

ČÁST 3

VÝŠKOVÝ SYSTÉM Bpv

SOUŘADNICOVÝ SYSTÉM S-JTSK

Objednatel:



SŽDC stavební správa západ se sídlem v Praze,
Sokolovská 278/1955, 190 00 Praha 9

Generální projektant:



SUDOP PRAHA a.s.
Olšanská 1a, 130 80 Praha 3
tel.: +420 267 094 111
fax: +420 224 230 316
e-mail: praha@sudop.cz

Hlavní inženýr projektu:

ING. KATEŘINA HLADKÁ, PHD.

Středisko:

202 - SILNIC A DÁLNIC

Vedoucí střediska:

ING. HANA STÁNKOVÁ

Odpovědný projektant SO:

ING. JITKA RUŽIČKOVÁ

Vypracoval:

ING. JITKA RUŽIČKOVÁ

Kontroloval:

Název akce:

Optimalizace trati Černošice (včetně) - Beroun (mimo)) dopracování
DOKUMENTACE v rozsahu přílohy č. 4 zákona č. 100/2001 Sb.,
o posuzování vlivů na životní prostředí

Číslo smlouvy:

15-150.202

Projektový stupeň: koncept
dokumentace EIA

Část:

Hodnocení zdravotních rizik

Datum:

11/2016

Číslo části:

3

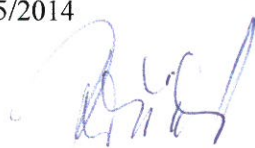
PROTOKOL POSOUZENÍ VLIVŮ NA VEŘEJNÉ ZDRAVÍ

HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK

Zadání: **HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK**
OPTIMALIZACE TRATI ČERNOŠICE (včetně) – BEROUN
(mimo)

Zadavatel: **SUDOP PRAHA a.s.**
Olšanská 1a, 130 80 Praha 3

Vypracoval: **Ing. Jitka Růžičková**
Držitelka osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné
zdraví, pořadové číslo osvědčení 5/2014
Krokova 31
360 20 Karlovy Vary



Datum zpracování: srpen 2016

OBSAH

	strana
1. Zadání	3
2. Informace o záměru	3
3. Zdravotní rizika chemických škodlivin	5
3.1 Charakteristika chemických škodlivin a identifikace nebezpečnosti	5
3.1.1 Suspendované částice frakce PM ₁₀ a PM _{2,5}	5
3.1.2 Oxid dusičitý NO ₂	7
3.1.3 Benzen	8
3.1.4 Benzo(a)pyren	9
3.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika	10
3.2.1 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro NO ₂	13
3.2.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro PM ₁₀ a PM _{2,5}	15
3.2.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzen	17
3.2.4 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro BaP	18
3.3 Analýza nejistot	19
3.4 Závěr ve vztahu ke znečištění ovzduší	20
4. Zdravotní rizika hluku v mimopracovním prostředí	20
4.1 Identifikace nebezpečnosti	20
4.2 Charakterizace nebezpečnosti	24
4.3 Hodnocení expozice	27
4.4 Charakterizace rizika	32
4.5 Analýza nejistot	37
4.6 Závěr k hodnocení hluku	39
5. Celkový závěr	40
Použitá literatura	42

1. Zadání

Na základě objednávky zpracovatele dokumentace posouzení vlivu záměru „Optimalizace trati Černošice (včetně) – Beroun (mimo)“ na životní prostředí podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů, je zpracováno posouzení vlivů na veřejné zdraví resp. hodnocení zdravotních rizik hluku a chemických látek v ovzduší doplněné dokumentace podle ust. § 8, liniové stavby „*Přeložka silnice II/115 v Černošicích*“

Základní metodické postupy odhadu zdravotních rizik byly zpracovány zejména Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí (US EPA) a Světovou zdravotní organizací (WHO). V České republice byly základní metodické podklady pro hodnocení zdravotních rizik vydány Ministerstvem zdravotnictví a Ministerstvem životního prostředí. Předkládané hodnocení zdravotních rizik je zpracováno v souladu s výše uvedenými metodickými postupy.

Zdravotní riziko vyjadřuje pravděpodobnost změny zdravotního stavu exponovaných osob. Při hodnocení zdravotních rizik se standardně postupuje ve čtyřech následných krocích:

1. Identifikace nebezpečnosti – v tomto kroku se zjišťuje, zda je sledovaná látka, faktor nebo komplexní směs schopná vyvolat nežádoucí zdravotní účinek.
2. Charakterizace nebezpečnosti – odhad dávkové závislosti tohoto efektu, tedy jak se intenzita, frekvence nebo pravděpodobnost nežádoucích účinků mění s dávkou, což je nezbytným předpokladem pro možnost odhadu míry rizika
3. Hodnocení (odhad) expozice – to znamená, zda a do jaké míry je populace vystavena působení sledované látky nebo faktoru v daném prostředí. Na základě znalosti situace se při něm sestavuje expoziční scénář, tedy představa, jakými cestami a v jaké intenzitě a množství je konkrétní populace exponována dané látce a jaká je její dávka.
4. Charakterizace rizika – je konkrétním krokem v odhadu rizika. Znamená integraci (syntézu) poznatků získaných v předchozích krocích, včetně zvážení všech nejistot, závažnosti i slabých stránek dokumentace. Účelem je dospět, pokud to dostupné informace umožňují ke kvantitativnímu vyjádření míry konkrétního zdravotního rizika v posuzované situaci, která může sloužit jako podklad pro rozhodování o opatřeních, tedy pro řízení rizika.

Pro daný protokol bylo předloženo:

Rozptylová studie: Optimalizace trati Černošice (včetně) – Beroun (mimo), zpracovaná SUDOP PRAHA a.s.

Hluková studie: Optimalizace trati Černošice (včetně) – Beroun (mimo), zpracovaná SUDOP PRAHA a.s.

2. Informace o záměru

Popis zájmového území

Zdravotní rizika jsou zpracována pro část III. železničního koridoru v úseku Černošice – Beroun (mimo). Řešený traťový úsek (stávající železniční trať) začíná před železniční stanicí Černošice

a končí u vjezdových výhybek železniční stanice Beroun. Stavba začíná v km 12,699 a končí v km 37,600. Celková délka úseku je 24,901 km.

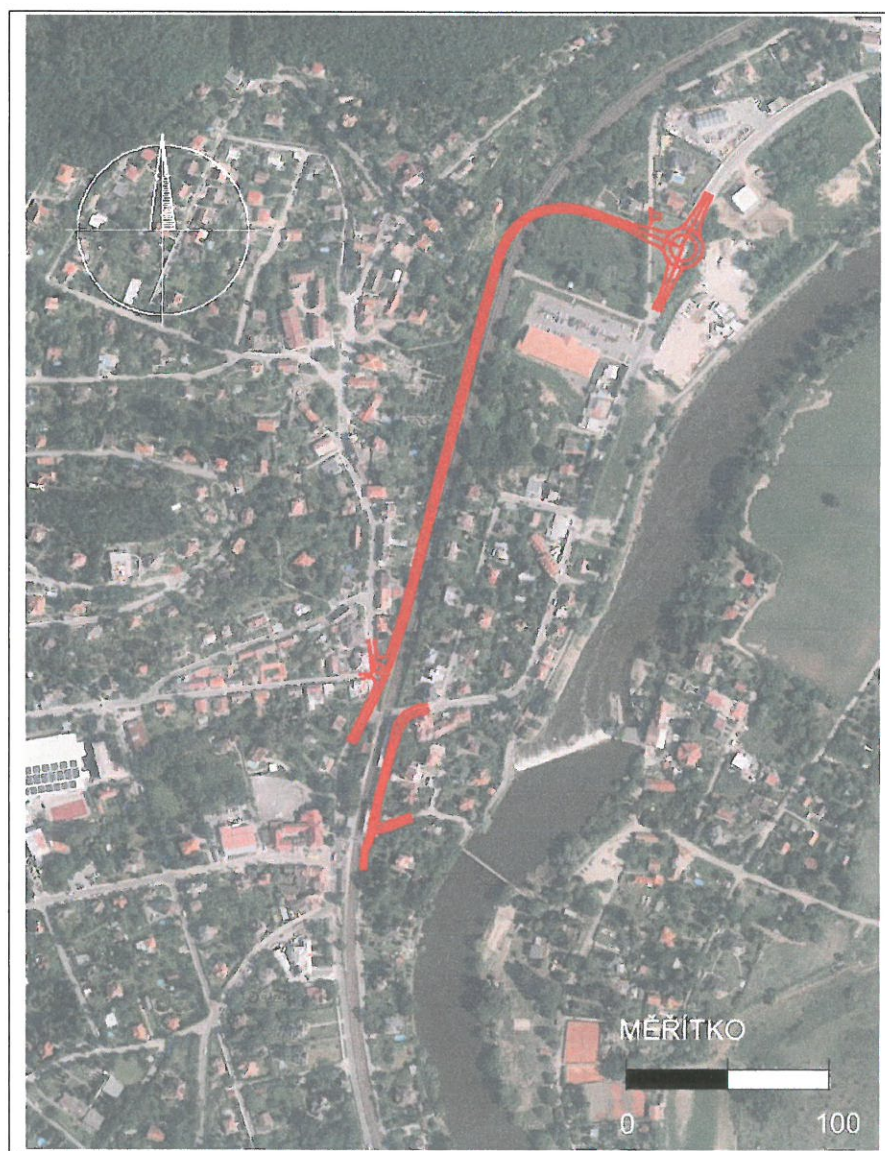
Stavba bezprostředně navazuje na 1. stavbu Praha Smíchov – Černošice, na tuto druhou stavbu pak bezprostředně navazuje 3. stavba (Beroun – Králův Dvůr).

Trat' je staničena od Prahy Smíchova do Berouna. Ve stejném sledu jsou uváděny jednotlivé lokality. Trasa stávající tratě je vedena členitým terénem, kdy prochází především údolím Berounky. Podél celé trati je velké množství obytné zástavby i rekreačních objektů. Část objektů je umístěna v bezprostřední blízkosti tratě v úrovni terénu, částečně pod úrovní terénu, ale velké množství objektů je situováno i na svazích vysoko nad tratí.

Trat' prochází v úseku v km 26,500 – 38,250 chráněnou krajinnou oblastí Český kras a v něm ležícím ochranným pásmem přírodní rezervace Voškov.

Spornou lokalitou je také lokalita Poučnick, kde trat' prochází ochranným pásmem národní kulturní památky hradu Karlštejn v km cca 28,900 – 29,800.

Obr. 1: Okolí plánované stavby (převzato z rozptylové studie)



Plánovaná přeložka komunikace se nachází v intravilánu obce. Okolí stavby tvoří centrum Černošic, obytné čtvrti a prostor železniční trati. Terén v okolí posuzovaného úseku komunikace

je velmi členitý. Přeložka se nalézá v úpatí údolí Berounky. Z větší části mezi patou svahu a železniční tratí. Nejbližší položenými obytnými budovami je rodinná zástavba v ulicích Vrážského, Radotínská, Komenského, Sadová a U vodárny. Jejich vzdálenost pohybuje v jednotkách metrů.

Nadmořská výška celé oblasti zahrnuté do výpočtu je v rozmezí cca 194 – 377 m. n.m.

Hluková studie se zabývá přehledovým posouzením **výhledové akustické situace** v přilehlém okolí této tratě, a to v několika variantách a předkládá možnosti snížení hlukového zatížení nejbližší obytné zástavby.

Použité zdroje informací:

Rozptylová studie: Optimalizace trati Černošice (včetně) – Beroun (mimo), zpracovaná SUDOP PRAHA a.s.

Hluková studie: Optimalizace trati Černošice (včetně) – Beroun (mimo), zpracovaná SUDOP PRAHA a.s.

3. Zdravotní rizika chemických škodlivin

Prvním krokem v procesu hodnocení zdravotních rizik je sběr a vyhodnocení dat o možném poškození zdraví, které může být vyvoláno zjištěnými nebezpečnými faktory. Dostupné údaje o škodlivinách emitovaných do ovzduší a o jejich účincích na zdraví jsou převzaty z databází WHO, US EPA – IRIS apod.

Pro provoz silniční přeložky jsou v rozptylové studii vytipovány charakteristické emise z automobilové dopravy (**oxid dusičitý, benzen, benzo(a)pyren a TZL jako PM₁₀ a PM_{2,5}**). Hlavní podíl emisí tuhých znečišťujících látek (TZL) tvoří resuspenze z povrchu vozovky, která není přímo závislá na počtu projetých automobilů.

Porovnáním intenzit dopravy vyplývá, že realizací přeložky nedojde k jejímu výraznějšímu nárůstu a jedná se pouze o změnu dopravního řešení centra obce.

3.1 Charakteristika chemických škodlivin a identifikace nebezpečnosti

Na základě předložené rozptylové studie byly vytipovány polutanty emitované do ovzduší, které lze v rámci posuzovaného záměru buď vzhledem ke zjištěným koncentracím anebo známým vlastnostem, považovat za významné z hlediska potenciálního ovlivnění zdravotního stavu:

- oxid dusičitý
- suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}
- benzen
- benzo(a)pyren

3.1.1 Suspendované částice frakce PM₁₀ a PM_{2,5}

Suspendované částice představují různorodou směs organických a anorganických částic kapalného a pevného skupenství, různé velikosti, složení a původu. Jsou definovány takto: suspendované částice jsou pevné nebo kapalné částice, které v důsledku zanedbatelné pádové rychlosti přetrvávají dlouhou dobu v atmosféře.

Částice v ovzduší představují významný faktor s mnohočetným efektem na lidské zdraví. Na rozdíl od plynných látek nemají specifické složení (velikost a složení částic je ovlivněno zdrojem, ze kterého pochází), nýbrž představují směs látek s různými účinky. Současně působí i

jako vektor pro plynné škodliviny.

Akutní účinky suspendovaných částic a změny v denních koncentracích: Suspendované částice dráždí sliznici dýchacích cest, mohou způsobit změnu morfologie i funkce řasinkového epitelu, zvýšit produkci hlenu a snížit samočisticí schopnosti dýchacího ústrojí. Tyto změny usnadňují vznik infekce. Recidivující akutní zánětlivá onemocnění mohou vést ke vzniku chronické bronchitidy, chronické obstrukční nemoci plic s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháním. Tento vývoj je současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory, jako je stav imunitního systému, alergická dispozice, expozice v pracovním prostředí, kouření apod. Efekt krátkodobě zvýšených koncentrací suspendovaných částic frakce PM₁₀ se projevuje zvýrazněním symptomů u astmatiků a zvýšením celkové nemocnosti i úmrtnosti. Citlivou skupinou jsou děti, starší osoby a osoby s chronickým onemocněním dýchacího a oběhového ústrojí.

Dlouhodobé účinky: Na základě ročních průměrných koncentrací existuje pro tyto účinky méně podkladů. Pozorované účinky se většinou týkají snížení plicních funkcí při spirometrickém vyšetření u dětí i dospělých, výskytu symptomů chronické bronchitidy a spotřeby léků pro rozšíření průdušek při dýchacích obtížích a zkrácení očekávané délky života. Pro zdravotní účinky prašnosti vyjádřené jako PM₁₀ jsou předpokládány účinky bezprahové, s lineární závislostí vztahu dávka – účinek. Pro prašnost vyjádřenou jako PM₁₀ je v materiálech WHO uváděna závislost pro různé projevy zdravotních účinků. V současné době jsou k dispozici i výsledky novějších studií, které byly verifikovány v materiálech WHO (2006).

Závěry epidemiologických studií, které byly použity pro konstrukci doporučených hodnot prašnosti WHO (2005), případně uvedených v novějším materiálu WHO zaměřeném pouze na vlivy prašnosti na exponovanou populaci (WHO, 2006), uvádějí následující vztahy mezi zvýšením prašnosti a výskytem symptomů poškození zdravotního stavu populace. Jako vstupní je použita hodnota zvýšení prašnosti o 10 µg/m³ příslušné frakce PM. Výsledný efekt je vyjádřen jako změna (zvýšení) výskytu jednotlivých symptomů poškození zdraví oproti situaci s nižší zátěží prašnosti na lokalitě (pomocí %, případně epidemiologických ukazatelů – RR, OR), případně výskytem nových případů symptomu poškození zdraví v populaci určité četnosti (většinou 100 000 obyvatel, případně určité věkové kohorty). Vztahy jsou formulovány jako lineární, neboť nebyl prokázán prahový účinek vlivu prašnosti na zdravotní stav populace.

V roce 2013 zařadila Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC), na základě nezávislé analýzy více než 1 000 studií, znečištěné venkovní ovzduší i suspendované částice jako jeho složku, do skupiny 1 mezi prokázané karcinogeny pro člověka. Tento fakt se prozatím nijak neodrazil v doporučeních pro kvantitativní hodnocení.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR v roce 2014 bylo konstatováno, že zátěž ovzduší aerosolovými částicemi v monitorovaných sídlech je významně ovlivňována meteorologickými podmínkami s vyšší četností excesů a rychlých změn počasí zahrnujících dlouhodobější suchá období vysokých teplot či krátká období intenzivních srážek. V roce 2014 nenastala významnější zimní inverzní situace. Přetrvává významnost podílu emisí z dopravy jako majoritního zdroje znečištění ovzduší ve městech a městských aglomeracích proti emisím z dalších typů zdrojů (teplárny, výtopny a domácí vytápění). Specifickou a významně vyšší zůstává zátěž v průmyslových lokalitách na Ostravsku. Porovnání imisních charakteristik stanic umístěných v jednotlivých typech městských obytných lokalit (pozaďových a zatížených různou úrovní dopravy) jednoznačně usvědčuje dopravu jako hlavní příčinu vyšší zátěže suspendovanými částicemi ve městech. Je zřejmá přímá závislost na intenzitě dopravy, kdy se emise z liniového zdroje/zdrojů přičítají k městskému pozadí ovlivňovanému lokálními malými zdroji - topeništi.

3.1.2 Oxid dusičitý NO₂, CASRN 10102-43-9

Oxidy dusíku patří mezi nejvýznamnější klasické škodliviny v ovzduší. Hlavním zdrojem antropogenních emisí oxidů dusíku do ovzduší je spalování fosilních paliv. Ve většině případů jsou emitovány převážně ve formě oxidu dusnatého, který je ve vnějším ovzduší rychle oxidován přítomnými oxidanty na oxid dusičitý. Suma obou oxidů je označována jako NO_x. Oxid dusičitý NO₂ je z hlediska účinků na lidské zdraví významnější a je o něm k dispozici nejvíce údajů. Z toho důvodu byl v roce 2002 způsob hodnocení změněn a v současné době se hodnotí koncentrace NO₂, nikoli sumy všech oxidů. Z toho vyplývá i navazující změna v celkovém přístupu k hodnocení znečištění touto noxou. Hodnocení zdravotního rizika bude proto provedeno pro tuto látku.

Protože oxid dusičitý není příliš rozpustný ve vodě, je při inhalaci jen zčásti zadržen v horních cestách dýchacích, v převaze však proniká do dolních cest dýchacích, kde se pozvolna rozpouští a s dlouhodobou latencí může přímým toxickým působením na kapiláry plicních sklípků vyvolat edém plic. Prahovou koncentraci pachu uvádějí různí autoři mezi 200 až 410 µg/m³.

NO₂ patří mezi významné škodliviny ve vnitřním ovzduší budov. Mimo vnější ovzduší se zde jako zdroj emisí uplatňuje hlavně tabákový kouř a provoz plynových spotřebičů. WHO uvádí průměrné koncentrace z 2-5 denních měření v bytech v 5 evropských zemích v rozmezí 20-40 µg/m³ v obývacích pokojích a 40-70 µg/m³ v kuchyních s plynovým vybavením. V bytech situovaných na ulice s rušným dopravním provozem byly tyto hodnoty dvojnásobné. Při používání neodvětraných kuchyňských sporáků však mohou být tyto hodnoty ještě podstatně vyšší, průměrná několikadenní koncentrace NO₂ může přesáhnout 200 µg/m³ s maximálními hodinovými hodnotami až 2000 µg/m³.

Akutní účinky na lidské zdraví v podobě ovlivnění plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest se u zdravých osob projevují až při vysoké koncentraci NO₂ nad 1880 µg/m³. Krátkodobá expozice nižším koncentracím však vyvolává zdravotní odezvu u citlivých skupin populace, jako jsou pacienti s chronickou obstrukční chorobou plic a zejména astmatiči, kteří uvádějí subjektivní potíže již od koncentrace 900 µg/m³. U pacientů s chronickou obstrukční chorobou plic bylo zjištěno mírné snížení dýchacích funkcí po tříhodinové expozici NO₂ v koncentraci 560 µg/m³. Některé studie naznačují, že NO₂ zvyšuje bronchiální reaktivitu u citlivých osob při působení dalších bronchokonstrikčních vlivů (chlad, cvičení, alergenů v ovzduší) již při nižších úrovních krátkodobé expozice.

Při koncentraci cca 100 µg/m³ nebyly při krátkodobé expozici v žádné studii zjištěny nepříznivé účinky ani u citlivé části populace. U krátkodobého působení koncentrace NO₂, tj. cca 400 µg/m³ již jsou důkazy o malém snížení dýchacích funkcí u exponovaných astmatiků, přičemž riziko vyvolání astmatické odezvy vzrůstá s přítomností alergenů v ovzduší. Vzhledem k tomu, že astmatičtí pacienti, kteří se jako dobrovolníci účastnili pokusů, trpěli jen mírnou formou tohoto onemocnění, lze předpokládat, že v populaci existují jedinci s vyšší citlivostí.

Chronické působení dlouhodobé expozice NO₂ na lidské zdraví doposud nebylo žádnou studií spolehlivě kvantifikováno. V pokusech na laboratorních zvířatech byly prokázány morfologické změny plicní tkáně podobné emfyzému při dlouhodobé expozici několika týdnů až měsíců koncentracím od 640 µg/m³ a biochemické změny od koncentrace 380 µg/m³. Koncentrace od 940 µg/m³ zvyšují u pokusných zvířat po šestiměsíční expozici vnímavost plic vůči bakteriální a virové infekci. Snížení imunity je důsledkem změn jak buněčné, tak i proti látkové složky obranného systému.

Podle nových poznatků je však obtížné oddělit působení oxidu dusičitého od účinků dalších současně působících látek, zejména aerosolu. Nejvíce jsou oxidu dusičitému vystaveni obyvatelé městských lokalit významně ovlivněných dopravou. Z hodnot zjištěných ročních průměrů

z monitoringu vyplývá, že v dopravou zatížených částech pražské aglomerace lze u obyvatel očekávat snížení plicních funkcí, zvýšení výskytu respiračních onemocnění, zvýšený výskyt astmatických obtíží a alergií, a to u dětí i dospělých.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR v roce 2014 roční aritmetické průměry oxidu dusičitého na pozadových stanicích EMEP nepřekročily $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (nejvyšší hodnota byla naměřena v Košetcích, a to $8,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ve městech se v závislosti na intenzitě okolní dopravy pohybovaly v rozsahu od přibližně $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na nezatížených lokalitách, přes 20 až $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ u dopravně středně zatížených stanic až k $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru v dopravně silně zatížených lokalitách. Přestože se v roce 2014 situace vlivem příznivějších rozptylových podmínek opět mírně zlepšila, lze, s dalším předpokladatelným rozvojem dopravy a souvisejících technologií, za stávajících podmínek očekávat v městech rozšíření počtu exponovaných lokalit, a to nejen v okolí komunikací.

3.1.3 Benzen, (C_6H_6), CASRN 71-43-2

Benzen je bezbarvá kapalina, málo rozpustná ve vodě, charakteristického aromatického zápachu, která se snadno odpařuje. Je obsažen v surové ropě a ropných produktech. Hlavními zdroji uvolňování benzenu do ovzduší jsou vypařování z pohonných hmot, výfukové plyny a cigaretový kouř.

Hlavní cestou příjmu benzenu do organismu je inhalace z ovzduší, zejména v místech s intenzivnější dopravou nebo v blízkosti čerpacích stanic. Významné však mohou i koncentrace benzenu v interiérech budov, zejména v závislosti na cigaretovém kouři. V menší míře je přijímán i s potravou. Expozice z pitné vody je pro celkový příjem při běžných koncentracích zanedbatelná. Individuální výše celkového příjmu benzenu nejvíce závisí na kuřáctví.

Při inhalaci je v plicích vstřebáno asi 50 % vdechnutého benzenu. Ze zažívacího traktu je pravděpodobně absorbován kompletně. Přes kůži se absorbuje jen asi 1% aplikované dávky. Po vstřebání je distribuován v těle nezávisle na bráně vstupu, nejvyšší koncentrace metabolitů byly zjištěny v tukových tkáních. Benzen je v játrech a snad i v kostní dřeni oxidován na hlavní metabolit fenol a dihydroxyfenoly. Asi 15 % vstřebaného benzenu je v nezměněné formě vyloučeno vydechovaným vzduchem. Metabolity jsou vylučovány močí.

Akutní otrava benzenem inhalační a dermální cestou vyvolává po počáteční stimulaci a euforii útlum centrálního nervového systému. Dochází též k podráždění kůže a sliznic. Syndromy po požití zahrnují zvracení, ztrátu koordinace až delirium, změny srdečního rytmu.

Kritickým orgánem při **chronické expozici** je kostní dřev. Účinkem metabolitů benzenu zde dochází ke vzniku různých poruch krvetvorby až pancytopenii. Pozorovány byly též imunologické změny. O fetotoxických nebo teratogenních účincích benzenu nejsou přesvědčivé zprávy. Při hodnocení rizika benzenu se hlavní pozornost věnuje karcinogenitě. Pro chronický nekarcinogenní toxický účinek jsou v databázi IRIS uvedeny hodnoty pro orální referenční dávku $\text{RfDo} = 0,004 \text{ mg}/\text{kg}/\text{den}$ ($\text{UF} = 300$ a $\text{MF} = 1$) a inhalační referenční koncentraci $\text{RfC} = 0,03 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($\text{UF} = 300$ a $\text{MF} = 1$).

Benzen je prokázaný lidský karcinogen, zařazený IARC do skupiny 1. US EPA jej též řadí do kategorie A jako známý lidský karcinogen pro všechny cesty expozice. Epidemiologické studie u profesionálně exponované populace poskytly jasné důkazy o kauzálním vztahu k akutní myeloidní leukémii a naznačují vztah i k chronické myeloidní leukémii a chronické lymfadenóze. Přesný mechanismus účinku benzenu při vyvolání leukémie není dosud znám, předpokládá se, že je to důsledek ovlivnění buněk kostní dřevě metabolity benzenu, přičemž se zde kromě genotoxického efektu patrně uplatňují i další cesty. Karcinogenita benzenu je potvrzena i nálezy z experimentů na zvířatech, u kterých benzen při inhalační i perorální expozici vyvolává řadu malignit různého typu a lokalizace. V testech na bakteriích sice benzen

nevykazuje mutagenní účinek, avšak in vivo způsobuje chromosomální aberace u savčích buněk včetně lidských.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR se úroveň znečištění ovzduší benzenem v roce 2014 v měřených městských lokalitách pohybovala v rozmezí 0,9 – 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$. Nejvyšší hodnoty jsou dlouhodobě měřeny na ostravských stanicích – 2,6 až 3,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v roce 2014. Imisní limit nebyl v roce 2014 na žádné stanici překročen, a to ani na průmyslem významně exponované stanici v Ostravě.

3.1.4 Polycyklické aromatické uhlovodíky, benzo(a)pyren (BaP)

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) představují 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 řady procesů spalování a pyrolýzy. V ovzduší jsou většinou vázány na pevné částice a mohou být transportovány na značné vzdálenosti. Významným zdrojem PAU pro vnitřní ovzduší v budovách je tabákový kouř.

Směs PAU tvoří řada látek, z nichž některé jsou klasifikovány jako pravděpodobné karcinogeny, které se liší významností zdravotních účinků. Odhad celkového karcinogenního potenciálu směsi PAU v ovzduší vychází z porovnání potenciálních karcinogenních účinků sledovaných látek se závažností karcinogenních účinků jednoho z nejtoxičtějších a nejlépe popsanych – benzo[a]-pyrenu. Vyjadřuje se proto jako toxický ekvivalent benzo[a]pyrenu (TEQ BaP) a jeho výpočet je dán součtem součinů toxických ekvivalentových faktorů (TEF) stanovených US EPA a měřených koncentrací.

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. V organismu podléhají PAU komplexní metabolické přeměně za vzniku metabolitů, z nichž některé mohou iniciovat vznik nádorového bujení.

Při běžné expozici u lidí ze složek životního prostředí se doposud nepředpokládalo reálné riziko nekarcinogenních toxických účinků, avšak výsledky posledních výzkumů upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší. Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je však **karcinogenita**, která je u BaP a několika dalších PAU dostatečně dokumentována v experimentech na zvířatech a svědčí o ní i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace.

Ve zprávě Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva za rok 2014 byla hodnota imisního limitu pro benzo[a]pyren překročena na 22 z 31 do zpracování zahrnutých stanic. Stanovená hodnota byla několikanásobně překročena především na všech stanicích v Ostravě (2,9 až 9,43 ng/m^3) a více než trojnásobně na stanicích v Karvině, Českém Těšíně a v Kladně Švermově. Na ostatních městských stanicích byla hodnota IL překročena maximálně o 60 %. Nejnížší hodnoty (0,6 $\text{ng}/\text{m}^3/\text{rok}$), naměřené na městských stanicích v Brně a v Sokolově jsou srovnatelné s koncentracemi zjištěnými na pozadových stanicích. Z porovnání imisních charakteristik PAU stanic umístěných v jednotlivých typech městských lokalit vyplývá, že se jedná vždy o kombinaci vlivu dvou hlavních typů zdrojů emisí PAU (domácí topeniště a doprava), kdy se emise z liniových zdrojů sčítají s městským pozadím místně ovlivňovaným lokálně působícími malými zdroji.

3.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Charakterizace podmínek expozice je především kvalitativním popisem území obklopujícího hodnocený objekt (člověk, ekosystém). Zahrnuje jednak co nejúplnější údaje o fyzikálních podmínkách, které ovlivní osud a transport nebezpečných faktorů, jednak charakteristiku populačních skupin žijících v oblasti. Informace získané v této fázi slouží jednak k identifikaci a popisu expozičních cest, jednak usměrňují vlastní kvantifikaci expozice.

Rozptylová studie se zabývá posouzením emisních zátěží v přílehlém okolí plánované přeložky komunikace II/115 v obci Černošice a hodnotí imisní příspěvek ze zdrojů používaných stavbami. Studie vychází z dokumentace AF- CITYPLAN s.r.o 14. 8. 2015 „Zhodnocení vlivu přeložky silnice II/115 v obci Černošice“.

Hlavní podíl emisí **během realizace stavby** budou tvořit emise TZL z nakládání se sypkým prašným materiálem (tyto hodnoty však nejsou do výpočtu zahrnuty, protože v současnosti nejsou známy stavební postupy, množství vytěžené zeminy, použité typy stavební mechanizace, datum realizace).

Během vlastní výstavby jsou tedy v rozptylové studii zdroje emisí pouze odhadnuté:

- Těžká nákladní doprava jako obsluha plošného zdroje – lokality stavby.
- Vlastní plocha staveniště, kde budou v pohybu stavební stroje a dále bude manipulováno s prašnými materiály
- Hlavní objem zemního materiálu vytěženého pod přeložkou.

Z hlediska příspěvkového znečištění vnějšího ovzduší byly v rozptylové studii provedeny výpočty pro oxid dusičitý (NO₂), suspendované částice frakce PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen (BZN) a benzo(a)pyren (BaP).

Referenční body

V zájmové oblasti byla vytvořena pravidelná síť RB o počtu 619RB s krokem 100 m a výpočtovou výškou 1,5 m. Rozměry sítě jsou 1440 m ve směru X a 1200 m ve směru Y.

V centru obce je čtvercová síť doplněna na trojúhelníkovou se vzdáleností RB 56m.

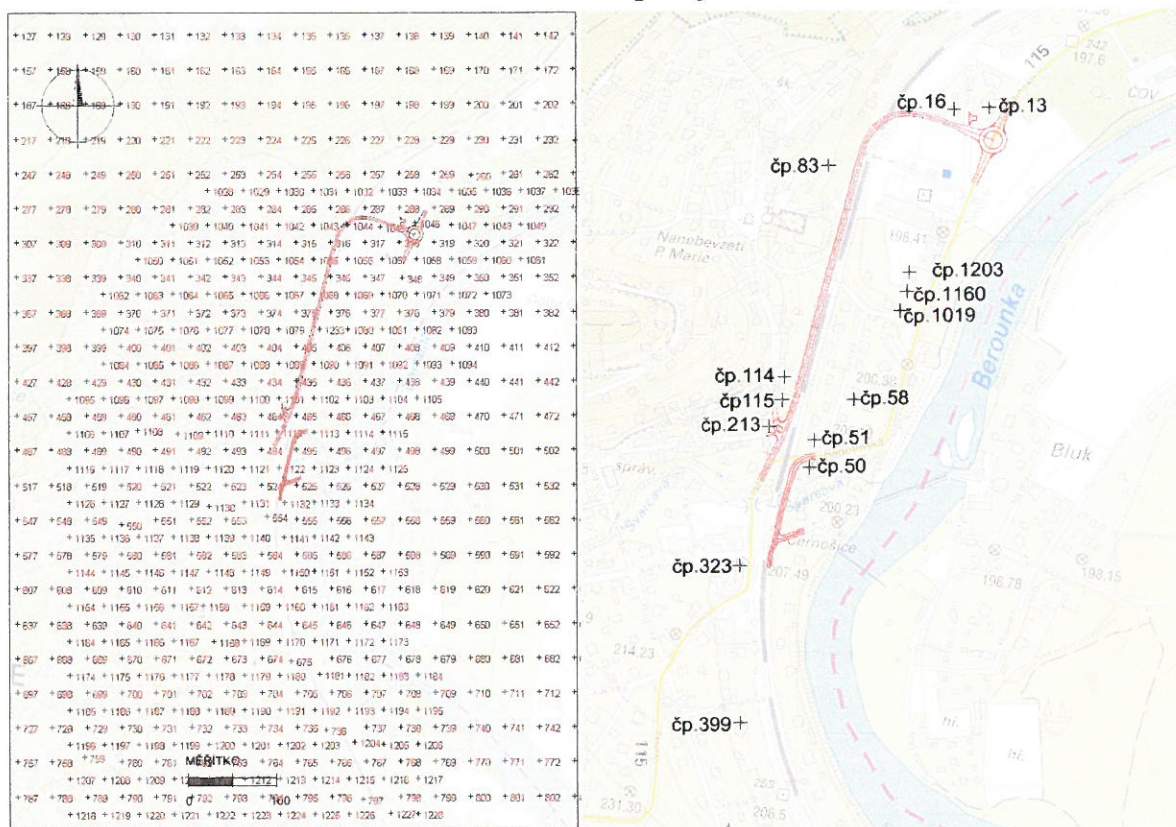
Pro stanovení znečištění ovzduší v prostoru obytné zástavby byla pravidelná síť referenčních bodů doplněna ještě o 14 doplňujících referenčních bodů umístěných u nejbližších situovaných obytných objektů:

Tabulka 1: Popis doplňujících referenčních bodů

Referenční bod číslo	Název
1	Komenského čp 83 - 1240
2	Komenského čp 114
3	Komenského čp 115
4	Poštovní čp. 213
5	U vodárny čp. 16
6	U vodárny čp. 13
7	Radotínská čp. 1160
8	Radotínská čp. 1019
9	Radotínská čp. 1203
10	Radotínská čp. 50
11	Radotínská čp. 51
12	Sadová čp. 58
13	Karlštejnská čp.323
14	Lermontova čp. 399

Tyto referenční body se nacházejí ve výšce 2m nad terénem, tj. v úrovni oken přízemního podlaží budov.

Obr. 2: Pravidelná síť referenčních bodů a doplňující referenční body



Pro výpočet krátkodobých i průměrných ročních koncentrací znečišťujících látek a doby překročení zvolených hraničních koncentrací byl použit počítačový program SYMOS 97 v. 2006.

Výchozí imisní situace

Kromě příspěvku z posuzovaných zdrojů je při hodnocení zdravotních rizik škodlivin v ovzduší nezbytné zohlednit i tzv. imisní pozadí, tedy vliv ostatních vzdálených i bližších emisních zdrojů. V rozptylové studii bylo imisní pozadí vyhodnocováno na základě pětiletých průměrů koncentrací znečišťujících látek - OZKO od roku 2009 do 2013 ve dvou čtvercích sítě 1 x 1 km, které pokrývají zájmovou oblast a provedený odhad pro rok 2016:

Tabulka 2: Odhady škodlivin imisního pozadí v zájmovém území

Škodlivina	2009 - 2013	2016
NO ₂ - roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	16,0 – 21,9	< 22,0
PM ₁₀ - roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	26,4 – 26,9	< 27,0
PM ₁₀ - 36. nejvyšší hodnoty 24hod. průměrné koncentrace v roce [μg.m ⁻³]	45,6 – 48,2	< 49,0
PM _{2,5} - roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	18,1 – 18,4	18,5
benzen - roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	1,0 – 1,1	< 1,2
benzo(a)pyren - roční průměrná koncentrace [ng.m ⁻³]	1,02 – 1,25	< 1,3

I když pro odhad imisního pozadí zájmového území byly použity nejnovější dostupné informace, je přesto tento odhad, vzhledem k výběru a reprezentativnosti situace, zatížen dosti značnou nejistotou.

Při hodnocení zdravotních rizik chemických látek se rozlišují dva typy účinků:

1. **U látek s nekarcinogenními toxickými účinky se předpokládá tzv. prahový účinek.** Tento účinek se projeví až po překročení kapacity fyziologických detoxikačních a reparačních obranných mechanismů v organismu. Ke kvantitativnímu vyjádření míry zdravotního rizika toxického nekarcinogenního účinku škodlivin je možno použít koeficient nebezpečnosti HQ (Hazard Quotient). Kvocient nebezpečnosti vyjadřuje poměr mezi zjištěnou nebo předpokládanou expozicí či dávkou a referenční dávkou, nebo mezi koncentrací v ovzduší a referenční koncentrací v případě standardního expozičního scénáře. Pokud se současně vyskytují látky s podobným systémovým toxickým účinkem je možno součtem kvocientů získat index nebezpečnosti (Hazard Index – HI). Kvocient nebezpečnosti vyšší než 1 je považován za reálné riziko toxického účinku.

Druhým způsobem hodnocení je použití vztahů odvozených z epidemiologických studií, které vyhledávají vztah mezi dávkou (expozicí) a účinkem u člověka. Tento přístup je používán např. u suspendovaných částic PM₁₀, kde současné znalosti neumožňují odvodit prahovou dávku či expozici a k vyjádření míry rizika se používá předpověď výskytu zdravotních účinků u exponovaných osob.

2. **Při hodnocení karcinogenů se vychází z teorie bezprahového působení.** Ta předpokládá, že neexistuje žádná koncentrace, pod kterou by působení dané látky bylo nulové, jakákoliv expozice znamená určité riziko a velikost tohoto rizika se zvyšuje se zvyšující se expozicí. Míru karcinogenního potenciálu dané látky vyjadřuje směrnice rakovinového rizika. Metody rizikové analýzy používají pro oblast velmi nízkých dávek extrapolace a předpokládají vztah lineární regrese mezi zvyšující se expozicí a celoživotním rizikem vzniku rakoviny. Proto je východiskem pro hodnocení celoživotní průměrná denní dávka a faktor směrnice rizika daný vztahem mezi dávkou a účinkem. Výsledkem je pak individuální celoživotní riziko. Reálné riziko je pravděpodobně nižší, protože směrnice rizika vychází z lineárního vícefázového modelu a je považována za horní hranici odhadu. Pokud předpokládáme celoživotní působení a odhadujeme navýšení rizika, můžeme karcinogenní riziko vypočítat také z koncentrace látky a jednotky rakovinného rizika. Dostaneme teoretické navýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění pro jednotlivce, které může způsobit daná úroveň expozice hodnocené látky nad výskyt v neovlivněné populaci.

Výsledky výpočtů

V rozptylové studii byly vyhodnoceny příspěvky zdrojů v celé síti referenčních bodů a v doplňujících bodech pro maximální a průměrné roční příspěvky posuzovaných škodlivin.

Maximální krátkodobé (hodinové) koncentrace představují hodnotu vypočtenou za předpokladu nejhorších emisních a rozptylových podmínek. To znamená mj. předpoklad, že všechny uvažované zdroje jsou v provozu současně a dále jsou pro každé místo (referenční bod) samostatně modelovány nejhorší meteorologické podmínky (ze všech kombinací je uvažována vždy ta, která je spojena s nejvyšší koncentrací v daném bodě). Daná kombinace emisních a meteorologických podmínek nemusí během roku (či několika let) vůbec nastat. Stejně tak se ale může jednat o kombinaci, která se v daném místě vyskytne opakovaně.

Vypočtené hodnoty krátkodobých maxim jsou tedy pouze teoretické, můžou, ale také nemusí v průběhu roku nastat a nelze je sčítat s pozadovými hodnotami krátkodobých maxim.

Příspěvky k průměrným ročním imisním koncentracím suspendovaných částic již respektují četnost výskytu tříd stability, směrů a rychlostí větru (viz větrná růžice v rozptylové studii) a také roční využití zdrojů. Za míru znečištění ovzduší se považuje tedy hodnota průměrné roční koncentrace látky.

V přílohách rozptylové studie jsou znázorněny grafické výstupy imisních příspěvků jednotlivých znečišťujících látek ve stávajícím stavu a stavu s přeložkou.

3.2.1 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro oxid dusičitý

WHO považuje za hodnotu LOAEL (nejnižší úroveň expozice, při které jsou ještě pozorovány zdravotně nepříznivé účinky) koncentraci 375 - 565 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ při 1 – 2 hodinové expozici, která u této části populace zvyšuje reaktivitu dýchacích cest a působí malé změny plicních funkcí. Skupina expertů WHO proto při odvození návrhu doporučeného imisního limitu vycházejícího z hodnoty LOAEL použila míru nejistoty 50 % a tak dospěla u NO_2 k **doporučené 1 hodinové limitní koncentraci 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** .

V případě oxidů dusíku se nepředpokládá karcinogenní účinek, v úvahu připadá pouze riziko toxických akutních i chronických účinků.

Charakterizace rizika akutních toxických účinků

Vzhledem ke známým účinkům na zdraví člověka z experimentů a epidemiologických studií, kdy nebylo možné stanovit bezpečnou podprahovou úroveň expozice, není v případě oxidů dusíku a především oxidu dusičitého stanovena hodnota referenční koncentrace či referenční inhalační dávky.

S ohledem na rizikové skupiny obyvatel, tedy především astmatiky a pacienty s obstrukční chorobou plicní, je třeba na základě klinických studií počítat s nepříznivým ovlivněním plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest při krátkodobé expozici koncentrací nad 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Z vypočtených hodnot v rozptylové studii vyplývá, že modelové příspěvky v místech nejbližší obytné zástavby k **maximálním hodinovým koncentracím oxidu dusičitého** se pohybují od 1,1 do 1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vypočtené hodnoty krátkodobých maxim jsou pouze teoretické, můžou, ale také nemusí v průběhu roku nastat a nelze je sčítat s pozadovými hodnotami krátkodobých maxim. Přesto lze konstatovat, že **modelové maximální hodinové koncentrace oxidu dusičitého v jednotkách mikrogramů nebudou příčinou zvýšení reaktivity dýchacích cest ani nezpůsobí změny plicních funkcí.**

Z výsledků příspěvků maximálních hodinových koncentrací je možné usuzovat, že realizaci záměru nedojde v celém posuzovaném území ke zvýšení možných zdravotních rizik akutních toxických účinků oxidu dusičitého (reaktivita dýchacích cest, změny plicních funkcí) obyvatel v okolí.

Poznámka: Maximální krátkodobé (hodinové) koncentrace představují hodnotu vypočtenou za předpokladu nejhorších emisních a rozptylových podmínek. To znamená mj. předpoklad, že všechny uvažované zdroje jsou v provozu současně a dále jsou pro každé místo (referenční bod) samostatně modelovány nejhorší meteorologické podmínky (ze všech kombinací je uvažována vždy ta, která je spojena s nejvyšší koncentrací v daném bodě). Daná kombinace emisních a meteorologických podmínek nemusí během roku (či několika let) vůbec nastat. Stejně tak se ale může jednat o kombinaci, která se v daném místě vyskytuje opakovaně.

Charakterizace rizika chronických toxických účinků

WHO je doporučena **limitní hodnota průměrné roční koncentrace NO_2 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Zdůrazňuje se přitom však fakt, že nebylo možné stanovit úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé

expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla. Modelové hodnoty příspěvků byly pro tyto části zprůměrovány a zaokrouhleny na setiny.

Vypočtené maximální průměrné roční hodnoty imisních příspěvků NO_2 dosahují hodnot okolo $0,07 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ v blízkosti komunikace a to v místech s nejvyšším podélným sklonem a intenzitou provozu. Se vzdáleností od komunikace tyto hodnoty rychle klesají a v prostoru rodinné zástavby již dosahují hodnot menších než $0,04 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Maximálních hodnot je dosahováno podél ulice Radotínská v blízkosti železniční stanice.

Příspěvky průměrných ročních koncentrací oxidu dusičitého v setinách mikrogramů jsou vzhledem k zdravotně významným koncentracím zcela zanedbatelné.

Zdravotní rizika plynoucí z expozice oxidu dusičitého jsou obvykle odvozována srovnáním s nepříznivými projevy uváděnými v publikovaných epidemiologických studiích. Pro chronické účinky existuje řada studií, které zjistily vyšší výskyt respiračních obtíží a astmatu u dětí exponovaných znečištěnému ovzduší s významným podílem oxidu dusičitého. Kvantitativní hodnocení je ale komplikováno tím, že je obtížné nebo spíše nemožné oddělit účinky oxidu dusičitého od dalších současně působících látek. Prokazatelně neúčinná koncentrace nebyla pro chronickou expozici prozatím přesvědčivě stanovena. Předpokládá se, že efekt pozorovaný pro expozice oxidu dusičitého zahrnuje jak přímý toxický účinek, tak je indikátorem účinků komplexní směsi imisí, avšak současné poznatky neumožňují bližší rozlišení tohoto efektu.

V rozptylové studii je podle pětiletých průměrů z údajů ČHMÚ očekávaná průměrná roční imisní koncentrace oxidu dusičitého v lokalitě do $22,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Příspěvky plánovaného záměru k ročním koncentracím oxidu dusičitého spočtené v řádu max. setin $\mu\text{g}/\text{m}^3$ současnou imisní situaci nezmění a jsou vzhledem k zdravotně významným koncentracím zcela zanedbatelné.

Souhrnně lze konstatovat, že všechny použité přístupy potvrzují zanedbatelný vliv nových příspěvků záměru na zdravotní obtíže, které by mohly souviset s akutní a chronickou expozicí NO_2 , a to u průměrných ročních koncentrací i v součtu se stávajícím imisním pozadím.

3.2.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro suspendované částice PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$

Prachové částice PM_{10} patří obecně k nejproblematičtějším škodlivinám z hlediska běžně se vyskytujících imisí v České republice ve vztahu k výši imisních limitů. Světová zdravotnická organizace ve směrnici „WHO air quality guidelines global update 2005“ stanovuje **směrnickou hodnotu pro roční průměr suspendovaných částic PM_{10} na úrovni $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$** . Pro 99. percentil **maximální denní imise PM_{10} činí směrnická hodnota $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$** . Jedná se tedy o podstatně přísnější hodnoty oproti hodnotám platných imisních limitů (směrnická maximální denní imise $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se týká 4. nejvyšší denní imise v roce oproti 36. nejvyšší denní imisi v případě platného imisního limitu). Tyto hodnoty jsou však za současných imisních podmínek v ČR obtížně dosažitelné a obvykle jsou překračovány i ve velmi čistých oblastech, především vlivem sekundární prašnosti a vlivem způsobu hospodaření v krajině.

Pro imise $\text{PM}_{2,5}$ jsou stanoveny AQG na $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (průměrné roční imisní koncentrace) a $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro krátkodobé (denní) imisní koncentrace této frakce prachu ve volném venkovním prostředí (WHO, 2005).

Nejzávažnějším účinkem suspendovaných částic PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ je ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti na respirační a kardiovaskulární onemocnění prokázané v epidemiologických studiích.

Pro odhad rizika dlouhodobé expozice suspendovaným částicím byly použity závěry projektu WHO HRAPIE, který ve zprávě z roku 2013 formuluje doporučení pro funkce koncentrace a účinku pro aerosol, ozón a oxid dusičitý. Doporučení pro hodnocení dlouhodobých účinků

suspendovaných částic frakce $PM_{2,5}$ vychází ze závěrů metaanalýzy třinácti různých kohortových studií provedených na dospělé populaci v Evropě a Severní Americe. Podle autorů nárůst průměrné roční koncentrace jemné frakce suspendovaných částic $PM_{2,5}$ o $10 \mu g/m^3$ zvyšuje celkovou úmrtnost exponované populace nad 30 let o 6,2 %, Relativní riziko (RR) je 1,062 (95 % CI 1,040, 1,083) na $10 \mu g/m^3$.

Vliv znečištěného ovzduší na úmrtnost je přitom třeba chápat tak, že není jedinou příčinou a uplatňuje se především 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.

Odhadovaná současná průměrná roční koncentrace imisního pozadí $PM_{2,5}$ do $18,4 \mu g/m^3$ je vyšší než průměrná roční koncentrace $10 \mu g/m^3$, při které s 95 % pravděpodobností není ovlivněna úmrtnost. Na základě výše uvedených vztahů koncentrací a účinku se může znečištění v lokalitě podílet na celkové úmrtnosti dospělé populace nad 30 let věku přibližně 5,2 %.

Lze tedy konstatovat, že současné imisní zatížení lokality, představuje pro obyvatele určité zdravotní riziko. Ve zprávě SZÚ z roku 2014 je uvedeno, že v městském prostředí nebyly zjištěny průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$, kterým není připisován určitý negativní vliv.

Pro kvantitativní vyhodnocení rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi lze využít metodiku kvantitativního hodnocení vlivu na zdraví vypracovanou v rámci programu CAFE (Clean Air for Europe) v roce 2005 (Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Heath Impact Assessment, European Commision 2005). V rámci této metodiky byly odvozeny vztahy expozice a účinku zohledňující průměrný výskyt hodnocených zdravotních ukazatelů u populace zemí EU a umožňující vyjádřit v závislosti na průměrné roční koncentraci PM_{10} přímo počet atributivních případů za rok. Platnost těchto vztahů se předpokládá pro změny imisní zátěže z antropogenních emisních zdrojů, tedy hodnoty nad přírodním pozadím PM_{10} a $PM_{2,5}$ v ročních imisních průměrech $10 \mu g/m^3$, resp. $5 \mu g/m^3$ odhadovaných pro USA a Evropu. Z tohoto podkladu vyplývají vztahy mezi zvýšením průměrné roční koncentrace PM_{10} nad přirozené pozadí o $10 \mu g/m^3$ a počtem nových případů bronchitis, hospitalizací či počtem dnů s níže uvedenými ovlivněními.

Jedná se konkrétně o:

- 26,5 nových případů chronické bronchitis na 100 000 dospělých starších 27 let,
- 4,34 akutních hospitalizací pro srdeční příhody na 100 000 obyvatel,
- 7,03 akutních hospitalizací pro respirační potíže na 100 000 obyvatel,
- 902 dní s omezenou aktivitou (RADs) na 1000 obyvatel věku 16-64 let (vztah pro $PM_{2,5}$)-dny ve kterých člověk potřebuje ze zdravotních důvodů změnit svoji normální aktivitu, z nich je asi 1/3 dnů s upoutáním na lůžko s absencí v zaměstnání či škole,
- 180 dní s léčbou pomocí bronchodilatans u dětí s astma (asi 15% dětí) na 1000 dětí věku 5-14 let,
- 912 dní s léčbou pomocí bronchodilatans u dospělých s astma (asi 4,5 % dospělých) na 1000 osob starších 20 let,
- 1,86 dní s respiračními příznaky dolních cest dýchacích včetně kašle na 1 dítě 5-14 let,
- 1,30 dní s respiračními příznaky dolních cest dýchacích včetně kašle u dospělých s chronickým respiračním onemocněním (asi 30 % dospělé populace) na 1 dospělého člověka.

K výše uvedeným vztahům se v poslední době ještě uvádí odhad počtu ztracených let života YOLLs (Years of Live Lost) v důsledku znečištění ovzduší aerosolovými částicemi.

V aktualizaci metodologie projektu ExternE Evropské Komise byl odvozen vztah pro expozici PM_{10} a chronickou úmrtnost populace nad 30 let jako $4,0E-4$ YOLL na osobu, rok a průměrnou koncentraci $1 \mu g/m^3$. V přepočtu na 1 milion exponovaných obyvatel pak vychází 400 let ztráty délky života pro expozici $1 \mu g/m^3$ PM_{10} po dobu 1 roku.

Ve zprávě SZÚ (Odhad zdravotních rizik ze znečištěného ovzduší ČR – rok 2014) byl proveden odhad počtu ztracených let života předčasným úmrtím následkem expozice znečištěnému ovzduší aerosolovými částicemi pro obyvatele ČR starší 30let. Tento odhad počtu ztracených let činil v roce 2013: 118 200 let (tj. 1 570 let/100 000 obyvatel).

Kvantitativní charakterizace rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi pro současný stav

Pro kvantitativní charakterizaci rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi jsou použity tyto parametry:

Pozadí (max. hodnota v lokalitě z průměrů 2009 – 2013) $26,6 \mu g/m^3$ PM_{10} , $18,2 \mu g/m^3$ $PM_{2,5}$
Obyvatelé: Černošice počet obyvatel celkem 6914, dospělých nad 30 let 67,5 %, počet dětí 1450
- odhad počtu obyvatel vychází z informací ČSÚ, údaje k 31. 12. 2015.

Tabulka 3: Kvantitativní charakterizace rizika vyplývající z celoroční inhalační expozice suspendovaným částicím pro 6914 obyvatel

Účinek	Expozice $26,6 \mu g/m^3$ PM_{10} , $18,2 \mu g/m^3$ $PM_{2,5}$	Imisní limit
Počet úmrtí u populace ve věku nad 30 let	4,3	6,4
Počet nových případů chronické bronchitis	1,7	3,1
Počet hospitalizací pro srdeční choroby	0,5	0,9
Počet hospitalizací pro respirační obtíže	0,8	1,5
Počet dní s léčbou astmatických dětí	65	118
Počet dní s onemocněním dolních cest dýchacích u dětí	4477	8091

Výsledky modelových výpočtů z rozptylové studie

Imisní příspěvky k průměrným denním koncentracím PM_{10} z liniových zdrojů znečišťování ovzduší vypočítané v rozptylové studii dosahují hodnot $2,0 - 8,0 \mu g/m^3$. Nejvyšší hodnoty jsou dosahovány v těsné blízkosti komunikací. Nejvyšších hodnot je dosahováno podél ulic: Z. Lhotky a Dr. Janského, které vedou v souběhu, křižovatky ulic Vrážská – Karlštejská - Komenského a podél nové přeložky silnice II/115.

Krátkodobě zvýšené koncentrace suspendovaných částic frakce PM_{10} se mohou projevit zvýrazněním symptomů u astmatiků a zvýšením celkové nemocnosti i úmrtnosti. Citlivou skupinou jsou děti, starší osoby a osoby s chronickým onemocněním dýchacího a oběhového ústrojí.

U modelových příspěvků k maximálním denním koncentracím PM_{10} , které jsou maximálně v jednotkách mikrogramů nelze předpokládat, že by mohly být příčinou výše zmíněných symptomů.

Je také důležité si uvědomit, že modelové hodnoty krátkodobých koncentrací představují stav, který by mohl v atmosféře nastat za souběhu nejméně příznivých podmínek (nejméně příznivá třída stability trvající bez změny alespoň jednu hodinu resp. celý den, vítr o nejméně příznivé rychlosti a vanoucí přímo na výpočtový bod). V rozptylové studii **vypočtené hodnoty krátkodobých maxim jsou pouze teoretické, můžou, ale také nemusí v průběhu roku nastat a nelze je počítat s pozadovými hodnotami krátkodobých maxim.**

Příspěvky k průměrným ročním imisním koncentracím suspendovaných částic již respektují četnost výskytu tříd stability, směrů a rychlostí větru (viz větrná růžice v rozptylové studii) a také roční využití zdrojů.

Imisní příspěvky k průměrným ročním koncentracím PM₁₀ a PM_{2,5} z liniových zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných provozem záměru vypočítané v rozptylové studii jsou uvedeny v následujících tabulkách.

Nejvyšších hodnot budou příspěvky k průměrné roční koncentraci PM₁₀ a PM_{2,5} dosahovat v těsné blízkosti komunikací tj. cca v rozmezí od 0 do 50 m od kraje vozovky a okolí křižovatek, kde auta brzdí a zastavují nebo projíždějí sníženou rychlostí. Maximum příspěvku pro PM₁₀ se pohybuje v rozmezí 0,3 - 1,5 µg.m⁻³ a pro PM_{2,5} v rozmezí 0,2 - 1,0 µg.m⁻³. Přibližně 50 m od komunikací již hodnoty nepřesahují koncentrace 0,8 µg.m⁻³.

Z výsledků výpočtů vyplývá, že změny v imisní zátěži průměrných ročních koncentrací suspendovaných částic, které nastanou po realizaci záměru, jsou zcela nepatrné. Z hlediska zdravotních účinků jsou příspěvky v řádu maximálně desetin mikrogramů suspendovaných částic nevýznamné, nezpůsobí předčasnou úmrtnost ani vznik nových případů onemocnění chronickou bronchitidou ani takové zhoršení průběhu kardiovaskulárních či respiračních onemocnění, které by si vynutilo hospitalizaci.

3.2.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzen

Z látek s prokázaným karcinogenním účinkem je u emisí z dopravy nejvýznamnější benzen. Jelikož jde o pozdní účinek na základě dlouhodobé chronické expozice, je hodnocení rizika založeno na kvantifikaci míry karcinogenního rizika na základě modelovaných průměrných ročních koncentrací. Při hodnocení karcinogenů se vychází z teorie bezprahového působení, což znamená, že se předpokládá, že neexistuje žádná koncentrace, pod kterou by působení dané látky bylo nulové. Jakákoliv expozice představuje určité riziko, a velikost rizika je úměrná velikosti expozice. Toto riziko se načítá v průběhu života, tak, jak je člověk vystaven působení daných látek. Metody rizikové analýzy používají pro oblast velmi nízkých dávek extrapolace a předpokládají vztah lineární regrese mezi zvyšující se expozicí a celoživotním rizikem vzniku rakoviny. Míra karcinogenního rizika se vyjadřuje jako individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny.

Tuto míru pravděpodobnosti (v anglické literatuře nazývaná ILCR – Individual Lifetime Cancer Risk, v české odborné literatuře označovaný jako CVRK) lze při předpokladu standardního expozičního scénáře kvantifikovat pomocí jednotky karcinogenního rizika UCR, která udává horní hranici navýšení celoživotního rizika rakoviny u jednotlivce při celoživotní expozici koncentrací 1 µg/m³ podle vzorce: $ILCR = R_p \times UCR$

Imisní pozadí **benzenu** v ovzduší podle imisních map ČHMÚ (pětileté průměry za roky 2009-2013) je v lokalitě do 1,1 µg/m³. Pokud bychom předpokládali tuto průměrnou roční koncentraci benzenu v zájmové oblasti jako pozadovou, s vědomím značné nejistoty, pak této hodnotě odpovídá při použití jednotky karcinogenního rizika UCR dle WHO (6×10^{-6}) celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR $6,6 \times 10^{-6}$, což je cca 7 případů na 1 000 000 obyvatel.

Vypočtené **průměrné roční imisní příspěvky** se podle rozptylové studie pohybují v hodnotách 0,05 - 0,15 µg.m⁻³ a těmito příspěvkům odpovídá navýšení karcinogenního rizika ILCR 3×10^{-7} až 9×10^{-7} . Tyto příspěvky jsou o řád nižší než je úroveň karcinogenního rizika imisního pozadí a jsou tedy z hlediska zdravotních rizik nevýznamné, současnou míru zátěže neovlivní.

Individuální karcinogenní riziko pro posuzovanou lokalitu je v současné době cca $6,6 \times 10^{-6}$, tedy 7 případů na 1 000 000 obyvatel a pohybuje ve společensky přijatelném rozmezí

několika případů na milión až 100 tisíc obyvatel za 70 let. Realizací záměru se toto riziko nezmění.

Odhadované imisní zatížení dané lokality benzenem, ani při konzervativním odhadu úrovně imisního pozadí a vlastních imisních příspěvků záměru nepřesahuje přijatelnou úroveň nejen z hlediska platného imisního limitu, který je $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro benzen, ale i z podstatně přísnějšího pohledu zdravotních rizik.

3.2.6 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro polycyklické aromatické uhlovodíky, benzo(a)pyren (BaP)

Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je u polycyklických aromatických uhlovodíků karcinogenita, která je u BaP a několika dalších PAU dostatečně dokumentována v experimentech na zvířatech a svědčí o ní i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace. Plicní karcinogenita BaP může být potencionována současnou expozicí dalším látkám, jako je cigaretový kouř, azbest a patrně též prašné částice. Výsledky posledních výzkumů upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší.

Jednotka karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu $\text{UCR} = 8,7 \times 10^{-2}$ doporučená WHO byla odvozena na základě epidemiologické studie profesionálně exponované populace. Při aplikaci výše uvedené UCR $8,7 \times 10^{-2}$ pak vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci 1×10^{-6} v úrovni roční průměrné koncentrace $0,012 \text{ ng}/\text{m}^3$.

WHO nestanovuje pro PAU ve vnějším ovzduší doporučenou limitní koncentraci. Důvodem je jak bezprahový karcinogenní účinek, který představuje hlavní riziko těchto látek v ovzduší, tak i jejich výskyt ve směsích a možnost interakce s pevnými částicemi a dalšími látkami v ovzduší. Doporučuje proto, aby obsah PAU v ovzduší byl omezován na nejnižší možnou úroveň.

V ČR byl stanoven imisní limit pro PAU vyjádřené jako BaP v hodnotě průměrné roční koncentrace $1 \text{ ng}/\text{m}^3$. Tato hodnota je však za současných imisních podmínek v dopravně zatížených oblastech v ČR překračována.

Imisní pozadí benzo(a)pyrenu v ovzduší bylo zjišťováno z map úrovní znečištění (MŽP) a průměrná roční koncentrace z pětiletých průměrů 2009 – 2013 se v daném území pohybuje od $1,02$ do $1,25 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, což signalizuje překročení stanoveného cílového imisního limitu, který je $1 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$. Těmto hodnotám imisního pozadí odpovídá celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR $8,8 \times 10^{-5}$ až $10,8 \times 10^{-5}$ to znamená cca 9 až 11 případů na 100 000 obyvatel.

Vypočtené průměrné roční imisní příspěvky záměru by měly dle rozptylové studie dosahovat hodnot pro benzo(a)pyren od $0,01$ do $0,06 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ a to v těsné blízkosti komunikací. Těmto příspěvkům odpovídá navýšení karcinogenního rizika ILCR $8,7 \times 10^{-7}$ až $5,2 \times 10^{-6}$. Tyto příspěvky jsou o řád až dva řády nižší než je úroveň karcinogenního rizika imisního pozadí a jsou tedy z hlediska zdravotních rizik nevýznamné, současnou míru zátěže neovlivní.

Z výše uvedeného vyplývá, že příspěvky benzo(a)pyrenu po realizaci záměru jsou z hlediska zdravotního rizika nevýznamné, nebudou přispívat ke zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění celoživotně exponovaných lidí. Individuální karcinogenní riziko pro posuzovanou situaci je dáno pouze pozadím tj. 9 – 11 případů na 100 000 obyvatel.

3.3 Analýza nejistot

Každé hodnocení zdravotního rizika je nevyhnutelně spojeno s určitými nejistotami, danými použitými daty, expozičními faktory, odhady chování exponované populace apod. Proto je

jednou z neopomenutelných součástí hodnocení rizika i popis a analýza nejistot, které jsou s hodnocením spojeny a kterých si je zpracovatelka vědoma.

Nejistoty výstupů rozptylové studie:

Výsledky rozptylové studie jsou zatíženy nejenom nejistotou vkládaných dat do rozptylového modelu, ale i meteorologickými údaji a jejich platností v modelovaném území. V rozptylové studii byly uvažovány bodové a plošné zdroje tedy i tzv. sekundární prašnost. Nejistotou při odhadu expozice je také omezená spolehlivost vypočtených imisních koncentrací použitými rozptylovými modely, neboť v zástavbě dochází k turbulenci a změnám směru vzdušných proudů, které modely nezohledňují.

Nejistoty imisního pozadí - údaje o imisním pozadí, získané z pětiletých průměrů z let 2010 až 2014 jsou nezbytně zatíženy nejistotami při jejich stanovení.

Další nejistota je v nedostatečných nebo nedostupných údajích vyplývajících z úrovně současného vědeckého poznání vztahu mezi znečištěním ovzduší a poškozením zdraví. Nejistotu přináší i použití toxikologických dat ze zahraničních epidemiologických a klinických studií (EU, USA) včetně vztahů mezi koncentrací škodlivin a nepříznivými účinky platnými pro jiné prostředí, kdy tyto vztahy přenášíme do našeho prostředí s jinými zvyklostmi. Další nejistotu přináší extrapolace toxikologických dat ze zvířete na člověka.

Nejistotou je zatížena i inhalační jednotka karcinogenního rizika pro benzen, která je odvozena ze studií na profesionálně exponované populaci a lze usuzovat, že riziko působení benzenu ve venkovním prostředí je vědomě nadhodnoceno.

Předpokládá se, že k expozici z ovzduší dochází prakticky nepřetržitě, není uvažováno, že v průběhu dne dochází k rozdílným koncentracím škodlivin, rozdílné koncentrace jsou ve venkovním a vnitřním prostředí apod. Množství vdechnutého vzduchu za jednotku času se vyznačuje značnou variabilitou dle věku, pohlaví i fyzické aktivity. V tomto hodnocení byly použity zobecňující hodnoty.

Jedna z vážných nejistot hodnocení expozice je pouze orientační znalost údajů o exponované populaci.

Významnou nejistotu představuje i současná úroveň poznání účinků hodnocených vlivů na zdraví. Podle posledních zpráv WHO (25. března 2014, Ženeva) jsou rizika škodlivin v ovzduší větší, než se dříve předpokládalo a to zvláště pro srdeční onemocnění. Zdá se, že některá rizika mají větší dopad na celkové zdraví, než se dosud předpokládalo. Je kladen velký důraz na čistotu ovzduší ve vnitřním prostředí.

Přestože výzkumu nepříznivých zdravotních účinků znečištění ovzduší byla a stále je věnována velká pozornost, získané poznatky jsou stále poměrně omezené.

V hodnocení byl použit princip předběžné opatrnosti, který je velmi konzervativní a u látek s prahovým mechanismem účinku v oblasti nízkých dávek může vést k vysokému nadhodnocení skutečného rizika.

3.4 Závěr ve vztahu ke znečištění ovzduší

Byl hodnocen vliv imisních koncentrací látek po realizaci navrhované liniové stavby „*Přeložka silnice II/115 v Černošicích*“ na základě odhadu stávající situace a modelových koncentrací uvedených v rozptylové studii.

Závěrem lze konstatovat, že změny imisní zátěže spojené s novým dopravním řešením v Černošicích jsou akceptovatelné a nebudou představovat významně zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatele.

4. Zdravotní riziko hluku v mimopracovním prostředí

4.1 Identifikace nebezpečnosti

Zvuky jsou přirozenou a důležitou součástí prostředí člověka, jsou základem řeči a příjmu informací, mohou přinášet příjemné zážitky. Zvuky příliš silné, příliš časté nebo působící v nevhodné situaci a době však mohou na člověka působit nepříznivě.

Obecně se tyto zvuky, které jsou nechtěné, obtěžující nebo mají dokonce škodlivé účinky, nazývají hlukem a to bez ohledu na jejich intenzitu. Proto je nutné hluk do jisté míry považovat za bezprahově působící noxu.

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.

Dlouhodobé nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví je možné s určitým zjednodušením rozdělit na:

- účinky specifické, projevující se při ekvivalentní hladině hluku nad 85 až 90 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru
- účinky nespecifické (mimosluchové), kdy dochází k ovlivnění funkcí různých systémů organismu. Tyto nespecifické systémové účinky se projevují prakticky v celém rozsahu intenzit hluku, často se na nich podílí stresová reakce a ovlivnění neurohumorální a neurovegetativní regulace, biochemických reakcí, spánku, vyšších nervových funkcí, jako je učení a zapamatovávání, ovlivnění smyslově motorických funkcí a koordinace. V komplexní podobě se mohou manifestovat ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž působení hluku může přispět ke spuštění nebo urychlení vlastního patogenetického děje.

Za dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku je v současnosti považováno poškození sluchového aparátu, vliv na kardiovaskulární systém, rušení spánku a nepříznivé ovlivnění osvojování řeči a čtení u dětí. Omezené důkazy jsou např. u vlivů na hormonální a imunitní systém, některé biochemické funkce, ovlivnění placenty a vývoje plodu, nebo u vlivů na mentální zdraví a výkonnost člověka.

Působení hluku v životním prostředí je ovšem nutné posuzovat i z hlediska ztížené komunikace řeči a zejména pak z hlediska obtěžování, pocitů nespokojenosti, rozmrzelosti a nepříznivého ovlivnění pohody lidí. V tomto smyslu vychází hodnocení zdravotních rizik hluku z definice zdraví WHO, kdy se za zdraví nepovažuje pouze nepřítomnost choroby, nýbrž je chápáno v celém kontextu souvisejících fyzických, psychických a sociálních aspektů. WHO proto vychází při doporučení limitních hodnot hluku pro místa mimopracovního pobytu lidí především ze současných poznatků o nepříznivém vlivu hluku na komunikaci řečí, pocity nepohody a rozmrzelosti a rušení spánku v nočním době.

Souhrnně lze podle zmíněného dokumentu WHO a dalších zdrojů současné poznatky o nepříznivých účincích hluku na lidské zdraví a pohodu lidí stručně charakterizovat takto:

Poškození sluchového aparátu je dostatečně prokázano u pracovní expozice hluku v závislosti na výši ekvivalentní hladiny hluku a trvání let expozice. Riziko sluchového postižení však existuje i u hluku v mimopracovním prostředí při různých činnostech spojených s vyšší hlukovou zátěží. Z fyziologického hlediska jsou podstatou poškození zprvu přechodné a posléze trvalé funkční a morfologické změny smyslových a nervových buněk Cortiho orgánu vnitřního ucha. 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 24 hodinové ekvivalentní hladiny hluku $L_{Aeq,24h} = 70$ dB. S vyšší expozicí hluku v mimopracovním prostředí se můžeme setkat jen ve velmi specifických případech např. u lidí žijících v těsné blízkosti frekventovaného letiště nebo velmi rušných komunikací.

Nelze však zcela vyloučit možnost, že by již při nižší úrovni hlukové expozice mohlo dojít k malému sluchové poškození u citlivých skupin populace, jako jsou děti, nebo osoby současně exponované i vibracím nebo ototoxickým lékům či chemikáliím. Je též známo, že zvýšená hlučnost v místě bydliště přispívá k rozvoji sluchových poruch u osob profesionálně exponovaných rizikových hladinám hluku na pracovišti. Nezanedbatelně může zvyšovat expozici hlukem, zejména u mládeže, dlouhodobý poslech velmi hlasité reprodukováné hudby doma (sluchátka), účast na diskotékách, případně koncertech populárních hudebních skupin.

Zhoršení komunikace řečí v důsledku zvýšené hladiny hluku má řadu prokázaných nepříznivých důsledků v oblasti chování a vztahů, vede k podrážděnosti, nejistotě, poklesu pracovní kapacity a pocitům nespokojenosti. Může však vést i k překrývání a maskování důležitých signálů, jako je domovní zvonek, telefon, alarm. Nejvíce citlivou skupinou jsou starší lidé, osoby se sluchovou ztrátou a zejména malé děti v období osvojování řeči. Jde tedy o podstatnou část populace.

Pro dostatečně srozumitelné vnímání složitějších zpráv a informací (cizí řeč, výuka, telefonická konverzace) by rozdíl mezi hlukovým pozadím a hlasitostí vnímané řeči měl být nejméně 15 dB a to nejméně v 85 % doby. Při průměrné hlasitosti řeči 50 dB by tak nemělo hlukové pozadí v místnostech převyšovat 35 dB.

Nepříznivé ovlivnění spánku se prokazatelně projevuje obtížemi při usínání, probouzením, alterací délky a hloubky spánku, zejména redukcí REM fáze spánku. Může docházet ke zvýšení krevního tlaku, zrychlení srdečního pulsu, arytmiím, vasokonstrikci, změnám dýchání. V rušení spánku hlukem se setkávají jak fyziologické, tak psychologické aspekty působení hluku. Efekt narušeného spánku se projevuje i následující den např. rozmrzelostí, zhoršenou náladou, snížením výkonu, bolestmi hlavy nebo zvýšenou únavností. Objektivně bylo prokázáno i zvýšení spotřeby sedativ a léků na spaní.

Senzitivní skupinou populace jsou starší lidé, pracující na směny, lidé s funkčními a mentálními poruchami, osoby s potížemi se spaním.

K narušení spánku vede jak ustálený, tak i proměnný hluk. Objektivní příznaky narušení spánku při ustáleném hluku v interiéru se dle různých autorů začínají objevovat od ekvivalentní hladiny hluku 27 – 30 dB. Subjektivní kvalita spánku nebyla zhoršena při venkovním hluku pod ekvivalentní hladinu hluku pro noc 40 dB. Při přerušovaném hluku roste rušivost spánku s maximální hladinou hluku. I při nízké ekvivalentní hladině hluku již malý počet hlukových událostí s vyšší hladinou akustického tlaku ovlivňuje spánek. Význam zřejmě má i rozdíl mezi hladinou akustického tlaku pozadí a vlastní hlukové události a také délka intervalu mezi dvěma hlukovými událostmi. Nepříznivé ovlivnění nálady následující den bylo prokázáno při hodnotách hluku během spánku vně budov již pod 60 dB a předpokládá se, že k ovlivnění dochází i z hlediska výkonnosti.

Podle doporučení WHO by noční ekvivalentní hladina hluku neměla v okolí domů přesáhnout 40 dB, přičemž se předpokládá pokles hladiny hluku o až 15 dB při přenosu venkovního hluku do místnosti zčásti otevřeným oknem. Maximální hodnoty jednotlivých hlukových událostí by pak neměly uvnitř místností přesáhnout $L_{Amax} = 45$ dB, resp. 60 dB venku a počet těchto událostí by během noci neměl přesáhnout 10-15 ze všech zdrojů hluku. Pro senzitivní osoby by pak tyto hodnoty hluku měly být ještě nižší. Na rušení spánku hlukem nedochází v hlučných lokalitách k adaptaci obyvatel ani po více letech.

Ovlivnění kardiovaskulárního systému a psychofyziologické účinky hluku byly dle WHO prokázány v řadě epidemiologických a klinických studií u populace (včetně dětí) žijící v hlučných oblastech kolem letišť, průmyslových závodů nebo hlučných komunikací.

Vliv na kardiovaskulární systém byl prokázán v řadě epidemiologických studií u populace žijící v okolí hlučných komunikací, průmyslových závodů, letišť. Akutní hluková expozice aktivuje autonomní a hormonální systém, což může vést k přechodným změnám krevního tlaku, hormonů (adrenalinu, noradrenalinu, kortizonu), zvýšení srdeční frekvence, změně hladiny hořčíku v krvi, kdy při dlouhodobém působení hlukové expozice se u citlivých jedinců může projevit zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění a to hypertenze a ischemické choroby srdeční (ISCH) včetně infarktu myokardu (IM). Ve směrnici pro hluk WHO z roku 1999 se uvádí, že ve většině případů výsledky epidemiologických studií naznačují zvýšení rizika kardiovaskulárních účinků při dlouhodobém působení hluku ve venkovním prostředí ze silniční a letecké dopravy při expozici $L_{Aeq,24hod}$ v rozmezí 65 – 70 dB. Asociace je silnější pro ischemickou chorobu srdeční než pro hypertenzi (vysoký krevní tlak). Nepříznivé účinky hluku jsou závislé na orientaci oken jednotlivých pokojů a také na otevřených či neotevřených oknech. WHO ve směrnici pro noční hluk z roku 2009 uvádí, že epidemiologické studie naznačují vztah mezi chronickou hlukovou expozicí dopravním hlukem a nepříznivými kardiovaskulárními účinky zejména ischemickou chorobou srdeční včetně IM.

Epidemiologické studie zaměřené na chronickou dlouhodobou hlukovou expozici ze silniční, železniční a letecké dopravy ukázaly na vztah mezi touto hlukovou expozicí a zvýšeným krevním tlakem a užívání léků na hypertenzi, ischemickou chorobou srdeční včetně infarktu myokardu, cévních mozkových příhod a demence.

Podle zprávy uveřejněné v roce 2014 v European Heart Journal bylo z kohortových studií zjištěno, že zvýšení rizika kardiovaskulárních onemocnění začíná již v pásmu mezi 55 a 60 dB pro hladiny hluku L_{dn} (denní a noční doba). Uvádí se, že zvýšení expozice hluku ze silniční dopravy v obytných čtvrtích, resp. hladina hluku L_{den} (Day-evening-night level = ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin se zvýšením večerní hladiny akustického tlaku o 5 dB a noční hladiny o 10 dB) zvýšená o 10 dB zvyšuje riziko mozkové mrtvice u osob starších 64,5 let (incidence OR = 1,27). Z výše uvedeného vyplývá, že expozice hluku ze silniční dopravy v pásmu mezi 55 a 60 dB může, pro velkou část populace, přispívat ke zhoršení kardiovaskulárních onemocnění.

Při interpretaci těchto závěrů je nezbytné mít na paměti, že hluk je s ohledem na individuální rozdíly v citlivosti v podstatě bezprahová noxa. U citlivých podskupin a jednotlivců je proto nutné nepříznivé účinky předpokládat i při hladinách venkovního hluku významně nižších, nežli jsou úrovně expozice hodnocené z hlediska statistické významnosti pro celou populaci. Obecně se přijímá, že hluk může mít určující vliv na zdraví, jestliže $L_{Aeq,16h} > 60$ dB. Jako riziková skupina jsou označováni muži středního věku.

Pozorování mnoha účinků hlukové expozice, jako jsou již zmíněné změny v hladině stresových hormonů, vliv na funkci imunitního systému a následně zvýšená frekvence infekcí, nebo snížená porodní váha novorozenců u matek exponovaných vysoké hladině hluku v době těhotenství, nejsou natolik průkazná a konzistentní, aby mohla sloužit k hodnocení zdravotních účinků hluku.

Vztah hlukové expozice a projevů poruch duševního zdraví: Výsledky studií zaměřených na vztah hlukové expozice a projevů poruch duševního zdraví také nejsou jednoznačné. Nepředpokládá se, že by hluk mohl být přímou příčinou duševních nemocí, ale patrně se může podílet na zhoršení jejich symptomů nebo urychlit rozvoj latentních duševních poruch. Vztah mezi pocitem obtěžování hlukem, individuální citlivostí vůči působení hluku a nemocností na duševní choroby je komplexní a dosud nepříliš objasněný. Zvýšená citlivost vůči rušivým účinkům hluku může být indikátorem subklinické duševní poruchy. Za indikátor latentních duševních poruch nebo onemocnění u populace exponované hluku je považována spotřeba sedativ a prášků na spaní.

Nepříznivé ovlivnění výkonnosti hlukem bylo zatím sledováno převážně v laboratorních podmínkách u dobrovolníků. Zvláště citlivá na působení zvýšené hlučnosti je tvůrčí duševní práce a plnění úkolů spojených s nároky na paměť, soustředěnou a trvalou pozornost a komplikované analýzy. Rušivý účinek hluku je významný zejména při činnostech náročných na pracovní paměť, kdy je třeba udržovat část informací v krátkodobé paměti, jako jsou matematické operace a čtení. Ve školách v okolí letišť byla u dětí chronicky exponovaných leteckému hluku při ekvivalentní hladině hluku nad 70 dB měřené vně školy pozorována snížená schopnost motivace, nižší výkonnost při poznávacích úlohách a deficit v osvojení čtení a jazyka.

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, obavy, pocity beznaděje nebo vyčerpání. U každého člověka existuje určitý stupeň citlivosti, 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. Při působení hluku zde však kromě senzitivity a fyzikálních vlastností hluku velmi záleží i na řadě dalších neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. To vede k různým výsledkům studií, které prokazují u stejných hladin hluku různého původu rozdílný efekt u exponované populace a naopak rozdílné výsledky při stejných zdrojích i hladinách hluku na různých lokalitách v různých zemích. Obecně např. u obyvatel rodinných domů nastává srovnatelný stupeň obtěžování až při hladinách o cca 10 i více dB vyšších, oproti obyvatelům bytových domů. Významnou úlohu zde 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. Příznivě působí i nabídnuté východisko, např. nabídka možnosti přestěhovat se v případě nutnosti po dobu provádění nejhlučnějších stavebních operací do hotelu. Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v hlučném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace se prohlubuje a fixuje. Kromě toho však může být významně ovlivněna zdravotním stavem. Kromě negativních emocí je možné obtěžování hlukem hodnotit i podle nepřímých projevů, jako je zavírání oken, nepoužívání balkónů, stěhování, stížnosti a petice. Obecně se ovšem odhaduje, že na stížnostech a peticích se účastní pouze 5-10 % obyvatel skutečně hlukově exponovaných.

Vysoké hladiny hluku vedou i k nepříznivým projevům v sociálním chování, mohou u predisponovaných jedinců zvyšovat agresivitu a redukují přátelské chování a ochotu k pomoci. Svoji úlohu zde hraje i zhoršená verbální komunikace, výsledky studií ukazují, že je více snížena ochota ke slovní pomoci, než k pomoci fyzické.

Dle doporučení WHO je během dne jen málo lidí vážně obtěžováno při svých aktivitách ekvivalentní hladinou hluku pod 55 dB, nebo mírně obtěžováno při L_{Aeq} pod 50 dB. Tam, kde je to možné, zejména při novém rozvoji území, by proto měla být limitující hladina hluku nižší, přičemž během večera a noci by hladina hluku měla být o 5 – 10 dB nižší, nežli ve dne.

Vztah mezi hlučností z dopravy ve městech a ukazateli zdravotního stavu u obyvatel ČR je obsáhle sledován v rámci Systému monitorování zdravotního stavu obyvatel ve vztahu k životnímu prostředí. Výsledky potvrzují úzkou závislost ukazatelů, jako je počet osob obtěžovaných venkovním hlukem, procento osob se špatným spánkem a obtížným usínáním nebo osob užívajících denně sedativa, zejména na noční ekvivalentní hladině hluku. Opakovaně zde byla ověřena i statisticky významná závislost mezi noční L_{Aeq} a celkovou nemocností na civilizační choroby, přičemž bylo zjištěno, že zvýšená hluková expozice se na nemocnosti podílí

asi z 10 %. Zpracované grafy v závěrečných zprávách projektu umožňují předpovědět zvýšení procenta takto postižených osob v dané lokalitě v závislosti na zvýšení hlukosti.

4.2 Charakterizace nebezpečnosti

Z materiálu WHO (**Guidelines for Community Noise, 1999**) obecně vyplývá závěr, že v obydlích je kritickým účinkem hluku rušení spánku, obtěžování a zhoršená komunikace řečí. Denní ekvivalentní hladina hluku by neměla přesáhnout hodnotu 55 dB L_{Aeq} , měřeno 1 m před fasádou. V tomto dokumentu WHO jsou dále pro denní hluk uvedeny směrnice hodnoty pro specifická prostředí, jako jsou školy, školky, interiér obytných místností, nemocnice atd. s uvedením hraničních účinků, které vedly ke stanovení směrnice hodnot.

Vlivy nočního hluku na lidské zdraví jsou shrnuty v materiálu WHO **Night Noise Guidelines for Europe** z října 2009. Na tento materiál lze pohlížet jako na rozšíření i jako na novelu výše jmenovaného dokumentu WHO (**Guidelines for Community Noise**).

Doporučení pro ochranu zdraví vychází z důkazů podaných epidemiologickými a experimentálními studiemi. Vztahy mezi expozičními hladinami hluku v noci a zdravotními účinky jsou shrnuty v následující tabulce.

Tabulka 4: Účinky různých hladin nočního hluku na zdraví

$L_{night, outside}$	Pozorované zdravotní účinky
pod 30 dB	Přes individuální rozdíly a různé okolnosti pod touto hladinou nebyly pozorovány žádné zdravotní účinky. Noční hladina 30 dB je hladinou NOEL pro noční hluk (NOEL=nejvyšší úroveň expozice, při které není pozorován žádný účinek).
30-40 dB	V této oblasti je pozorována řada účinků na spánek: převalování se, probouzení, subjektivně hodnocené narušování spánku, nespavost. Intenzita těchto vlivů závisí na povaze zdroje hluku a počtu událostí. Citlivé skupiny (např. děti, chronicky nemocní a starší lidé) jsou více vnímavé. Účinky se jeví jako mírné. Noční hladina 40 dB je hladinou LOAEL pro noční hluk (LOAEL=nejnižší úroveň, při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni).
40-55 dB	V exponované populaci jsou pozorovány nepříznivé účinky. Lidé jsou nuceni se adaptovat na zvýšený hluk, citlivá populace snáší expozice hůře
nad 55 dB	Nepříznivé zdravotní účinky se objevují často a u značné části populace a jsou vnímány jako vysoce rušivé a obtěžující. Existují důkazy nárůstu kardiovaskulárních onemocnění.

Doporučení WHO je, že ekvivalentní hladina akustického tlaku A by neměla přesáhnout 40 dB. Tam kde je to v krátkém čase technicky nemožné, mohou odpovědné orgány dočasně povolit noční hladinu hluku do 55 dB s tím, že naplánovaná opatření ke snížení hluku povedou v dohledné době k cílové hodnotě 40 dB.

Při obecné kvalitativní charakterizaci zdravotních účinků hluku je možné orientačně vycházet z prahových hodnot hlukové expozice z venkovního prostoru pro ty nepříznivé účinky hluku, které se dnes považují za dostatečně prokázané. Tyto hodnoty vycházejí z výsledků epidemiologických studií i výše uvedených doporučení WHO a je možné je vztáhnout k větší části populace s průměrnou citlivostí vůči účinkům hluku. S ohledem na individuální rozdíly v citlivosti je tedy třeba předpokládat možnost těchto účinků u citlivější části populace i při hladinách hluku nižších.

Tabulka 5: Prokázané nepříznivé účinky hlukové zátěže – denní doba

	dB /A/						
Nepříznivý účinek	40-45	45-50	50-55	55-60	60-65	65-70	70+
Sluchové postižení*							
Zhoršené osvojení řeči a čtení u dětí							
Ischemická choroba srdeční							
Zhoršená komunikace řečí							
Pocit silného obtěžování							
Pocit mírného obtěžování							

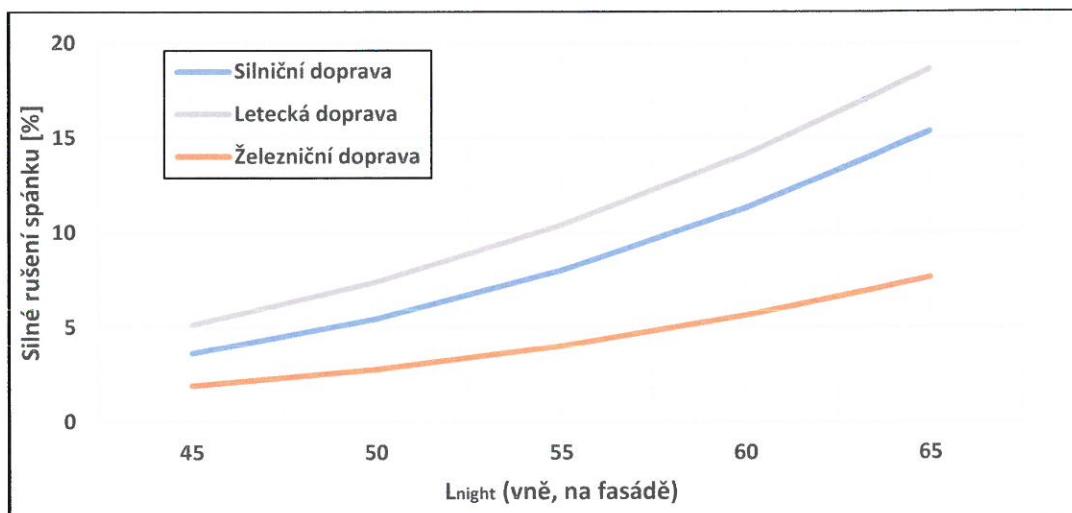
* přímá expozice hluku v interiéru

Tabulka 6: Prokázané nepříznivé účinky hlukové zátěže – noc

	dB /A/					
Nepříznivý účinek	35-40	40-45	45-50	50-55	55-60	60+
Psychické poruchy*						
Hypertenze a infarkt myokardu *						
Vnímaná horší kvalita spánku						
Zvýšené užívání sedativ						
Pocit obtěžování hlukem						

*omezená váha důkazů

Studii sledujících vztah mezi hlukovou expozicí a vyvolanými reakcemi exponovaných lidí ve vztahu k pocitům obtěžování bylo již provedeno mnoho. Uskutečnila se též řada pokusů dospět meta-analýzou jejich výsledků k odvození kvantitativního vztahu mezi expozicí a účinkem: Miedema a Oudshoorn publikovali v roce 2001 model obtěžování hlukem, který vychází z analýzy výsledků většího počtu terénních studií, provedených v Evropě, Austrálii, Japonsku a Severní Americe, a odstraňuje některé nedostatky předchozích prací. Uvádí vztah mezi hlukovou expozicí v L_{dn} (day-night level - ekvivalentní hladina akustického tlaku A za 24 hodin se zvýšením noční hladiny akustického tlaku o 10 dB) anebo L_{dvn} (day-evening-night level - ekvivalentní hladina akustického tlaku A za 24 hodin se zvýšením večerní hladiny akustického tlaku o 5 dB a noční hladiny o 10 dB) v rozmezí 45 – 75 dB a procentem obyvatel, u kterých lze očekávat pocity obtěžování (ve třech stupních škály intenzity obtěžování), a to zvláště pro hluk z letecké, silniční a železniční dopravy. Hlavním účelem těchto vztahů je možnost predikce počtu obtěžovaných osob v závislosti na intenzitě hlukové expozice u běžné průměrně citlivé populace a v současné době jsou doporučeny pro hodnocení obtěžování obyvatel hlukem v zemích EU. Potvrzují známou zkušenost, že letecký hluk má výraznější obtěžující účinek nežli hluk ze silniční dopravy a hluk ze silniční dopravy má výraznější účinek nežli hluk z dopravy železniční. V následujícím grafu je znázorněn rušivý účinek z jednotlivých druhů dopravy. Vyplývá z něho, že při expozici stejným hlukem v noční době $L_{Aeq,8h}$ je nejméně rušivým hluk ze železniční dopravy a naopak hluk z letecké dopravy je nejrušivější.



Vztahy pro obtěžování hlukem jsou odvozeny pro tři úrovně obtěžování vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity obtěžování. Hlavním účelem těchto vztahů je možnost predikce počtu obtěžovaných osob v závislosti na intenzitě hlukové expozice u běžné průměrně citlivé populace a v současné době jsou doporučeny pro hodnocení obtěžování obyvatel hlukem v zemích EU.

Pocity obtěžování lze očekávat ve třech stupních:

LA = (Little Annoyed), první stupeň obtěžování, který zahrnuje všechny osoby přinejmenším „mírně obtěžovaných“, tj. zahrnuje všechny obtěžované osoby ze všech tří stupňů

A = (Annoyed), druhý stupeň obtěžování, který zahrnuje osoby alespoň „středně obtěžované“, tj. zahrnuje všechny středně a vysoce obtěžované osoby

HA = (Highly Annoyed), třetí stupeň, který zahrnuje osoby s výraznými pocity obtěžování, tj. pouze osoby obtěžované vysoce

Pro obtěžování hlukem **ze železniční dopravy** platí vztahy:

$$\%LA = -3,343 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn} - 32)^3 + 4,918 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dn} - 32)^2 + 0,175 (L_{dn} - 32)$$

$$\%A = 4,552 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn} - 37)^3 + 9,400 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dn} - 37)^2 + 0,212 (L_{dn} - 37)$$

$$\%HA = 7,158 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dn} - 42)^3 - 7,774 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dn} - 42)^2 + 0,163 (L_{dn} - 42)$$

Stejně jako u vztahů pro obtěžování hlukem jsou pro **rušení hlukem ve spánku** odvozeny tři stupně rušivého účinku vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity rušivého účinku:

LSD (Lowly Sleep Disturbed) od 28. stupně škály (tedy přinejmenším „mírně rušení“),

SD (Sleep Disturbed) pro rušení od 50. stupně škály intenzity a

HSD (Highly Sleep Disturbed) pro vysoký stupeň rušení od 72. bodu stostupňové škály intenzity rušení.

Vztahy pro subjektivní rušení spánku jsou odvozené pro expozici vyjádřenou v L_{night} v rozmezí 40 – 70 dB. (L_{night} - dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku A v časovém úseku 8 hodin v noci na nejvíce exponované fasádě domu). Vycházejí ze statistického zpracování obsáhlé databáze výsledků z 12terénních studií z různých zemí a představují vztahy mezi noční hlukovou expozicí z letecké, automobilové a železniční dopravy a procentem osob udávajících při dotazníkovém šetření zhoršenou kvalitu spánku pro tři úrovně intenzity rušení spánku. Vyjadřují závislost udávaného rušení spánku na hlukové expozici bez vlivu jiných faktorů.

Pro rušení spánku hlukem **ze železniční dopravy** platí následující vztahy:

$$\begin{aligned}\%LSD &= 4,7 - 0,31 * L_{\text{night}} + 0,01125 * (L_{\text{night}})^2 \\ \%SD &= 12,5 - 0,66 * L_{\text{night}} + 0,01121 * (L_{\text{night}})^2 \\ \%HSD &= 11,3 - 0,55 * L_{\text{night}} + 0,00759 * (L_{\text{night}})^2\end{aligned}$$

Hygienické limity hodnot hluku ve chráněném venkovním prostoru jsou určeny nařízením vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, § 11.

4.3 Hodnocení expozice

Hodnocení zdravotních rizik posuzuje nejenom změny expozice hluku, ale především počty exponovaných obyvatel, resp. zdravotní dopady na obyvatele žijící v posuzovaném území. Pro tato posouzení jsou používány jiné hlukové ukazatele, než jsou ukazatele pro porovnání s hygienickými limity.

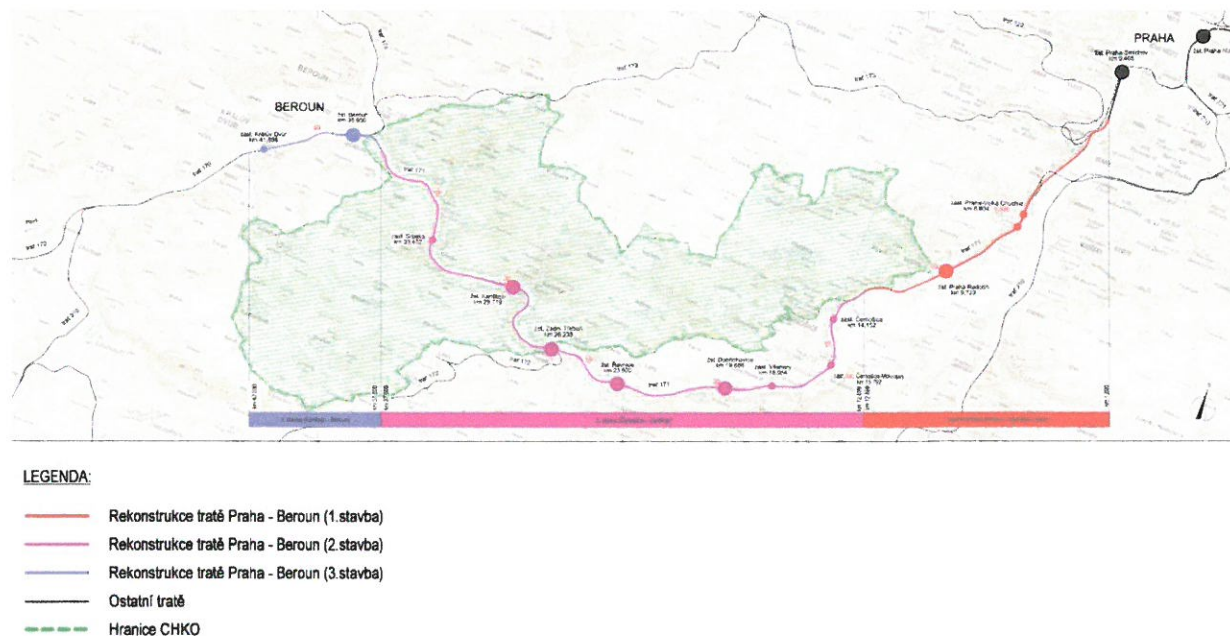
Výchozím podkladem pro hodnocení expozice hluku a následně ke kvantitativnímu a kvalitativnímu odhadu míry zdravotního rizika je znalost hlukové zátěže v posuzované lokalitě. Podkladem k hodnocení hlukové expozice obyvatel zájmového území je hluková studie zpracovaná SUDOP Praha a.s.

Akustická studie hodnotí vliv posuzovaného záměru na stav akustické situace v okolí optimalizované trati Černošice (včetně) – Beroun (mimo) v noční době.

Hluková studie se zabývá přehledovým posouzením **výhledové akustické situace** v přílehlém okolí této trati, a předkládá možnosti snížení hlukového zatížení nejbližší obytné zástavby.

Schéma rekonstrukce tratě je na obrázku 3 s vyznačením úseků rekonstrukce.

Obr. 3: Schéma úseku Praha - Beroun



Součástí studie je i měření hluku a vibrací ze stávající železniční dopravy u nejbližší obytné zástavby ve vytipovaných bodech.

Tabulka 7 - vybraná místa podrobného posouzení z akustické studie

Zájmové úseky		
Číslo úseku (č. situace)	Název (popis)	Staničení (km)
A	Černošice	12,900 – 15,200
B	Mokropsy	15,200 – 16,850
C	Mokropsy – Všenory - Dobřichovice	16,850 – 19,850
D	Dobřichovice – Lety – Řevnice	19,850 – 22,900
E	Řevnice	22,900 – 24,400
F	Zadní Třebáň – Hlásná Třebáň	24,400 - 26,350
G	Hlásná Třebáň	26,350 – 28,300
H	Karlštejn	28,300 – 30,320
CH	Karlštejn - Srbsko	30,320 – 34,100
I	Tetín	34,100 – 37,700

Výsledkem akustické studie jsou **hlukové mapy** řešeného území s průběhem izofon. Ve studii jsou v příloze mapy pro denní a noční dobu bez protihlukových opatření a s protihlukovými opatřeními.

Studie nepočítá se zatížením obytných objektů hlukem z dalších zdrojů, a to jak stacionárních, tak mobilních.

Pro hodnocení akustické zátěže ze železniční dopravy byly vypočteny v akustické studii hodnoty hlukových deskriptorů $L_{Aeq,8h}$ (L_n pro noční dobu) a $L_{Aeq,16h}$ (L_d pro denní dobu), pro které jsou stanoveny hygienické limity v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací (dále jen „NV“). Dále byly v hlukové studii modelovány hodnoty bez protihlukových opatření a s opatřeními.

V hlukové studii byl proveden nejprve výpočet ekvivalentní hladiny ve 25 m od osy kolejí pro jednotlivé úseky. Pro výpočet bylo u všech úseků uvažováno s nejvyšším možným zatížením, tedy s desetiminutovým taktům osobní dopravy a s předpokládaným nárůstem dopravy.

Tabulka 8 – porovnání vypočtených hodnot ve 25 m od osy kolejí ($L_{m,E}$, ve výšce 3,5 metru nad hranou kolejnice)

Úsek trati	rok 2000 (den/noc)	rok 2013 (den/noc)	rok 2020+ (den/noc)	Rozdíl 2020 - 2000 (den/noc)	Rozdíl 2020 - 2013 (den/noc)
Černošice – Mokropsy	71,2/68,0	69,9/70,0	70,8/68,9	-0,4/0,9	0,9/-1,1
Řevnice	71,2/68,0	69,9/70,0	70,7/68,8	-0,5/0,8	0,8/-1,2

Beroun	70,8/68,0	69,8/70,3	70,3/68,5	-0,5/0,5	0,5/-1,3
---------------	-----------	-----------	-----------	-----------------	-----------------

Z tabulky je patrné, že i při nárůstu dopravy se vypočtené rozdíly v hlukové zátěži mezi rokem 2020 a 2000 pohybují v rozmezí 0,4 – 1,0 dB, tedy v nejistotě výpočtu i měření a nedojde tedy v nárůstu hlukové zátěže.

V porovnání s rokem 2013 dojde dokonce v noční době k poklesu hlukové zátěže.

Hluková studie byla zpracována v souladu s postupy uvedenými v platných "Metodických pokynech pro výpočet hladin hluku z dopravy" (VÚVA Praha, RNDr. Miloš Liberko). Při zpracování byl použit výpočetní program CadnaA® verze 4.0 firmy DataKustik GmbH. Pro výpočet akustického tlaku pro železnici byla použita norma Schall 03.

Výsledky výpočtů jsou uvedeny v hlukových mapách jednotlivých výpočtových území s průběhem izofon pro variantu k roku 2020.

Pro hodnocení zdravotních rizik jsou použity hlukové mapy v noční době (hodnocení negativního účinku hluku rušení spánku), a to s navrženými protihlukovými opatřeními.

Hodnocení akustické zátěže ze železniční dopravy dle hygienických limitů stanovených nařízením vlády č. 272/2011 o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací

Dle §§10 a 11 a příloh č. 2 a 3 NV č.272/2011 o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací lze navrhnout pro hluk ze železniční dopravy následující hygienické limity (dále jen „HL“):

- pro chráněný venkovní prostor ostatních staveb a v případě staré hlukové zátěže hluk z dopravy na drahách:
 - pro denní dobu (od 6.00 do 22.00 hodin) $L_{Aeq,16h} = 70 \text{ dB}$,
 - pro noční dobu (od 22.00 do 6.00 hodin) $L_{Aeq,8h} = 65 \text{ dB}$

Korekce pro starou hlukovou zátěž z dopravy na pozemních komunikacích a drahách: Tato korekce zůstává zachována i po položení nového povrchu vozovky, prováděné údržbě a rekonstrukci železničních drah nebo rozšíření vozovek při zachování směrového nebo výškového vedení pozemní komunikace, nebo dráhy, při kterém nesmí dojít ke zhoršení stávající hlučnosti v chráněném venkovním prostoru staveb nebo v chráněném venkovním prostoru, a pro krátkodobé objízdné trasy. Tato korekce se dále použije i v chráněných venkovních prostorech staveb při umístění bytu v přístavbě nebo nástavbě stávajícího obytného objektu nebo víceúčelového objektu nebo v případě výstavby ojedinělého obytného, nebo víceúčelového objektu v rámci dostavby proluk, a výstavby ojedinělých obytných nebo víceúčelových objektů v rámci dostavby center obcí a jejich historických částí.

Starou hlukovou zátěží se rozumí hluk v chráněném venkovním prostoru a chráněném venkovním prostoru staveb, který vznikl před 1. lednem 2001 a je působený dopravou na pozemních komunikacích a drahách.

K odsouhlasení těchto hygienických limitů je oprávněn místně příslušný orgán ochrany veřejného zdraví.

Na základě rozložení izofon z hlukových map byla zpracovatelkou expertízy přiřazena k jednotlivým objektům odpovídající hladina $L_{Aeq,T}$.

Budeme-li za hygienické limity pro posuzovanou trať uvažovat $L_{Aeq,16h} = 70 \text{ dB}$ a $L_{Aeq,8h} = 65 \text{ dB}$, lze z modelových výpočtů v hlukové studii konstatovat, že **optimalizací tratě a po realizaci protihlukových opatření je možné očekávat překročení hygienických limitů v sídlech:**

	DENNÍ DOBA $L_{Aeq,16h} > 70$ dB	NOČNÍ DOBA $L_{Aeq,8h} > 65$ dB
Černošice	u 5 objektů s č.p.	u 4 objektů s č.p.
Všenory	u 0 objektů s č.p.	u 2 objektů s č.p.
Dobřichovice	u 2 objektů s č.p.	u 7 objektů s č.p.
Lety	u 2 objektů s č.p.	u 2 objektů s č.p.
Řevnice	u 4 objektů s č.p.	u 8 objektů s č.p.
Zadní Třeboň	u 2 objektů s č.p.	u 3 objektů s č.p.
Liteň	u 0 objektů s č.p.	u 0 objektů s č.p.
Hlásná Třeboň	u 0 objektů s č.p.	u 0 objektů s č.p.
Karlštejn	u 4 objektů s č.p.	u 5 objektů s č.p.
Srbsko	u 0 objektů s č.p.	u 4 objektů s č.p.
Tetín	u 2 objektů s č.p.	u 2 objektů s č.p.

V hlukové studii je uvedeno, že některé z těchto objektů jsou již nyní navrženy k demolici a, u ostatních je doporučeno posoudit, v dalším stupni dokumentace, zda by v těchto případech nebylo vhodné změnit funkci objektu případně navrhnout jiná protihluková opatření např. nízkou protihlukovou stěnu, individuální protihlukové opatření apod.

Po realizaci protihlukových stěn a bokovnic dojde jednoznačně ke zlepšení akustického klimatu v okolí trati, kde jsou již dnes překročeny hygienické limity pro starou hlukovou zátěž. Tyto limity tak budou v denní i noční době dodrženy.

Dále byl proveden odhad počtu obyvatel v objektech v jednotlivých hlukových pásmech podle klíče: rodinný dům, resp. byt nebo rekreační objekt - 3 obyvatelé.

Tabulka 9 – Odhad počtu osob exponovaných nadlimitním hlukem v posuzovaných sídlech v noční době po optimalizaci tratě Černošice (včetně) - Beroun (mimo) s navrženými protihlukovými opatřeními

sídlo	L _{Aeq,8h}	dolní mez	40	45	50	51	55	56	60	61	65	66	>70	počet osob nad HL	celkem
		horní mez	45	50	51	55	56	60	61	65	66	70			
Černošice + Mokropsy		počet osob	984	789	99	306	81	195	51	153	12	-	-	12	2670
Všenory		počet osob	111	201	84	225	42	78	24	63	3	3	-	6	834
Dobřichovice		počet osob	201	216	18	87	15	33	18	78	6	6	9	21	687
Lety		počet osob	15	132	36	111	15	78	18	27	-	3	6	9	441
Řevnice		počet osob	327	354	42	180	27	57	33	63	12	9	3	24	1107
Zadní Třeboň		počet osob	369	375	66	210	24	120	45	60	3	6	3	9	1281
Liteň Běleč**	-	počet osob								42	-	-	-	0	42

Hlásná Třebaň	počet osob	105	216	87	162	30	30	-	-	-	-	-	0	630
Karlštejn	počet osob	48	168	21	42	6	102	18	27	6	6	3	15	447
Srbsko	počet osob	36	183	90	9	36	6	39	12	6	6	-	12	423
Tetín	počet osob	18	69	6	30	-	6	-	-	-	6	-	6	135

Individuální protihluková opatření

Drážní domky a byty ve výpravních budovách v bezprostřední blízkosti tratě jsou výrazně zatíženy hlukem. Všechny drážní domky a byty ve výpravních budovách jsou doporučeny v akustické studii, dle možností vlastníka objektu, využít k jiným než bytovým účelům. Pokud to není možné, je nutné na těchto objektech realizovat odpovídající individuální protihluková opatření (výměny oken za okna s dostatečnou vzduchovou neprůzvučností). Tato opatření se budou realizovat pouze v případě, že měření hluku po realizaci stavby budou překračovat hygienické limity. **Upřesnění rozsahu individuálních protihlukových opatření bude řešeno v dokumentaci pro stavební povolení.**

Hluk z výstavby

Hladiny hluku z provádění stavby jsou stanoveny v Nařízení vlády č. 272/2011 Sb. a jsou uvedeny v hlukové studii v kapitole legislativa. Podrobně je třeba tuto kapitolu řešit v dokumentaci pro stavební povolení, tedy v době, kdy budou již známy přesné stavební postupy a použítá mechanizace.

Hluk z výstavby nebyl tedy z hlediska zdravotních rizik hodnocen, i proto, že se navíc jedná z hlediska posouzení vlivů o krátkodobou expozici hluku, pro jejíž zhodnocení nejsou zatím k dispozici dostatečné odborné podklady.

4.4 Charakterizace rizika

Předložená hluková studie na základě vytvořeného modelu a výpočtů modeluje očekávanou hlukovou zátěž posuzovaného území po realizaci záměru. Pracuje s deskriptory hluku definovanými v legislativě České republiky, tj. v nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací (dále jen „NV“).

Akustická studie předkládá možnosti snížení nadměrných ekvivalentních hladin hluku v obytné zástavbě. Jedná se o výstavbu několika protihlukových bariér, kterých bylo v celém úseku navrženo celkem **380 m**. Protihlukové stěny budou doplněny o bokovnice umístěné na stojny kolejnic, a to v úsecích o celkové délce **4250 m**. Navržený rozsah bokovnic bude postupně upřesněn v dalších stupních dokumentace, ve studii je **doporučeno bokovnice instalovat až na základě měření hluku** v rámci zkušebního provozu po dokončení stavby, aby bylo možné jejich rozsah optimalizovat.

Výstavba stěn, nový železniční svršek a umístění bokovnic zlepší stav hlukového zatížení stávající obytné zástavby a zajistí dodržení hygienického limitu pro starou hlukovou zátěž, tedy 70 dB pro den a 65 dB pro noc. Součástí hlukové studie jsou přehledové hlukové mapy výhledového stavu pro návrhové rychlosti (max. 120 km/hod) situace jsou označeny podle úseků A až I a jsou pro den i noc bez PHO a s PHO.

Hygienické limity jsou stanoveny v souladu s WHO (Světovou zdravotnickou organizací) tak, aby při celoživotní expozici hluku bylo chráněno zdraví běžné populace (obyvatel), přičemž je nutné mít na paměti, že dodržení hodnot hygienických limitů neznamená pro exponovanou populaci nulové riziko, ale celospolečensky přijatelné a únosné riziko.

V expertízách hodnocení zdravotních rizik se nehodnotí překročení hygienického limitu, ale zvažují se dopady na obyvatele z hlediska jejich možných zdravotních poškození vlivem hluku.

Pro přehlednost a v souladu s doporučením WHO a autorizačním návodem je ukazatel „**počet obyvatel s rušeným spánkem**“ v tomto hodnocení zvolen jako základní negativní účinek vlivu hluku ze železniční dopravy.

Z hlediska vlivu na zdraví je větší váha přisuzována expozici v noční době, kdy lidé odpočívají a regenerují. Důvodem je i skutečnost, že v noční době je většina obyvatel skutečně ve svých domech.

Odhad možného výskytu vybraných kardiovaskulárních onemocnění nebyl proveden, protože pro hluk ze železnice nejsou zatím k dispozici dostatečné odborné podklady.

Rušení spánku je definováno pro oblast hodnot $L_n = 40$ dB až 70 dB

Odhad počtu obyvatel rušených ve spánku je proveden pro stav po optimalizaci tratě v roce 2020 a s navrženými protihlukovými opatřeními.

Z hlukových map nebylo možné rozlišit, zda se jedná o objekty k trvalému bydlení, nebo objekty určené k rekreaci (v posuzovaných lokalitách jsou rozsáhlá území určená k rekreaci), případně objekty určené pro komerční a jiné účely.

Je zde třeba znovu upozornit na to, že do hodnocení byly zahrnuty všechny objekty nacházející se v jednotlivých hlukových pásmech zjištěné z hlukových map, bez rozlišení zda se jedná o objekty k trvalému bydlení anebo k rekreaci.

Pocity rušení lze očekávat ve třech stupních:

LSD = (Lowly Sleep Disturbed), první stupeň rušení spánku, který zahrnuje všechny osoby přinejmenším „mírně neboli slabě rušené“, tj. zahrnuje všechny rušené osoby ve spánku ze všech tří stupňů

SD = (Sleep Disturbed), druhý stupeň rušení spánku, který zahrnuje osoby alespoň „středně rušené“, tj. zahrnuje všechny středně a silně rušené osoby ve spánku.

HSD = (Highly Sleep Disturbed), třetí stupeň, který zahrnuje osoby s výraznými subjektivními pocity rušení spánku, tj. pouze osoby rušené silně ve spánku.

Tabulka 9: Nepříznivé ovlivnění spánku – Černošice

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45	328	984	117	47	16
45 - 50	263	789	122	51	18
50 - 51	33	99	17	7	3
51 - 55	102	306	61	27	10
55 - 56	27	81	18	8	3
56 - 60	65	195	48	23	9
60 - 61	17	51	14	7	3
61 - 65	51	153	45	23	10
65 - 66	4	12	4	2	1
66 - 70	-	-	0	0	0
>70	-	-	0	0	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 2670 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 73 osob z 2680 obyvatel vzatých do hodnocení zdravotních rizik (Health Risk Assessment - HRA) v lokalitě Černošice.

Tabulka 10: Nepříznivé ovlivnění spánku – Všenory

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45	37	111	13	5	2
45 - 50	67	201	31	13	5
50 - 51	28	84	15	6	2
51 - 55	75	225	45	20	8
55 - 56	14	42	9	4	2
56 - 60	26	78	19	9	3
60 - 61	8	24	6	3	1
61 - 65	21	63	18	10	4
65 - 66	3	9	3	2	1
66 - 70	1	3	1	1	0
>70	-	-	0	0	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 840 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 28 osob z 840 obyvatel vzatých do HRA v lokalitě Všenory.

Tabulka 11: Nepříznivé ovlivnění spánku – Dobřichovice

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45	67	201	24	9	3
45 - 50	72	216	32	14	5
50 - 51	6	18	3	1	1
51 - 55	29	87	17	8	3
55 - 56	5	15	3	2	1
56 - 60	11	33	8	4	1
60 - 61	6	18	5	3	1
61 - 65	26	78	23	12	5
65 - 66	5	15	5	3	1
66 - 70	2	6	2	1	0
>70	-	-	0	0	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 683 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 21 osob z 687 obyvatel vzatých do HRA v lokalitě Dobřichovice.

Tabulka 12: Nepříznivé ovlivnění spánku – Lety

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45	5	15	2	1	0
45 - 50	44	132	20	8	3
50 - 51	12	36	6	3	1
51 - 55	37	111	22	10	3
55 - 56	5	15	3	2	1
56 - 60	26	78	20	9	3
60 - 61	6	18	5	2	1
61 - 65	9	27	8	4	2
65 - 66	3	12	4	2	1
66 - 70	-	-	0	0	0
>70	1	3	1	1	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 462 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 15 osob ze 447 obyvatel vzatých do HRA v lokalitě Lety.

Tabulka 13: Nepříznivé ovlivnění spánku – Řevnice

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45	109	327	39	15	5
45 - 50	118	354	54	23	8
50 - 51	14	42	7	3	1
51 - 55	60	180	36	16	6
55 - 56	9	27	6	3	1
56 - 60	19	57	14	7	2
60 - 61	11	33	9	4	2
61 - 65	21	63	18	10	4
65 - 66	5	15	5	3	1
66 - 70	4	12	4	2	1
>70	1	3	1	1	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 1113 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 31 osob z 1113 obyvatel vzatých do HRA v lokalitě Řevnice.

Tabulka 14: Nepříznivé ovlivnění spánku – Zadní Třebáň

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45	123	369	44	17	6
45 - 50	125	375	58	25	8
50 - 51	22	66	11	5	2
51 - 55	70	210	42	19	7

55 – 56	8	24	5	2	1
56 – 60	40	120	29	14	6
60 – 61	15	45	12	6	3
61 – 65	20	60	18	9	4
65 – 66	-	-	0	0	0
66 – 70	-	-	0	0	0
>70	-	-	0	0	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 1269 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 37 osob z 1269 obyvatel vzatých do HRA v lokalitě Zadní Třeboň.

Tabulka 15: Nepříznivé ovlivnění spánku – Liteň - Běleč

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45					
45 - 50					
50 - 51					
51 - 55					
55 - 56					
56 - 60					
60 - 61					
61 - 65	5	15	4	2	1
65 - 66	5	15	5	3	1
66 - 70	4	12	4	2	1
>70	-	-	0	0	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 42 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 3 osob ze 42 obyvatel vzatých do HRA v lokalitě Liteň - Běleč.

Tabulka 16: Nepříznivé ovlivnění spánku – Hlásná Třeboň

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45	35	105	12	5	2
45 - 50	72	216	33	14	5
50 - 51	29	87	15	7	2
51 - 55	54	162	32	14	5
55 - 56	10	30	7	3	1
56 - 60	10	30	7	3	1
60 - 61	-	-	0	0	0
61 - 65	-	-	0	0	0
65 - 66	-	-	0	0	0
66 - 70	-	-	0	0	0
>70	-	-	0	0	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 630 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 16 osob z 630 obyvatel vzatých do HRA v lokalitě Hlásná Třebaň.

Tabulka 17: Nepříznivé ovlivnění spánku – Karlštejn

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45	16	48	5	2	1
45 - 50	56	168	26	11	4
50 - 51	7	21	4	2	1
51 - 55	14	42	8	3	1
55 - 56	2	6	1	1	0
56 - 60	34	102	25	12	5
60 - 61	6	18	5	2	1
61 - 65	9	27	8	4	2
65 - 66	2	6	2	1	0
66 - 70	3	9	3	2	1
>70	-	-	0	0	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 420 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 16 osob ze 447 obyvatel vzatých do HRA v lokalitě Karlštejn.

Tabulka 18: Nepříznivé ovlivnění spánku – Srbsko

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45	12	36	4	1	1
45 - 50	61	183	28	12	4
50 - 51	1	90	16	7	2
51 - 55	30	9	2	1	0
55 - 56	3	36	8	4	1
56 - 60	12	6	1	1	0
60 - 61	2	39	10	5	2
61 - 65	13	12	3	2	1
65 - 66	4	12	4	2	1
66 - 70	4	12	5	3	1
>70	-	-	0	0	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 423 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 13 osob ze 423 obyvatel vzatých do HRA v lokalitě Srbsko.

Tabulka 19: Nepříznivé ovlivnění spánku – Tetín

hladina $L_{Aeq,8h}$ /dB/	počet objektů	počet osob	Rušení spánku hlukem-počet obyvatel		
			LSD	SD	HSD
40 - 45	6	18	2	1	0
45 - 50	23	69	10	4	1
50 - 51	2	6	1	0	0
51 - 55	10	30	6	2	1
55 - 56	-	-	0	0	0
56 - 60	2	6	2	1	0
60 - 61	-	-	0	0	0
61 - 65	-	-	0	0	0
65 - 66	3	9	3	2	1
66 - 70	2	6	2	1	1
>70	-	-	0	0	0

Posuzovaným stávajícím objektům byla přiřazena hladina $L_{Aeq,8h}$ ve výše uvedeném rozmezí (přesnější rozlišení nelze provést). V této lokalitě je odhadnuto 144 osob, u nichž je možný předpoklad negativních účinků hluku.

Na základě provedeného hodnocení negativních účinků hluku je možné očekávat výrazné pocity rušení u 4 osob ze 144 obyvatel vzatých do HRA v lokalitě Tetín.

4.5 Analýza nejistot

Každé hodnocení zdravotního rizika je nevyhnutelně spojeno s určitými nejistotami, danými použitými daty, expozičními faktory, odhady chování populace apod. I když bylo toto posouzení provedeno standardními postupy na základě současných znalostí a odborných doporučení uznávaných institucí je nutné upozornit na skutečnost, že se jedná o zjednodušený model velmi složitého, komplexního děje ovlivněného mnoha proměnnými.

Při hodnocení účinků hluku na lidské zdraví je nutné vzít v úvahu velké nejistoty, kterými je tento proces zatížen. V závislosti na fyzikálních parametrech hluku nelze jednoduše a jednoznačně popsat fyziologický vliv a jeho závažnost. Dále je nutné si uvědomit, že účinek hluku je velmi variabilní a je ovlivněn velkým množstvím faktorů nefyzikálních (sociálními faktory, emocionalitou, psychikou, aktuálním zdravotním stavem exponovaných osob, apod.). V praxi se proto neřídka setkáváme se situacemi, kdy lidé exponovaní určitou hladinou hluku v konkrétních podmínkách nepotvrzují platnost stanovených limitů, protože z dané populace se vydělují skupiny osob velmi citlivých a na druhé straně osob velmi odolných, které stojí vně kvantitativní závislosti. V běžné populaci je až 20% vysoce senzitivních osob stejně jako osob vysoce tolerantních.

- **Nejistota vstupních dat a hodnocení expozice** je dána skutečností, že akustické výpočty, které jsou v těchto případech základním podkladem pro posouzení vlivu na veřejné zdraví, jsou vždy zatíženy poměrně velkými nejistotami danými nejistotou geografických podkladů, nejistotou parametrů objektů a prvků modelu (vlastnost fasád objektů a povrchu clon, odrazivost terénu, výška objektů a akustických clon), nejistotou vstupních podkladů o emisi hluku modelovaných stacionárních zdrojů hluku a hluku z dopravy, nejistotou vyplývající z vlastností výpočtového standardu, nejistotou vyplývající ze zjednodušení modelů hlukové situace pro urychlení výpočtu a nejistotou danou odhadem vývoje budoucí dopravy (složení a intenzita dopravního proudu).
- **Nejistota expozičního scénáře** je dána skutečností, že hodnoty všech použitých deskriptorů hluku vypočtené v chráněných venkovních prostorech staveb jsou přiřazeny k jednotlivým

objektům, přičemž není známa vnitřní dispozice exponovaných objektů, takže nelze posoudit skutečnou expozici osob. Není známa ani informace, jak se potenciálně exponovaní obyvatelé v denní době vyskytují ve svém bydlišti. Uvažuje se tedy s expozicí všech obyvatel podle toho, jak byly objekty přiřazeny ke zvoleným pásmům.

- **Nejistota demografických údajů**, resp. nejistota počtu exponovaných obyvatel. V tomto konkrétním případě, byl z mapových podkladů odečten počet objektů v jednotlivých hlukových pásmech, ale nebylo zjištěno, zda jsou tyto objekty určeny k trvalému bydlení k rekreaci nebo jiným účelům. Zpracovatelka expertízy je si vědoma značné nejistoty a nadhodnocení rizik, když byly do hodnocení zdravotních rizik zařazeny i osoby nezdržující se trvale v posuzovaných lokalitách. K objektům byl přiřazen počet osob podle statistického klíče.
- **Nejistota použitých výstupů a vztahů epidemiologických studií**. Je nutné mít na paměti, že v každé populaci jsou lidé s rozdílnou citlivostí vůči působení hluku. V posuzované lokalitě nebylo provedeno dotazníkové šetření, které by vypovědělo bližší informace o exponovaných obyvatelích (zpracovatel nezná dobu, po kterou lidé v zasažených objektech bydlí, jejich životní styl, zaměstnání, včetně možné hlukové expozice v pracovním prostředí, využití volného času, rodinnou anamnézu atd.).
- S ohledem na výše uvedené nejistoty je nutné mít na paměti, že při kvantitativní charakterizaci rizika expozice hluku se jedná spíše o odborný (kvalifikovaný) odhad než o přesný (exaktní) výpočet počtu pravděpodobně obtěžovaných osob. Je tedy nutné posuzovat spíše trendy než jednotlivé počty osob pravděpodobně obtěžovaných.

Hodnocení hlukové expozice, použití expozičního scénáře, výstupů a vztahů epidemiologických studií bylo vždy provedeno na straně bezpečnosti.

4.6 Závěr k hodnocení hluku

Na základě vyhodnocení předložených podkladů, s ohledem na výše uvedené skutečnosti a po uvážení všech výše uvedených nejistot, lze konstatovat následující závěry:

Byla hodnocena zdravotní rizika hluku obyvatel v okolí záměru: „**Optimalizace trati Černošice (včetně) – Beroun (mimo)**“.

1. Hodnocení z hlediska dodržení hygienických limitů

Na základě výsledků z akustické studie, lze konstatovat, že optimalizací tratě po realizaci protihlukových stěn a bokovnic dojde jednoznačně ke zlepšení akustického klimatu v okolí trati, kde jsou již dnes překročovány hygienické limity pro starou hlukovou zátěž. Tyto limity tak budou v denní i noční době dodrženy.

Objekty v bezprostřední blízkosti tratě (dražní domky a byty ve výpravních budovách), kde budou i po realizaci záměru hygienické limity pro starou hlukovou zátěž překročeny, jsou některé z nich již nyní určeny k demolici a u ostatních je doporučeno tyto objekty, dle možností vlastníka objektu, využít k jiným než bytovým účelům. Pokud to není možné, je nutné na těchto objektech realizovat odpovídající individuální protihluková opatření (např. výměnu oken za okna s dostatečnou vzduchovou neprůzvučností). Tato opatření se budou realizovat pouze v případě, že měření hluku po realizaci stavby budou překračovat hygienické limity.

Upřesnění rozsahu individuálních protihlukových opatření bude řešeno v dokumentaci pro stavební povolení.

2. Hodnocení z hlediska subjektivního rušení spánku

V oblasti možného výskytu negativních účinků expozice hluku po realizaci záměru „Optimalizace trati Černošice (včetně) – Beroun (mimo)“ a po realizaci navržených protihlukových opatření lze konstatovat, že:

- z hlediska rušení spánku v lokalitě Černošice je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 73 obyvatel z 2680 posuzovaných osob.
- z hlediska rušení spánku v lokalitě Všenory je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 28 obyvatel z 840 posuzovaných osob.
- z hlediska rušení spánku v lokalitě Dobřichovice je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 21 obyvatel z 683 posuzovaných osob.
- z hlediska rušení spánku v lokalitě Lety je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 15 obyvatel ze 462 posuzovaných osob.
- z hlediska rušení spánku v lokalitě Řevnice je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 31 obyvatel z 1113 posuzovaných osob.
- z hlediska rušení spánku v lokalitě Zadní Třebáň je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 37 obyvatel z 1269 posuzovaných osob.
- z hlediska rušení spánku v lokalitě Liteň - Běleč je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 3 obyvatel ze 42 posuzovaných osob. Je zde třeba upozornit, že pouze jeden objekt je určený k trvalému bydlení (předpoklad: 3 osoby jsou zde trvale bydlící).
- z hlediska rušení spánku v lokalitě Hlásná Třebáň je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 16 obyvatel z 630 posuzovaných osob.
- z hlediska rušení spánku v lokalitě Karlštejn je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 16 obyvatel ze 420 posuzovaných osob.
- z hlediska rušení spánku v lokalitě Srbsko je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 13 obyvatel ze 423 posuzovaných osob.
- z hlediska rušení spánku v lokalitě Tetín je možné očekávat výrazné pocity rušení, které by mohly být spojovány s možnými zdravotními účinky, u 4 obyvatel ze 144 posuzovaných osob.
- ovlivnění kardiovaskulárního systému v důsledku expozice hluku ze železniční dopravy se nepředpokládá, protože pro hluk ze železnice nejsou k dispozici dostatečné odborné podklady.

- neočekává se ani výskyt nízkofrekvenčního hluku ani hluku s tónovými složkami, protože hluk z dopravy není obecně považován za nízkofrekvenční hluk ani hluk, který obsahuje tónovou složku.

Odhad počtu obyvatel rušených ve spánku je proveden pro stav po optimalizaci tratě v roce 2020 a s navrženými protihlukovými opatřeními.

Je třeba si také uvědomit, že vztahy expozice a účinku byly odvozeny pro obtěžování vyvolané dlouhodobou hlukovou expozicí a jsou zprůměrnovány na celou populaci. Nemusí tedy platit pro jednotlivce nebo malé soubory exponovaných osob, jako je tomu v daném případě u obyvatel hodnocených nejbližších domů, kde může být obtěžující a rušivý účinek hluku významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku, tak jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku, konkrétní orientací oken hlavních pobytových místností a dalšími faktory a významně se lišit od vypočtených údajů.

Do hodnocení byly zahrnuty všechny objekty nacházející se v jednotlivých hlukových pásmech zjištěné z hlukových map, to znamená i rekreační a jiné objekty. Je zde tedy vědomé navýšení počtu osob, u nichž by se mohly po víceleté expozici projevit negativní účinky hluku. Trvale žijících obyvatel v hodnoceném území bude výrazně méně.

5. CELKOVÝ ZÁVĚR

Na základě vyhodnocení výstupů rozptylové a akustické studie lze i přes všechny uvedené nejistoty konstatovat, že změny imisního a hlukového zatížení vlivem realizace záměru: Optimalizace trati Černošice (včetně) – Beroun (mimo), jsou po dodržení doporučení z odborných studií v posuzované lokalitě akceptovatelné.

Na základě provedeného vyhodnocení odhadu zdravotních rizik lze vyvodit závěr, že v souvislosti s realizací předkládaného záměru „Optimalizace trati Černošice (včetně) – Beroun (mimo)“ nebude tento záměr, vzhledem k současnému stavu, představovat zvýšené riziko pro lidské zdraví obyvatel v okolí záměru.

Použitá literatura

1. Manuál prevence v lékařské praxi, VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 2000
2. K.Bláha, M.Cikrt: Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 1996
3. J.Volf: Metodiky hodnocení zdravotních rizik v hygienické službě, Ostrava 2002
4. WHO: Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě, MŽP ČR 1996
5. WHO: Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution, WHO Regional Office for Europe, 2006
6. IARC: Monographs Database on Carcinogenic Risks to Humans
7. Database IRIS, 2003
8. Database ATSDR – Toxicological Profiles
9. US EPA. “Risk and Exposure Assessment to Support the Review of the NO₂ Primary National Ambient Air Quality Standard, U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, 2008
10. SZÚ Praha Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – odborná zpráva za rok 2014, SZÚ Praha
11. SZÚ Praha – Odhad zdravotních rizik ze znečištění ovzduší – Česká republika - rok 2013
12. ČHMÚ: Tabele přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v letech, Česká republika“, 2014 – internetový zdroj
13. WHO: Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, Global update 2005
14. WHO : Air Quality Guidelines for Europe, second edition, Copenhagen, 2000
15. Aunan, K: Exposure-response Functions for Health Effect of Air Pollutants Based on Epidemiological Findings, Report 1995:8, University of Oslo, Center for International Climate and Environmental Research
16. Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005
17. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection: European Union Risk Assessment Report, Benzene, 2008.
18. Hedley AJ et al. (2002). Cardiorespiratory and all-cause mortality after restrictions on sulfur content of fuel in Hong Kong: an intervention study. *Lancet*, 360:1646–1652.
19. California EPA, Office of Environmental Health Hazard Assessment. “Air Toxics Hot Spots Program, Risk Assessment Guidelines, Part II Technical Support Document for Available Cancer Potency Factors, May 2005
20. ExternE: Externalities of Energy, Methodology 2005 Update, European Commission, Directorate-General for Research Sustainable Energy Systems, European Communities, 2005
21. 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
22. WHO Media Centre, New Releases, 2014, Geneva
23. Havránek J. a kol.: Hluk a zdraví, Avicenum Praha, 1990
24. Nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací
25. Metodický návod pro hodnocení hluku v chráněném venkovním prostoru staveb, Praha 2010
26. Metodický návod pro měření a hodnocení hluku v mimopracovním prostředí, Praha 2001

27. 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
28. Report „The „Genlyd“ Noise Annoyance Model“, Dose – Response Relationships Modelled by Logistic Functions, Delta AV 1102/07, 20.March 2007
29. Guidelines for Community Noise, WHO Geneva 1999
30. WHO: Night Noise Guidelines for Europe, 2009
31. Autorizační návod AN 15/04, verze 3 SZÚ Praha 2012
32. Babisch,W.: Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. Noise Health 2006,
33. Jarup L., Babisch W., Houthuijs D., Pershagen G., Katsouyanni K., Cadum E., et al.: Hypertension and Exposure to Noise Near Airports: the HYENA Study, Environ. Health Perspectives, 2008
34. SZÚ Praha Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystem 3 „Zdravotní důsledky a rušivé účinky hluku – odborná zpráva za rok 2014, SZÚ Praha
35. Metodický pokyn odboru ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR k hodnocení rizik č.j. 1138/OER/94
36. European Environment Agency: Good practice guide on noise exposure and potential health effects, 2010
37. Münzel T., Gori T., Babisch W. Basner M.: Cardiovascular effects of environmental noise exposure, European Heart Journal, 2014

Poznámka: Protokol nesmí být bez písemného souhlasu zpracovatele reprodukován jinak než celý.