PROTOKOL POSOUZENÍ VLIVŮ NA VEŘEJNÉ ZDRAVÍ

H.7. HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK

Zadání: **HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK**
PŘELOŽKA SILNICE II/156 A II/157 – 6. ETAPA A PŘELOŽKA SILNICE II/157 - OBCHVAT SRUBCE

Zadavatel: **PUDIS a.s.**
Nad Vodovodem 2/3258
100 31 Praha 10

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 : říjen 2017

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 6
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 oxid dusičitý 15
3.2.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro PM_{10} a $PM_{2,5}$ 16
3.2.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzen 19
3.2.4 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzo(a)pyren 20
3.3 Analýza nejistot 21
3.4 Závěr 22
4. Zdravotní rizika hluku v mimopracovním prostředí 23
4.1 Identifikace nebezpečnosti 23
4.2 Charakterizace nebezpečnosti 30
4.3 Hodnocení expozice 35
4.4 Charakterizace rizika 37
4.5 Analýza nejistot 37
4.6 Závěr k hodnocení hluku 34
5. Celkový závěr 38
Použitá literatura 39

1. Zadání

Na základě objednávky zpracovatele dokumentace posouzení vlivu záměru „Přeložka silnice II/156 a II/157 – 6. etapa a Přeložka silnice II/157 - obchvat Srubce“ 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 chemických látek v ovzduší a hluku.

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:

- Příspěvková rozptylová studie: Přeložka silnice II/156 a II/157 – 6.etapa a Přeložka silnice II/157 - obchvat Srubce, zpracovaná Mgr. Jakubem Buckem a Mgr. Danielou Fogašovou, Bucek s.r.o.
- Hluková studie: Přeložka silnice II/156 a II/157 – 6.etapa a Přeložka silnice II/157 - obchvat Srubce, zpracovaná Ing. Lukášem Haluskou, Ecological Consulting a.s., Na Střelnici 48, 779 00 Olomouc

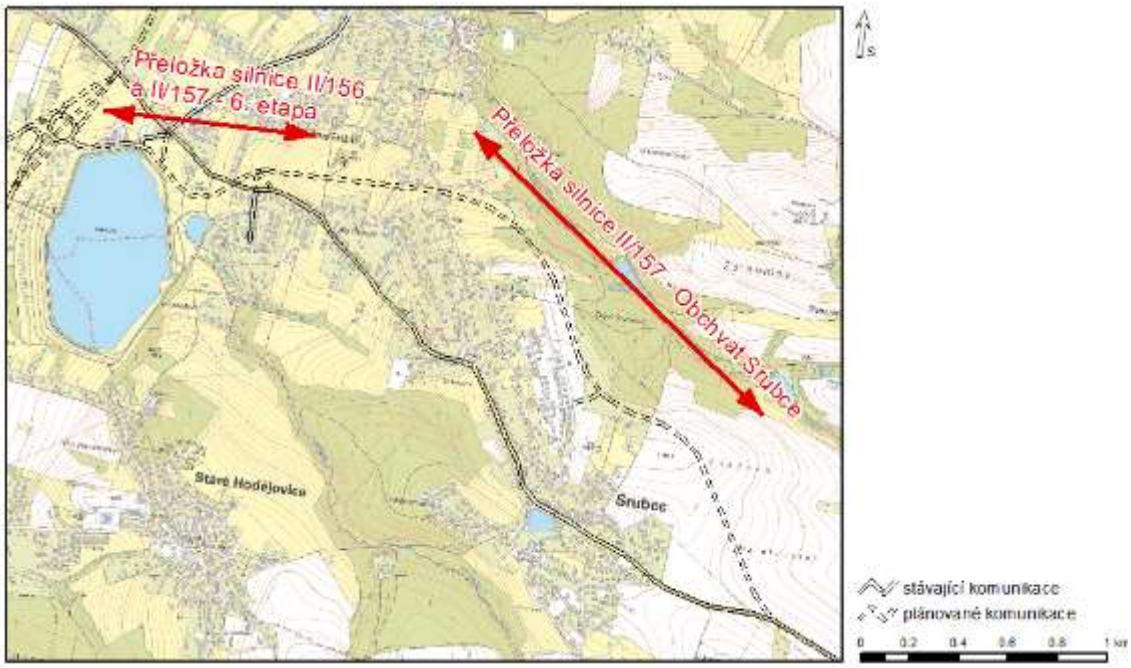
2. Informace o záměru

2.1 Umístění záměru

Zájmové území se nachází v katastrálním území dvou obcí, a to Českých Budějovic a Srubce, který leží na jihovýchodním okraji města Českých Budějovic.

Záměrem investora je výstavba přeložky silnice II/156 a II/157 – 6. etapa a přeložky silnice II/157 – obchvat Srubce. Přeložka silnice II/156 je vedená od mimoúrovňové křižovatky Pohůrka dálnice D3. Z východní strany na ni pak plynule navazuje přeložka silnice II/157 – 6. etapa a plánovaný Obchvat Srubce. Obchvat Srubce je projektován samostatně a má vlastní staničení s počátkem před oblastí Na Škardě.

Obr. 1: přehledová mapa záměru (převzato z rozptylové studie)



<u>Přeložka silnic II/156 a II/157</u>

Ulice Do Mladého bude navrženým vedením přeložky II/156 přerušena a napojení na ni bude umožněno od sebe odsazenými úrovňovými (stykovými či okružními) křižovatkami. V úseku od cca km 0,8 (přeložka silnic II/156; II/157) až km 1,3 (Obchvat Srubce), bez ohledu na variantu, je komunikace rozšířena o stoupací pruh šíře 3,0 m. Přeložky jako celek mají celkem 3 varianty.

<u>Obchvat Srubce:</u>

Ve všech variantách je v úseku cca 1,2 – 1,8 km vpravo navržen protihlukový zemní val, jehož poloha se mění pouze v souvislosti s volbou strany, na kterou bude vozovka rozšířena kvůli zřízení odbočovacího pruhu křižovatky s ulicí Příčná v km cca 1,6.

Od křižovatky s ulicí Příčná dále bude úrovňově napojeno celkem 6 samostatných sjezdů či účelových komunikací tak, že budou vždy umístěny 2 sjezdy proti sobě. Cca v km 2,6 jsou navrženy přístupové komunikace k navržené RN + DUN východ. Stávající vedení silnice II/157 navazující na Ledenickou ulici bude napojeno na obchvat pomocí stykové (úrovňové) křižovatky.

Varianty Obchvatu Srubce se liší kromě návaznosti na jednotlivé varianty přeložek silnic II/156 a II/157 především řešením oblasti Na Škardě a úseku bezprostředně za ní. Buď je navržen dlouhý/ krátký tunel, nebo zahloubení komunikace s opěrnými zdmi, které si v případě křížení s jinými komunikacemi vyžádá umístění více mostních objektů.

Popis záměru
Záměr lze rozdělit na dvě části, kterými jsou:
- přeložky silnic II/156 a II/157 – 6. etapa (dále „Přeložky silnic II/156 a II/157“)
- přeložka silnice II/157 – Obchvat Srubce (dále „Obchvat Srubce“).

Obě části mají samostatné staničení. Počátek staničení Obchvatu Srubce je před oblastí Na Škardě. Přeložky silnici i obchvat jsou navržené v návrhové kategorii S7,5/40, příp. S7,5/60. Všechny silnice jsou navržené jako dvoupruhové s neomezeným přístupem. Přeložky silnic II/156 a II/157 i Obchvat Srubce jsou navrženy variantně.

2.3 Údaje o populaci

Počet obyvatel 2479 - informace na obecním úřadě ve Srubci

Použité zdroje informací:
- Příspěvková rozptylová studie - Přeložka silnice II/156 a II/157 – 6.etapa a Přeložka silnice II/157 - obchvat Srubce, zpracovaná Mgr. Jakubem Buckem, Bucek s.r.o., Pekařská 364/76, 602 00 Brno
- Hluková studie: Přeložka silnice II/156 a II/157 – 6.etapa a Přeložka silnice II/157 - obchvat Srubce, zpracovaná Ing. Lukášem Haluskou, Ecological Consulting a.s., Na Střelnici 48, 779 00 Olomouc
- Obecní úřad Srubec

3. Zdravotní rizika chemických škodlivin

3.1 Charakteristika chemických škodlivin a identifikace nebezpečnosti

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.

Zdrojem znečišťování ovzduší je automobilová doprava po řešených komunikacích.

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 PM_{10} a $PM_{2,5}$
- benzen
- benzo(a)pyren

3.1.1 Suspendované částice frakce PM_{10} 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 PM_{10} 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 PM_{10} jsou předpokládány účinky bezprahové, s lineární závislostí vztahu dávka – účinek. Pro prašnost vyjádřenou jako PM_{10} 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 $\mu g/m^3$ 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 2016 bylo konstatováno, že zvýšená dlouhodobá expozice suspendovaným částicím frakce PM_{10} ve městech je dlouhodobá a má plošný charakter i přes zlepšení v roce 2016. Lze odhadovat, že minimálně 16 % z cca 4,5 miliónu obyvatel žije v městech, kde je nejméně na jedné měřicí stanici naplněno alespoň jedno z kritérií překročení imisního limitu.

V roce 2016 byla Světovou zdravotnickou organizací doporučená mezní průměrná koncentrace PM_{10} 20 $\mu g/m^3$/rok překročena na 83 % z hodnocených 104 měřicích stanic stejně jako v roce 2015; což lze hodnotit, při srovnání s hodnotami měřenými v letech 2012 až 2014 (90 %) jako mírné snížení zátěže. Vývoj zátěže prostředí aerosolovými částicemi frakce PM_{10} v sídlech má však v posledních 10letech charakter „neklesajícího trendu“. Roční průměrné koncentrace na republikových a regionálních emisně přímo nezatížených pozaďových stanicích ČHMÚ (Jizerka, Košetice, Rudolice v Horách a Jeseník) se pohybovaly v rozmezí 7 až 19 $\mu g/m^3$/rok (aritmetický

průměr 13 μg/m^3), hodnota 24hod. koncentrace 50 μg/m^3 byla překročena pouze jednou na stanici v Košeticích a dvakrát na stanici v Jeseníku.
Roční imisní limit suspendovaných částic frakce $PM_{2,5}$ (25 μg/m^3) byl překročen na 8 městských stanicích v MSK (v Karviné, v Ostravě, Českém Těšíně, Havířově, Rychvaldu a ve Věřňovicích). Hodnota 10 μg/m^3 ročního průměru, doporučovaná WHO jako mezní, byla překročena na všech měřicích stanicích včetně republikové pozaďové stanice v Košeticích (11,3 μg/m^3). Podíl suspendovaných částic frakce $PM_{2,5}$ ve frakci PM_{10} se pohyboval od 64 % (stanice v Brně) po 89 % (stanice v Opavě). Tento poměr je primárně dán složením spolupůsobících zdrojů, ale zároveň vykazuje významnou sezónní závislost s vyššími hodnotami podílu frakce $PM_{2,5}$ v topné sezóně.

3.1.2 Oxid dusičitý NO_2, 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 NO_2 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 NO_2, 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/m^3.
NO_2 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/m^3 v obývacích pokojích a 40-70 μg/m^3 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 několika denní koncentrace NO_2 může přesáhnout 200 μg/m^3 s maximálními hodinovými hodnotami až 2000 μg/m^3.
Akutní účinky na lidské zdraví v podobě ovlivnění plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest se u zdravých osob projevují až při vysoké koncentraci NO_2 nad 1880 μg/m^3. Krátkodobá expozice nižším koncentracím však vyvolává zdravotní odezvu u citlivých skupin populace, jako jsou pacienti s chronickou obstrukční chorobou plic a zejména astmatici, kteří uvádějí subjektivní potíže již od koncentrace 900 μg/m^3. U pacientů s chronickou obstrukční chorobou plic bylo zjištěno mírné snížení dýchacích funkcí po tříhodinové expozici NO_2 v koncentraci 560 μg/m^3. Některé studie naznačují, že NO_2 zvyšuje bronchiální reaktivitu u citlivých osob při působení dalších bronchokonstrikčních vlivů (chlad, cvičení, alergeny v ovzduší) již při nižších úrovních krátkodobé expozice.
Při koncentraci cca 100 μg/m^3 nebyly při krátkodobé expozici v žádné studii zjištěny nepříznivé účinky ani u citlivé části populace. U krátkodobého působení koncentrace NO_2, tj. cca 400 μg/m^3 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 NO_2 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/m^3 a biochemické změny od koncentrace 380 μg/m^3. Koncentrace od 940 μg/m^3 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 2016 roční aritmetické průměry oxidu dusičitého na pozaďových stanicích EMEP nepřekročily 6 μg/m^3, ve městech se v závislosti na intenzitě okolní dopravy pohybovaly v rozsahu od 16 μg/m^3 v dopravně nevýznamně zatížených lokalitách městských/předměstských, mezi 20 až 30 μg/m^3 u středně zatížených stanic až k 45 μg/m^3 ročního průměru v dopravně silně zatížených lokalitách. Nejvyšší hodnoty jsou měřeny na dopravních „hot spot“ stanicích (Praha, Ostrava, Brno a Ústí nad Labem), kde se roční střední koncentrace pohybovaly mezi 40 až 60 μg/m^3 (imisní limit 40 μg/m^3). V městech se na výsledném znečištění oxidem dusičitým kromě dopravy podílí také výroba energie, včetně domácích topenišť a velké průmyslové zdroje zejména v ostravsko-karvinské oblasti. Situace se dlouhodobě nemění.

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 kůže 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 dřeň. 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 RfDo = 0,004 mg/kg-den (UF = 300 a MF = 1) a inhalační referenční koncentraci RfC = 0,03 mg/m^3 (UF = 300 a 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 dřeně 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 2016 v měřených městských lokalitách pohybovala v rozmezí 0,7–3,3 µg/m^3/rok. Hodnota ročního aritmetického průměru na pozaďových stanicích byla 0,6 µg/m^3. Na městských stanicích nezatížených průmyslem a dopravou a v dopravně zatížených lokalitách se rozpětí ročních průměrů pohybovalo mezi 0,8 až 2,4 µg/m^3 se střední hodnotou 1,2–1,3 µg/m^3/rok. V průmyslově zatížených lokalitách (chemický průmysl, metalurgie aj.) jsou dlouhodobě zjišťovány nejvyšší hodnoty v poměrně širokém rozmezí 0,7 až 3,3 µg/m^3/rok.

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 popsaných – 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 plícemi, 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 v roce 2016 byla hodnota imisního limitu pro benzo[*a*]pyren, obecně používaný jako indikátor zátěže ovzduší PAU, překročena na 31 z 41 do zpracování zahrnutých městských stanic.
Průměrné roční koncentrace benzo[*a*]pyrenu se v městských lokalitách nezatížených průmyslovými zdroji a dopravou pohybovaly v rozpětí mezi 0,5 až 3,3 ng/m^3, se střední hodnotou 1,46 ng/m^3. V dopravně zatížených lokalitách se hodnoty v letním období pohybovaly pod hranicí 0,1 ng/m^3, roční střední hodnota pro tento typ lokalit byla 1,56 ng/m^3.
Význam malých energetických zdrojů a dálkového transportu na republikové pozaďové stanici v Košeticích (JKOSP) dokládají řádové rozdíly mezi sezónami s vyššími hodnotami měřenými v topné a v přechodné sezóně. Pokles ročních průměrů je pozorovatelný zvláště v topné a přechodné sezóně na městských středně dopravně zatížených stanicích. Přestože hodnoty měřené v netopné sezóně jsou srovnatelné s hodnotami v Košeticích, v přechodné a topné sezóně byly více než dvojnásobné.

3.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Charakterizace podmínek expozice je především kvalitativním popisem území obklopujícího hodnocený objekt (člověka, 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 je zpracována pro posouzení stávajícího imisního zatížení v předmětné lokalitě Srubec a pro vyhodnocení vlivu přeložky vybraných silnic na imisní zatížení lokality.

Zdrojem znečištění ovzduší bude doprava na komunikacích. V rozptylové studii byly vypočteny imisní příspěvky průměrných ročních koncentrací pro suspendované částice frakce PM_{10} a $PM_{2.5}$, NO_2, benzen a benzo(a)pyren. Dále byly vypočteny imisní příspěvky krátkodobých koncentrací PM_{10}, tj. denní imisní příspěvky pro PM_{10} a krátkodobých koncentrací NO_2 (maximální hodinové imisní příspěvky).

V rozptylové studii byly provedeny výpočty pro varianty:

Vlastní posouzení imisní zátěže v lokalitě

Vlastní posouzení stávajícího imisního zatížení v lokalitě bylo provedeno na základě vymezení OZKO za období 2011-2015 a dat AIM (www.chmu.cz).

Výpočtová varianta 1

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích za stávajícího stavu (rok 2017).

Výpočtová varianta 2

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích v roce 2021 bez realizace záměru.

Výpočtová varianta 3

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích v roce 2021 po realizaci záměru v projektové variantě 3 „most“.

Výpočtová varianta 4

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích v roce 2021 po realizaci záměru v projektové variantě 3 „tunel“.

Výpočtová varianta 5

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích v roce 2021 po realizaci záměru v projektové variantě 8 „most“.

Výpočtová varianta 6

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích v roce 2021 po realizaci záměru v projektové variantě 8 „tunel“. Rozptylová studie byla zpracována pro průměrné roční koncentrace jednotlivých látek na průměrný provoz.

Výpočtová varianta 7

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích v roce 2021 po realizaci záměru v projektové variantě 9 „most“.

Výpočtová varianta 8

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích v roce 2021 po realizaci záměru v projektové variantě 9 „tunel“.

Výpočtová varianta 9

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích v roce 2041 po realizaci záměru v projektové variantě 3 „most“.

Výpočtová varianta 10

Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích v roce 2041 po realizaci záměru v projektové variantě 8 „most“.

Výpočtová varianta 11

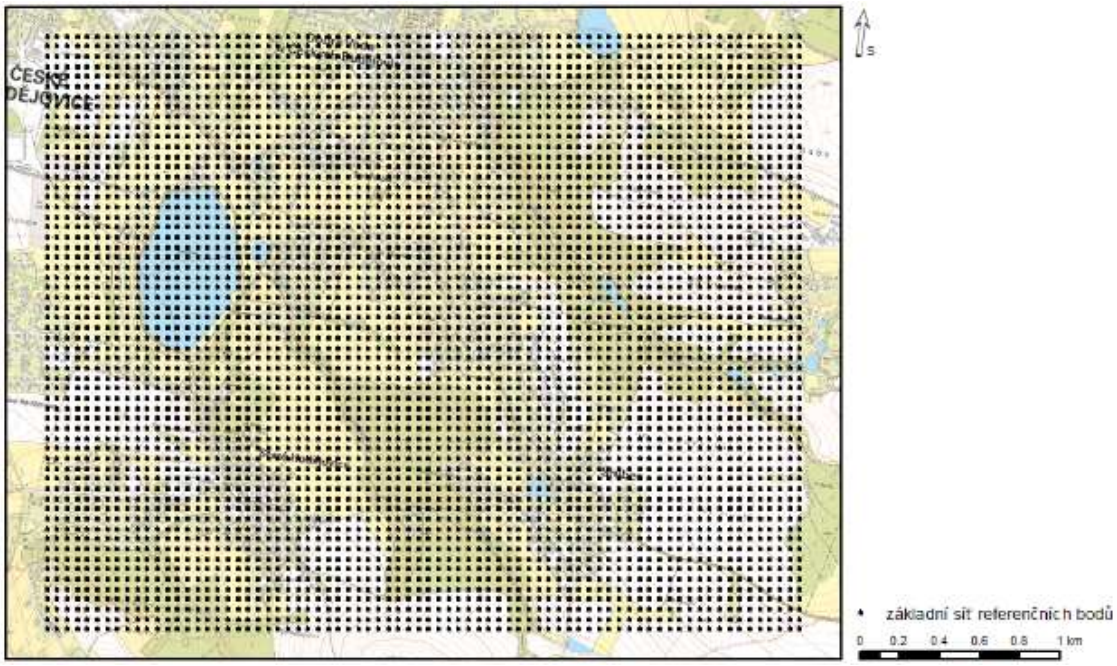
Vyhodnocení příspěvku liniových zdrojů znečišťování ovzduší – doprava na silničních komunikacích v roce 2041 po realizaci záměru v projektové variantě 9 „most“.

Výpočtová síť a referenční body

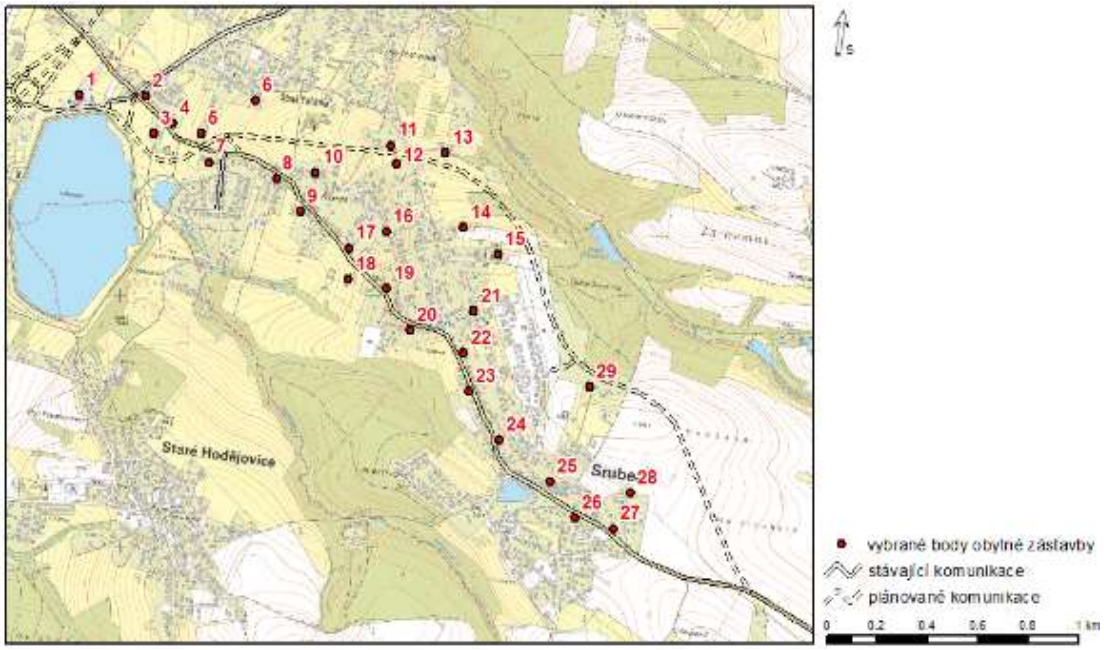
Pro výpočet RS byla vytvořena základní pravidelná síť referenčních bodů s krokem 50 m a celkovým počtem bodů 4560. Tato síť byla dále doplněna sítí bodů podél dotčených komunikací ve vzdálenosti 20 m a 50 m od osy silnice. Body ve vzdálenosti méně než 20 m od osy silnice nebyly dále zahrnuty do vyhodnocení a prostorové interpretace vypočtených koncentrací. Umístění referenční sítě je zobrazeno na následujícím obrázku.

Stávající trasa silnice II/157 je vedená přes zastavěné území obce Srubec. Obchvat obce Srubec je navržený tak, aby byl v co největší možné míře vedený mimo souvislou zástavbu obce. Napojení na stávající silnici II/157 je navrženo cca 500 m jihovýchodně od hranice zastavěného území obce. Na severu je trasa obchvatu napojená na původní trasu v místech napojení ul. Luční na silnici II/157. Přeložka silnice II/156 je vedená mimo souvislou obytnou zástavbu. Vyhodnocení imisních příspěvku z provozu dopravy na dotčených pozemních komunikacích bylo provedeno pro vybrané body obytné zástavby v okolí stávajících tras silnic i v okolí tras navržených přeložek. Umístění těchto bodů je zobrazeno na obrázku níže.

Obr. 2: Výpočtová síť (převzato z rozptylové studie)



Obr. 3: Výpočtové body u obytné zástavby (převzato z rozptylové studie)



Výpočet krátkodobých i průměrných ročních koncentrací znečišťujících látek a doby překročení zvolených hraničních koncentrací byl proveden podle metodiky „SYMOS 97“

Pro hodnocení zdravotních rizik bereme v úvahu koncentrace látek z rozptylové studie vypočtené pro výpočtové body u obytné zástavby v obci Srubec mimo síť, s vědomím, že tyto výpočty jsou pro hodnocení zatíženy velkou nejistotou, protože budou vztaženy na populaci v celém okolí záměru.

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. Pro hodnocení stávající úrovně znečištění ovzduší v předmětné lokalitě byly v rozptylové studii použity mapy úrovní znečištění ovzduší v síti 1 x 1 km s klouzavými průměry koncentrací příslušných znečišťujících látek za předchozích 5 let (roky 2011 - 2015), zveřejněné na webových stránkách Českého hydrometeorologického ústavu.

Tab. 1: Odhad škodlivin imisního pozadí v zájmovém území (2011 – 2015)

Škodlivina	2011 - 2015
NO_2 - roční průměrná koncentrace [µg.m^{-3}]	9,7-13,5
PM_{10} - roční průměrná koncentrace [µg.m^{-3}]	16,1-19,8
PM_{10} - 36. nejvyšší hodnoty 24hod. průměrné koncentrace v roce [µg.m^{-3}]	< 34,3
$PM_{2,5}$ - roční průměrná koncentrace [µg.m^{-3}]	12,9-15,5
benzen - roční průměrná koncentrace [µg.m^{-3}]	0,9-1,2
benzo(a)pyren - roční průměrná koncentrace [ng.m^{-3}]	0,28-0,85

V předmětné lokalitě se nachází stanice AIM v Českých Budějovicích vzdálená od uvažovaného záměru cca 3,5 km. Hodnoty z této stanice slouží k dokreslení celkové imisní situace v okolí záměru (převzato z rozptylové studie):

Tab. 2: Naměřené hodnoty na měřící stanici CCBD (České Budějovice) v letech 2012-2016

	2012	2013	2014	2015	2016	limit	průměr	medián
NO_2 průměrná roční koncentrace [µg/m^3]	16,7	15,6	15,1	16,8	15,7	40	16,0	15,7
NO_2 maximální hodinové koncentrace [µg/m^3]	126,8	80,3	99,9	88,4	97,9	200	98,7	97,9
SO_2 průměrná roční koncentrace [µg/m^3]	5,9	4,8	4,3	3,8	2,1	20	4,2	4,3
SO_2 maximální denní koncentrace [µg/m^3]	37,5	30,3	26,9	12,2	7,2	125	22,8	26,9
SO_2 maximální hodinové koncentrace [µg/m^3]	172,0	147,5	294,0	112,6	33,3	350	151,9	147,5
PM_{10} průměrná roční koncentrace [µg/m^3]	22,8	22,6	21,6	19,7	21,8	40	21,7	21,8
PM_{10} maximální denní koncentrace [µg/m^3]	132,5	81,3	79,0	105,7	115,9	50	102,9	105,7
PM_{10} četnost překroč. denní konc. [den/rok]	16	20	14	6	24	35	16	16
$PM_{2,5}$ průměrná roční koncentrace [µg/m^3]	18,6	18,3	16,9	14,3	18,5	25	17,3	18,3
Benzen průměrná roční koncentrace [µg/m^3]	1,3	X	1,1	1,2	1,0	5	1,2	1,2

Dle výše uvedených naměřených dat lze hodnotit stávající imisní situaci v lokalitě jako mírně znečistěnou. Imisní limit 50 µg/m^3 pro průměrné denní koncentrace PM_{10} byl stanici CCBD v období let 2012-2015 překračován maximální povolený počet překročení tohoto limitu zde však překročen nebyl. Imisní limity pro ostatní sledované škodliviny byly na stanici CCBD splněny. Důležité je také upozornit, že měření nebylo prováděno přímo v předmětné lokalitě.

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.

Podkladem ke kvantitativnímu odhadu rizika akutních resp. subakutních účinků oxidu dusičitého a suspendovaných částic PM_{10} jsou nejvyšší vypočtené průměrné krátkodobé 1hodinové/ 24hodinové koncentrace. Tyto imisní koncentrace však představují maximum, které může být v jednotlivých výpočtových bodech teoreticky dosaženo za nejhorších rozptylových podmínek a reálně nemusí být dosaženy. Jde tedy o odhad zatížený vysokou nejistotou. Věrohodnější jsou

průměrné roční koncentrace, na základě kterých se odhaduje riziko chronických toxických, event. pozdních (karcinogenních) účinků na zdraví.

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 vyhledají vztah mezi dávkou (expozicí) a účinkem u člověka. Tento přístup je používán např. u suspendovaných částic PM_{10}, kde současné znalosti neumožňují odvodit prahovou dávku či expozici a k vyjádření míry rizika se používá předpověď výskytu zdravotních účinků u exponovaných osob.
2. **U látek podezřelých z karcinogenních účinků u člověka se předpokládá tzv. bezprahový účinek.** Vychází se přitom ze současné představy o vzniku zhoubného bujení, kdy vyvolávajícím momentem může být jakýkoliv kontakt s karcinogenní látkou. Nulové riziko je tedy při nulové expozici. Nelze zde tedy stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se vyjadřuje ukazatelem, vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky. Tento ukazatel se nazývá faktor směrnice rakovinového rizika (Cancer Slope Factor – CSF, nebo Cancer Potency Sloup – CPS). Jedná se o horní okraj intervalu spolehlivosti směrnice vztahu mezi dávkou a účinkem, tedy vznikem nádorového onemocnění, získaný matematickou extrapolací z vysokých dávek experimentálních na nízké dávky reálné v životním prostředí. Pro zjednodušení se někdy u rizika z ovzduší může použít jednotka karcinogenního rizika (Unit Cancer Risk – UCR), která je vztažená přímo ke koncentraci karcinogenní látky v ovzduší. V případě možného karcinogenního účinku je míra rizika vyjadřovaná jako celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění (Individual Lifetime Cancer Risk – ILCR) u jedince z exponované populace, tedy teoretický počet statisticky předpokládaných případů nádorového onemocnění na počet exponovaných osob. Za ještě přijatelné karcinogenní riziko je považováno celoživotní zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění ve výši $1x10^{-6}$, tedy jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob, prakticky vzhledem k přesnosti odhadu však spíše v řádové úrovni 10^{-6}.

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 $\mu g/m^3$ 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 $\mu g/m^3$.**

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 $\mu g/m^3$.

Maximální hodinová koncentrace oxidu dusičitého není v zájmovém území měřená. Na nejbližší měřící stanici v Českých Budějovicích byla v roce 2016 naměřená maximální 1 hodinová koncentrace v hodnotě 97,9 $\mu g/m^3$.

Z vypočtených hodnot v rozptylové studii vyplývá, že modelové příspěvky **k maximálním hodinovým koncentracím oxidu dusičitého** se ve vybraných bodech obytné zástavby pohybují

ve variantě 1 rok 2017 stávající stav	1,6 – 8,8 $\mu g/m^3$
ve variantě 2 rok 2021 bez záměru	2,4 – 6,7 $\mu g/m^3$
ve variantě 3 rok 2021 záměr var. 3 „most“	2,0 – 5,9 $\mu g/m^3$
ve variantě 4 rok 2021 záměr var. 3 „tunel“	2,1 – 5,3 $\mu g/m^3$
ve variantě 5 rok 2021 záměr var. 8 „most“	1,9 – 6,6 $\mu g/m^3$
ve variantě 6 rok 2021 záměr var. 8 „tunel“	2,0 – 5,3 $\mu g/m^3$
ve variantě 7 rok 2021 záměr var. 9 „most“	2,0 – 5,8 $\mu g/m^3$
ve variantě 8 rok 2021 záměr var. 9 „tunel“	2,2 – 5,2 $\mu g/m^3$
ve variantě 9 rok 2041 záměr var. 3 „most“	1,6 – 4,3 $\mu g/m^3$
ve variantě 10 rok 2041 záměr var. 8 „most“	1,6 – 4,8 $\mu g/m^3$
ve variantě 11 rok 2041 záměr var. 9 „most“	1,6 – 4,3 $\mu g/m^3$

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

Charakterizace rizika chronických toxických účinků
Změny průměrných ročních koncentrací NO_2 po realizaci záměru byly v rozptylové studii v okolí obytných zástaveb vypočteny ve všech variantách maximálně v desetinách mikrogramů, což jsou změny vzhledem k zdravotně významným koncentracím zcela zanedbatelné.

Zdravotní rizika plynoucí z expozice oxidu dusičitému 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 dusičitému zahrnuje jak přímý toxický účinek, tak je indikátorem účinků komplexní směsi imisí, avšak současné poznatky neumožňují bližší rozlišení tohoto efektu.

Odhadované stávající roční koncentrace neznamenají významné riziko pro obyvatele. V rozptylové studii je podle pětiletých průměrů z údajů ČHMÚ očekávaná průměrná roční imisní koncentrace oxidu dusičitého v lokalitě do 13,5 μg/m^3.

Příspěvky plánovaného záměru k ročním koncentracím oxidu dusičitého spočtené v řádu setin až desetin μg/m^3 neovlivní současnou imisní situaci a jsou vzhledem k zdravotně významným koncentracím zcela zanedbatelné.

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

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

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 guedelines global update 2005“ stanovuje **směrnicovou hodnotu pro roční průměr suspendovaných částic PM_{10} na úrovni 20 μg/m^3**. Pro 99. percentil **maximální denní imise PM_{10} činí směrnicová hodnota 50 μg/m^3**. Jedná se tedy o podstatně přísnější hodnoty oproti hodnotám platných imisních limitů (směrnicová maximální denní imise 50 μg/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 $PM_{2,5}$ jsou stanoveny AQG na 10 μg/m^3 (průměrné roční imisní koncentrace) a 25 μg/m^3 pro krátkodobé (denní) imisní koncentrace této frakce prachu ve volném venkovním prostředí (WHO, 2005).

Nejzávažnějším účinkem suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$ 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 μg/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 μg/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 nemocnění a výskyt komplikací a zkracuje délku života. Jedná se tedy o počet předčasných úmrtí.

Odhadované současné průměrné roční koncentrace imisního pozadí $PM_{2,5}$ do 15,5 μg/m^3 jsou vyšší než průměrná roční koncentrace 10 μg/m^3, při které s 95 % pravděpodobností není ovlivněna úmrtnost. Na základě výše uvedených vztahů koncentrací a účinku při použití stanoveného AQG se může znečištění v lokalitě podílet na celkové úmrtnosti dospělé populace nad 30 let věku přibližně 3 %.

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.

Výsledky modelových výpočtů příspěvků suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$ z rozptylové studie:

Imisní příspěvky k průměrným denním koncentracím PM_{10} z liniových zdrojů znečišťování ovzduší vypočítané v rozptylové studii pro doplňující referenční body se po uvedení záměru do provozu pohybují:

ve variantě 1 rok 2017 stávající stav	1,5 – 8,2 μg/m^3
ve variantě 2 rok 2021 bez záměru	2,6 – 9,9 μg/m^3
ve variantě 3 rok 2021 záměr var. 3 „most“	3,7 – 9,1 μg/m^3
ve variantě 4 rok 2021 záměr var. 3 „tunel“	3,7 – 9,2 μg/m^3
ve variantě 5 rok 2021 záměr var. 8 „most“	3,6 – 9,9 μg/m^3
ve variantě 6 rok 2021 záměr var. 8 „tunel“	3,8 – 10,0 μg/m^3
ve variantě 7 rok 2021 záměr var. 9 „most“	3,8 – 11,0 μg/m^3
ve variantě 8 rok 2021 záměr var. 9 „tunel“	4,1 – 11,7 μg/m^3
ve variantě 9 rok 2041 záměr var. 3 „most“	3,3 – 8,3 μg/m^3
ve variantě 10 rok 2041 záměr var. 8 „most“	3,5 – 8,6 μg/m^3
ve variantě 11 rok 2041 záměr var. 9 „most“	3,5 – 9,9 μg/m^3

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.
Vzhledem k modelovým příspěvkům k maximálním denním koncentracím PM_{10}, ve stavech se záměrem, v hodnotě jednotek mikrogramů nelze předpokládat, že by tyto koncentrace mohly být příčinou výše zmíněných symptomů.
Je 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 beze změn 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 sčítat s pozaďovými 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.

Pro posouzení změn imisního zatížení v zájmovém území je Srubec rozdělen na části, ve kterých se změny předpokládají, to znamená severozápadní část obce s napojením na dálnici a obchvat (VB1-VB7), část podél stávající komunikace II/157 (VB8-VB10 a VB16-VB28) a část nejblíže obchvatu (VB 11-VB15 a VB29). Vzhledem k tomu, že vypočtené průměrné příspěvky suspendovaných částic ve variantách s mostem a tunelem jsou stejné jsou zde tyto varianty hodnoceny jako jedna varianta.

Imisní příspěvky k průměrným ročním koncentracím PM_{10} a $PM_{2,5}$ v jednotlivých částech obce z liniových zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných automobilovou dopravou vypočítané v rozptylové studii jsou uvedeny v následující tabulce:

Tab. 3 : Příspěvky k průměrným ročním koncentracím PM_{10} a $PM_{2,5}$

varianta	lokalita s napojením na obchvat		lokalita podél stávající komunikace		lokalita nejblíže k obchvatu	
	PM_{10} /µg/m³/	**$PM_{2,5}$** /µg/m³/	**PM_{10}** /µg/m³/	**$PM_{2,5}$** /µg/m³/	**PM_{10}** /µg/m³/	**$PM_{2,5}$** /µg/m³/
Rok 2017						
1	0,487	0,174	0,426	0,158	0,140	0,050
Rok 2021						
2 bez záměru	0,856	0,287	0,401	0,145	0,163	0,058
3, 4 var.3	0,956	0,310	0,524	0,148	0,452	0,145
5, 6 var.8	1,190	0,364	0,524	0,149	0,463	0,152
7, 8 var.9	1,256	0,384	0,542	0,151	0,460	0,147
Rok 2041						
9 var.3	0,850	0,276	0,516	0,141	0,372	0,117
10 var.8	1,053	0,327	0,509	0,141	0,387	0,122
11 var 9	1,086	0,333	0,512	0,139	0,377	0,118

Poznámka: pro hodnocení byly použity průměry z vypočtených hodnot v jednotlivých částech

Pro kvantitativní odhad rizika dlouhodobého vlivu suspendovaných částic na lidské zdraví lze využít výsledky projektu HRAPIE, kde jsou použity vztahy expozice a účinku odvozené z epidemiologických studií velkých souborů obyvatel. Vztahy jsou vyjádřeny jako relativní riziko RR resp. poměr šancí OR.

Jedná se o následující vztahy:
Pro frakci $PM_{2,5}$
- celková úmrtnost u populace nad 30 let věku – RR 1,062
- hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění - celá populace – RR 1,0091
- hospitalizace pro respirační onemocnění - celá populace – RR 1,019
- dny s omezenou aktivitou – celá populace – RR 1,047

Pro frakci PM_{10}
- prevalence bronchitis u dětí 6 – 12 let – OR 1,08
- incidence astmatických symptomů u astmatických dětí 5 – 19 let – OR 1,028
- incidence chronické bronchitis pro dospělé – RR 1,117

Kvantitativní charakterizace rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi pro současný stav

Pro kvantitativní charakterizaci rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi jsou použity tyto parametry:
Pozadí: 19,8 µg/m³ PM_{10}, 15,5 µg/m³ $PM_{2,5}$ (max. hodnoty z průměrů 2011–2015) pro současný stav
Obyvatelé: Srubec 2479 (počet obyvatel zjištěn na obecním úřadě)
Maximální vypočtený příspěvek v roce 2021: 1,256 µg/m³ PM_{10}, 0,384 µg/m³ $PM_{2,5}$
Další informace převzaty ze Zdravotnické ročenky Jihočeského kraje 2013 s vědomím značné nejistoty pro použití v současné době.

Tabulka 4: Kvantitativní charakterizace rizika vyplývající z celoroční inhalační expozice suspendovaným částicím pro 2479 obyvatel

Účinek	**Současný stav**	**Max. příspěvek**
Pro frakci $PM_{2,5}$		

celková úmrtnost u populace ve věku nad 30 let	1	0,04
hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění	0,3	0,01
hospitalizace pro respirační onemocnění	0,3	0,01
dny s omezenou aktivitou	1193	44
Pro frakci PM_{10}		
incidence chronické bronchitis pro dospělé (nové případy)	1	0,2
incidence astmatických symptomů u astmatických dětí	9	0,8
prevalence bronchitis u dětí (počet dní s příznaky)	179	2

Z tabulky vyplývá, že ani maximální vypočtené imisní příspěvky nebudou významně ovlivňovat stávající úmrtnost a nemocnost v lokalitě.

Z provedeného odhadu zdravotního rizika lze konstatovat, že realizace záměru znamená pro obyvatele v posuzované lokalitě jen nepatrnou změnu průměrných ročních koncentrací suspendovaných částic. Tyto změny jsou z hlediska zdravotních rizik nevýznamné.

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 koncentraci 1 $\mu g/m^3$ podle vzorce: ILCR = Rp x UCR
Imisní pozadí **benzenu** v ovzduší podle imisních map ČHMÚ (pětileté průměry za roky 2011-2015) je v lokalitě do 1,2 $\mu g/m^3$. Pokud bychom předpokládali tuto průměrnou roční koncentraci benzenu v zájmové oblasti jako pozaďovou, s vědomím značné nejistoty, pak této hodnotě odpovídá při použití jednotky karcinogenního rizika UCR dle WHO ($6x10^{-6}$) celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR $7,2x10^{-6}$, což je cca 7 případů na 1 000 000 obyvatel.

V následující tabulce jsou k vypočteným průměrným ročním imisním příspěvkům benzenu v jednotlivých lokalitách provedeny výpočty celoživotního navýšení karcinogenního rizika

Tab. 4: Výpočty celoživotního navýšení karcinogenního rizika benzenu

varianta	lokalita s napojením na obchvat	lokalita podél stávající komunikace	lokalita nejblíže k obchvatu

	benzen /μg/m³/	**ILCR**	**benzen** /μg/m³/	**ILCR**	**benzen** /μg/m³/	**ILCR**
Rok 2017						
1	0,014	$8,4x10^{-8}$	0,014	$8,4x10^{-8}$	0,004	$2,4x10^{-8}$
Rok 2021						
2 bez záměru	0,018	$1,1x10^{-7}$	0,012	$7,2x10^{-8}$	0,004	$2,4x10^{-8}$
3, 4 var.3	0,017	$1,0x10^{-7}$	0,004	$2,4x10^{-8}$	0,008	$4,8x10^{-8}$
5, 6 var.8	0,016	$9,6x10^{-8}$	0,005	$3,0x10^{-8}$	0,009	$5,4x10^{-8}$
7, 8 var.9	0,017	$1,0x10^{-7}$	0,004	$2,4x10^{-8}$	0,008	$4,8x10^{-8}$
Rok 2041						
9 var.3	0,015	$9,0x10^{-8}$	0,004	$2,4x10^{-8}$	0,007	$4,2x10^{-8}$
10 var.8	0,015	$9,0x10^{-8}$	0,004	$2,4x10^{-8}$	0,008	$4,8x10^{-8}$
11 var 9	0,015	$9,0x10^{-8}$	0,004	$2,4x10^{-8}$	0,007	$4,2x10^{-8}$

Z výše uvedeného vyplývá, že nejvyšší vypočtené příspěvky benzenu mají ve stávající zástavbě o řád až dva řády nižší úroveň karcinogenního rizika pro benzen než je úroveň přijatelná, a nelze tedy předpokládat, že by tato expozice mohla přispět ke zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění celoživotně exponovaných obyvatel.

Individuální karcinogenní riziko pro posuzovanou lokalitu je v současné době $7,2x10^{-6}$, tedy cca 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 v posuzovaném území nezmění.

Je tedy zřejmé, že imisní zatížení dané lokality benzenem, ani při konzervativním odhadu úrovně imisního pozadí a vlastního imisního příspěvku záměru, nepřesahuje přijatelnou úroveň nejen z hlediska platného imisního limitu, který je 5 μg/m³ pro benzen, ale i z podstatně přísnějšího pohledu zdravotních rizik. Vlastní imisní příspěvky hodnoceného záměru jsou na území obce zcela zanedbatelné.

3.2.4 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 potencována 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 UCR = $8,7x10^{-2}$ doporučená WHO byla odvozena na základě epidemiologické studie profesionálně exponované populace. Při aplikaci výše uvedené UCR $8,7x10^{-2}$ pak vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci $1x10^{-6}$ v úrovni roční průměrné koncentrace 0,012 ng/m³. 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 ng/m³. 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 se v daném území pohybuje od 0,28 do 0,85 $ng.m^{-3}$, což nesignalizuje překročení stanoveného cílového imisního limitu, který je 1 $ng.m^{-3}$. Těmto hodnotám imisního pozadí odpovídá celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR $2,4x10^{-5}$ a $7,4x10^{-5}$ a tedy cca 2 až 7 případů na 100 000 obyvatel.

V následující tabulce jsou k vypočteným průměrným ročním imisním příspěvkům benzo(a)pyrenu v jednotlivých lokalitách pro všechny varianty provedeny výpočty celoživotního navýšení karcinogenního rizika

Tab. 5: Výpočty celoživotního navýšení karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu

varianta	**lokalita s napojením na obchvat**		**lokalita podél stávající komunikace**		**lokalita nejblíže k obchvatu**	
	BaP /ng/m³/	**ILCR**	**BaP** /ng/m³/	**ILCR**	**BaP** /ng/m³/	**ILCR**
Rok 2017						
1	0,016	$1,4x10^{-6}$	0,017	$1,4x10^{-6}$	0,006	$5,2x10^{-7}$
Rok 2021						
2 bez záměru	0,031	$2,6x10^{-6}$	0,020	$1,7x10^{-6}$	0,007	$6,0x10^{-7}$
3, 4 var.3	0,032	$2,7x10^{-6}$	0,012	$1,0x10^{-6}$	0,017	$1,4x10^{-6}$
5, 6 var.8	0,034	$2,9x10^{-6}$	0,012	$1,0x10^{-6}$	0,015	$1,3x10^{-6}$
7, 8 var.9	0,035	$3,0x10^{-6}$	0,012	$1,0x10^{-6}$	0,016	$1,4x10^{-6}$
Rok 2041						
9 var.3	0,037	$3,2x10^{-6}$	0,014	$1,2x10^{-6}$	0,018	$1,5x10^{-6}$
10 var.8	0,039	$3,4x10^{-6}$	0,014	$1,2x10^{-6}$	0,019	$1,6x10^{-6}$
11 var 9	0,040	$3,4x10^{-6}$	0,013	$1,1x10^{-6}$	0,019	$1,6x10^{-6}$

Z výše uvedeného vyplývá, že příspěvky benzo(a)pyrenu z provozu záměru jsou o řád až dva řády nižší než současné imisní pozadí a nezmění tedy současnou míru zatížení a neměly by být příčinou zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění celoživotně exponovaných obyvatel. Individuální karcinogenní riziko je pro posuzovanou situaci dáno pouze pozadím tj. $2,4x10^{-5}$ až $7,4x10^{-5}$ a tedy cca 2 až 7 případů na 100 000 obyvatel.

Současné imisní pozadí benzo(a)pyrenu v posuzovaném území nepřekračuje státem garantovanou míru ochrany veřejného zdraví. Příspěvky benzo(a)pyrenu z přeložky silnice II/156 a II/157 – 6. etapa a Přeložka silnice II/157- obchvat Srubce nebudou představovat pro obyvatele obce Srubec zvýšené zdravotní riziko.

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 předložené rozptylové studii byly sice provedeny výpočty v pravidelné síti, přesto v tomto hodnocení zdravotních rizik při kvantitativním hodnocení rizika bylo použito výsledků vypočtených příspěvků u obytných zástaveb a tyto výsledky byly vztaženy pro obyvatele celých částí sídel. 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 2011 až 2015 jsou nezbytně zatíženy nejistotami při jejich stanovení. V posuzované lokalitě není měřeno pozadí hodnocených látek a nelze tedy porovnáním naměřených hodnot tuto nejistotu snížit.
Další nejistota je v nedostatečných nebo nedostupných údajích vyplývající 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 i když počty obyvatel byly získány z evidence obyvatel obecního úřadu. Především zůstávají nejistoty v přesném složení obyvatel, ve znalostech o citlivých skupinách populace, o době trávené v místě bydliště apod.
Významnou nejistotu představuje i současná úroveň poznání účinků hodnocených vlivů na zdraví. 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. Stejné nadhodnocení rizika je u benzo(a)pyrenu použitím nejvyšších vypočtených hodnot pro celou obec.

3.4 Závěr ve vztahu ke znečištění ovzduší

Byl proveden odhad zdravotních rizik, spojených s možnou změnou znečištění ovzduší, danou vlivem plánovaného provozu záměru „Přeložka silnice II/156 a II/157 – 6. etapa a Přeložka silnice II/157- obchvat Srubce“.

- Hodnocení bylo zaměřeno na zdravotní rizika spojená s krátkodobými a dlouhodobými expozicemi pro obyvatele okolí záměru. Byla hodnocena rizika imisí, suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$, oxidu dusičitého, benzenu a benzo(a)pyrenu podle standardní metodiky WHO a Evropské komise. Rizika byla posuzována pro části obce nejblíže k záměru.
- Pro hodnocení zdravotních rizik exponované populace byl použit konzervativní expoziční scénář, to znamená, že vypočtené zprůměrované, resp. maximální příspěvky u nejbližší obytné zástavby byly použity pro všechny obyvatele v obci.
- **Z provedeného odhadu zdravotního rizika lze konstatovat, že roční imisní příspěvky suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$ záměru budou mít zanedbatelný vliv na související zdravotní obtíže a samy nebudou představovat zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatelstvo.**

- **Odhadované stávající průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého nesignalizují významné zdravotní riziko pro obyvatele. Souhrnně lze konstatovat, že realizací záměru, nedojde ke zvýšení možných zdravotních obtíží, které by mohly souviset s akutní a chronickou expozicí NO_2.**
- **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 $\mu g/m^3$ pro benzen, ale i z podstatně přísnějšího pohledu zdravotních rizik. Změny budou z hlediska zdravotních rizik zanedbatelné.**
- **Změny imisního zatížení dané lokality benzo(a)pyrenem po realizaci záměru neovlivní stávající imisní pozadí a jsou z hlediska zdravotních rizik nevýznamné.**

Závěrem lze konstatovat, že realizace záměru ovlivní celkovou imisní situaci zájmového území zcela nepatrně a z hlediska zdravotních rizik hodnocených škodlivin jsou imisní příspěvky hodnoceného záměru nevýznamné.

4. Zdravotní riziko hluku v mimopracovním prostředí

4.1 Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku

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 organizmu, 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.

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 řečí 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 prokázáno 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 známé, že zvýšená hlučnost v místě bydliště přispívá k rozvoji sluchových poruch u osob profesionálně exponovaným rizikových hladinám hluku na pracovišti. Nezanedbatelně může zvyšovat expozici hlukem, zejména u mládeže, dlouhodobý poslech velmi hlasité reprodukované 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 staří 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 taktéž 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.
Této úrovni relativního rizika odpovídají i výsledky statistického vyhodnocení výsledků Systému monitorování zdravotního stavu obyvatel ve vztahu k životnímu prostředí v ČR, jehož subsystém 3 je věnován hodnocení úrovně hlukové zátěže dopravnímu hluku ve městech a účinkům této hlukové expozice na zdravotní stav obyvatel. Vyplývá z nich, že lidé žijící minimálně 5 let v lokalitách s noční ekvivalentní hladinou hluku vyšší než 62 dB mají i po zohlednění možných interferujících faktorů 1,2 x vyšší šanci (odds ratio) onemocnět hypertenzí a 1,4 x vyšší šanci onemocnět infarktem myokardu. Statisticky významný vztah se projevil mezi výskytem hypertenze a hlučností v místě bydliště a to od L_{Aeq} 45 dB v noci.
Epidemiologický výzkum hluku však málokdy rozlišuje mezi expozicí hlukem ve dne a v noci nebo mezi expozicí v obývacím pokoji a ložnici. WHO v případě kardiovaskulárních účinků vychází ze studií Babische a uvádí, že od hladin nad 60 dB v době denní při dlouhodobé expozici hluku ze silniční dopravy se zvyšuje riziko infarktu myokardu. V materiálu Evropské agentury přes životní prostředí z roku 2010 je uveden vztah pro výpočet IM v případě hluku ze silniční dopravy: $OR = 1{,}629657-0{,}000613*(L_{day,16h})_2 + 0{,}000007357* (L_{day,16h})_3$, který vychází z pěti studií (Babisch, 2008). Pro $L_{Aeq,\,16h} \leq 60$ dB je považováno relativní riziko rovno 1.
Nejnovější epidemiologické studie však naznačují, že noční hluková expozice může být relevantnější pro výskyt nepříznivých kardiovaskulárních účinků než denní hluková expozice.

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 $L_{Aeq,16\ h} > 60$ 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 pocity 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 hlučnosti.

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 směrnicové hodnoty pro specifická prostředí, jako jsou školy, školky, interiér obytných místností, nemocnice atd. s uvedením hraničních účinků, které vedly ke stanovení směrnicových 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.

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.
Studií 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 zvlášť pro hluk z letecké, silniční a železniční dopravy.
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.

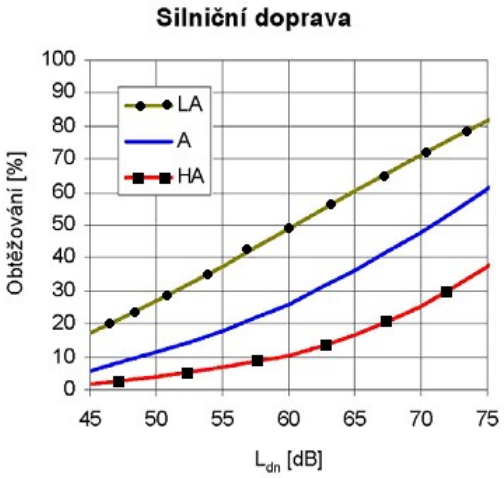
Vztahy pro obtěžování hlukem jsou odvozeny pro tři úrovně obtěžování vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity obtěžování. Hlavním účelem těchto vztahů je možnost predikce počtu obtěžovaných osob v závislosti na intenzitě hlukové expozice u běžné průměrně citlivé populace a v současné době jsou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

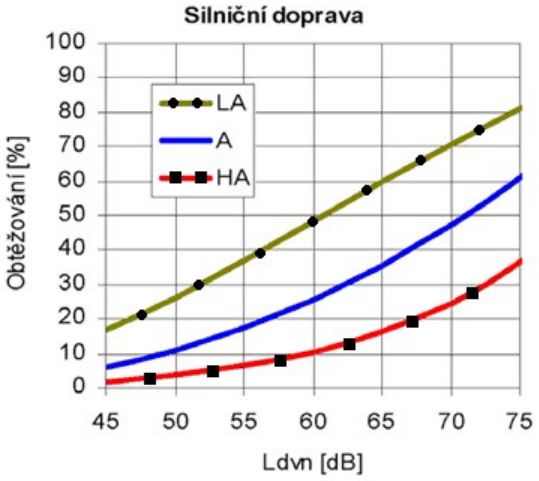
Pocity obtěžování lze očekávat ve třech stupních:
LA = (Little Annoyed), první stupeň obtěžování, který zahrnuje všechny osoby přinejmenším „mírně obtěžovaných“, tj. zahrnuje všechny obtěžované osoby ze všech tří stupňů
A = (Annoyed), druhý stupeň obtěžování, který zahrnuje osoby alespoň „středně obtěžované“, 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 silniční dopravy** platí vztahy:

$$\%LA = -6{,}188*10^{-4} * (L_{dn} - 32)^3 + 5{,}379*10^{-2} * (L_{dn} - 32)^2 + 0{,}723\ (L_{dn} - 32)$$
$$\%A = 1{,}732*10^{-4} * (L_{dn} - 37)^3 + 2{,}079*10^{-2} * (L_{dn} - 37)^2 + 0{,}566\ (L_{dn} - 37)$$
$$\%HA = 9{,}994*10^{-4} * (L_{dn} - 42)^3 + 1{,}523*10^{-2} * (L_{dn} - 42)^2 + 0{,}538\ (L_{dn} - 42)$$

Na následujících grafech jsou vyjádřeny závislosti mezi procentem lehce, středně a silně obtěžovaných obyvatel a hodnotami hlukových hladin L_{dn} a L_{dvn} ze silniční dopravy.





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“),

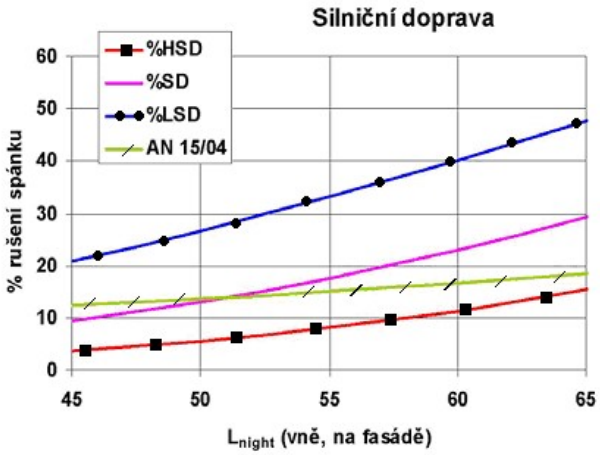
SD (Sleep Disturbed) pro rušení od 50. stupně škály intenzity a

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 hluk **ze silniční dopravy** platí následující vztahy:

$\%LSD = -8{,}4 - 0{,}16*L_{night} + 0{,}0108*(L_{night})^2$
$\%SD = 13{,}8 – 0{,}85*L_{night} + 0{,}0167*(L_{night})^2$
$\%HSD = 20{,}8 – 1{,}05*L_{night} + 0{,}01486*(L_{night})^2$



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, ve znění pozdějších předpisů.

Hodnocení rizika

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.
Nezbytným 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, která modeluje předpokládané akustické vlivy záměru na nejbližší stávající obytné objekty.

V předkládané akustické studii jsou posuzovány následující stavy - varianty:
Rok 2017 - stávající situace
Rok 2021 - výhledový stav pro rok 2021 bez plánovaného záměru (2021-VAR0)
- varianta 3 - výhledový stav pro rok 2021 po realizaci varanty 3 (2021-VAR3)
  - rozděleno dále na variantu s mostem (2021-VAR3M) a variantu s tunelem (2021-VAR2T)
- varianta 8 - výhledový stav pro rok 2021 po realizaci varanty 8 (2021-VAR8)
  - rozděleno dále na variantu s mostem (2021-VAR8M) a variantu s tunelem (2021-VAR8T)
- varianta 9 - výhledový stav pro rok 2021 po realizaci varanty 9 (2021-VAR9)
  - rozděleno dále na variantu s mostem (2021-VAR9M) a variantu s tunelem (2021-VAR9T)

Rok 2041 - výhledový stav pro rok 2041 bez plánovaného záměru (2041-VAR0)
- varianta 3 - výhledový stav pro rok 2041 po realizaci varanty 3 (2041-VAR3)
  - rozděleno dále na variantu s mostem (2041-VAR3M) a variantu s tunelem (2041-VAR3T)
- varianta 8 - výhledový stav pro rok 2041 po realizaci varanty 8 (2041-VAR8)
  - rozděleno dále na variantu s mostem (2041-VAR8M) a variantu s tunelem (2041-VAR8T)
- varianta 9 - výhledový stav pro rok 2041 po realizaci varanty 9 (2041-VAR9)
  - rozděleno dále na variantu s mostem (2041-VAR9M) a variantu s tunelem (2041-VAR9T)

Výpočtové body

Výpočet byl v akustické studii proveden výpočtovým programem LimA 5.5. Průběh šíření hluku je dokumentován izofonovými pásmy s doplněním výpočtových bodů.
Pro zjištění hluku z dopravy byla použita francouzská výpočtová metodika - NMPB/XPS 31-133.

Výpočtové body jsou umístěny ve vzdálenosti 2 m před fasádou nejbližších obytných objektů.

Tab. 6: Umístění výpočtových bodů

Výpočtový bod	Ulice	Obec
V1	U Rybníka 1196/1	České Budějovice
V2	Ledenická-St. Pohůrka 171	Srubec
V3	Luční 437	Srubec
V4	Ledenická-St. Pohůrka 328	Srubec
V5	Ledenická-St. Pohůrka 336	Srubec
V6	Ve Svahu 109	Srubec
V7	Ledenická-Škarda 86	Srubec
V8	Ledenická-Škarda 120	Srubec
V9	Ledenická-Škarda 389	Srubec
V10	Ledenická-Škarda 117	Srubec
V11	Ledenická 111	Srubec
V12	Ledenická 128	Srubec
V13	Ledenická 1	Srubec
V14	Ledenický 10	Srubec
V15	Ledenická 763	Srubec
V16	U Kapličky 149	Srubec
V17	Hraniční 1102	Srubec
V18	Za Škardou 767	Srubec
V19	K Pomníku 148	Srubec
V20	K Pomníku 341	Srubec
V21	K Pomníku 38	Srubec
V22	Dobrovodská 80	Srubec
V23	Na Švajce 450	Srubec
V24	Na Švajce 68	Srubec
V25	Dobrovodská 73	Srubec
V26	Lesní 843	Srubec
V27	Horní 1018	Srubec
V28	Horní 1000	Srubec
V29	K Hájovně 83	Srubec
V30	Příčná 492	Srubec
V31	Horní 989	Srubec

Hodnocení zdravotních rizik

Prahové hladiny hluku považované v současné době za dostatečně prokázané v závislosti na různých zdrojích hluku jsou stručně shrnuty v následujícím přehledu:

Silniční a železniční doprava:	rušení spánku:	L_n > 40 dB
	obtěžování:	L_{dvn} > 45 dB, (> 42 dB dle EEA)
	kardiovaskulární onemocnění:	$L_{Aeq,16h}$ > 60 dB, resp. L_{dvn} >55 dB
Letecká doprava:	rušení spánku:	L_n > 40 dB
	obtěžování:	L_{dvn} > 45 dB
	kardiovaskulární onemocnění:	$L_{Aeq,16h}$ > 60 dB, resp. L_{dvn} >55 dB
Stacionární zdroje hluku:	rušení spánku:	není definováno
	obtěžování:	L_{dvn} > 35 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.
Ve spodních řádcích tabulek jsou v příslušných hlukových pásmech uvedena čísla výpočtových bodů hlukové studie, umístěných u nejbližší stávající bytové zástavby, kde se předpokládá ovlivnění provozem záměru ve všech výpočtových stavech akustického posouzení, tj. vždy stav dopravní situace bez záměru a stav se záměrem a s navrženými PHO. Protihluková opatření byla navržena, protože podle výpočtového modelu bude docházet v roce 2021 i 2041 k překračování hygienických limitů u nejbližší obytné zástavby plánovaného obchvatu. Jednotlivé PHS se liší dle jednotlivých variant.

Tabulka 7: Prokázané nepříznivé účinky hlukové zátěže – denní doba

	dB /A/						
Nepříznivý účinek	< 45	45-50	50-55	55-60	60-65	65-70	70+
Sluchové postižení*							
Ischemická choroba srdeční							
Zhoršená komunikace řečí							
Pocit silného obtěžování							
Pocit mírného obtěžování							
2021 VAR0	*17,21- 31*	*16,18,19, 20,*		*3,*	*4,5,11,15*	*1,2,6,7,8,9,10,12,13,14,*	
2021 VAR3M s PHO		*15,17,18,19 20,23,26,30*	*22,24,25,27,29,31*	*2,5,9,11,12, 13,14,16,21 28*	*3,4,6,7,8, 10,*	*1*	
2021 VAR3T s PHO		*17,18,19,20 23,26,30*	*22,24,25,27,29,31*	*2,5,9,11,12, 13,14,15,16 28*	*3,4,6,7,8, 10,*	*1*	
2021 VAR8M s PHO	*17,*	*16,20,23,26 30*	*11,12,15,18 19,21,22,24 25,27,29,31*	*2,3,4,5,9,10 13,14,28,*	*6,7,8,*	*1*	
2021 VAR8T s PHO	*17,22,23, 24,25*	*16,19,20,21 26,29,30*	*15,18,27,28 31*	*2,3,4,5,9,10 11,12,13,14*	*6,7,8,*	*1*	
2021 VAR9M s PHO		*17,18,23,26 30*	*15,16,19,20,21,22,24, 25,27,29,31*	*5,9,10,11, 12,13,14,28*	*2,3,6,7,8,*	*1*	
2021 VAR9T s PHO		*17,18,21,23 26,30*	*11,15,16,19 20,22,24,25 27,29,31*	*5,9,10,12, 13,14,28*	*3,6,7,8,*	*1,2*	

* přímá expozice hluku v interiéru

Tabulka 8: Prokázané nepříznivé účinky hlukové zátěže – noc

	dB /A/					
Nepříznivý účinek	< 40	40-45	45-50	50-55	55-60	60+
Psychické poruchy*						
Hypertenze a infarkt myokardu*						
Vnímaná horší kvalita spánku						
Zvýšené užívání sedativ						
2021 VAR0	*16-31*		*3*	*4,5*	*1,2,8,9,11, 12,15*	*6,7,10,13, 14*

2021 VAR3M s PHO	*17*	*18,19-27,29, 30, 31*	*2,5,9,11,12, 14,15,16,28*	*3,4,6,7,8,10, 13,*		*1*
2021 VAR3T s PHO	*17*	*18,19-27,29, 30,31*	*2,9,11,12, 15,16,28*	*3,4,5,6,7,8,10 13,14,*		*1*
2021 VAR8M s PHO	*16,17*	*18,19-27,29, 30,31*	*3,4,5,9,11, 12,13,14,15 28*	*2,6,7,8,10,*	*1*	
2021 VAR8T s PHO	*16,17, 19-26*	*18,27,29,30, 31*	*3,4,5,9,11, 12,13,14,15 28*	*2,6,7,8,10,*	*1*	
2021 VAR9M s PHO	*17,18*	*16,19,20,23-27,29,30,31*	*5,9,11,12, 13,14,15,21 22,28*	*3,6,7,8,10*	*1,2*	
2021 VAR9T s PHO	*17,18*	*16,19-27,29, 30,31*	*5,9,11,12, 13,14,15,28*	*3,6,7,8,10,*	*1,2*	

*omezená váha důkazů

Z tabulek vyplývá, že dopravní hluková expozice obyvatel stávající bytové zástavby v hodnoceném území přesahuje již v současné době prahové hladiny pro obtěžující a rušivé účinky hluku a lze předpokládat i zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění, mimo výpočtové body 3,4,5 a 16 až 31. Realizací záměru dojde k posunu k nižším hlukovým pásmům. Rozdíl v jednotlivých variantách s mostem a tunelem není významný.

Hluk ze silniční dopravy

Pro odhad míry obtěžujícího účinku hluku jsou použity vztahy uvedené v kapitole 3.2

Posuzovaná území je pro toto hodnocení rozděleno na lokality, kde se předpokládá změna akustické situace:

A. Lokalita ovlivněná přeložkou silnice II/156 a II/157 6. etapa, výpočtové body V2 až V5
B. Lokalita podél stávající II/157, výpočtové body V6 až V15
C. Lokalita nejblíže plánovanému obchvatu, výpočtové body V16 až V29
D. Lokalita reprezentující obytnou zástavbu ovlivněnou místní dopravou, výpočtové body V30 a V31

Tabulka 9: Odhad procent osob obtěžovaných a rušených hlukem z dopravy

lokalita	stav	L_{dn} /dB/	Obtěžování hlukem				Rušení spánku hlukem		
			%LA	%A	%HA		%LSD	%SD	%HSD
A	*VAR0*	56,25-65,45	40-61	20-37	**7-17**		26-38	12-21	**5-10**
	V3M s PHO	56,43-68,80	41-69	20-45	**8-23**		25-43	12-25	**5-13**
	V3T s PHO	56,49-68,80	41-69	20-45	**8-23**		25-43	12-25	**5-13**
	V8M s PHO	56,79-66,00	42-62	21-38	**8-18**		27-39	13-22	**5-11**
	V8T s PHO	56,79-66,00	42-62	21-38	**8-18**		27-39	13-22	**5-11**
	V9M s PHO	57,40-65,00	43-60	22-36	**8-16**		27-37	13-21	**6-10**
	V9T s PHO	57,40-64,05	43-58	22-34	**8-15**		27-36	13-20	**6-9**
B	*VAR0*	63,85-68,30	58-68	34-43	**15-22**		36-42	20-25	**9-12**
	V3M s PHO	53,90-60,73	35-50	16-27	**6-11**		23-31	11-16	**4-7**
	V3T s PHO	55,09-61,05	38-51	18-28	**7-12**		25-32	12-17	**5-7**
	V8M s PHO	52,35-61,05	32-51	14-28	**5-12**		21-32	10-17	**4-7**
	V8T s PHO	52,85-61,05	33-51	15-28	**5-12**		22-32	10-17	**4-7**
	V9M s PHO	52,89-61,05	33-51	15-28	**5-12**		22-32	10-17	**4-7**
	V9T s PHO	52,89-61,05	33-51	15-28	**5-12**		22-32	10-17	**4-7**

C	*VAR0*	30,45-48,20	0-23	0-9	**0-3**		0-15	0-6	**0-3**
	V3M s PHO	46,77-55,03	20-38	8-18	**2-7**		13-245	6-11	**2-5**
	V3T s PHO	46,93-54,97	21-37	8-18	**2-7**		14-23	6-10	**2-4**
	V8M s PHO	43,28-55,03	14-38	4-18	**1-7**		11-24	5-11	**2-5**
	V8T s PHO	32,74-55,09	0-38	0-18	**0-7**		0-24	0-11	**0-5**
	V9M s PHO	46,80-55,34	20-38	8-18	**2-7**		14-24	6-11	**2-5**
	V9T s PHO	46,60-55,09	20-38	8,-18	**2-7**		13-24	6-11	**2-5**
D	*VAR0*	36,09-39,50	0	0	**0**		0	0	**0**
	V3M s PHO	48,82-51,73	24-30	10-13	**3-5**		17-20	7-9	**3**
	V3T s PHO	48,82-51,73	24-30	10-13	**3-5**		17-20	7-9	**3**
	V8M s PHO	48,82-51,73	24-30	10-13	**3-5**		17-20	7-9	**3**
	V8T s PHO	48,82-51,69	24-30	10-13	**3-5**		17-20	7-9	**3**
	V9M s PHO	48,82-51,73	24-30	10-13	**3-5**		17-20	7-9	**3**
	V9T s PHO	48,82-51,73	24-30	10-13	**3-5**		17-20	7-9	**3**

Vysvětlivky:

3	procento obyvatel výrazně obtěžovaných nebo rušených hlukem ve spánku

%LA = (Little Annoyed), osoby „mírně obtěžované“, zahrnuje všechny obtěžované osoby ze všech tří stupňů
%A = (Annoyed), osoby alespoň „středně obtěžované“, zahrnuje všechny středně a vysoce obtěžované osoby
%HA = (Highly Annoyed osoby s výraznými pocity obtěžování, pouze osoby obtěžované vysoce

%LSD = (Lowly Sleep Disturbed), osoby přinejmenším „mírně rušené ve spánku“, zahrnuje všechny rušené osoby ze všech tří stupňů
%SD = (Sleep Disturbed), osoby alespoň „středně rušené ve spánku“, zahrnuje všechny středně a silně rušené osoby
%HSD = (Highly Sleep Disturbed), osoby s výraznými subjektivními pocity rušení spánku, pouze osoby rušené silně

Hodnocení atributivního rizika kardiovaskulární nemocnosti

Dalším zdravotním ukazatelem, pomocí kterého lze posoudit případný vliv hluku ze silniční dopravy na zdraví exponované populace, jsou kardiovaskulární onemocnění, resp. atributivní riziko kardiovaskulární nemocnosti. Pro toto hodnocení se používají vztahy expozice hluku a rizika infarktu myokardu, respektive ischemické choroby srdeční (ICHS), které vycházejí z epidemiologických studií.
Metodické materiály EEA i WHO doporučují pro riziko ICHS vztah expozice a účinku (OR 1,17 pro 10 dB nárůst hlukové expozice), odvozený pro rozsah $L_{day,16\ h}$ 55 – 80 dB metaanalýzou analytických epidemiologických studií ve formě rovnice:
$OR = 1{,}63 - 0{,}000613(L_{day,16h})^2 + 0{,}000007357(L_{day,16h})^3$
Později byl na základě novějších výsledků kohortových studií odvozen i vztah pro hlukový deskriptor L_{dn}. Bylo zjištěno, že zvýšení rizika kardiovaskulárních onemocnění, resp. IM začíná již v pásmu mezi 55 a 60 dB.
Podle autorizačního návodu SZÚ (AN 15/04 verze 4) je standardním výstupem výpočet atributivní frakce (podíl případů způsobený hlukem ze všech případů daného onemocnění za rok) nebo atributivní počet (předpokládaný počet osob postižených daným onemocněním v důsledku hluku).
Pro kvantitativní hodnocení rizika kardiovaskulárních účinků hluku je nezbytné znát počet obyvatel v jednotlivých hlukových pásmech a počet obyvatel lokalit. Zpracovatelce zdravotních rizik nejsou tyto počty známy a nelze tudíž kvantitativní vyhodnocení provést. Přesto lze porovnáním stavu bez realizace záměru se stavy s realizací záměru konstatovat:

- v lokalitě A (přeložka silnice II/156 a II/157 6. etapa, výpočtové body V2 až V5) nebudou proti současnému stavu zvýšena rizika kardiovaskulárních onemocnění ve variantách 8 a 9. Ve variantě 3 lze z modelových výpočtů usuzovat, že zvýšení hlukového zatížení ve

výpočtovém bodě 1 by mohlo u obyvatel v okolí zvýšit riziko kardiovaskulárních onemocnění.

- v lokalitě B (obyvatelé podél stávající II/157, výpočtové body V6 až V15) dojde realizací záměru ke snížení akustické situace ve všech variantách a lze tedy předpokládat i snížení rizika kardiovaskulárních onemocnění
- v lokalitě C (obyvatelé lokality nejblíže k plánovanému obchvatu, výpočtové body V16 až V29) dojde realizací záměru ke zvýšení hluku v chráněných venkovních prostorech staveb, ale nedojde k takovému zvýšení hladin hluku, které by vedly ke zvýšení rizika kardiovaskulárních onemocnění
- v lokalitě D reprezentující obytnou zástavbu ovlivněnou místní dopravou, výpočtové body V30 a V31 nedojde realizací záměru k takovému zvýšení hladin hluku, které by dosahovaly prahové hladiny hluku pro kardiovaskulární onemocnění.

Provedený odhad možného výskytu kardiovaskulárních onemocnění byl proveden pro porovnání stavu bez záměru a stavu se záměrem na základě výpočtů akustické studie pouze pro obyvatele žijící v blízkostí komunikací, a tudíž pro pásmo s nejvyšší vypočtenou hladinou hluku. Provedené orientační posouzení kardiovaskulárního rizika je pouze odhadem s vysokými nejistotami, přesto lze konstatovat, že vlivem realizace záměru nelze předpokládat u obyvatel podél plánovaného obchvatu zvýšení kardiovaskulárních onemocnění, a naopak u obyvatel podél stávající komunikace II/157 lze předpokládat snížení kardiovaskulárních rizik.

Hluk z výstavby

Hluk z výstavby není z hlediska zdravotních rizik hodnocen, protože se jedná o krátkodobou expozici hluku, pro jejíž zhodnocení nejsou zatím k dispozici dostatečné odborné podklady.
I při dodržení hygienického limitu hluku ze stavební činnosti je nevyhnutelné, že dojde ke zvýšení obtěžování obyvatel přilehlých domů, na kterém se podílí i další negativní vlivy stavebních prací. Doporučuje se proto, aby byla věnována zvláštní pozornost zpracování plánu výstavby s přijetím a systémem kontroly dodržování opatření ke snížení negativních vlivů.

4.3 Charakterizace rizika

Výchozím podkladem ke kvantitativnímu a kvalitativnímu odhadu míry zdravotního rizika hluku je obecně znalost hlukové zátěže získaná měřením nebo modelovým výpočtem vztažená ke konkrétnímu počtu exponovaných osob.

Charakterizace rizika expozice v denní době a noční době

Pro zhodnocení rizika expozice v denní době se posuzuje situace v zájmové lokalitě z hlediska „procenta/počtu pravděpodobně obtěžovaných obyvatel“ na základě hodnot L_{dvn}. Ukazatel obtěžovaných obyvatel je sice v současné době považován za pomocný ukazatel, jelikož jde o účinek hluku na kvalitu života a psychickou pohodu, přesto byl v této expertíze hodnocen.
Pro hodnocení rizika v noční době se posuzuje situace v zájmové lokalitě z hlediska „procenta/počtu pravděpodobně rušených obyvatel hlukem ve spánku“ na základě hlukového deskriptoru L_n resp. $L_{Aeq,8h}$.

A. **Lokalita ovlivněná přeložkou silnice II/156 a II/157 6. etapa, výpočtové body V2 až V5**

- **Současný stav:** Provedeným odhadem lze očekávat u 7 až 17 % obyvatel významné pocity obtěžování hlukem a u 5 až 10 % obyvatel výrazné pocity rušení hlukem ve spánku ze silničního provozu.
- **V roce 2021 a 2041 s PHO:** Provedeným odhadem lze očekávat ve VAR3 a VAR8 u 8 až 12 % (ve výpočtovém bodě 1: 18 až 23%) obyvatel významné pocity obtěžování hlukem a u 5 až 7 % (ve výpočtovém bodě 1: 11 až 13%) obyvatel výrazné pocity rušení hlukem ve spánku ze silničního provozu.
  Ve VAR9 lze provedeným odhadem lze očekávat u 8 až 16 % obyvatel významné pocity obtěžování hlukem a u 6 až 10 % obyvatel výrazné pocity rušení hlukem ve spánku ze silničního provozu.

Realizace záměru významně neovlivní akustickou situaci v území v žádném posuzovaném stavu s výjimkou výpočtovém bodu 1 ve VAR 3.

B. Lokalita podél stávající II/157, výpočtové body V6 až V15

- **Současný stav:** Provedeným odhadem lze očekávat u 15 až 22 % obyvatel významné pocity obtěžování hlukem a u 9 až 12 % obyvatel výrazné pocity rušení hlukem ve spánku ze silničního provozu.
- **V roce 2021 a 2041 s PHO:** Provedeným odhadem lze očekávat ve všech variantách u 7 až 12 % obyvatel významné pocity obtěžování hlukem a u 4 až 7 % obyvatel výrazné pocity rušení hlukem ve spánku ze silničního provozu.

Realizace záměru sníží významně akustickou situaci v území ve všech posuzovaných stavech.

C. Lokalita nejblíže plánovanému obchvatu, výpočtové body V16 až V29

- **Současný stav:** Provedeným odhadem lze očekávat u 0 až 3 % obyvatel významné pocity obtěžování hlukem a u 0 až 3 % obyvatel výrazné pocity rušení hlukem ve spánku ze silničního provozu.
- **V roce 2021 a 2041 s PHO:** Provedeným odhadem lze očekávat ve všech variantách u 0 až 7 % obyvatel významné pocity obtěžování hlukem a u 0 až 5 % obyvatel výrazné pocity rušení hlukem ve spánku ze silničního provozu.

Realizace záměru zvýší akustickou situaci v území, ale hygienické limity nebudou v žádném posuzovaném stavu překročeny.

D. Lokalita reprezentující obytnou zástavbu ovlivněnou místní dopravou, výpočtové body V30 a V31

- **Současný stav:** Provedeným odhadem lze očekávat u 0 % obyvatel významné pocity obtěžování hlukem a u 0 % obyvatel výrazné pocity rušení hlukem ve spánku ze silničního provozu.
- **V roce 2021 a 2041 s PHO:** Provedeným odhadem lze očekávat ve všech variantách u 3 až 5 % obyvatel významné pocity obtěžování hlukem a u 3 % obyvatel výrazné pocity rušení hlukem ve spánku ze silničního provozu.

Realizace záměru zvýší akustickou situaci v území, ale hygienické limity nebudou v žádném posuzovaném stavu překročeny.

4.4 Analýza nejistot

Při hodnocení působení hluku na lidské zdraví si obecně musíme být vědomi nejistot, kterými je tento proces zatížen. V podstatě jsou dvojí. Jedny jsou dány neschopností fyzikálních parametrů hluku, které máme k dispozici, jednoduše popsat fyziologickou závažnost, tedy nebezpečnost hlukové události a druhé vyplývají ze skutečnosti, že účinek hluku je variabilní nejen intraindividuálně, ale i situačně, sociálně, emocionálně a historicky. V praxi se proto nezřídka setkáváme se situacemi, kdy lidé postižení hlukem v konkrétních podmínkách nepotvrzují platnost stanovených limitů, neboť z exponované populace se vydělují skupiny osob velmi citlivých a naopak velmi rezistentních, které stojí jakoby mimo kvantitativní závislosti. Za různých okolností představují tyto atypické reakce 5–20 % celého souboru.
Z hlediska zvýšené citlivosti některých populačních skupin vůči nepříznivým zdravotním účinkům hluku bylo např. prokázáno, že lidé starší, nemocní a lidé s potížemi se spaním jsou zvýšeně citliví vůči narušení spánku hlukem. Se zvýšeným rizikem výrazného obtěžování hlukem je nutné počítat u lidí senzitivních, lidí majících obavy z určitého zdroje hluku a lidí, kteří cítí, že nad danou hlukovou situací nemají možnost kontroly.
Další nejistota tohoto hodnocení rizik je použití nejvyšších vypočtených hladin hluku na fasádách domů. V tomto hodnocení byly z konzervativních důvodů použity pro hodnocení rizik nejvyšší vypočtené hladiny hluku na fasádách s vědomím nadhodnocení rizika. Nejistotou je i neznalost dispozice domů a chování obyvatel, předpokládá se celodenní pobyt v místě.
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, nežli o přesný (exaktní) výpočet počtu pravděpodobně obtěžovaných osob. Je tedy nutné posuzovat trendy než jednotlivé počty osob pravděpodobně obtěžovaných.

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

4.5 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:

Hodnocení zdravotního rizika hluku bylo provedeno na základě modelových výpočtů akustického posouzení zpracovaných pro stávající stav a pro stavy s realizací záměru s navrženými protihlukovými opatřeními a bylo zaměřeno na obyvatele nejvíce exponované obytné zástavby v zájmovém území.

Rozdíl v akustickém vlivu hodnocených variant dopravního řešení je z hlediska zdravotních rizik hluku bezvýznamný.

V současné době je především pro obyvatele území podél stávající komunikace doprava zdrojem rizika nepříznivých zdravotních účinků hluku včetně zvýšeného rizika kardiovaskulárních onemocnění. Realizací záměru dojde v této lokalitě k významnému snížení rizika hluku i snížení rizika kardiovaskulárních onemocnění ve všech posuzovaných variantách.

Pro obyvatele lokality nejblíže k plánovanému obchvatu a lokality reprezentující obytnou zástavbu ovlivněnou místní dopravou dojde realizací záměru i s navrženými protihlukovými opatřeními k navýšení expozice hluku, a toto navýšení může mít v této lokalitě za následek zvýšení počtu obyvatel obtěžovaných hlukem nebo rušených ve spánku hlukem z dopravy (až 3 % obyvatel nejbližších obytných staveb). Vzhledem k nejistotám

výchozích podkladů a použitých vztahů expozice a účinku nejde o exaktní výpočet, ale spíše jen o orientační odhad a s ohledem i na všechny uvedené nejistoty je možné konstatovat, že riziko nepříznivých účinků hluku bude zanedbatelné.

Je zde třeba zdůraznit, že vztahy expozice a účinku, které byly odvozeny pro obtěžování vyvolané dlouhodobou hlukovou expozicí a zprůměrňovány na celou populaci, nemusí 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 může lišit od vypočtených údajů.

5. CELKOVÝ ZÁVĚR

Na základě vyhodnocení výstupů rozptylové a akustické studie lze i přes všechny uvedené nejistoty konstatovat, že změny imisního a hlukového zatížení v posuzované lokalitě, jsou akceptovatelné pro posuzovaný záměr: Přeložka silnice II/156 a II/157 – 6. etapa a Přeložka silnice II/157- obchvat Srubce.

V současné době je pro obyvatele Srubce doprava významným zdrojem rizika nepříznivých zdravotních účinků hluku. Realizace navržené přeložky silnice II/156 a II/157 – 6. etapa a přeložka silnice II/157- obchvat Srubce ovlivní tuto situaci příznivě především v částech města podél stávajících komunikací.
V těchto částech obce dojde k celkovému poklesu procent obyvatel obtěžovaných hlukem a obyvatel rušených hlukem ve spánku i ke snížení rizika kardiovaskulárních onemocnění z expozice hluku z dopravy.

V území nejblíže k plánovanému obchvatu dojde realizací záměru i s navrženými protihlukovými opatřeními k mírnému navýšení expozice hluku, ale toto navýšení, i vzhledem k vysokým nejistotám při odhadu nepříznivých účinků hluku, nebude mít za následek významné zvýšení počtu obyvatel obtěžovaných nebo rušených hlukem z dopravy a zvýšení rizika kardiovaskulárních onemocnění a z hlediska zdravotních rizik je nevýznamné.

V celkovém souhrnu kvantitativních ukazatelů rizika hluku pro hodnocené soubory obyvatel se proto předpokládaná změna hlukové expozice projeví jen částečně (jedná se o soubor obyvatel, 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 může lišit od vypočtených údajů).

V rámci hodnocení vlivů imisní zátěže na zdraví obyvatel byly sledovány imisní hodnoty pro oxid dusičitý, suspendované částice frakce PM_{10} a $PM_{2,5}$, benzen a benzo[a]pyren. Na základě výpočtů z rozptylové studie lze i přes uvedené nejistoty konstatovat, že změny imisní situace jsou z hlediska zdravotních rizik posuzovaných škodlivin v ovzduší zanedbatelné.

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 – Toxicologikal Profiles
9. US EPA.“ Risk and Exposure Assessment to Support the Review of the $N0_2$ 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 2016, SZÚ Praha
11. SZÚ Praha – Odhad zdravotních rizik ze znečištění ovzduší – Česká republika - rok 2013
12. ČHMÚ: Tabelární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, 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: Exposoure-respons e Functions for Health Effect of Air Pollutants Based on Epidemiological Findings, Report 1995:8, University of Oslo, Center for International Climate and Enviromental Research
16. Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Heath Impact Assessment, European Commision 2005
17. European Commision, 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 Enviromental 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, Metodology 2005 Update, European Commission, Directorate-General for Research Suistainable 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 Releasses, 2014, Geneva
23. Havránek J. a kol.: Hluk a zdraví, Avicenum Praha, 1990
24. Nařízení vlády č. 217/2016 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací ve znění pozdějších předpisů
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 4 SZÚ Praha 2017
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 – subsystém 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 envirinmental noise exposure, European Heart Journal, 2014

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