


LOGISTICKÝ AREÁL BŘEZHRAD

-

Posouzení vlivů na veřejné zdraví

Hodnocení zdravotních rizik

 <p>Erbenova 146/10 460 08 Liberec 8</p> <p>Mobil : 777 652 599 777 825 531 Tel/fax: 485 150 103</p> <p>E-mail: beryl.lbc@centrum.cz</p>	vypracoval	Ing. Jitka Růžičková		číslo zak.	24/08
		Ing. Eliška Wagnerová		datum	12/08
	objednatel	EMPLA spol. s r.o.		stupeň	expertiza
		Za Škodovkou 305, 503 11 Hradec Králové		arch.číslo	24/08
	název	Expertiza		paré	poč.stran
				16	32

1. Zadání

Na základě objednávky je zpracován protokol (studie) posouzení vlivů na veřejné zdraví. Protokol bude sloužit jako podklad dokumentace vlivu na investiční záměr: Logistický areál Březhrad.

Protokol se zpracovává za účelem zhodnocení zdravotního rizika ve smyslu zákona č.258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví ve znění pozdějších předpisů, za použití metodik Agentury pro ochranu životního prostředí USA – US EPA a Světové zdravotnické organizace – WHO a s přihlédnutím k nařízení evropské komise ES 1488/94. Při úpravě protokolu se vychází z požadavků autorizačního návodu SZÚ.

Pro daný protokol byly předloženy podklady:

- Oznámení záměru s náležitostmi podle přílohy č. 4 zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění zákona č. 93/2004 Sb. (dále jen DOKUMENTACE) na akci „Logistický areál Březhrad“
- Hluková expertiza Logistický areál Březhrad, vypracovaná Mgr. Radomírem Smetanou z firmy EkoMod, Nová 332, 460 10 Liberec 10
- Rozptylová studie Logistický areál Březhrad, zpracovaná Mgr. Radomírem Smetanou z firmy EkoMod, Nová 332, 460 10 Liberec 10

2. Informace o hodnoceném území

2.1 Charakteristika území

Předmětem posuzovaného záměru je vybudování nového dostatečně kapacitního logistického centra společnosti ThyssenKrupp Ferrosta, spol. s r.o. v lokalitě Hradec Králové – Březhrad. Jeho hlavním úkolem bude skladování a distribuce hutního materiálu. Skladovány budou ocelové a hliníkové profily a plechy. Před expedicí hutního materiálu je ve skladu logistického centra uvažováno s úpravou materiálu dle přání zákazníka řezáním a zkracováním. Povrchová úprava materiálu nebude prováděna.

Obec Březhrad je oddělená část Hradce Králové, ležící poblíž rozhraní Pardubického a Královéhradeckého kraje. Zájmové území je v současnosti nezastavěné a nachází se podél železniční trati ČD ve směru Hradec Králové – Pardubice, areálem bývalé společnosti SALMA a vlečkou do areálu firmy QUELLE. Lokalita se nachází v blízkosti silnice I/37 Hradec Králové – Pardubice.

Hlavní dopravní napojení areálu je uvažováno po nově vybudované komunikaci podél jižní strany areálu bývalé SALMY Březhrad (dnes EUROICE s.r.o.) od stávající přístupové komunikace do areálu QUELLE – stávající komunikace podél východní strany areálu bývalé SALMY s napojením na mimoúrovňový sjezd ze silnice I/37 Hradec Králové – Pardubice. Po této komunikaci bude realizována veškerá nákladní doprava. Před areálem QUELLE bude zachována a upravena stávající otočka autobusů MHD – nově navržený logistický areál bude bezproblémově dostupný z Hradce Králové autobusy městské hromadné dopravy.

Pro nákladní a osobní dopravu nebude využívána stávající komunikace podél železniční tratě ČD Hradec Králové – Pardubice (SZ strana areálu) a podél stávajících bytových panelových objektů (S strana areálu). Ta bude využívána výhradně z havarijních a požárních důvodů (možnost

příjezdu požárních vozidel apod.). Navržený výjezd na tuto komunikaci nebude využíván pro běžnou nákladní a osobní dopravu.

Nejbližší obytná zástavba:

- panelové obytné domy ve vzdálenosti cca 67 m od pláště skladovací haly
- rodinné domky v původní obci Březhrad ve vzdálenosti cca 100 m od hranice areálu za silnicí a železniční tratí

2.2 Informace o populaci

Demografická charakteristika nejbližší obytné zástavby

Název obce	Počet obyvatel
Březhrad	950

Použité zdroje informací:

- Hluková expertiza Logistický areál Březhrad, vypracovaná Mgr. Radomírem Smetanou z firmy EkoMod, Nová 332, 460 10 Liberec 10
- Rozptylová studie Logistický areál Březhrad, zpracovaná Mgr. Radomírem Smetanou z firmy EkoMod, Nová 332, 460 10 Liberec 10
- Internetové stránky obce

3. Charakteristika 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.

K hlavním faktorům, které lze teoreticky považovat za významné z hlediska vlivu na zdraví obyvatel, patří z emitovaných škodlivin z provozu řešeného záměru a stavby především škodliviny obsažené ve výfukových plynech z automobilové dopravy a ze spalování zemního plynu, jako je oxid dusičitý, oxid uhelnatý, benzen, benzo(a)pyren a suspendované částice PM₁₀.

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

- oxid dusičitý
- oxid uhelnatý
- suspendované částice PM₁₀
- benzen
- benzo(a)pyren

3.1 Oxid dusičitý NO₂, CASRN 10102-43-9

Oxidy dusíku patří mezi nejvýznamnější klasické škodliviny v ovzduší. Hlavním zdrojem antropogenních emisí oxidů dusíku do ovzduší je spalování fosilních paliv. Ve většině případů jsou emitovány převážně ve formě oxidu dusnatého, který je ve vnějším ovzduší rychle oxidován přítomnými oxidanty na oxid dusičitý. Suma obou oxidů je označována jako NO_x. Oxidy dusíku patří mezi látky, které se v ovzduší mohou podílet na vzniku ozónu a oxidačního smogu. Mohou

též reagovat za vzniku dalších organických dusíkatých sloučenin s možným vlivem na zdraví, souhrnně označovaných jako NO_y (HNO_3 , HNO_2 , NO_3 , N_2O_5 , peroxyacetylnitrát aj.).

Oxid dusičitý NO_2 je z hlediska účinků na lidské zdraví významnější a je o něm k dispozici nejvíce údajů. Hodnocení rizika bude proto provedeno pro tuto látku.

Oxid dusičitý je dráždivý plyn červenohnědé barvy, silně oxidující, štiplavě dusivě páchnoucí. Protože 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. Prahou koncentraci pachu uvádějí různí autoři mezi 200 až 410 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Průměrné roční koncentrace NO_2 se v městských oblastech obecně pohybují v rozmezí 20 až 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Krátkodobé koncentrace silně kolísají v závislosti na denní době, ročním období a meteorologických podmínkách. Přírodní pozadí představují roční průměrné koncentrace v rozmezí 0,4 – 9,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR se průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého pohybují od 16,2 do 41,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Roční limit (80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) u koncentrací sumy oxidů dusíku je v jednotlivých letech překračován jen v Praze 1, 5 a 8. Způsob hodnocení byl v roce 2002 změněn, 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.

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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v obývacích pokojích a 40-70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v kuchyních s plynovým vybavením. V bytech situovaných na ulice s rušným dopravním provozem byly tyto hodnoty dvojnásobné. Při používání neovětrávaných kuchyňských sporáků však mohou být tyto hodnoty ještě podstatně vyšší, průměrná několika denní koncentrace NO_2 může přesáhnout 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ s maximálními hodinovými hodnotami až 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.2 Oxid uhelnatý CO, CASRN 630 -08-0

Oxid uhelnatý (CO) je bezbarvý plyn bez zápachu a chuti, o něco málo lehčí než vzduch. Koncentrace přirozeného pozadí oxidu uhelnatého v ovzduší leží v rozsahu od 0,01 do 0,23 mg/m^3 . Reaguje s hemoglobinem za vzniku karboxyhemoglobinu (COHb), tato vazba je sice reversibilní, ale velmi silná. Afinita hemoglobinu k oxidu uhelnatému je více než 200 krát vyšší než ke kyslíku.

Po vdechnutí se oxid uhelnatý začne okamžitě vázat na hemoglobin, myoglobin a některé enzymy oxidoredukčních dějů (např. cytochrom P 450), čímž se podstatně snižuje schopnost krve předávat tělu kyslík. Proto se toxické účinky oxidu uhelnatého nejvíce projeví na orgánech a tkáních s vysokou spotřebou kyslíku, jako je mozek, srdce, kosterní svalstvo a nenarozený lidský plod. Pomaleji roste koncentrace karboxyhemoglobinu v periferních orgánech a končetinách. Předmětem diskusí zůstávají některé důležité vztahy mezi koncentrací karboxyhemoglobinu a několika fyziologickými parametry pojednávané v dokumentech o zdravotních kritériích WHO z r. 1979 a US EPA.

3.3 Suspendované částice frakce PM_{10}

Suspendované částice představují různorodou směs organických a anorganických částic kapalného a pevného skupenství, různé velikosti, složení a původu. V legislativě NV č. 350/2002 Sb. je zaveden termín suspendované částice a 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.

Suspendované částice dělíme na primární a sekundární.

Primární jsou emitované přímo ze zdrojů a můžeme je dále dělit na ty, které pochází z antropogenních zdrojů (spalování fosilních paliv, doprava, technologické procesy, antropogenní aktivity) a z přírodních zdrojů (mořský aerosol, sopečná činnost, kosmický spad).

Sekundární částice jsou ty, které vznikají v ovzduší na základě probíhajících chemických a fyzikálních procesů a dále ty, které se do ovzduší dostávají resuspenzí (zvířením) v důsledku lidské činnosti (např. doprava) nebo meteorologických faktorů (vítr).

Malé částice podléhají koagulaci a kondenzaci, zvětšují se, ale jejich konečná velikost zpravidla nepřesáhne 2 μm . Tyto částice setrvávají v ovzduší relativně dlouho, udává se cca 7 až 30 dnů. Částice vzniklé mechanickým dispergováním jsou naopak obvykle větší než 2 μm a jejich životnost v ovzduší je kratší.

Z hlediska původu, složení i chování se jemná frakce částic do 2,5 μm a hrubší frakce většího průměru významně liší. pH jemných částic je často v kyselé oblasti, jemné částice jsou do značné míry rozpustné a zahrnují sekundárně vzniklé aerosoly kondenzací plynů, částice ze spalování fosilních paliv včetně dopravy a znovu kondenzované organické či kovové páry. Převažují zde částice vznikající až sekundárně reakcemi plynných škodlivin ve znečištěném ovzduší. Obsahují jak uhlíkaté látky, které mohou zahrnovat řadu organických sloučenin s možnými mutagenními účinky, tak i soli, hlavně sulfáty a nitráty. Mohou též obsahovat těžké kovy, z nichž některé mohou mít karcinogenní účinek. V ovzduší jemné částice perzistují dny až týdny a vytvářejí více či méně stabilní aerosol, který může být transportován stovky až tisíce kilometrů. Tím dochází k jejich rozptýlení na velkém území a stírají se tak rozdíly mezi jednotlivými oblastmi. Velmi důležité z hlediska expozice obyvatel je pronikání jemných částic do interiérů budov, kde lidé tráví většinu času.

Hrubší částice naproti tomu bývají zásaditého pH, jsou z větší části nerozpustné a vznikají nekontrolovaným spalováním, mechanickým rozpadem materiálu zemského povrchu, při demolicích, dopravě na neupravených komunikacích a sekundárním vířením prachu. Podléhají rychlé sedimentaci během minut až hodin s přenosem řádově do kilometrových vzdáleností.

Definice základních pojmů z NV č. 350/2002 Sb., kterým se stanoví imisní limity a podmínky a způsob sledování, posuzování, hodnocení a řízení kvality ovzduší:

- suspendované částice frakce PM_{10} – částice, které projdou velikostně selektivním vstupním filtrem vykazujícím pro aerodynamický průměr 10 μm s odlučovací účinností 50%
- suspendované částice frakce $\text{PM}_{2,5}$ – částice, které projdou velikostně selektivním vstupním filtrem vykazujícím pro aerodynamický průměr 2,5 μm s odlučovací účinností 50%

3.4 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. Hlavní užití je v chemickém průmyslu při výrobě styrenu, ethylbenzenu, fenolu a dalších sloučenin a jako aditivum do benzínu. V minulosti byl používán jako rozpouštědlo. Hlavními zdroji uvolňování benzenu do ovzduší jsou vypařování z pohonných hmot, výfukové plyny a cigaretový kouř.

Při inhalaci je v plicích vstřebáno asi 50 % vdechnutého benzenu. Ze zažívacího traktu je pravděpodobně absorbován kompletně. Přes kůži se absorbuje jen asi 1% aplikované dávky. Po vstřebání je distribuován v těle nezávisle na bráně vstupu, nejvyšší koncentrace metabolitů byly zjištěny v tukových tkáních. Benzen je v játrech a snad i v kostní dřeni oxidován na hlavní

metabolit fenol a dihydroxyfenoly. Asi 15 % vstřebaného benzenu je v nezměněné formě vyloučeno vydechaným vzduchem. Metabolity jsou vylučovány močí.

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.

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 $RfDo = 0,004 \text{ mg/kg-den}$ ($UF = 300$ a $MF = 1$) a inhalační referenční koncentraci $RfC = 0,03 \text{ mg/m}^3$ ($UF = 300$ 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 chromozomální aberace u savčích buněk včetně lidských.

3.5 Polycyklické aromatické uhlovodíky, benzo(a)pyren

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.

Znečištění ovzduší PAU je v ČR sledováno na 8 stanicích HS a 13 stanicích ČHMÚ. Většinou je analyzováno 12 nejvýznamnějších látek včetně benzo(a)pyrenu. V roce 2005 se roční průměrná koncentrace BaP v ovzduší sledovaných měst pohybovala v rozmezí od 0,8 do 7,3 ng/m^3 . Tyto výsledky potvrzují významnou úlohu PAU mezi škodlivinami v ovzduší u nás, neboť na 80 % stanic bylo zjištěno překročení cílového imisního limitu 1 ng/m^3 . Na 3 monitorovacích stanicích v Praze byly v roce 2005 naměřeny průměrné roční koncentrace benzo(a)pyrenu v rozmezí 1,2 – 1,9 ng/m^3 .

Za hlavní zdroj PAU pro člověka je považována potrava v důsledku tvorby PAU během její přípravy a v důsledku kontaminace plodin atmosférickým spadem. PAU jsou sice málo rozpustné ve vodě, ale vysoce lipofilní. Snadno se vstřebávají plicemi, zažívacím traktem i přes kůži. V organismu podléhají PAU komplexní metabolické přeměně za vzniku metabolitů, z nichž některé mohou iniciovat vznik nádorového bujení.

Při běžné expozici u lidí ze složek životního prostředí se doposud nepředpokládalo reálné riziko nekarinogenních 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.

Jednotka karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu $UCR = 8,7 \times 10^{-2}$ doporučená WHO byla odvozena na základě epidemiologické studie profesionálně exponované populace. Při aplikaci výše uvedené $UCR 8,7 \times 10^{-2}$ pak vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci 1×10^{-6} v úrovni roční průměrné koncentrace $0,012 \text{ ng/m}^3$. WHO nestanovuje pro PAU ve vnějším ovzduší doporučenou limitní koncentraci. Důvodem je jak bezprahový karcinogenní účinek, který představuje hlavní riziko těchto látek v ovzduší, tak i jejich výskyt ve směsích a možnost interakce s pevnými částicemi a dalšími látkami v ovzduší. Doporučuje proto, aby obsah PAU v ovzduší byl omezován na nejnižší možnou úroveň.

4. Charakterizace nebezpečnosti, vztah dávky a účinku

4.1 Oxid dusičitý, NO_2

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 $1880 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. 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 $900 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. U pacientů s chronickou obstrukční chorobou plic bylo zjištěno mírné snížení dýchacích funkcí po tříhodinové expozici NO_2 v koncentraci $560 \text{ } \mu\text{g/m}^3$.

WHO považuje za hodnotu LOAEL (nejnižší úroveň expozice, při které jsou ještě pozorovány zdravotně nepříznivé účinky) koncentraci $375 - 565 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ při 1 - 2 hodinové expozici, která u této části populace zvyšuje reaktivitu dýchacích cest a působí malé změny plicních funkcí.

Některé studie naznačují, že NO_2 zvyšuje bronchiální reaktivitu u citlivých osob při působení dalších bronchokonstrikčních vlivů (chlad, cvičení, alergenů v ovzduší) již při nižších úrovních krátkodobé expozice.

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 $200 \text{ } \mu\text{g/m}^3$** .

Při poloviční koncentraci cca $100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ nebyly při krátkodobé expozici v žádné studii zjištěny nepříznivé účinky ani u citlivé části populace. U krátkodobého působení zhruba dvojnásobné koncentrace, tj. cca $400 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ 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 astmatictí 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 $640 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ a biochemické změny od koncentrace $380 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Koncentrace od $940 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ 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.

Výsledky epidemiologických studií u dětské populace ukazují nárůst respiračních symptomů, délky jejich trvání a snížení plicních funkcí při dlouhodobé expozici NO_2 v rozsahu průměrné roční koncentrace 50 - 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Meta-analýza studií účinků NO_2 ve vnitřním ovzduší budov dospěla ke zjištění, že u dětí ve věku 5 - 12 let dochází k 20 % nárůstu rizika respiračních obtíží a onemocnění dolních cest dýchacích při každém zvýšení koncentrace o 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (dvoutýdenní průměr) při expozici rozsahu dvoutýdenních průměrů 15 - 128 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nebo možná vyšší. I když jsou tyto studie založeny na krátkodobém 1-2 týdenním měření koncentrací NO_2 , je možné tyto koncentrace vtáhnout i na dlouhodobou expozici. Neví se však, zda se zde neprojevují spíše krátkodobá maxima koncentrací nežli délka expozice. (Koncentrace 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ odpovídá v rámci provedených studií rozdílu ročního průměru koncentrací mezi domácnostmi s elektrickými a plynovými sporáky). Na základě výchozí koncentrace 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 a výše uvedeného zjištění, že navýšení o 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a více již vyvolává zdravotně nepříznivé účinky **je WHO doporučena limitní hodnota průměrné roční koncentrace NO_2 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Zdůrazňuje se přitom však fakt, že nebylo možné stanovit úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla.

Ke kvantitativnímu odhadu nárůstu akutních respiračních syndromů u dospělé populace na základě znalosti průměrné denní koncentrace NO_2 a chronických respiračních syndromů nebo astmatických symptomů u dětské populace na základě znalosti průměrné roční koncentrace je možné použít vztahů, které publikovala v roce 1995 Aunanová na základě meta-analýzy výsledků epidemiologických studií.

V EU platí pro NO_2 imisní limit 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ jako 1 hodinová průměrná koncentrace a 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ jako průměrná roční koncentrace. Tyto limity jsou implementovány nařízením vlády č. 350/2002 Sb., kterým se stanoví imisní limity a podmínky a způsob sledování, posuzování, hodnocení a řízení kvality ovzduší.

Vyhláška MZ ČR č.6/2002 Sb., kterou se stanoví hygienické limity chemických, fyzikálních a biologických ukazatelů pro vnitřní prostředí pobytových místností některých staveb uvádí pro oxid dusičitý limitní průměrnou hodinovou koncentrací 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2 Oxid uhelnatý, CO

Oxid uhelnatý je významně toxická látka při akutní expozici. **Imisní limit pro 8 hodin je 10 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Referenční koncentrace není k dispozici. Pracovní prostředí řeší NV 178/2001 Sb., které dává PEL 30 mg/m^3 a NPK-P 150 mg/m^3 . Tyto koncentrace na území dotčené oblasti neexistují. Nařízení vlády č. 429/2005 Sb. stanovilo osmihodinový imisní limit pro CO 10 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro akutní působení dává k dispozici hodnotu **REL** (risk exposure level) US EPA – California = **2,3 x 10⁴ $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Tato hodnota je hodinová a je vázána ke kardiovaskulárním potížím.

Důležitý je vztah mezi koncentracemi oxidu uhelnatého v ovzduší a následnými koncentracemi karboxyhemoglobinu v krvi. Rychlost, s jakou se koncentrace karboxyhemoglobinu zvyšují nad předchozí endogenní úroveň v závislosti na vdechování exogenního oxidu uhelnatého, je ovlivněna mnoha faktory. Patří mezi ně mj. celkový charakter externí expozice oxidu uhelnatému, např. rozdíl mezi akutní krátkodobou expozicí vysokým koncentracím oproti dlouhodobé expozici relativně nízkým koncentracím.

Přesný mechanismus vzniku hypoxie vyvolané oxidem uhelnatým není podrobně znám. Byly popsány tyto čtyři typy zdravotních účinků:

- kardiovaskulární
- neurologické
- fibrinolytické

- perinatální

Hypoxie způsobená oxidem uhelnatým vede k nedostatečné funkci citlivých orgánů a tkání, jako je mozek, srdce, vnitřní stěny krevních cév a destiček. Citlivou populací jsou starší lidé, malé děti, nemocní se srdečními a oběhovými chorobami.

Známky lehké otravy oxidem uhelnatým se objevují při přeměně asi 10 až 25 % hemoglobinu na karboxylhemoglobin. Jde o bolesti hlavy, závratě, nauseu, otupení myšlení a překrvení ve tváři. Při vyšší hladině karboxylhemoglobinu v krvi (25 až 45 %) nastupuje zmatenost, zvracení, somnolence až sopor. Těžké otravy jsou provázeny obsazením přibližně 45 až 60 % hemoglobinu oxidem uhelnatým a manifestují se křečemi, bezvědomím s poruchami dechu, šokovým stavem a fixovanou mydriasiou. Ještě vyšší hladiny karboxylhemoglobinu (přes 60 %) se vyskytují v krvi pouze u smrtelných otrav. U velmi těžkých a smrtelných otrav mívají rty, tváře i jiné části těla, případně i mrtvolné skvrny postižených zvláštní světle červený odstín, který je způsoben světle červeným zabarvením karboxylhemoglobinu. Jako následek po prodělané těžší otravě oxidem uhelnatým se objevuje různou měrou vyjádřená pseudoneurastenie, demence a extrapyramidová symptomatologie.

4.3 Suspendované částice frakce PM₁₀

Účinek suspendovaných částic závisí na jejich velikosti, tvaru a chemickém složení. V současné době se klade význam na zohlednění velikosti částic, která je rozhodující pro průnik a depozici v dýchacím traktu. Větší částice jsou zachyceny v horních partiích dýchacího ústrojí, obvykle se dostanou do trávicího ústrojí a jedinec je jim exponován také jejich požitím. Částice frakce PM₁₀ (tzv. torakální frakce) se dostávají pod hrtan do dolních cest dýchacích, jemnější částice označené jako frakce PM_{2,5} (tzv. respirabilní frakce) pronikají až do plicních sklípků. Největší podíl prachu se ukládá v plicích při velikosti částic mezi 1 až 2 μm. S dalším zmenšováním se částice začínají chovat jako plynné molekuly a jejich retence v plicích klesá. Částice menší než 0,001 μm jsou téměř všechny zase vydechovány. Účinky suspendovaných částic jsou dále ovlivněny jejich chemickým složením a adsorpcí dalších znečišťujících látek na jejich povrchu.

Hodnocení akutních účinků a změn 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 pravá srdeční komory a oběhovému selháním. Tento vývoj je současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory jako je stav imunitního systému, alergická dispozice, expozice v pracovním prostředí, kouření apod. Efekt krátkodobě zvýšených koncentrací suspendovaných částic frakce PM₁₀ se projevuje zvýrazněním symptomů u astmatiků a zvýšením celkové nemocnosti i úmrtnosti. Citlivou skupinou jsou děti, starší osoby a osoby s chronickým onemocněním dýchacího a oběhového ústrojí.

Účinkům suspendovaných částic na zdraví je věnována stále velká pozornost, přesto se stále nepodařilo stanovit prahovou koncentraci, která by byla bez účinku. Za nejvýznamnější z hlediska vlivů na zdraví se považuje nejjemnější frakce suspendovaných částic < 2,5 μm, na které se významně podílí sekundární vznik částic chemickými reakcemi původně plynných látek v ovzduší, jako je oxid dusičitý a siřičitý.

Současné závěry o účincích suspendovaných částic na zdraví vycházejí především z výsledků epidemiologických studií posledních 10let. Mezi nejčastěji popisované efekty patří ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti, ke kterým dochází již při velmi nízké úrovni expozice. Mnoho prací

ukazuje na zvýšení celkové úmrtnosti o 3 – 12 %, při zvýšení denní koncentrace TSP o 100 μg (respektive o 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$), u respiračních příčin smrti se udává zvýšení až o 17 %. Úmrtnost stoupá neprodleně nebo se zpožděním 1 – 3 dny. Ve studii realizované ve 20 největších amerických městech v letech 1987 až 1994 bylo prokázáno (Samet a spol.), že zvýšení denní průměrné koncentrace PM_{10} o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nad 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vede ke zvýšení celkové úmrtnosti o 0,5 % a úmrtnost na kardiovaskulární a respirační příčiny se zvyšuje o 0,7 %. Tyto výsledky jsou velmi konzistentní se závěry s předchozími studií, které publikovali Dockery, Pope a Schwarz a ve kterých se zvýšení celkové úmrtnosti vztažené ke zvýšení koncentrace PM_{10} o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nad 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pohybovalo v rozmezí 0,4 – 1 %.

Epidemiologické studie dále uvádějí vztahy mezi změnami denních imisních koncentrací PM_{10} a počtem hospitalizací pro respirační onemocnění dýchacího traktu (např. kašel) a změnami plicních funkcí při spirometrickém vyšetření. Jako sumární odhad z různých epidemiologických studií vztažený ke zvýšení denní průměrné koncentrace PM_{10} o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nad 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ uvádí WHO konkrétně zvýšení počtu hospitalizací z důvodu respiračních onemocnění o 0,8 %, nárůst použití léků k rozšíření průdušek při astmatických potížích o 3 %, zvýšení počtu lidí trpících kašlem o 3,6 % a lidí s podrážděním dolních dýchacích cest o 3,2 %.

Hodnocení dlouhodobých účinků:

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 suspendované částice PM_{10} bývají uváděny i u průměrných ročních koncentrací nižších než 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Epidemiologické studie z USA naznačují, že očekávaná délka života v oblastech s vysokou imisní zátěží může být o více než rok kratší ve srovnání s oblastmi se zátěží nízkou. Podle epidemiologických studií uváděných WHO zvýšení dlouhodobé průměrné koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zvyšuje celkovou úmrtnost exponované populace o 6 % (2 – 11 %) a úmrtnost na kardiovaskulární onemocnění o 12 %.

Ke kvantitativnímu odhadu zvýšení rizika některých zdravotních ukazatelů u exponované populace jsou používány vztahy, publikované v řadě epidemiologických studií.

4.3 Benzen (C_6H_6)

Při hodnocení rizika benzenu se hlavní pozornost věnuje karcinogennímu účinku. Pro nekarcinogenní toxický účinek je v databázi IRIS uvedena referenční koncentrace $\text{RfC} = 0,03 \text{ mg}/\text{m}^3$ s faktory nejistoty $\text{UF} = 300$ a $\text{MF} = 1$.

Benzen je prokázaný lidský karcinogen, zařazený IARC do skupiny 1. US EPA jej řadí do kategorie A jako známý lidský karcinogen pro všechny cesty expozice.

Vzhledem k přetrvávající nejasnosti mechanismu, kterým dochází ke karcinogennímu účinku při expozici benzenu, existují spory o vhodnosti použití lineárního modelu extrapolace závislosti dávky a účinku z oblasti profesionální expozice do oblasti malých dávek.

Odvození jednotek karcinogenního rizika vycházející z různých epidemiologických studií u profesionálně exponované populace přesto dospívá ke konsistentním výsledkům. Dvě velké nezávislé studie dospěly ke stanovení jednotky karcinogenního rizika při expozici z ovzduší pro koncentraci 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v hodnotách $\text{UCR} = 4 \times 10^{-3}$ a $3,8 \times 10^{-3}$.

Skupina expertů US EPA dospěla v roce 1985 k prozatímní jednotce karcinogenního rizika $\text{UCR} = 8,1 \times 10^{-6}$ získané jako geometrický průměr hodnot získaných různými modely ze tří studií profesionální expozice. V roce 1998 US EPA na základě doplnění původní klíčové studie tuto prozatímní jednotku karcinogenního rizika přehodnotila a v podstatě potvrdila stanovením $\text{UCR} = 2,2 - 7,8 \times 10^{-6}$.

WHO doporučuje ve Směrnici pro ovzduší v Evropě z roku 2000 pro odvození limitní koncentrace benzenu v ovzduší jednotku karcinogenního rizika $UCR = 6 \times 10^{-6}$, která představuje geometrický průměr z hodnot, odvozených různými modely z aktualizované epidemiologické studie u profesionálně exponované populace. Tato jednotka karcinogenního rizika bude proto dále použita při kvantifikaci karcinogenního rizika benzenu při inhalační expozici.

WHO vzhledem ke karcinogennímu účinku benzenu nestanoví doporučenou limitní hodnotu pro ovzduší a doporučuje vycházet z celospolečensky únosné míry karcinogenního rizika pro jednotlivé členské státy. Při aplikaci výše uvedené $UCR 6 \times 10^{-6}$ vychází koncentrace benzenu ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci 1×10^{-6} v úrovni roční průměrné koncentrace $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

V ČR je v poslední době stejně jako v zemích EU pokládána za akceptovatelnou míru karcinogenního rizika zvýšení pravděpodobnosti vzniku rakoviny v důsledku celoživotní expozice dané látky 1×10^{-6} , tedy jeden případ na milion exponovaných.

US EPA uvádí v databázi Risk Based Concentrations Tables jako únosnou koncentraci benzenu v ovzduší odpovídající karcinogennímu riziku 1×10^{-6} koncentraci $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ až $0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Směrnice Evropské Unie 2000/69/EC stanoví limitní úroveň **pro roční průměrnou koncentraci benzenu ve výši $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$** a tato úroveň by v roce 2010 již neměla být překračována. Tato limitní koncentrace je přijata Nařízením vlády č. 350/2002 Sb., kterým se stanoví imisní limity a podmínky a způsob sledování, posuzování, hodnocení a řízení kvality ovzduší.

Vyhláška MZ ČR č.6/2002 Sb., kterou se stanoví hygienické limity chemických, fyzikálních a biologických ukazatelů pro vnitřní prostředí pobytových místností některých staveb uvádí pro benzen limitní průměrnou hodinovou koncentrací $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.4 Polycyklické aromatické uhlovodíky, benzo(a)pyren

Za hlavní zdroj PAU pro člověka je považována potrava v důsledku tvorby PAU během její přípravy a v důsledku kontaminace plodin atmosférickým spadem. PAU jsou sice málo rozpustné ve vodě, ale vysoce lipofilní. Snadno se vstřebávají plicemi, zažívacím traktem i přes kůži. V organismu podléhají PAU komplexní metabolické přeměně za vzniku metabolitů, z nichž některé mohou iniciovat vznik nádorového bujení.

Účinkem PAU potvrzeným u lidí i zvířat je indukce enzymové aktivity cestou aktivace buněčného Ah receptoru. Výsledky studií na pokusných zvířatech ukazují, že PAU mohou vyvolávat řadu zdravotně nepříznivých účinků, jako je oční i kožní dráždivost, toxické poškození ledvin a jater, hematotoxicita, imunosuprese, reprodukční toxicita, genotoxicita a karcinogenita. Patrně též mohou mít vliv na vývoj aterosklerózy.

Při běžné expozici 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.

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

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

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

Evropská komise ustanovila v roce 1999 pracovní skupinu expertů, která měla na základě zhodnocení současných znalostí o PAU ve vnějším ovzduší zvážit potřebu zařazení těchto látek do direktivy kvality ovzduší Evropské Unie. V diskusních podkladech (position paper) z roku 2001 doporučuje tato pracovní skupina použití BaP, vzhledem k jeho stabilitě a relativně konstantnímu podílu na karcinogenním potenciálu různých směsí PAU vázaných v částicích, jako vhodného ukazatele sumy PAU v ovzduší. Upozorňuje ale, že zmíněná jednotka karcinogenního rizika pro BaP není míněna pouze jako vyjádření karcinogenního potenciálu BaP samotného, nýbrž jako karcinogenní riziko celé směsi PAU, charakterizované koncentrací BaP. Z hlediska zdravotních rizik by dle mínění pracovní skupiny průměrná roční koncentrace BaP ve vnějším ovzduší měla být nižší nežli 1 ng/m^3 , a proto je doporučeno přijmout v EU limitní koncentraci v rozmezí $0,5 - 1 \text{ ng/m}^3$.

V ČR byl stanoven imisní limit pro PAU vyjádřené jako BaP v hodnotě průměrné roční koncentrace 1 ng/m^3 . Novelou prováděcího předpisu v roce 2005 byl tento limit změněn na cílový imisní limit vyhlášený pro ochranu zdraví lidí s datem splnění 31. 12. 2012. Cílový imisní limit je koncentrace, které je třeba dosáhnout, pokud je to možné, ve stanovené době.

5. Hodnocení expozice

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.

V rozptylové studii byly počítány průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého, suspendovaných částic, benzenu a benzo(a)pyrenu pro stav po uvedení logistického centra do provozu, a to v okolí posuzovaného areálu. Pro oxid uhelnatý byl proveden výpočet pro 8-mi hodinová maxima, pro oxid dusičitý byly provedeny výpočty i pro hodinová maxima a pro suspendované částice PM_{10} maxima denní.

Zdrojem znečištění ovzduší po uvedení záměru do provozu bude vyvolaná automobilová doprava na přilehlých parkovištích a zdroj vytápění objektu logistického centra.

Pro hodnocení zdravotních rizik pro obyvatele v okolí posuzovaného záměru bereme v úvahu koncentrace látek z rozptylové studie vypočtené pro body v nejbližším okolí obytné zástavby.

Referenční body dle rozptylové studie:

Referenční bod č.	Obytný objekt
1	bytový dům č.p. 186
2	bytový dům č.p. 185
3	bytový dům č.p. 179
4	bytový dům č.p. 174
5	bytový dům č.p. 170

6	bytový dům č.p. 149
7	rodinný dům č.p. 129
8	rodinný dům č.p. 111
9	rodinný dům č.p. 105
10	rodinný dům č.p. 178

Podkladem ke kvantitativnímu odhadu rizika akutních resp. subakutních účinků oxidu dusičitého jsou nejvyšší vypočtené průměrné krátkodobé 1 hodinové koncentrace. Tyto imisní koncentrace však představují maximum, které může být v jednotlivých výpočtových bodech teoreticky dosaženo za nejhorsích 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. Avšak i v případě těchto hodnot je významnou nejistotou zatíženo modelování imisních koncentrací suspendovaných částic frakce PM_{10} vedoucí k významnému podhodnocení, neboť rozptylový model nezohledňuje sekundární prašnost vznikající pohybem automobilů, emise částic mimo výfukové plyny (opotřebování pneumatik a brzdových obložení) ani sekundární vznik jemné frakce částic z původně plynných látek v ovzduší.

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. Obecně nejspolehlivější údaje o imisním pozadí poskytují dlouhodobá měření monitorovacích stanic, pokud je lze vztáhnout na zájmové území. V daném případě jsou k dispozici výsledky měření monitorovacích stanic AIM v Hradci Králové pro všechny posuzované látky.

Podle mapy pole imisních koncentrací pro rok 2007 (zdroj ČHMÚ) leží posuzované území v oblasti ročních koncentrací:

NO_2	$< 26 \mu g/m^3$,
PM_{10}	$14 - 20 \mu g/m^3$,
benzen	$2 - 3,5 \mu g/m^3$,
benzo(a)pyren	$0,6 - 1 ng/m^3$.

Odhad imisního pozadí zájmového území je vzhledem k výběru a reprezentativnosti situace zatížen značnou nejistotou.

Celkově je při hodnocení expozice obyvatel obytné zástavby v zájmovém území záměru použit maximálně konzervativní postup, kdy se vychází z hodnot imisní zátěže venkovního ovzduší u nejvíce exponované obytné zástavby a neuvažuje se pouze doba skutečně trávená ve venkovním prostoru. Vychází se tedy z představy nepřetržité expozice obyvatel nejvyšším vypočteným imisním koncentracím u nejbližší obytné zástavby.

Důvodem pro použití hodnot venkovních imisních koncentrací je kromě nejistoty spojené s odhadem imisního pozadí i skutečnost, že hodnocené složky imisí patří k častým a významným škodlivinám i ve vnitřním prostředí budov, kde dosahují hodnot srovnatelných s vnějším ovzduším. Dalším důvod je ten, že koncentrace ve vnějším ovzduší jsou podkladem vztahů získaných z epidemiologických studií, které jsou při hodnocení rizika používány.

Hodnocení v rozptylové studii vychází z výpočtů znečištění ovzduší nově vzniklými zdroji tj. vyvolanou automobilovou dopravou na přilehlém parkovišti a na okolních komunikacích a stacionárním zdrojem - vytápěním budovy logistického centra.

Hodnocení je provedeno pro zásadní škodlivinu pro dopravu a spalování zemního plynu, pro kterou poměr mezi emisemi a platnými imisními limity je nejvyšší číslo. V daném případě je to oxid dusičitý NO_2 . Dále byly vypočteny imisní příspěvky oxidu uhelnatého, benzenu, benzo(a)pyrenu a suspendovaných částic PM_{10} . Byly vypočteny krátkodobé (hodinové) imisní příspěvky z posuzovaného zdroje ve všech třídách stability a třech rychlostních třídách větru i příspěvky k průměrné roční koncentraci.

5.1 Hodnocení expozice pro oxid dusičitý

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

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

Limitní jednohodinová koncentrace oxidu dusičitého ve vnitřním ovzduší pobytových místností stanovená Vyhláškou MZ č. 6/2003 Sb. činí $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

Charakterizace rizika akutních toxických účinků

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

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

Maximální příspěvek řešeného záměru k imisní zátěži činí v místech nejbližší obytné zástavby (ref. bod 1) $16,99 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vzhledem k tomu, že se jedná o maximální možné teoreticky vypočítané příspěvky k maximálním hodinovým imisím, které nastanou za extrémně nepříznivých podmínek, zahrnuje tento odhad dostatečnou rezervu pro případné navýšení z dalších pozadových zdrojů emisí NO_2 . Tyto příspěvky k maximální hodinové imisi pozadí jsou významně nižší než zmíněná koncentrace $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ spojená s nepříznivým ovlivněním plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest i nižší než hodnota 1 hodinové limitní koncentrace $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ doporučená experty WHO vycházející z hodnoty LOAEL a použité míry nejistoty 50 %.

Vzhledem k těmto velice nízkým příspěvkům vypočtených maximálních hodinových koncentrací, nelze předpokládat, že by posuzovaný záměr mohl zvýšit zdravotní rizika akutních toxických účinků (reaktivitu dýchacích cest, změny plicních funkcí) obyvatel v okolí.

Charakterizace rizika chronických toxických účinků

Odhad průměrné roční imisní koncentrace oxidu dusičitého v posuzovaném místě je méně než $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$. **Příspěvky řešeného záměru** k průměrným ročním imisím se pohybují v místech referenčních bodů od 0,014 (v ref. bodě 6) do $0,031 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (v ref. bodě 1).

Pro charakterizaci zvýšeného výskytu **chronických respiračních obtíží** (chronické zahlenění a pískoty) u exponovaných dětí je možné použít následující vztah (Aunan 1995, SZÚ 2000):

$$OR = \exp(\beta \times Cr)$$

OR = Odds Ratio; β = regresní koeficient; $\beta = 0,0055$ (95 % CI = 0,0026 – 0,0088)

Cr = roční imisní koncentrace v $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Odhadnutá prevalence obtíží při hypotetické nulové koncentraci NO_2 jsou cca 3 %.

Z vyhodnocení pozadí a expozičních příspěvků vyplývá, že nejvyšší roční příspěvek z provozu záměru může být očekáván v okolí referenčního bodu 1 - bytový dům č.p.186 a to v hodnotě $0,031 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

V součtu s imisním pozadím dostáváme hodnotu $26,031 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hodnota OR je v případě pozadí 1,1537 a odpovídající denní výskyt bronchitis u dětí se bude pohybovat okolo 3,4612%.

Hodnota OR je v případě realizace záměru 1,1539 a odpovídající denní výskyt bronchitis u dětí se bude pohybovat okolo 3,4618%.

Z uvedené hodnoty nejvyššího denního výskytu chronických respiračních obtíží u exponovaných dětí reprezentují 3% prevalenci obtíží při nulové koncentraci NO_2 . Na vrub celkových imisí NO_2 (pozadí a příspěvek) tedy připadá méně než 0,5% případů jak v současnosti, tak i po realizaci záměru. Z uvedeného dále vyplývá, že majoritní příčinou mírně zvýšeného výskytu chronických respiračních obtíží u exponovaných dětí (indukovaných NO_2) je v hodnocené lokalitě jednoznačně imisní pozadí. Podíl vlastního příspěvku záměru na počtu případů je zanedbatelný.

Lze konstatovat, že nové roční imisní příspěvky NO_2 záměru budou mít zanedbatelný vliv na prevalenci chronických respiračních symptomů u dětí a samy nebudou představovat zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatelstvo.

Pro charakterizaci zvýšeného výskytu **astmatických respiračních symptomů** u exponovaných dětí byl použit následující vztah (Aunan 1995, SZÚ 2000):

$$OR = \exp(\beta \times Cr)$$

OR = Odds Ratio; β = regresní koeficient; $\beta = 0,016$ (95 % CI = 0,002 – 0,030)

Cr = roční imisní koncentrace v $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Odhadnutá prevalence obtíží při hypotetické nulové koncentraci NO_2 jsou cca 2 %.

Z vyhodnocení pozadí a expozičních příspěvků vyplývá, že nejvyšší roční příspěvek z provozu záměru může být očekáván v okolí referenčního bodu 1- bytový dům č.p.186 a to v hodnotě $0,031 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

V součtu s imisním pozadím dostáváme hodnotu $26,031 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hodnota OR je v případě pozadí 1,5159 a odpovídající denní výskyt astmatických respiračních symptomů u dětí se bude pohybovat okolo 3,03 %.

Hodnota OR je v případě realizace záměru 1,5166 a odpovídající denní výskyt astmatických respiračních symptomů u dětí se bude pohybovat okolo 3,03 %.

Z uvedené hodnoty nejvyššího výskytu astmatických respiračních symptomů u exponovaných dětí reprezentují 2% prevalenci obtíží při nulové koncentraci NO_2 . Na vrub celkových imisí NO_2 (pozadí a příspěvek) tedy připadá 1,03% případů. Z uvedeného dále vyplývá, že majoritní příčinou mírně zvýšeného výskytu astmatických respiračních symptomů u dětí (indukovaných NO_2) je v hodnocené lokalitě jednoznačně imisní pozadí. Podíl vlastního příspěvku záměru na počtu případů je zanedbatelný.

Lze konstatovat, že nové roční imisní příspěvky NO_2 záměru budou mít zanedbatelný vliv na výskyt astmatických respiračních symptomů u dětí a samy nebudou představovat zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatelstvo.

Souhrnně lze konstatovat, že všechny použité přístupy potvrzují zanedbatelný vliv nových příspěvků záměru na zdravotní obtíže související s akutní a chronickou expozicí NO_2 , a to i v součtu se stávajícím imisním pozadím a ani při velmi konzervativním odhadu, kdy vztahujeme nejhorší modelové hodnoty znečištění ovzduší na celou exponovanou populaci nelze předpokládat významné zvýšení rizika chronických zdravotních účinků oxidů dusíku v důsledku realizace předkládaného záměru.

5.2 Hodnocení expozice pro oxid uhelnatý CO a charakterizace rizika

Při charakterizaci možných účinků imisí oxidu uhelnatého CO můžeme vycházet z doporučení **US. EPA – California**, která dává pro akutní působení k dispozici hodnotu **REL** (risk exposure level) = $2,3 \times 10^4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tato hodnota je hodinová a je vázána ke kardiovaskulárním potížím. Referenční koncentrace pro CO neexistuje. **Imisní limit stanovený** Nařízením vlády č. 429/2005 Sb. **pro 8 hodin** je $10\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tyto koncentrace na území dotčené oblasti neexistují.

Průměrná roční imisní koncentrace oxidu uhelnatého v nejbližší stanici AIM v Hradci Králové je dle rozptylové studie $520,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Příspěvek řešeného záměru (tj. automobilová doprava logistického areálu a jeho vytápění) k průměrným ročním imisím činí v místech nejbližší obytné zástavby $0,198 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Stávající znečištění oxidem uhelnatým v nejbližším místě měření v Hradci Králové vyjádřené osmihodinovým maximem je $1746,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Maximální vypočtený příspěvek z provozu logistického centra k průměrným osmihodinovým imisím činí v místě nejbližší obytné zástavby $65,57 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Na základě výpočtů z rozptylové studie nelze předpokládat, že by vypočtené příspěvky CO na úrovni maximálně desítek $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ způsobily překročení imisního limitu, který je $10\,000 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

5.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzen a benzo(a)pyren

Z látek s prokázaným karcinogenním účinkem jsou u emisí z dopravy nejvýznamnější benzen a polyaromatické uhlovodíky, reprezentované benzo(a)pyrenem.

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. Míra karcinogenního rizika se vyjadřuje jako individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny.

Tuto míru pravděpodobnosti (v anglické literatuře nazývaná ILCR – Individual Lifetime Cancer Risk, v české odborné literatuře označovaný jako CVRK) lze při předpokladu standardního expozičního scénáře kvantifikovat pomocí jednotky karcinogenního rizika UCR, která udává horní hranici navýšení celoživotního rizika rakoviny u jednotlivce při celoživotní expozici koncentrací $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ podle vzorce: $\text{ILCR} = \text{Rp} \times \text{UCR}$

Imisní pozadí **benzenu** v ovzduší v zájmové oblasti záměru je $2 - 3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V rozptylové studii byl vypočten příspěvek k průměrné roční koncentraci benzenu z provozu logistického centra u nejbližší obytné zástavby na $0,00063 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

Pokud bychom předpokládali průměrnou roční koncentraci benzenu v zájmové oblasti do $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pak této hodnotě odpovídá při použití jednotky karcinogenního rizika UCR dle WHO (6×10^{-6}) celoživotní navýšení karcinogenního rizika (ILCR) $2,1 \times 10^{-5}$.

Nejvyšší průměrný roční imisní příspěvek záměru by měl podle rozptylové studie dosahovat hodnot pro benzen max. $0,00063 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, který odpovídá celoživotnímu navýšení karcinogenního rizika (ILCR) $3,78 \times 10^{-9}$.

Tyto příspěvky mají o několik řádů nižší úroveň karcinogenního rizika pro benzen než je přijatelná úroveň karcinogenního rizika.

Imisní pozadí **benzo(a)pyrenu** v ovzduší v zájmové oblasti je $0,6 - 1 \text{ ng/m}^3$. V rozptylové studii byl vypočtené příspěvky k průměrné roční koncentraci benzo(a)pyrenu z provozu logistického centra byly nižší než $0,000 \text{ pg.m}^{-3}$.

Pokud bychom tedy předpokládali průměrnou roční koncentraci benzo(a)pyrenu v zájmové oblasti do 1 ng/m^3 , pak této hodnotě odpovídá při použití jednotky karcinogenního rizika UCR dle WHO ($8,7 \times 10^{-2}$) celoživotní navýšení karcinogenního rizika (ILCR) $8,7 \times 10^{-5}$.

Průměrný roční imisní příspěvek záměru (provoz logistického centra) by měl být podle rozptylové studie nižší než tisícina pg.m^{-3} pro benzo(a)pyren a lze tedy konstatovat, že tento příspěvek nenavýší celoživotní navýšení karcinogenního rizika.

Za přijatelnou, prakticky zanedbatelnou úroveň karcinogenního rizika je v USA a zemích Evropské Unie považována hodnota $\text{ILCR} = 1 \times 10^{-6}$, tj. zvýšení individuálního celoživotního rizika onemocněním rakovinou o 1 případ na 1 milion exponovaných osob, prakticky se ale s ohledem na přesnost výpočtu za akceptovatelnou považuje řádová úroveň rizika 10^{-6} .

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 $5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ pro benzen, ale i z podstatně přísnějšího pohledu zdravotních rizik. Vlastní imisní příspěvky hodnoceného záměru tento stav významně neovlivní. Podle vývoje poznatků o mechanismu karcinogenního účinku benzenu je navíc pravděpodobné, že současně používaný kvantitativní odhad míry karcinogenního rizika s použitím UCR dle WHO je nadhodnocený a skutečné riziko je nižší.

Imisní zatížení lokality benzo(a)pyrenem, podle výsledků měření na nejbližší imisní stanici v Hradci Králové, přesahuje přijatelnou úroveň z hlediska platného imisního limitu, který je 1 ng/m^3 . Toto zatížení se však provozem záměru neovlivní - výsledky výpočtů příspěvků benzo(a)pyrenu pro nejbližší obytnou zástavbu jsou o pět řádů nižší než je přijatelná úroveň rizika. Je zde třeba konstatovat, že odhad imisního pozadí dané lokality je zatížen značnou nejistotou.

5.4 Hodnocení expozice pro suspendované částice PM_{10}

Při charakterizaci možných účinků imisí suspendovaných částic frakce PM_{10} můžeme především vycházet z doporučení WHO: WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, Global update 2005.

Tyto nové poznatky o účincích pevných částic v ovzduší na zdraví však jen potvrzují nepříznivé účinky, projevující se zvýšenou nemocností a úmrtností obyvatel na kardiovaskulární a respirační onemocnění, a to již při nízké úrovni expozice hluboko pod současnými imisními limity. Toto zvýšení úmrtnosti ve vztahu k výkyvům denních koncentrací PM_{10} se týká části populace se zvýšenou citlivostí, tedy především starších lidí a osob s vážnými nemocemi srdečně-cévního systému a plic a je pozorováno vždy během několika dní po epizodě výrazného zvýšení denní imisní koncentrace.

WHO uvádí jako sumární odhad z více epidemiologických studií zvýšení celkové úmrtnosti o 0,5 % při nárůstu denní průměrné koncentrace PM_{10} o $10 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ nad $50 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Zvýšení průměrné roční koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ o $10 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ zvyšuje celkovou úmrtnost exponované populace o 6 % (2 – 11 %) a úmrtnost na kardiovaskulární onemocnění o 12 %.

Na monitorovací stanici v Hradci Králové byly v roce 2006 naměřeny nejvyšší denní 24 hodinové koncentrace $167,9 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Vlastní vypočtený imisní příspěvek denní 24hodinové koncentrace záměru u nejvíce exponované zástavby dosahuje hodnot do $6,08 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Imisní zátěž suspendovanými částicemi PM_{10} se vzhledem k délce jejich setrvání v ovzduší nemusí v příměstských oblastech zásadně odlišovat. Může být i významně ovlivněna používaným druhem paliva v rodinné obytné zástavbě.

Velkým úskalím je věrohodné hodnocení expozice. Jak již bylo uvedeno, modely rozptylových studií většinou zohledňují pouze primární emise částic z hodnocených zdrojů a spolehlivou informaci o skutečné imisní zátěži poskytují prakticky pouze výsledky dlouhodobých imisních měření. Pro dané území byla odhadnuta průměrná roční koncentrace PM_{10} od 14 do 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vlastní vypočtený imisní příspěvek k ročním průměrným koncentracím vlivem záměru u nejvíce exponované zástavby dosahuje hodnot do 0,015 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vzhledem k vypočteným příspěvkům koncentrace suspendovaných částic pro nejbližší obytnou zástavbu, které jsou o několik řádů nižší než imisní limity, které jsou stanoveny jako 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ za 24 hodin a 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ za kalendářní rok, nelze předpokládat zvýšení denního výskytu (prevalence) bronchitidy u dětí ani dospělých vlivem suspendovaných částic.

S použitím vztahů podle Aunanové je možné odhadovat zvýšení prevalence bronchitis a chronických respiračních symptomů u dětí na základě znalosti průměrné roční koncentrace PM_{10} podle vztahu $OR = \exp(\beta \cdot C)$, kde β je regresní koeficient 0,02629 (95% interval spolehlivosti $CI = 0,00273-0,05187$) a C je roční průměrná koncentrace PM_{10} v $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Hypotetický denní výskyt bronchitis a chronických respiračních symptomů u dětí při zcela čistém ovzduší byl vypočten na 3 %.

V následující tabulce je na základě tohoto vztahu proveden teoretický **výpočet prevalence bronchitis u dětí** v zájmové lokalitě záměru.

Výpočet je proveden pro odhad imisního pozadí PM_{10} v dané lokalitě 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (maximální předpokládaná hodnota pozadí), vycházející z odhadu rozptylové studie pro území s předpokládanou podobnou imisní situací. K této hodnotě je připočten nejvyšší vypočtený imisní příspěvek záměru v okolí.

Výpočtový bod	IHr $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	Prevalence CHRB děti %	
		OR	CHRB děti
Pozadí	20,000	1,3351	4,0053
+ max. příspěvek	20,015	1,3354	4,0061

Z výsledků výpočtu vyplývá, že vlivem vypočteného nejvyššího imisního příspěvku v dané lokalitě by nemělo dojít realizací záměru ke zvýšení denního výskytu (prevalence) bronchitidy u dětí oproti současnému stavu. I přesto je však třeba znovu konstatovat, že tyto výpočty jsou zatíženy vysokou nejistotou, vzhledem k odvozeným vztahům vycházejícím ze starších studií a vzhledem ke spolehlivosti pro danou situaci, kdy byly použity maximální vypočtené příspěvky pro celou populaci v okolí záměru. V obytné zástavbě bude docházet ke snížení koncentrace suspendovaných částic vlivem posuzovaného záměru.

Z výsledků výpočtů vyplývá, že vlivem vypočtených nejvyšších imisních příspěvků se v okolí záměru prakticky nezvýší denní výskyt (prevalence) bronchitidy u dětí oproti výskytu vlivem imisního pozadí. Z uvedeného dále vyplývá, že majoritní příčinou mírně zvýšeného výskytu prevalence bronchitis u dětí je v hodnocené lokalitě jednoznačně imisní pozadí. Podíl vlastního příspěvku záměru na počtu případů je zanedbatelný.

6. 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 zpracovatel vědom.

1. Největší nejistota vyplývá z nedostatečné znalosti současného imisního pozadí v hodnocené lokalitě. Použití odhadu pozadí imisní zátěže nemusí odpovídat skutečnosti, zvláště při hodnocení benzenu a benzo(a)pyrenu, kde hodnoty z imisních stanic umístěných ve městech jsou několika násobně vyšší oproti koncentraci ve volné krajině. Nejistota vyplývá i z toho, že validita modelových hodnot byla ověřena pouze rozptylovou studií.
2. Další nejistota je v nedostatečných nebo nedostupných údajích vyplývajících z úrovně současného vědeckého poznání vztahu mezi znečištěním ovzduší a poškozením zdraví.
3. Nejistotou při odhadu expozice je omezená spolehlivost vypočtených imisních koncentrací použitými rozptylovými modely, neboť v zástavbě dochází k turbulenci a změnám směru vzdušných proudů, které modely nezohledňují.
4. Množství vdechnutého vzduchu za jednotku času se vyznačuje značnou variabilitou dle věku, pohlaví i fyzické aktivity. V tomto hodnocení byly použity zobecňující hodnoty.
5. 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.
6. Jedna z vážných nejistot hodnocení expozice je pouze orientační znalost údajů o exponované populaci, která je získávána ze sčítání k určitému datu (přesné počty lidí, přesné složení, citlivé skupiny populace, doba trávená v místě bydliště apod.)
7. Určitá míra nejistoty je samozřejmě spojená i se stanovením použitých referenčních nebo doporučených hodnot WHO a závěrů epidemiologických studií. Při zobecňování výsledků epidemiologických studií by mělo být zohledněno, že publikované práce nemusejí nutně popisovat celý rozměr studovaného problému.
8. Celkově byl při odhadu expozice a rizika pro vyloučení pochybností použit konzervativní způsob, který skutečnou expozici a riziko nadhodnocuje.

7. Závěr ve vztahu ke znečištění ovzduší

- Byl hodnocen záměr „Logistický areál Březhrad“ na zdravotní stav obyvatel v okolí.
- Hodnocení bylo zaměřeno na zdravotní rizika spojená s krátkodobými a dlouhodobými expozicemi z provozu záměru (z technologie a vyvolané automobilové dopravy). Byla hodnocena rizika imisí suspendovaných částic PM_{10} , oxidu uhelnatého, oxidu dusičitého, benzenu a benzo(a)pyrenu.
- Rizika byla hodnocena pro exponované osoby žijící v objektech nejbližší záměru.
- Pro hodnocení zdravotních rizik exponované populace byl použit konzervativní expoziční scénář.
- Byl zjištěn zanedbatelný vliv nových příspěvků záměru na zdravotní obtíže související s akutní a chronickou expozicí NO_2 , a to i v součtu se stávajícím imisním pozadím.
- Byl zjištěn zanedbatelný vliv nových příspěvků záměru na zdravotní obtíže související s akutní expozicí CO, a to i v součtu se stávajícím imisním pozadím.
- Byl zjištěn nízký až zanedbatelný vliv součtů nových příspěvků záměru a imisního pozadí na zdravotní obtíže související s akutní expozicí PM_{10} .
- Bylo zjištěno mírně zvýšené zdravotní riziko součtů maximálních nových příspěvků záměru a imisního pozadí na zdravotní obtíže související s chronickou expozicí PM_{10} . Nutno zdůraznit,

že hlavní příčinou mírně zvýšeného rizika je jednoznačně imisní pozadí. Podíl vlastního příspěvku záměru je zanedbatelný.

- Bylo zjištěno, že nové roční imisní příspěvky benzenu a benzo(a)pyrenu ze záměru budou mít i v součtu se stávajícím imisním pozadím nízký až zanedbatelný vliv na výskyt souvisejících zdravotních poškození. Mírně zvýšené zdravotního riziko jednoznačně souvisí s imisním pozadím. Podíl vlastních příspěvků záměru je zanedbatelný.

Z výsledků hodnocení je možné konstatovat, že i při velmi konzervativním odhadu, kdy vztahujeme nejhorší modelové hodnoty znečištění ovzduší na celou exponovanou populaci v okolí posuzovaného záměru, nelze v důsledku realizace záměru předpokládat významně zvýšené riziko zdravotních účinků.

8. Hodnocení zdravotního rizika hluku v mimopracovním prostředí

8.1 Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Zvuky jsou přirozenou a důležitou součástí prostředí člověka, jsou základem řeči a příjmu informací, mohou přinášet příjemné zážitky. Zvuky příliš silné, příliš časté nebo působící v nevhodné situaci a době však mohou na člověka působit nepříznivě. Obecně se tyto zvuky, které jsou nechtěné, obtěžující nebo mají dokonce škodlivé účinky, nazývají hlukem a to bez ohledu na jejich intenzitu. Proto je nutné hluk do jisté míry třeba považovat za bezprahově působící noxu.

Nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví jsou obecně definovány jako morfologické nebo funkční změny organismu, které vedou ke zhoršení 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 určitými zjednodušeními rozdělit na účinky specifické, projevující se při ekvivalentní hladině hluku nad 85 až 90 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru a na účinky nespecifické (mimosluchové), kdy dochází k ovlivnění funkcí různých systémů organismu.

Tyto nespecifické systémové účinky se projevují prakticky v celém rozsahu intenzit hluku, často se na nich podílí stresová reakce a ovlivnění neurohumorální a neurovegetativní regulace, biochemických reakcí, spánku, vyšších nervových funkcí, jako je učení a zapamatovávání, ovlivnění smyslově motorických funkcí a koordinace. V komplexní podobě se mohou manifestovat ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž působení hluku může přispět ke spuštění nebo urychlení vlastního patogenetického děje.

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

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

Souhrnně lze podle zmíněného dokumentu WHO a dalších zdrojů současné poznatky nepříznivých účinků 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 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 90% 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 sluchovému poškození u citlivých skupin populace, jako jsou děti nebo osoby současně exponované i vibracím nebo ototoxickým lékům či chemikáliím. Je též známo, že zvýšená hlučnost v místě bydliště přispívá k rozvoji sluchových poruch u osob profesionálně exponovaným hladinám hluku na pracovišti.

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

Pro dostatečné 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(A). Pro více senzitivní skupiny populace by však mělo být ještě nižší.

- **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, vazokonstrikci, 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 začínají objevovat od hodnoty hluku $L_{Aeq} = 30$ dB(A). V experimentu na velkém souboru lidí různého věku se při hladině hluku 35 dB(A) probudilo 22 % pokusných osob, při 45 dB(A) dosáhlo procento probuzených 52 %. Citlivější byly ženy a osoby starší 60 let. Subjektivní kvalita spánku nebyla zhoršena při venkovním hluku pod ekvivalentní hladinu hluku pro noc 40 dB(A). Nálada a výkonnost následující den nebyla ovlivněna při hodnotách venkovního hluku do 60 dB(A). Zde je nutno podotknout, že pokusné osoby jsou osoby zdravé a převážně psychicky nadprůměrně odolné - jinak by těžko normálně spaly v experimentálních podmínkách.

Podle doporučení WHO by noční ekvivalentní hladina hluku neměla v okolí domů přesáhnout 45 dB(A), 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(A), 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 prokázány v řadě epidemiologických studií a laboratorních pokusů. Naznačují, že účinky hluku mohou být jak přechodné v podobě zvýšení krevního tlaku, tepu a vasokonstrikce, tak i trvalé ve formě hypertenze a ischemické choroby srdeční. V případě hypertenze je významná teorie, podle které se zde současně uplatňuje i nedostatek hořčíku, který je vlivem hluku uvolňován z buněk a vylučován z organismu a není u evropské populace dostatečně saturován příjmem z potravy. Nejnižší 24 hodinová ekvivalentní hladina hluku s efektem na ICHS v epidemiologických studiích byla 70 dB(A). Všeobecným závěrem je, že kardiovaskulární účinky jsou spojeny s dlouhodobou expozicí ekvivalentní hladině hluku $L_{Aeq,24h}$. V rozmezí 65 - 70 dB(A) a více, pokud jde o letecký nebo dopravní hluk. Avšak tato asociace je slabá a je poněkud silnější pro ICHS než pro hypertenzi. Nicméně i toto malé riziko je potencionálně závažné vzhledem k velkému počtu takto exponovaných osob. Dále je třeba mít na paměti, že hluk je noxa bezprahová a že uvedené výsledky se vztahují na statisticky signifikantní průkaz vztahu a proto je nutné účinky předpokládat i při hladinách venkovního hluku významně nižších. Pozorování dalších účinků hlukové expozice, jako jsou změny v hladině stresových hormonů, změny imunitního systému, zvýšená motilita gastrointestinálního traktu, 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. Podobně nejsou jednoznačné ani výsledky studií zaměřených na *vztah hlukové expozice a projevů poruch duševního zdraví*. 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. Souvislosti mezi hlukovou expozicí a účinky na duševní zdraví byly nalezeny u ukazatelů jako je spotřeba léků, výskyt některých psychiatrických symptomů a hospitalizací.
- **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. V reálných podmínkách bylo v závislosti na hluku prokázáno zhoršené osvojování čtení u dětí školního věku v okolí velkých letišť.
- **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, anxiozita, pocity beznaděje nebo vyčerpání. U každého člověka existuje určitý stupeň senzitivity, respektive tolerance k rušivému účinku hluku, jako významně osobnostně fixovaná vlastnost. V normální populaci je 10-20 % vysoce senzitivních osob, stejně jako velmi tolerantních, zatímco u zbylých 60-80 % populace víceméně platí kontinuální závislost míry obtěžování na intenzitě hlukové zátěže. 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

něž 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 nejhluchnějších stavebních operací do hotelu. Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v témže bytě či jiném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace se prohlubuje a fixuje. 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. Vysoké hladiny hluku vedou i k nepříznivým projevům v sociálním chování, mohou u predisponovaných jedinců zvyšovat agresivitu a redukovat přátelské chování a ochotu k pomoci. Svoji úlohu zde hraje i zhoršená řečová komunikace, výsledky studií ukazují, že je více snížena ochota ke slovní pomoci (poradit v orientaci, upozornit na nehodu), než k pomoci fyzické. U všech typů dopravního hluku se procento osob se silnými negativními emocemi začíná zvyšovat při působení hluku od ekvivalentní hladiny $L_{dn} = 42$ dB(A). Procento mírně nespokojených osob roste od $L_{dn} = 37$ dB(A).

Dle doporučení WHO je během dne jen málo lidí vážně obtěžováno při svých aktivitách ekvivalentní hladinou hluku pod 55 dB(A), nebo mírně obtěžováno při L_{Aeq} pod 50 dB(A). Tam, kde je to možné, zejména při novém rozvoji území, by proto měla být limitující hladina hluku nižší. Většina evropských zemí používá pro nový rozvoj limitující L_{Aeq} 40 dB(A). Během večera a noci by hladina hluku měla být o 5 - 10 dB nižší, nežli ve dne.

- **Zvýšení celkové nemocnosti** bylo zjištěno v řadě epidemiologických studií u souborů populace, exponované neprofesionálně vysokým hladinám hluku. Nejpravděpodobnějším vysvětlením tohoto jevu je důsledek působení chronického stresu. Může jít o některá onemocnění zažívacího traktu, poruchy krevního tlaku, arteriosklerózu, zánětlivá onemocnění, nižší odolnost vůči infekci, poruchy menstruačního cyklu a v těhotenství, spastické stavy a prediabetické stavy. V retrospektivní studii bylo zjištěno, že k rozdílům v nemocnosti docházelo až po delší době strávené v hlučném prostředí, u nervových onemocnění po 8-10 letech, u cévních onemocnění až po 11-15 letech.

Při hodnocení působení hluku na lidské zdraví si ovšem 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 interindividuálně, ale i situačně, sociálně, emocionálně a historicky. V praxi se proto nezdá 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.

8.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika

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

V daném případě jsou k dispozici výstupy akustické studie, která posuzuje hlukové poměry v dotčeném území po realizaci záměru a hodnotí ovlivnění nejbližší obytné zástavby novými zdroji hluku, které zde budou působit.

Předmětem posuzovaného záměru je vybudování nového dostatečně kapacitního logistického centra společnosti ThyssenKrupp Ferrosta, spol. s r.o. v lokalitě Hradec Králové – Březhrad. Jeho

hlavním úkolem bude skladování a distribuce hutního materiálu. Skladovány budou ocelové a hliníkové profily a plechy. Před expedicí hutního materiálu je ve skladu logistického centra uvažováno s úpravou materiálu dle přání zákazníka řezáním a zkracováním.

Provoz v logistickém areálu přinese do lokality nové zdroje hluku – stacionární zdroje hluku na objektu a v objektu skladové haly, nákladní a osobní automobilovou dopravu, provoz železniční vlečky do areálu.

V akustické studii je posuzován **budoucí stav po realizaci záměru** a nárůstu dopravy související s provozem v této ploše. Hodnocení je provedeno pro rok 2012 (předpokládaný termín najetí plného provozu).

Současná akustická situace byla zjišťována měřením hluku u nejbližší obytné zástavby a modelovým výpočtem vycházejícím ze současné dopravní situace v území.

Realizace plánovaného záměru bude rozložena do dvou etap tak, aby v první etapě navrhované a projektované objekty nezasahovaly do ploch, které nejsou územním plánem města Hradec Králové určeny k zástavbě a současně aby nezasahovaly do ploch lesních pozemků. V předkládané hlukové studii je hodnocen záměr po realizaci II. etapy.

V I. etapě bude vybudována čtyřlodi skladovací hala o zastavěné ploše 22687,5 m² a administrativní budova (plocha 1 093 m²) s umístěním v přední příjezdové části do areálu (obr č. 2), bez řešení železniční vlečky a dopravní objízdné komunikace po pravé straně haly. Ve II. etapě (po schválení změn ÚPm) budou postaveny zbývající části jednotlivých lodí skladové haly a budou dokončeny dopravní objízdné komunikace po pravé straně haly tak, aby byl naplněn původní projekt výstavby včetně napojení železniční vlečky a dokončení objízdné komunikace. Celková plocha skladovací haly po dokončení obou etap činí 25 187,3 m².

Na severní hranici areálu bude vybudován 4 m vysoký ozeleněný protihlukový val. Jeho délka bude cca 235 m, šířka v patě 9 m. Bude osázen stromy s keřovým patrem

Hlavní dopravní napojení areálu je uvažováno po nově vybudované komunikaci podél jižní strany areálu bývalé SALMY Březhrad (dnes EUROICE s.r.o.) od stávající přístupové komunikace do areálu QUELLE - stávající komunikace podél východní strany areálu bývalé SALMY s napojením na mimoúrovňový sjezd ze silnice I/37 Hradec Králové - Pardubice. Po této komunikaci bude realizována veškerá nákladní doprava. Před areálem QUELLE bude zachována a upravena stávající otočka autobusů MHD – nově navržený logistický areál bude bezproblémově dostupný z Hradce Králové autobusy městské hromadné dopravy.

Pro nákladní a osobní dopravu nebude využívána stávající komunikace podél železniční tratě ČD Hradec Králové – Pardubice (SZ strana areálu) a podél stávajících bytových panelových objektů (S strana areálu). Ta bude využívána výhradně z havarijních a požárních důvodů (možnost příjezdu požárních vozidel apod.). Navržený výjezd na tuto komunikaci nebude využíván pro nákladní a osobní dopravu.

Do areálu bude vybudována vlečková kolej, navazující na stávající železniční vlečku napojující průmyslovou zónu na železniční trať Hradec Králové – Pardubice.

Pro hodnocení hluku z automobilové dopravy a z průmyslových zdrojů hluku byl v akustické studii použit program HLUK+ pásma firmy JpSoft ver. 8.16 profi „Výpočet hladiny hluku ve venkovním prostředí“. Z porovnání výsledků výpočtu a výsledků měření, provedených autory programu, je možno teoretické výsledky výpočty i pro složitější dopravně-urbanistické situace zařadit do II. třídy přesnosti s chybou ± 2 dB. Velmi důležitou skutečností přitom je, že při všech ověřovaných běžných situacích je vypočítaná hodnota vždy vyšší než hodnota L_{Aeq} reálně naměřená. Hodnoty L_{Aeq} získávané na základě výpočtů postupem dle metodiky výpočtu hluku ze silniční dopravy tedy jsou na straně bezpečnosti výpočtu.

Výpočet hladin akustického tlaku v hale byl proveden programem IZOFONIK ver. 3.2. Při výpočtu byl předpokládán souběh činnosti všech zařízení, což je maximálně nepříznivá situace, ke které obvykle nebude docházet.

Pro hodnocení hlukové situace zájmového území byly vybrány kontrolní měřicí body a stanoven způsob měření a hodnocení výpočtem v jednotlivých referenčních bodech.

Referenční body řešení hlukové situace zájmového území jsou:

Referenční bod č.	Obytný objekt
1	bytový dům č.p. 185
2	bytový dům č.p. 186
3	bytový dům č.p. 179
4	rodinný dům č.p. 178 (za železniční tratí)
5	rodinný dům č.p. 107 (za železniční tratí)
6	rodinný dům č.p. 115 (za železniční tratí)

V zájmovém území byla na základě stávajících měření hluku provedena podrobná analýza zdrojů hluku. Dominantním zdrojem hluku celého zájmového území je dopravní hluk ze železnice a místní silniční komunikace. Pro zhodnocení stávající akustické situace bylo zvoleno denní měření hluku dne 26. 5. 2008 v jednom kontrolním měřicím bodě (bytový dům č.p.186), a to včetně podrobného sčítání železniční i automobilové dopravy.

Naměřené hodnoty akustického tlaku byly následně vyhodnoceny výpočtovým programem, jehož pomocí byl odseparován běžný komunální hluk. Ekvivalentní hladiny akustického tlaku A v referenčních bodech byly stanovovány 2 m před fasádou domů ve výšce obytných místností.

Vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku L_{Aeq} [dB] v chráněném venkovním prostoru staveb ze zdrojů v areálu, v denní době

Bod	výška [m]	skladový areál			současný hluk bez PHS	celkem	současný hluk s PHS	celkem	nárůst
		doprava	průmysl	celkem					
1	3	33,7	37,1	38,7	52,3	52,5	51,0	51,2	+0,2
	6	40,3	38,6	42,5	53,7	54,0	52,4	52,8	+0,4
	9	42,7	39,9	44,6	54,6	55,0	53,3	53,8	+0,5
	13	44,3	40,7	45,8	56,4	56,8	55,1	55,6	+0,5
2	3	27,0	35,0	35,7	46,6	46,9	44,5	45,0	+0,5
	6	31,9	36,0	37,4	48,0	48,3	45,9	46,4	+0,5
	9	34,7	36,7	38,8	49,0	49,3	47,0	47,5	+0,5
	13	36,5	37,1	39,8	51,0	51,3	49,1	49,6	+0,5
3	3	26,4	32,0	33,0	50,2	50,3	45,5	45,7	+0,2
	6	29,8	32,9	34,6	51,6	51,7	46,8	47,1	+0,3
	9	33,6	33,6	36,6	52,5	52,6	47,8	48,1	+0,3
	13	36,2	34,0	38,3	54,3	54,4	49,7	50,0	+0,3
4	5	35,6	34,6	38,1	67,6	67,6	61,8	61,8	0,0
5	5	30,7	33,3	35,2	59,4	59,4	52,0	52,1	+0,1
6	5	31,1	34,0	35,8	63,0	63,0	56,3	56,3	0,0
Limit		50	50	50	60		-		-

Z tabulky hlukové studie je patrné, že v současné době se pohybují ekvivalentní hladiny akustického tlaku v chráněném venkovním prostoru staveb v době denní pod hranici hygienického

limitu pro hluk z dopravy (60 dB). Pouze u objektů za železniční tratí (ref. body 4 – 6) je hygienický limit překročen resp. na hranici limitu. Po vybudování plánované protihlukové stěny budou ekvivalentní hladiny akustického tlaku pod hygienickým limitem (u objektu ref. bod 4 v oblasti nejistoty výpočtu).

Nárůst hluku po realizaci záměru v nejbližších chráněných prostorech budov je od 0,2 do 0,5 dB. V obci Březhrad na opačné straně železniční trati se hluk z areálu neprojeví.

Vlastní provoz logistického centra neovlivní ekvivalentní hladiny akustického tlaku v chráněném venkovním prostoru nejbližších staveb.

Obecně platí, že změna hlukové zátěže do 2 dB(A) je měřením objektivně neprokazatelná a smyslově nerozpoznatelná.

8.2.1 Prahové hodnoty prokázaných účinků hluku pro kvalitativní charakterizaci rizika

Při obecné kvalitativní charakterizaci zdravotních účinků hluku je možné orientačně vycházet z prahových hodnot hlukové expozice pro nepříznivé účinky hluku v denní a noční době ve venkovním prostředí, které se dnes považují za dostatečně prokázané a to při expozici hluku z dopravy. Tyto prahové hodnoty platí pro větší část populace s průměrnou citlivostí vůči účinkům hluku. S ohledem na individuální rozdíly v citlivosti, je tedy třeba předpokládat možnost těchto účinků u citlivější části populace i při hladinách hluku nižších.

Tabulka: Prahové hodnoty prokázaných nepříznivých účinků hluku - den

	dB /A/						
Nepříznivý účinek	40-45	45-50	50-55	55-60	60-65	65-70	70-75
Kardiovaskulární účinky							
Zhoršená komunikace řečí							
Pocit obtěžování hlukem							
Mírné obtěžování							

Tabulka: Prahové hodnoty prokázaných nepříznivých účinků hluku - noc

	dB /A/					
Nepříznivý účinek	35-40	40-45	45-50	50-55	55-60	60+
Zhoršená nálada a výkonnost						
Vnímaná horší kvalita spánku						
Zvýšené užívání sedativ						
Pocit obtěžování hlukem						
Zvýšená nemocnost						

Z tabulky obecně vyplývá, že při dodržení hygienického limitu 50/40dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní/noční době, se nepředpokládá existence zdravotních rizik hluku pro exponované osoby. Nelze ovšem vyloučit možnost určité míry obtěžování i úrovní hluku podlimitní v případě expozice osob se zvýšenou citlivostí vůči hluku nebo v případě hluku se

zvýšeným rušivým vlivem, jako je hluk doprovázený vibracemi nebo hluk obsahující nízké frekvenční složky. Nepříjemnější je též hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující výrazné tónové složky.

8.2.2 Vztahy expozice a účinku pro kvantitativní charakterizaci rizika hluku

Vztahy expozice a účinku vycházející z meta-analýzy zahraničních epidemiologických studií a doporučené v zemích EU

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} nebo L_{dvn} v rozmezí 45 - 75 dB a procentem obyvatel, u kterých lze očekávat pocity obtěžování (ve třech stupních škály intenzity obtěžování), a to zvláště pro hluk z letecké, silniční a železniční dopravy. Úzký konfidenční interval odvozených vztahů indikuje jejich relativní spolehlivost, i když je třeba předpokládat ovlivnění variabilními podmínkami v jednotlivých konkrétních případech. 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.

Tyto vztahy mezi hlukovou expozicí v L_{dn} nebo L_{dvn} v rozmezí 45 - 75 dB a procentem obyvatel, nelze v tomto hodnocení použít, protože hluk z realizace záměru se pohybuje pod tímto rozmezím a nejsou ani známy počty osob exponované v současné době.

8.2.3 Hluk z výstavby

V průběhu výstavby bude okolí zatíženo hlukovými emisemi stavebních strojů a vozidel obsluhujících stavbu. Zdrojem hluku v období výstavby budou zejména zemní práce (budování násypů a zářezů, zakládání konstrukcí mostních objektů, stavební a zemní práce v oblasti nových křižovatek apod.). V současné době není znám dodavatel stavby, použití stavebních mechanismů při výstavbě, ani přístupové cesty, proto nelze hluk ze staveniště přesně stanovit.

V akustické studii byl proveden pouze odhad akustické situace v době výstavby.

Vzhledem k blízkosti nejbližší obytné zástavby, která je cca 20 m osy od budoucího zemního valu, bude v první fázi při budování části tohoto valu v délce asi 75 m (to je část valu přímo proti domu č.p. 186, ve kterém je cca 43 obyvatel) docházet k překračování nejvyšší přípustné hladiny akustického tlaku pro stavební činnost cca o 6 dB (ekvivalentní hladina akustického tlaku bude u tohoto domu cca 72 dB).

Tento hluk nelze zcela eliminovat, lze jej však výrazně snížit použitím vhodné organizace práce. Lze například omezit dobu provádění prací v blízkosti tohoto domu v průběhu dne na několik hodin, nejlépe v dopolední době kdy je většina obyvatel mimo domov, a provádět ve zbývajících dobách práce ve větší vzdálenosti od tohoto domu.

Při provádění dalších stavebních prací ve větší vzdálenosti od obytné zástavby a při vybudovaném zemním valu již nebude docházet k překračování hodnoty hygienického limitu. Bude však vhodné při jejich provádění dodržet některá opatření.

Z preventivních a organizačních opatření to je např. výběr stavebních mechanismů s nejnižší hlučností, organizování stavebních prací tak aby nejhlučnější činnosti byly prováděny v hodinách kdy je většina obyvatel mimo domov, neprovádět hlučné práce o víkendech a o svátcích případně provádět stavební práce pouze v pracovních dnech ap.

8.3 Analýza nejistot

Každé hodnocení zdravotního rizika je nevyhnutelně spojeno s určitými nejistotami, danými použitými daty, expozičními faktory, odhady chování populace apod. Při hodnocení rizika hluku se většinou setkáváme se třemi základními okruhy nejistot:

1. Jedna ze základních nejistot vyplývá z údajů o intenzitě hlukové expozice – modelování je pro odhad hlukové expozice většinou vhodnější než měření, podmínkou ale je, aby se vycházelo ze správných podkladů, např. pokud jde o intenzitu dopravy na komunikaci. Bývá vhodné ověření měřením ve vybraných referenčních bodech.
2. Další nejistota se může projevit v případech hodnocení hlukové zátěže většího území, jako jsou dopravní stavby nebo velké výrobní areály, kdy velmi záleží na stanovení dostatečného počtu reprezentativních bodů.
3. Nejistota může být i z přijetí konzervativního přístupu s vědomím nadhodnocení průměrné expozice a odhad rizika provedený cíleně pro nejvíce exponované objekty s vědomím, že v ostatní části území bude situace příznivější.
4. Další nejistota vychází z přesné neznalosti počtu exponovaných osob a z míry rizika zdravotního poškození a z neznalosti citlivých populačních skupin.
5. Není zohledněna ani orientace oken jednotlivých objektů vůči zdrojům hluku, dispoziční řešení bytů, věková skladba obyvatel ani doba jejich pobytu v daném místě.
6. Popisované vztahy mezi hlukovou expozicí a jejím účinkem nelze považovat za absolutně platné za všech podmínek.
7. Další nejistota je způsobená vlivem konkrétních místních podmínek a rozdílným stupněm vnímavosti a citlivosti exponované populace.

8.4 Závěr k hodnocení hluku

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

- Vlivem realizace záměru „Logistický areál Brežhrad“, dojde k minimálnímu ovlivnění akustické situace ve venkovních chráněných prostorech nejbližších obytných staveb.
- Vliv provozu stacionárních zdrojů záměru je v chráněném venkovním prostoru staveb v zájmovém území minimální a neovlivní stávající akustickou situaci v posuzovaném území.
- Vliv provozu vyvolané automobilové dopravy záměru je v chráněném venkovním prostoru staveb v zájmovém území minimální a neovlivní stávající akustickou situaci v posuzovaném území.
- Provoz v logistickém areálu bude omezen pouze na denní dobu, to je od 6 do 22 hodin. Nárůst hluku po zprovoznění záměru bude nevýznamný – v zástavbě bytových domů to bude maximálně o 0,5 dB, za železniční tratí k nárůstu akustické zátěže ve srovnání se současným stavem nedojde.
- Při výstavbě areálu by mohlo při pohybu stavební mechanizace u severní hranice areálu, především při intenzivní výstavbě zemního valu, docházet k překročení hygienického limitu provádění stavebních prací. Tuto situaci je možno vhodnou organizací prací a volbou mechanismů s nejnižší hlučností zkrátit na co nejkratší dobu a dopad na obyvatelstvo nejbližších domů minimalizovat.

Z výsledků výpočtů v akustické studii vyplývá, že provoz posuzovaného záměru Logistický areál Brežhrad výrazně neovlivní stávající akustickou situaci v okolí a vypočtené ekvivalentní hladiny akustického tlaku z provozu areálu nepřekročí hygienické limity pro denní/noční dobu a

neovlivní stávající akustickou situaci, kde dominantním zdrojem hluku v posuzované lokalitě je železniční a automobilová doprava nesouvisející se záměrem.

Z vypočtených ekvivalentních hladin akustického tlaku je patrné, že provozem posuzovaného záměru nebude docházet k překračování hygienických limitů v chráněném venkovním prostoru u nejbližší obytné zástavby pro denní ani noční dobu a tím nelze předpokládat zvýšení zdravotních rizik hluku pro obyvatele v jeho okolí.

9. Psychické a subjektivní vlivy

Hodnocení zdravotních rizik záměru „Logistický areál Březhrad“ na veřejné zdraví prokazuje, že realizací samotného záměru nebudou v dotčené lokalitě v okolí záměru významně změněny podmínky pro obtěžování hlukem z hlukových emisí samotného záměru „Logistický areál Březhrad“ ani podmínky pro ohrožení veřejného zdraví emisemi uvažovaných chemických škodlivin. Realizovaný záměr však představuje vizuální změnu okolí, které se přímo dotýká okolní obytné zástavby.

Plánovaný provoz realizovaného záměru, který bude umístěn na v současné době řídce zalesněném prostoru, vede k subjektivním obavám části obyvatelstva v okolí. Ačkoli se nejedná o kulturně hodnotné území, je tento prostor v současnosti využíván k občasně občanské rekreaci. Výstavbou záměru bude obyvatelům okolní obytné zástavby toto využití odejmuto. Tato problematika spadá do oblasti vnímání rizika a je do značné míry ovlivnitelná otevřeným přístupem investora a provozovatele záměru a transparentností jeho vztahu k orgánům státní správy a komunikací s veřejností. V každém případě však tento vliv bude v určité části populace působit ve formě subjektivního pocitu zvýšeného rizika v místě bydliště a zhoršení pocitu pohody a klidu v obytném prostředí, a to i přes to, že nebude docházet k překračování hygienických limitů pro hluk a chemické škodliviny.

Výstavba záměru bude působit narušení psychické pohody nejvýrazněji u nejbližší dotčené obytné zástavby, kterou je obytný objekt č.p. 186 (cca 43 obyvatel). V době výstavby budou nejvíce rušivým prvkem stavební práce a s tím spojená nákladní automobilová doprava. Je však třeba přihlídnout ke skutečnosti, že výstavba záměru bude z investičních hledisek zkrácena na co nejkratší časové období, takže psychická zátěž obyvatel z výstavby záměru nebude trvalého charakteru. Tuto zátěž lze také eliminovat použitím opatření navržených v kap. 8.2.3. Hluk z výstavby.

10. CELKOVÝ ZÁVĚR

Vyhodnocením výstupů *rozptylové studie* lze i přes všechny uvedené nejistoty konstatovat:

- Riziko změny imisního zatížení i přes všechny uvedené nejistoty lze považovat za akceptovatelné a sledované látky tak nepředstavují pro sledovanou populaci významně zvýšené zdravotní riziko.

Na základě vyhodnocení výstupů *akustické studie* lze i přes všechny uvedené nejistoty konstatovat:

- Hluk z provozu logistického centra a jím vyvolané dopravy splňuje hygienické limity pro denní i noční dobu

- Dominantním zdrojem hluku v zájmové lokalitě je železniční trať Hradec Králové – Pardubice, která nesouvisí s posuzovaným záměrem.
- Vztahy expozice a účinku vycházející z meta-analýzy zahraničních epidemiologických studií a doporučení v zemích EU pro zhodnocení subjektivního rušení spánku hlukem a obtěžování z dopravy nebylo možné v tomto konkrétním případě použít pro nedostatek podkladů. Zpracovatel se domnívá, že tato skutečnost nějak neovlivnila jeho závěr
- Změny v akustické situaci jsou z hlediska zdravotních rizik akceptovatelné, i když nelze zcela vyloučit, že některé citlivé osoby mohou být hlukem rušeny i když budou hygienické limity pro hluk z dopravy dodrženy.

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 po realizaci předkládaného záměru akceptovatelné.

Na základě provedeného vyhodnocení odhadu zdravotních rizik lze vyvodit závěr, že v souvislosti s realizací předkládaného záměru „Logistický areál Březhrad“ nepředstavuje tato aktivita zvýšené zdravotní riziko pro obyvatele posuzovaného území.

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. Guidelines for Community Noise, WHO Geneva 1999
5. WHO: Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě, MŽP ČR 1996
6. SZÚ Praha Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystem 3 „Zdravotní důsledky a rušivé účinky hluku – odborná zpráva za rok 2005, SZÚ Praha
7. WHO: Air quality guidelines for Europe, sekonde edition, 2000
8. WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide Global update 2005
9. IARC: Monographs Database on Carcinogenic Risks to Humans
10. Database IRIS, 2003
11. Database ATSDR – Toxicological Profiles
12. SZÚ Praha Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystem 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – odborná zpráva za rok 2005, SZÚ Praha
13. Autorizační návod AN 15/04, SZÚ Praha 2004

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

Přílohy

Osvědčení odborné způsobilosti