u astmatických dětí	5-14	B	1,21 (0,99 – 1,06)
NO_2 24hod průměr	hospitalizace s respiračními chorobami	všichni	A	1,018 (1,0115 – 1,0245)

4.1.3. Benzen

Benzen se do ovzduší dostává v emisích z automobilové dopravy jednak jako produkt spalování a jednak jako součást nespálených podílů paliva (v automobilovém benzínu se vyskytuje v množství cca 0,5 – 2 %, u motorové nafty je podíl nevýznamný). Ovzduší je hlavním zdrojem expozice člověka benzenem. Je však nutno počítat s výraznými individuálními rozdíly vlivem kouření, které může znamenat několikanásobné zvýšení expozice.

Ve vysokých koncentracích (které se však nevyskytují ve vnějším ovzduší) má benzen akutní účinky dráždivé a neurotoxické. V nízkých dávkách (které se mohou v ovzduší vyskytovat) pak při dlouhodobém působení utlumuje tvorbu krvinek a předpokládá se i jeho vliv na iniciaci leukémie. Z tohoto důvodu řadí US EPA i IARC benzen mezi prokázané lidské karcinogeny. Světová zdravotnická organizace uvádí pro benzen hodnotu jednotkového rakovinového rizika

$UCR = 6 \times 10^{-6} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$. Jednoduchou extrapolací pak lze stanovit míru karcinogenního rizika v závislosti na koncentraci této látky ve volném ovzduší:

Pravděpodobnost výskytu leukémie	Koncentrace
10^{-5} (1 v 100 000)	$1,6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$
10^{-6} (1 v 1 000 000)	$0,16 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$

Imisní limit je stanoven ve výši $5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, což odpovídá hodnotě karcinogenního rizika při celoživotní expozici na úrovni 3×10^{-5} .

4.1.4. Benzo[a]pyren

Skupina polyaromatických uhlovodíků (PAH) zahrnuje několik set sloučenin, které vznikají zejména při nedokonalém spalování organického materiálu. Hlavními účinky na zdraví lidí jsou mutagenita a karcinogenita, naopak systémově toxické účinky jsou pravděpodobně malé (testováno na zvířatech). U řady PAH s vyšším bodem varu se považují za prokázané vlivy mutagenita a karcinogenita, přičemž benzo[a]pyren je jednou ze sloučenin, u kterých byla zjištěna nejsilnější karcinogenita.

Benzo[a]pyren je podle IARC řazen do skupiny 1 jako prokázaný lidský karcinogen. Vzhledem k jeho karcinogenitě nelze stanovit žádnou bezpečnou hranici. WHO [4] stanovuje směrnou hodnotu jednotkového karcinogenního rizika pro benzo[a]pyren ve výši $8,7 \times 10^{-2} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$.

4.2. Vyhodnocení expozice a charakterizace rizika

V podkladové rozptylové studii [19] jsou vyhodnoceny hodnoty celkové imisní zátěže v zájmovém území ve výchozím stavu (dle platného ÚP hl. m. Prahy) a dále změny v imisní zátěži vlivem realizace hodnocené změny.

V následujícím textu je pak provedena kvantifikace očekávaných dopadů těchto změn na zdraví ovlivněné populace. V případě hodnocení vlivů expozice suspendovaným částicím a oxidu dusičitému na základě hodnot relativního rizika dle projektu HRAPIE [5] je vyhodnocení v souladu s AN 17/15 [2] provedeno metodou výpočtu atributivní frakce, jejímž výstupem je počet osob dotčených příslušným účinkem u exponované populace. Popis výpočtu uvádí např. metodika COŽP UK pro vyhodnocení celospolečenských dopadů znečištěného ovzduší [6]. Počet osob, dotčených daným účinkem, je pro látky s bezprahovým účinkem dán vztahem:

$$IMP = EXP \times AGF \times RGF \times BGR \times [1 + C \times (RR - 1)/10],$$

kde

- IMP je četnost výskytu výsledného dopadu, vyjádřená v jednotkách dle podkladové tabulky RR (např. počet osob dotčených daným účinkem, počet případů bronchitidy, počet hospitalizací, počet dnů s omezenou aktivitou, dnů pracovní neschopnosti apod.)
- C je koncentrace znečišťující látky v $\mu\text{g.m}^{-3}$
- EXP je exponovaná populace (počet osob)
- AGF je podíl věkové skupiny, které se účinek týká, v rámci celé populace
- RGF je podíl případné rizikové skupiny, které se účinek týká (je-li uvažována), jako jsou např. astmatici, v rámci příslušné věkové skupiny obyvatel
- BGR je četnost výskytu výsledného dopadu v pozadové (neexponované) populaci
- RR je relativní riziko při zvýšení koncentrace o $10 \mu\text{g.m}^{-3}$

U prahového účinku (NO_2 – úmrtnost u dospělých) je výpočet obdobný s tím, že efekt je uvažován až od hodnoty $20 \mu\text{g.m}^{-3}$. Dále, jak je z tabulek 1 a 2 patrné, v některých případech je vstupní hodnotou pro výpočet denní (tj. nikoli roční) průměr koncentrací. V těchto případech je v předložené studii počítáno s průměrnou roční koncentrací, která je z principu průměrem denních hodnot s tím, že tam kde je to relevantní, je příslušná hodnota BGR sumarována za celý rok. Stejně tak tam, kde je dle projektu HRAPIE uvažována 2týdenní hodnota přepočtená na roční průměr, je zde počítáno přímo s ročním průměrem. Hodnoty AGF (podíly jednotlivých věkových skupin populace) byly převzaty dle údajů ČSÚ pro hl. m. Prahu. Hodnoty RGF a BGR byly uvažovány dle projektu HRAPIE.

V případě benzenu a benzo[a]pyrenu je vyhodnocení provedeno obdobně s tím rozdílem, že hodnoty AGF, RGF a BGR jsou rovny jedné (efekt se týká vždy celé dotčené populace) a výsledný dopad je kvantifikován ve formě počtu obyvatel na 1 nový případ vzniku daného účinku.

4.2.1. Suspendované částice

Výskyt zvýšených koncentrací suspendovaných částic v ovzduší je obecně spojován s výskytem respiračních chorob (kašel, bronchitida), snížením funkce plic, kardiovaskulárními nemocemi a dle některých podkladů i s astmatem.

Pro **chronickou expozici** uvádí WHO směrnou hodnotu průměrné roční koncentrace PM_{10} ve výši $20 \mu\text{g.m}^{-3}$ a částic $\text{PM}_{2,5}$ ve výši $10 \mu\text{g.m}^{-3}$. Z vyhodnocení výchozího stavu vyplývá, se koncentrace v hodnocené lokalitě budou pohybovat v rozmezí $22 - 25 \mu\text{g.m}^{-3}$ u částic PM_{10} a $17 - 18 \mu\text{g.m}^{-3}$ u částic $\text{PM}_{2,5}$.

Již ve výchozím stavu je tedy možné očekávat v zájmovém území zvýšenou míru rizika v souvislosti s expozicí suspendovaným částicím obou frakcí. Obdobná situace se však vyskytuje na velké části území ČR.

V následujícím přehledu je provedeno vyhodnocení změn v četnosti výskytu zdravotních účinků, definovaných projektem HRAPIE [5] (viz tab. 1.) na základě výpočetního postupu uvedeného v úvodu kap. 4.2. Hodnocení vlivů znečištění ovzduší bylo provedeno pro nejvyšší vypočtené příspěvky a je vyjádřeno mírou účinku vztaženou na 5000 obyvatel, což je výrazně na straně bezpečnosti, skutečný počet lidí dotčených těmito příspěvky bude podstatně nižší.

- Kojenecká úmrtnost (do 1 roku) – 0,0002 na 5 000 obyvatel
- Prevalence bronchitidy u dětí 6 – 12 let – 0,246 na 5 000 obyvatel
- Incidence chronické bronchitidy u dospělých – 0,082 na 5 000 obyvatel
- Úmrtnost u dospělých > 30 let – 0,034 na 5 000 obyvatel
- Hospitalizace s kardiovaskulárními chorobami – 0,017 na 5 000 obyvatel
- Hospitalizace s respiračními chorobami – 0,015 na 5 000 obyvatel
- Dny s omezenou aktivitou – 31,1 na 5 000 obyvatel
- Dny pracovní neschopnosti – 22,3 na 5 000 obyvatel
- Příznaky astmatu u astmatických dětí – 0,55 na 5 000 obyvatel

Jak vyplývá z uvedeného přehledu, změny v míře zdravotního rizika vyjádřené jako kojenecká úmrtnost (imisní zátěž PM_{10}) i úmrtnost u dospělých (imisní zátěž $PM_{2,5}$) budou v dotčené zástavbě činit zlomky nového případu, jedná se tedy pouze o hodnoty statistické.

I většina dalších hodnocených ukazatelů je pod statistickou hranicí jednoho nového případu, pouze u dnů s omezenou aktivitou a dnů s pracovní neschopností se změny pohybují v řádu desítek případů. V obou případech se jedná o stanovení účinků na základě vztahů zařazených projektem HRAPIE do skupiny B, tzn. o vztahy s vyšší nejistotou výpočtu.

Jak lze očekávat, změny v úrovni zdravotního rizika vlivem provozu záměru budou i v nejvíce dotčené obytné zástavbě nevýznamné ve smyslu ohrožení zdraví a budou převáženy jinými faktory, jako jsou životní styl (například kouření) nebo expozice dalším zdrojům znečišťování. Kromě toho dojde v části obytné zástavby (zejména v okolí východní části hodnocené lokality) k poklesu imisní zátěže, a tedy i zdravotního rizika.

4.2.2. Oxid dusičitý

Z **chronických účinků** NO₂ jsou nejčastěji popisovány strukturální plicní změny a zvýšení vnímavosti vůči bakteriím a virovým infekcím.

Jak je zřejmé z vyhodnocení v podkladové rozptylové studii, nebude ve výchozím stavu v žádné části výpočtové oblasti překročena směrná hodnota dle WHO. Hodnoty se v prostoru hodnocené změny budou pohybovat v rozmezí 22 – 26 µg.m⁻³, v celé výpočtové oblasti pak do 28 µg.m⁻³. Nejvyšší hodnoty tak dosahují 70 % směrné hodnoty.

V následujícím přehledu je provedeno vyhodnocení změn v četnosti výskytu zdravotních účinků, definovaných projektem HRAPIE [5] (viz tab. 2.) na základě výpočetního postupu uvedeného v úvodu kap. 4.2.

- Úmrtnost u dospělých – 0,12 na 5 000 obyvatel
- Prevalence bronchitidy u astmatických dětí 5 – 14 let – 0,08 na 5 000 obyvatel
- Hospitalizace s respiračními chorobami – 0,06 na 5 000 obyvatel

Jak je zřejmé, všechny ukazatele se pohybují pod hranicí nového případu, jedná se tedy spíše o statistické hodnoty. Zvýšení míry zdravotního rizika tedy nebude významné z hlediska dopadů na zdraví obyvatel. Kromě toho dojde v části obytné zástavby (zejména v okolí východní části hodnocené lokality) k poklesu imisní zátěže, a tedy i zdravotního rizika.

Pro vyhodnocení **akutní expozice** NO₂ je možné za bezpečnou mez, pod níž nedochází ke vzniku zdravotního rizika, použít směrnou hodnotu stanovenou WHO pro hodinové koncentrace ve výši 200 µg.m⁻³. Na základě výsledků rozptylové studie není třeba koncentrace nad hranicí směrné hodnoty WHO očekávat v žádné části posuzovaného území ani ve výchozím stavu, ani ve stavu po změně.

Vlivem změny 2600/00 tedy není třeba v žádné části výpočtové oblasti očekávat výskyt zvýšeného rizika z akutní expozice oxidu dusičitému.

4.2.3. Benzen

Benzen je prokázaný humánní karcinogen. V rámci tohoto vyhodnocení byla použita hodnota jednotkového rizika stanovená WHO ve výši 6×10^{-6} (µg.m⁻³)⁻¹. Tato hodnota znamená, že koncentrace benzenu 1 µg.m⁻³ zvyšuje (při celoživotní expozici – po dobu 70 let) riziko incidence leukémie o 6 případů na 1 milion osob. Neexistuje tedy bezpečná mez. Evropská a česká legislativa tyto skutečnosti respektuje

s tím, že pro účely ochrany zdraví obyvatel musela být přijata určitá dlouhodobá (roční) limitní hodnota, která by vlastně vyjádřila ještě přijatelnou (referenční) mez karcinogenního rizika. Dle dostupných podkladů a v souladu s informacemi Státního zdravotního ústavu je doporučeno uvažovat nejvyšší přijatelné hodnoty v řádu 10^{-6} .

Ve výchozím stavu se v hodnocené lokalitě budou koncentrace pohybovat v rozmezí $1,05 - 1,20 \mu\text{g.m}^{-3}$. Tomuto rozpětí odpovídá míra karcinogenního rizika $6,3 - 7,2 \times 10^{-6}$. Jedná se tedy o hodnoty na hranici přijatelné míry rizika.

Vlivem provedení změny 2600/00 byl vypočten nejvyšší nárůst imisní zátěže do $0,06 \mu\text{g.m}^{-3}$. Této hodnotě odpovídá nárůst rizika výskytu zdravotních účinků z chronické expozice benzenu nejvýše $3,6 \times 10^{-7}$ (1 případ na téměř 2,8 milionů obyvatel). Vzhledem k počtu zasažených obyvatel (v řádu maximálně tisíců) lze konstatovat, že vypočtené změny zdravotních rizik ve smyslu ohrožení zdraví jsou nevýznamné. Kromě toho dojde v části obytné zástavby (zejména v okolí východní části hodnocené lokality) k poklesu imisní zátěže, a tedy i zdravotního rizika.

4.2.4. Benzo[a]pyren

Pro vyhodnocení rizika z expozice B(a)P byla použita hodnota jednotkového rizika stanovená WHO pro celoživotní expozici ve výši $8,7 \times 10^{-5} (\text{ng.m}^{-3})^{-1}$. Tato hodnota znamená, že koncentrace benzo[a]pyrenu v 1 ng.m^{-3} zvyšuje (při celoživotní expozici – po dobu 70 let) riziko výskytu rakoviny o 8,7 případů na 100 tisíc osob. Nejvyšší přijatelné riziko je opět uvažováno v řádu 10^{-6} .

Jak vyplývá z výsledků rozptylové studie, ve výchozím stavu byly v prostoru hodnocené změny vypočteny hodnoty do $0,84 \text{ ng.m}^{-3}$, v celé výpočtové oblasti pak do $0,94 \text{ ng.m}^{-3}$. To již odpovídá hodnotám nad hranicí přijatelného rizika. Úroveň přijatelného rizika v řádu 10^{-6} by byla dosažena již při koncentraci na úrovni okolo $0,1 \text{ ng.m}^{-3}$ nebo nižší, což je hodnota překročená na všech měřicích stanicích v ČR.

Jak ukazují výsledky modelových výpočtů, vlivem provedené změny ÚP hl. m. Prahy lze očekávat nejvyšší nárůst koncentrace benzo[a]pyrenu do $0,02 \text{ ng.m}^{-3}$. Tomuto nárůstu odpovídá zvýšení karcinogenního rizika $1,74 \times 10^{-6}$, což činí jeden případ na téměř 575 tisíc obyvatel. Vzhledem k velikosti dotčené populace se z hlediska vlivů na lidské zdraví jedná o hodnoty nevýznamné.

4.3. Nejistoty v hodnocení

Při interpretaci výsledků hodnocení vlivů na obyvatelstvo je nutno zohlednit nejistoty, kterými je vzhledem k současnému stavu poznání hodnocení zatíženo. Jedná se o nejistoty v následujících oblastech:

- prognóza dopravní zátěže ve výhledovém horizontu
- stanovení koncentrací pomocí emisně-imisního modelování
- expoziční scénář pro obyvatelstvo žijící v okolí, pohyb obyvatel mimo bydliště a jejich výskyt ve vnějším prostředí
- ovlivnění individuálního rizika profesionální expozicí, životním stylem (zejména kouřením) a migrací
- dostupné informace o vztahu mezi úrovní koncentrací znečišťujících látek a jejich zdravotními účinky. Zejména v případě účinků, zařazených v rámci projektu HRAPIE do skupiny B, je nutno brát v úvahu skutečnost, že s kvantifikací rizika je spojena vyšší míra nejistoty. Obdobně je tomu i v případě stanovení jednotkového rizika u karcinogenních polutantů (benzen, benzo[a]pyren).
- stanovení referenčních koncentrací a směrných hodnot pro znečišťující látky.

Přes uvedené nejistoty lze údaje považovat za dostatečně spolehlivé ve vztahu k závěrům o vlivu řešeného záměru na celkovou míru zdravotního rizika.

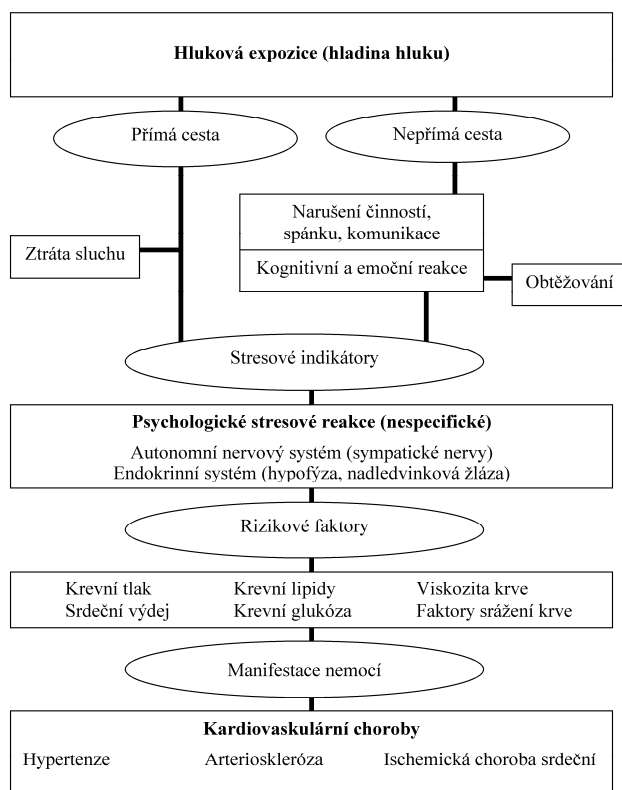
5. VLIVY HLUKU NA ZDRAVÍ OBYVATEL

5.1. Identifikace nebezpečnosti a vztahů dávka – účinek

Nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví jsou obecně definovány jako morfologické nebo funkční změny organismu, které vedou ke zhoršení jeho funkcí, ke snížení kompenzační kapacity vůči stresu nebo zvýšení vnímavosti k jiným nepříznivým vlivům prostředí. Účinky hluku na lidské zdraví je možné s určitým zjednodušením rozdělit na účinky specifické, projevující se poruchami činnosti sluchového aparátu a na účinky nespecifické (mimosluchové), kdy dochází k ovlivnění funkcí různých systémů organismu.

Při běžné expozici hluku z dopravy se projevují zejména systémové (nespecifické) účinky, u nichž dochází k ovlivnění funkcí různých systémů organismu, často se na nich podílí stresová reakce a ovlivnění spánku a vyšších nervových funkcí. Chronický stres způsobený hlukem může přispět ke spuštění nebo urychlení průběhu u chorob s multifaktoriálními příčinami. Zjednodušené příčinné schéma působení hluku na zdraví dle [9] v řetězci hluková expozice – fyziologická (stresová) reakce organismu – biologická odezva a vznik onemocnění ukazuje obrázek 1.

Obr. 1. Schéma účinků hluku



(zdroj: Babisch 2002 in [9])

Za dostatečně prokázané závažné účinky hluku jsou podle aktuální směrnice WHO [16] považovány obtěžování, rušení spánku, kardiovaskulární onemocnění, zhoršení kognitivních funkcí a poškození sluchového aparátu. V následujícím přehledu je uvedena stručná charakteristika těchto účinků dle SZÚ [17]:

- **Obtěžování hlukem** je nejobecnější reakcí lidí na hlukovou zátěž. Jako obtěžování je označován psychický stav vznikající při mimovolném vnímání vlivů, ke kterým má jedinec zamítavý postoj a na které reaguje pocity odporu, podrážděností a v některých případech až psychosomatickými poruchami; pro zjednodušení se jako obtěžování označují i ostatní negativní emoce v souvislosti z hlukem (zlost, nespokojenost, úzkost, rozrušenost). Obtěžování je významně ovlivněno individuálními vlastnostmi příjemce; z hlediska jednotlivce je tak považováno za faktor s bezprahovým působením, což znamená, že citlivou osobu mohou obtěžovat i nejtíšší zvuky.
- **Nepříznivé ovlivnění spánku** vlivem hluku se prokazatelně projevuje změnami fyziologických reakcí (změny tepové frekvence, známky probuzení na EEG, změny v trvání stádií spánku, zvýšená pohyblivost ve spánku, obtížné usínání, probouzení, zkrácení spánkového času), dostatečné důkazy existují rovněž pro subjektivně vnímanou poruchu spánku, environmentální nespavost a zvýšené užívání léků na spaní. Zdravotní následky rušení spánku nočním hlukem zahrnují změny v hladinách stresových hormonů, kardiovaskulární onemocnění, psychické poruchy, obezitu, zkrácení očekávané délky života, zvýšený výskyt pracovních úrazů a psychologicko-sociální důsledky (ospalost a únava, rozmrzelost, snížená výkonnost, zhoršení poznávacích schopností, narušení sociálních kontaktů).
- **Ovlivnění kardiovaskulárního systému** působením hluku bylo prokázáno v řadě epidemiologických studií. Uznávaným mechanismem je zde stresová reakce organismu, kdy zvukový signál je podvědomě hodnocen jako alarmující a dochází ke stresové reakci spojené s aktivací autonomního nervového systému a s uvolněním stresových hormonů, což vede k přechodnému zvýšení krevního tlaku, tepu a vasokonstrikci. Po dlouhodobé expozici se pak u citlivých jedinců mohou vyvinout trvalé účinky, jako je hypertenze a ischemická choroba srdeční. Dalšími možnými mechanismy působení hluku na kardiovaskulární systém jsou úbytek hořčiku (který je následkem opakovaných nervových vzruchů vyplavován z organismu) nebo dlouhodobý nedostatek spánku a jeho důsledky. Podle aktuálních dat WHO se za prokázané považuje zvýšení rizika ischemické choroby srdeční bylo prokázáno u hluku ze silniční dopravy, naopak v případě dříve popisovaného rizika hypertenze jsou nyní kvalita důkazů považována za nízkou, v případě mrtvice jsou výsledky rozporuplné.
- **Zhoršení kognitivních schopností** vlivem hluku zahrnuje poruchy porozumění řeči, porucha pozornosti a snížení kapacity pracovní paměti. Důsledkem je zhoršení výkonnosti, zhoršení výsledků při plnění úkolů, chyby při práci, popřípadě vznik nehod a úrazů. Hluk také může závažným způsobem narušit komunikaci řečí, popřípadě překrývat jiné informačně důležité signály. Zhoršení komunikace řečí má řadu prokázaných nepříznivých důsledků v oblasti chování a vztahů, vede k podrážděnosti, nejistotě, poklesu pracovní výkonnosti a pocitům nespokojenosti. Při terénních výzkumech byl

potvrzen vztah mezi hlukem z letecké dopravy a zhoršením schopnosti čtení, porozumění řeči a výkonnosti v testech u školních dětí, v případě hluku ze silniční a železniční dopravy jsou výsledky nekonzistentní a kvalita důkazů je nedostatečná.

- **Poškození sluchového aparátu** v zásadě zahrnuje dva mechanismy. Extrémně vysoké hladiny akustického tlaku mohou vyvolat akustické trauma, jehož podstatou je poranění bubínku, sluchových kůstek nebo blanitého labyrintu a následkem je pak trvalé poškození sluchu. Při dlouhodobém až celoživotním působení hluku na sluchový aparát dochází k poškození sluchu, jehož podstatou jsou zprvu přechodné a posléze trvalé funkční a morfologické změny smyslových a nervových buněk Cortiho orgánu vnitřního ucha. Tyto poruchy se zpočátku projevují dočasným zvýšením sluchového prahu, při dalším působení hluku dochází po určité latenci k trvalému poškození sluchu. Poškození sluchu je dostatečně prokázáno u pracovní expozice hluku v závislosti na výši ekvivalentní hladiny akustického tlaku a trvání let expozice, existuje však i u hluku v mimopracovním prostředí, např. v souvislosti s hlukem z volnočasových aktivit. Ztráta sluchu je pak obvykle výsledkem kombinované expozice hluku z různých zdrojů, tj. z pracovního a životního prostředí a z volnočasových aktivit.

Za účinky s nižší kvalitou důkazů (či s nejistou existencí vztahu k hlukové expozici) jsou považovány zvýšení rizika vzniku diabetu, obezity, vlivy na těhotenství a vývoj plodu a na mentální zdraví [16].

Působení hluku je považováno za bezprahové (tj. nelze stanovit bezpečnou mez, pod níž se již účinek nevyskytuje), v praxi se však pracuje s určitými mezními hodnotami, nad nimiž je závislost účinku na hlukové expozici považována za významnou. WHO [16] uvádí následující doporučené expoziční hodnoty pro hluk ze silniční dopravy:

- průměrná hodnota, vyjádřená hlukovým ukazatelem den-večer-noc (L_{dvn}) – 53 dB
- noční hluk (L_n) - 45 dB

Pro kvantitativní vyhodnocení vlivů hluku ze silniční dopravy v řešeném území byly použity postupy, stanovené autorizačním návodem SZÚ [10] a vycházející z Annex III Směrnice komise (EU) 2020/367. Hodnocení je provedeno pro následující účinky hluku:

- vysoké obtěžování
- vysoké rušení spánku
- ischemickou chorobu srdeční (ICHS)

Pro vysoké obtěžování a vysoké rušení spánku je stanoveno tzv. absolutní riziko, které je vyjádřeno jako podíl osob s daným účinkem v rámci celkového počtu exponovaných obyvatel v daném výpočtovém bodě či pásmu hlukové zátěže. Výpočtové rovnice jsou následující:

$$AR_{\text{HA, silnice}} = (78,927 - 3,1162 \times L_{\text{dvn}} + 0,0342 \times L_{\text{dvn}}^2) / 100$$

$$AR_{\text{HSD, silnice}} = (19,4321 - 0,9336 \times L_{\text{dvn}} + 0,0126 \times L_{\text{dvn}}^2) / 100$$

kde:

$AR_{HA, \text{silnice}}$ = absolutní riziko pro vysoké obtěžování hlukem ze silniční dopravy

$AR_{HSD, \text{silnice}}$ = absolutní riziko pro vysoké rušení spánku hlukem ze silniční dopravy

L_{dvn} = hlukový ukazatel den-večer-noc

L_n = hluk v noční době

Pro stanovení hlukového ukazatele L_{dvn} byl použit postup dle SZÚ [18]. Kvantifikace je provedena v souladu s metodickými postupy pro $L_{dvn} > 45$ dB a $L_n > 40$ dB. Ve vlastním kvantitativním vyhodnocení je pak pro přehlednost uveden přepočet na celou dotčenou populaci.

Riziko vzniku ischemické choroby srdeční (ICHS) ve vztahu k hluku se kvantitativně vyjadřuje jako relativní riziko vztahující riziko v populaci exponované hluku k riziku v populaci hluku neexponované. Pro kvantifikaci je pak použit postup, založený na určení tzv. populační atributivní frakce, která se může skládat z exponovaných i neexponovaných osob, popřípadě mohou být exponované osoby vystaveny rizikovému faktoru v různé míře. Jednotlivým segmentům populace (vyjádřeným jako podíl z celkového počtu obyvatel řešeného území) je přiřazena expozice hluku ze silniční dopravy (L_{dvn}). Následně je pro každý segment určeno relativní riziko vzniku ICHS podle rovnic:

$$RR_{ICHS, \text{silnice}} = 1,007733L_{dvn} - 53 \dots \text{pro } L_{dvn} > 53 \text{ dB}$$

$$RR_{ICHS, \text{silnice}} = 1 \dots \text{pro } L_{dvn} \leq 53 \text{ dB}$$

kde:

$RR_{ICHS, \text{silnice}}$ = relativní riziko vzniku ICHS v populaci exponované hluku o dané L_{dvn}

Současně je pro každý segment populace určen podíl obyvatel v rámci řešeného území. Absolutní roční počet případů ICHS, odhadovaný jako následek hluku ze silniční dopravy v řešeném území je pak určen podle vzorce:

$$N = \sum_j (p_j \times (RR_j - 1)) / (\sum_j (p_j \times (RR_j - 1)) + 1) \times I \times P$$

kde:

p_j = podíl populace v daném segmentu

RR_j = relativní riziko vzniku ICHS v rámci daného segmentu populace

I = incidence ICHS v neovlivněné populaci, uvažována je hodnota 9,275 na 1000 osob a rok dle autorizačního návodu [10]

P = počet obyvatel v řešeném území

5.2. Vyhodnocení expozice a charakterizace rizika

Výsledky výpočtů jsou uvedeny v podkladové akustické studii [20]. Následující vyhodnocení bylo provedeno na základě těchto výsledků, přičemž uvažovány byly hodnoty celkové hlukové zátěže.

Na základě výsledků hlukové studie byly kvantifikovány míra obtěžování hlukem, rušení spánku a výskytu infarktu myokardu. Výpočet je sice zatížen poměrně významnou nejistotou, neboť nezohledňuje různou neprůzvučnost obvodového pláště budov, výskyt osob v místě bydliště a odlišnou vnímavost jedinců vůči hluku, přesto jej lze považovat za dostačující k vyhodnocení vlivu záměru.

Tabulka 3 uvádí hodnoty vypočtené hlukové zátěže pro výhledový stav ÚP beze změny a se změnou, samostatně pro denní a noční dobu.

Tab. 3. Hodnoty hlukové zátěže ve stavu se záměrem [dB]

Bod	Výška [NP]	Výhled ÚP					
		$L_{Aeq, 6-22}$ [dB] – denní doba			$L_{Aeq, 22-6}$ [dB] – noční doba		
		Beze změny	Po změně	Rozdíl	Beze změny	Po změně	Rozdíl
1	2	65,6	64,9	-0,7	58,7	58,0	-0,7
1	9	64,6	64,0	-0,6	57,7	57,0	-0,7
2	1	66,3	65,6	-0,7	59,4	58,7	-0,7
2	3	66,3	65,6	-0,7	59,4	58,7	-0,7
3	2	64,6	65,1	0,5	59,0	59,5	0,5
3	7	64,6	65,1	0,5	59,0	59,5	0,5
4	2	66,6	66,7	0,1	60,6	61,1	0,5
4	5	66,6	66,7	0,1	60,6	61,1	0,5
5	2	65,5	66,1	0,6	59,4	60,0	0,6
5	6	65,5	66,1	0,6	59,4	60,0	0,6
6	2	66,9	66,9	0,0	61,1	61,1	0,0
6	6	66,9	66,9	0,0	61,1	61,1	0,0
7	2	68,0	68,2	0,2	61,3	61,5	0,2
7	6	68,0	68,2	0,2	61,3	61,5	0,2
8	2	65,8	65,4	-0,4	59,5	59,3	-0,2
8	6	65,8	65,4	-0,4	59,5	59,3	-0,2
9	2	64,2	64,1	-0,1	57,8	57,7	-0,1
9	4	64,2	64,1	-0,1	57,8	57,7	-0,1
10	1	60,2	60,9	0,7	54,6	55,1	0,5
10	2	60,2	60,9	0,7	54,6	55,1	0,5
11	1	60,4	60,8	0,4	54,6	54,7	0,1
11	2	60,4	60,8	0,4	54,6	54,7	0,1
12	1	61,4	61,9	0,5	55,4	55,8	0,4
12	2	61,4	61,9	0,5	55,4	55,8	0,4
13	2	58,9	59,5	0,6	52,5	53,1	0,6
13	5	58,9	59,5	0,6	52,5	53,1	0,6
14	1	57,3	58,1	0,8	50,4	51,5	1,1
14	3	57,3	58,1	0,8	50,4	51,5	1,1
15	1	55,7	52,4	-3,3	48,9	46,2	-2,7
15	5	55,7	52,4	-3,3	48,9	46,2	-2,7

Jak vyplývá z provedeného hodnocení, celá dotčená populace se bude nacházet v oblastech s hlukovou zátěží vyšší, než kolik činí doporučené expoziční hodnoty pro hluk ze silniční dopravy.

V následujícím přehledu je pak provedeno kvantitativní vyhodnocení pro soubor populace o velikosti 5000 obyvatel. Rozložení obyvatel v jednotlivých hodnocených bodech bylo uvažováno rovnoměrně.

Tabulka 4 pak ukazuje počet silně obtěžovaných a při spánku rušených obyvatel a výskyt ischemické choroby srdeční.

Tab. 4. Celkové hodnoty míry silného obtěžování, silného rušení při spánku a výskyt ICHS (pro velikost dotčené populace 5000 obyvatel)

Stav	Silné obtěžování	Silné rušení spánku	Výskyt ISCHS
Beze změny	1105	363	4,2932
Se změnou	1108	365	4,2904
Rozdíl	+3	+2	-0,0028

Pro dotčenou populaci byl zaznamenán nárůst počtu silně obtěžovaných a silně při spánku rušených obyvatel v řádu jednotek případů na 5000 obyvatel, nárůst absolutního rizika silného obtěžování tedy činí 0,0006, nárůst absolutního rizika silného obtěžování při spánku činí 0,0004.

V případě kardiovaskulárního rizika byl celkově zaznamenán pokles míry rizika, který představuje při dané velikosti dotčené populace pokles o jeden případ za cca 354 let.

Z provedeného vyhodnocení tedy vyplývá, že v dotčené populaci není třeba očekávat vlivem posuzované změny nárůst zdravotního rizika, který by byl významný ve smyslu ohrožení zdraví a i změny v míře obtěžování jsou mírné a v praxi málo významné.

5.3. Nejistoty v hodnocení

Při interpretaci výsledků hodnocení vlivů na obyvatelstvo je nutno zohlednit nejistoty, kterými je vzhledem k současnému stavu poznání hodnocení zatíženo. Jedná se o nejistoty v následujících oblastech:

- stanovení intenzit automobilové dopravy pro výhledový horizont
- expoziční scénář pro obyvatelstvo žijící v okolí, pohyb obyvatel mimo bydliště a jejich výskyt ve vnějším prostředí
- rozdílná vzduchová neprůzvučnost obvodového pláště budov

- ovlivnění individuálního rizika zejména rozdílným stupněm vnímavosti a citlivosti exponovaných osob
- dostupné informace o vztahu mezi hlukovou expozicí a jejími zdravotními účinky. Zejména v případě kardiovaskulárních onemocnění je nutno upozornit, že použité kvantitativní vztahy nejsou zatím jednoznačně prokázány a jsou použity v rámci předběžné opatrnosti.

Přes uvedené nejistoty lze údaje o zdravotních rizicích považovat za dostatečně spolehlivé ve vztahu k celkovým závěrům o vlivu řešeného záměru na celkovou míru zdravotního rizika.

Z Á V Ě R

Cílem předložené studie bylo vyhodnocení vlivu celoměstsky významné změny platného územního plánu hl. m. Prahy č. 2600/00 na zdraví obyvatel. V souladu s podkladovými studiemi je provedeno vyhodnocení pro výhledový stav:

- období naplnění stávajícího ÚP hl. m. Prahy
- období naplnění ÚP hl. m. Prahy po provedené změně 2600/00

Znečištění ovzduší

V rámci hodnocení vlivů imisní zátěže na zdraví obyvatel byly sledovány imisní hodnoty pro oxid dusičitý, benzen, suspendované částice frakce PM₁₀ a PM_{2,5} a benzo[a]pyren. Z výše uvedených znečišťujících látek je nutno očekávat ve výpočtové oblasti zvýšené riziko z expozice částicím PM₁₀, PM_{2,5} a benzo[a]pyrenu. Obdobná situace je však typická pro většinu měst na území ČR. V případě krátkodobých i dlouhodobých koncentrací NO₂ není třeba v žádné části zástavby očekávat hodnoty nad hranici směrné hodnoty WHO, u benzenu lze ve výchozím stavu očekávat imisní zátěž na hranici přijatelné míry rizika.

Vlivem realizace změny 2600/00 byly zjištěny změny v imisní zátěži, které u žádné ze sledovaných imisních charakteristik nepředstavují významnou změnu v míře zdravotního rizika. V případě suspendovaných částic jsou všechny hodnocené zdravotní účinky i v nejvíce dotčené zástavbě pod hranicí jednoho nového případu. Pouze v případě dnů s omezenou aktivitou a dnů pracovní neschopnosti může změna rizika dosáhnout až několika prvních desítek nových případů, avšak je třeba mít na paměti, že odhad počtu obyvatel dotčených nejvyššími koncentracemi byl značně nadhodnocen.

Stejně tak v případě dlouhodobých koncentrací oxidu dusičitého jsou i v nejvíce dotčené části zástavby změny v míře zdravotního rizika vyjádřené jako úmrtnost u dospělých několik řádů pod hranicí nového případu. V případě krátkodobých koncentrací oxidu dusičitého pak nebyly v žádné části zájmového území zaznamenány hodnoty nad hranici směrné hodnoty WHO ani ve stavu bez záměru, ani ve stavu se záměrem.

V případě průměrných ročních koncentrací benzenu a benzo[a]pyrenu nebyly vlivem provozu zaznamenány ani v nejvíce dotčené části zástavby hodnoty významné ve smyslu ohrožení zdraví, statistický nárůst zdravotního rizika je několik řádů pod hranicí nového případu leukémie nebo rakoviny.

Kromě toho bylo v části zájmového území zaznamenáno také snížení imisní zátěže a s tím související míry zdravotního rizika u všech sledovaných imisních charakteristik.

Hluková zátěž

Pro dotčenou populaci byl zaznamenán nárůst počtu silně obtěžovaných a silně při spánku rušených obyvatel v řádu jednotek případů na 5000 obyvatel, nárůst absolutního rizika silného obtěžování tedy činí 0,0006, nárůst absolutního rizika silného obtěžování při spánku činí 0,0004. V případě kardiovaskulárního rizika byl celkově zaznamenán pokles míry rizika, který představuje při dané velikosti dotčené populace pokles o jeden případ za cca 354 let.

Z provedeného vyhodnocení tedy vyplývá, že v dotčené populaci není třeba očekávat vlivem posuzované změny nárůst zdravotního rizika, který by byl významný ve smyslu ohrožení zdraví a i změny v míře obtěžování jsou mírné a v praxi málo významné.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- [1] SZÚ: Autorizační návod AN 15/04 verze 5: Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, SZÚ, Praha, 2020
- [2] Havel B., Kazmarová H.: Autorizační návod AN 17/15: Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší, SZÚ, 2015.
- [3] WHO: Air Quality Guidelines – Second Edition, WHO – Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, 2000
- [4] WHO: Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide - Global update 2005, WHO, 2006
- [5] 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, Copenhagen, Denmark, 2013
- [6] Melichar, J., Máca, V. a kol.: Výpočetní metodika pro vyhodnocení celospolečenských dopadů znečištěného ovzduší modelem integrovaného hodnocení. Projekt TA02021165 Integrované hodnocení rizik a dopadů na materiály, ekosystémy a zdravotní stav populace v důsledku expozice atmosférickým znečišťujícími látkám. TA ČR, COŽP UK, Praha 2016
- [7] Provazník K., Cikrt M., Komárek L. a kol: Manuál prevence v lékařské praxi VIII., Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ, Praha, 2000
- [8] US EPA: Integrated Risk Information System (IRIS). <http://www.epa.gov/IRIS/>
- [9] WHO: Night noise Guidelines for Europe 2009, (<http://www.euro.who.int/pubrequest>)
- [10] SZÚ: Autorizační návod AN 15/04 verze 5: Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, SZÚ, Praha, 2020.
- [11] Miedema, H. M. E.: Noise & Health: How Does Noise Affect Us?, The 2001 International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering, The Hague, 2001
- [12] European Commission Working Group on Health and Socio-Economic Aspects: Position Paper on Dose-Effects Relationships for Night Time Noise, 2004
- [13] European Commission: Position paper on dose–response relationships between transportation noise and annoyance. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2002
- [14] European Environment Agency: Good practice guide on noise exposures and potential health effects. Copenhagen. 2010
- [15] Babisch W.: Road traffic noise and cardiovascular risk. Noise Health 2008; 10:27-33
- [16] WHO: Environmental Noise Guidelines for the European Region. WHO Regional Office for Europe, Kodaň, 2018. <http://www.euro.who.int/en/publications/abstracts/environmental-noise-guidelines-forthe-european-region-2018>

- [17] SZÚ: Zdravotní účinky hluku. <http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/zdravotni-ucinky-hluku>
- [18] Vandasová, Z., Fialová, A.: Vztahy mezi hlukovými ukazateli L_{dvn} a L_{dn}. <http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/vztahy-mezi-hlukovymi-ukazateli-ldvn-a-ldn>
- [19] ATEM: Celoměstsky významná změna platného územního plánu hl. m. Prahy č. 2600/00, rozptylová studie. Praha, 2020.
- [20] ATEM: Celoměstsky významná změna platného územního plánu hl. m. Prahy č. 2600/00, akustická studie. Praha, 2020.