

Příloha 8

Hodnocení vlivu záměru na veřejné zdraví

Ústí nad Labem, Dobětice, Slunečná pláň technická a dopravní infrastruktura, výstavba rodinných domů

Posouzení vlivů na veřejné zdraví

Zadavatel: Mobilní haly spol. s r.o.
Malátova 2509/14, 400 11 Ústí nad Labem

Zpracovatel: RNDr. Marcela Zambojová
držitelka osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví
uděleného Ministerstvem zdravotnictví ČR
číslo jednací: OVZ-300-18.5.06/23562, prodloužení č.j. MZDR 19955/2016-2/OVZ
Pořadové číslo osvědčení: 1/2006, prodloužení 1/2021 ze dne 4.3.2021
Hruškovská 888, 190 12 Praha 9
Tel.: 606 503 710
E-mail: zambojova@seznam.cz



duben 2023

RNDr. MARCELA ZAMBOJOVÁ
Hruškovská 888, 190 12 Praha 9
IČ: 865 74 426
tel.: 606 50 37 10

Obsah		strana
1	Úvod	3
2	Hlavní podklady	3
3	Charakteristika území	3
4	Znečištění ovzduší	4
4.1	Identifikace nebezpečnosti	4
4.1.1	Oxidy dusíku – oxid dusičitý	5
4.1.2	Suspendované částice PM ₁₀ a PM _{2,5}	5
4.1.3	Benzen	6
4.1.4	Benzo(a)pyren	7
4.2	Charakterizace nebezpečnosti	8
4.2.1	Oxidy dusíku – oxid dusičitý	8
4.2.2	Suspendované částice PM ₁₀ a PM _{2,5}	8
4.2.3	Benzen	9
4.2.4	Benzo(a)pyren	10
4.3	Hodnocení expozice a charakterizace rizika	10
4.3.1	Oxidy dusíku – oxid dusičitý	11
4.3.2	Suspendované částice PM ₁₀ a PM _{2,5}	12
4.3.3	Benzen	16
4.3.4	Benzo(a)pyren	16
5	Hluk	17
5.1	Identifikace nebezpečnosti	17
5.2	Charakterizace nebezpečnosti	21
5.3	Hodnocení expozice	24
5.4	Charakterizace rizika	25
6	Analýza nejistot	28
7	Závěr	28
8	Seznam zkratk	31
9	Podklady a literatura	32

1 Úvod

Toto posouzení vlivu na veřejné zdraví je zpracováno jako odborný podklad pro vyhodnocení vlivu záměru „Ústí nad Labem, Dobětice, Slunečná pláň – technická a dopravní infrastruktura, výstavba rodinných domů“ na životní prostředí podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, v platném znění a je samostatnou přílohou přepracované dokumentace podle § 8 a přílohy č. 4 zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, v platném znění. Záměr spočívá v rekonstrukci stávajícího vodovodního řadu v majetku SVS a.s. v ulici Šrámkova před Domovem pro seniory a vybudování nových inženýrských sítí a dopravní infrastruktury pro budoucí výstavbu celkem 72 rodinných domů ve dvou etapách, dle platné územní studie „Dobětice – Slunečná pláň“ zpracované společností Projekty CZ s.r.o. v roce 2011. Celková plocha dotčeného území budoucího záměru je cca 96 700 m².

Předmětem tohoto posouzení je zhodnocení vlivů provozu záměru na životní prostředí z hlediska vlivů na veřejné zdraví. Vzhledem k tomu, že pro posuzování vlivů na veřejné zdraví se používají vztahy odvozené pro dlouhodobou expozici, je toto posouzení zaměřeno na vliv provozu 72 rodinných domů. Etapa výstavby je přechodná.

Posouzení vlivu na veřejné zdraví (Health impact assessment – HIA) v rámci posouzení vlivů na životní prostředí EIA je kombinace postupů a metod, kterými mohou být posouzeny dopady předkládaných záměrů na zdraví populace. Vlastní hodnocení zdravotního rizika obecně zahrnuje čtyři základní kroky:

- 1) Identifikace nebezpečnosti – popis nepříznivých účinků sledovaného faktoru na zdraví
- 2) Charakterizace nebezpečnosti – zahrnuje charakterizaci vztahu dávky a účinku
- 3) Hodnocení expozice – popis velikosti, četnosti a doby trvání expozice, cesty vstupu do organismu, odhad velikosti a složení exponované populace
- 4) Charakterizace rizika – kvantitativní či kvalitativní vyhodnocení velikosti rizika vlivu na zdraví na základě dat z předchozích kroků

Nezbytnou součástí hodnocení rizika je analýza nejistot, se kterými každý odhad rizika nevyhnutelně pracuje. Jejich přehled a rozbor napomáhá objektivnějšímu pohledu na zhodnocení rizika při jeho řízení.

2 Hlavní podklady

Základním podkladem pro posouzení vlivu na veřejné zdraví byly studie zpracované v rámci oznámení podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů životního prostředí, v platném znění.

- Rozptylová studie pro záměr „Ústí nad Labem, Dobětice, Slunečná pláň – technická a dopravní infrastruktura, výstavba rodinných domů“, zpracovatel Ing. Martin Vejr, Jince, duben 2023
- Hluková studie pro záměr „Ústí nad Labem, Dobětice, Slunečná pláň – technická a dopravní infrastruktura, výstavba rodinných domů“, zpracovatel Ing. Martin Vejr, Jince, duben 2023

3 Charakteristika území

Zájmové území se nachází v Ústeckém kraji na území okresu Ústí nad Labem, ve správním obvodu města Ústí nad Labem, v katastrálním území Dobětice. Řešené území zahrnuje prostor Šrámkovy ulice v úseku od Domova pro seniory až na okraj zastavěného území směrem na Žežice. Šrámkova ulice zároveň řešené území ohraničuje na jeho severním okraji. Na západě řešené území navazuje na stávající zástavbu městské části Dobětice. Z jihu je území ukončeno přírodní lokalitou údolí Dobětického potoka, částečně využívaného zahrádkářskými osadami. Na východním okraji přechází řešené území do ploch volných v katastrálním území Žežice.

V první etapě záměru je plánována výstavba 10 rodinných domů, které budou dopravně obsluhovány po stávající obecní komunikaci. Výstavba 2. etapy rodinných domů je již podmíněna vybudováním nové komunikace přes údolí Dobětického potoka, která zajistí minimalizaci dopravní zátěže v intravilánu „staré“ části městské části Dobětice.

Umístění záměru je dobře patrné z následujícího obrázku převzatého z hlukové studie. Na obrázku je záměr zasisťován do letecké mapy řešeného území. Zobrazeny jsou na obrázku dále také výpočtové referenční body, které se shodují s výpočtovými body zvolenými v rámci rozptylové studie



Obr. 5: Vyznačení umístění záměru (převzato z hlukové studie)

Dotčenou obytnou zástavbu tvoří rodinné a bytové domy umístěné podél přepravních tras generované automobilové dopravy v přilehlé části Ústí nad Labem, k.ú. Dobětice. Pro účel hlukové i rozptylové studie bylo zvoleno deset referenčních bodů reprezentujících dotčenou obytnou zástavbu. Dle nahlížení do katastru nemovitostí se jedná převážně o rodinné domy a objekty k bydlení, ve kterých je umístěno celkem 40 až 50 bytových jednotek. Při uvažovaném maximálním počtu 3 obyvatel na jednu bytovou jednotku se jedná o 150 obyvatel exponovaných navýšeným hlukovým hladinám v důsledku provozu posuzovaného záměru.

V případě hluku je vzhledem k vlastnostem této noxy exponované obyvatelstvo omezeno na tuto nejbližší zástavbu. Vzdálenější zástavba bývá již hlukově odstíněna.

Pro účely hodnocení vlivu na koncentrace škodlivin v ovzduší je v úvahu vzato i obyvatelstvo vzdálenější zástavby. Vzhledem k tomu, že zdrojem emisí je pouze generovaná automobilová doprava realizovaná na terénu byl počet obyvatel exponovaných navýšeným imisním koncentracím odhadnut na nejvýše 1000 obyvatel. Nicméně obyvatelstvo vzdálenější zástavby bude exponováno významně nižším hodnotám imisních příspěvků, než jsou hodnoty vypočítané ve zvolených referenčních domech. Vyplývá to z faktu, že se vzdáleností od komunikace hodnoty imisních příspěvků exponenciálně klesají.

4 Znečištění ovzduší

4.1 Identifikace nebezpečnosti

Nebezpečnost je chápána jako vlastnost daného posuzovaného faktoru a jeho potencionálního vlivu na zdraví. Druhy a množství škodlivin emitovaných z provozu záměru jsou uvedeny v rozptylové studii. Výpočet je proveden pro oxidy dusíku (resp. oxid dusičitý), částice PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen a benzo(a)pyren ve fázi provozu. Posouzení vlivů na veřejné zdraví je standardně zaměřeno na zhodnocení imisních příspěvků ve fázi provozu vzhledem k tomu, že je pracováno s doporučenými koncentracemi odvozenými pro dlouhodobou, celoživotní expozici. Z tohoto důvodu nelze imisní příspěvky ve fázi časově omezené výstavby z hlediska vlivů na veřejné zdraví stanovenými postupy hodnotit.

4.1.1 Oxidy dusíku – oxid dusičitý

Oxid dusičitý (NO₂) je dráždivý plyn červenohnědé barvy s charakteristickým štiplavým zápachem. Čichový práh je různými autory uváděn v rozmezí 100 až 410 µg/m³, při zvýšení koncentrace se na čichový vjem projevuje adaptace. Ze zdravotního hlediska je ze sumy oxidů dusíku nejvýznamnější právě oxid dusičitý. Jeho význam je dán nejen přímými účinky na zdraví, ale dále si zasluhuje pozornost i vzhledem k tomu, že je prekurzorem ozonu.

Hlavními antropogenními zdroji oxidů dusíku jsou emise ze spalování fosilních paliv, v praxi především automobilová doprava v kombinaci se stacionárními spalovacími zdroji pro vytápění.

Monitorováním venkovního ovzduší byly zjištěny v České republice maximální hodinové imisní koncentrace oxidu dusičitého za poslední publikované roky v rozmezí 19 µg/m³ na pozadových přírodních stanicích až po např. 229 µg/m³ na imisní stanici Ostrava - Poruba v roce 2021. Imisní koncentrace převyšující hodinový imisní limit 200 µg/m³ byly naměřeny ve městech především na dopravních stanicích. Uvnitř budov však mohou k individuální expozici významně přispívat např. plynové spotřebiče nebo cigaretový kouř. V případě průměrných ročních imisí oxidu dusičitého se pohybují naměřené průměrné roční imise oxidu dusičitého za poslední roky na imisních stanicích publikovaných v ročenkách ČHMÚ (Znečištění ovzduší v datech) v rozmezí 2 až maximálně 55 µg/m³ na imisní stanici Praha 2 - Legerova.

Při vdechování může být absorbováno 80 až 90 % oxidu dusičitého. Významná část vdechnutého oxidu dusičitého je odstraněna z nosohltanu; proto při změně dýchání nosem na dýchání ústy lze očekávat zvýšené pronikání oxidu dusičitého do dolních cest dýchacích. Studie řízených expozic u lidí uvádějí snížené a vzájemně rozporné výsledky týkající se respiračních účinků u astmatiků a normálních jedinců. Ačkoliv v základních souborech zdravotních údajů zůstávají nejistoty, pravděpodobně nejcitlivějšími subjekty jsou astmatictí pacienti, u nichž bylo opakovaně popsáno ovlivnění plicních funkcí při krátkodobé expozici na úrovni 560 µg/m³. Naopak u zdravých dobrovolníků v klinických studiích objevilo toto ovlivnění až při krátkodobých koncentracích nad 1880 µg/m³.

Z řady studií vyplývá, že specifická imunitní obrana u lidí (např. alveolární makrofágy) může být oxidem dusičitým změněna. Akutní expozice (řádově v hodinách) nízkým koncentracím oxidu dusičitého jen zřídka vyvolávají pozorovatelné účinky. Chronické a subchronické expozice (měsíce a týdny) nízkým koncentracím oxidu dusičitého však způsobují řadu poškození včetně změn plicního metabolismu, struktury a funkce, zvýšení vnímavosti k infekcím plic a změn podobných emfyzému (rozedma plic - trvale nadměrný obsah vzduchu v plicích při současném úbytku a poškození vlastní plicní tkáně, nejčastěji následek chronického zánětu průdušek, často u kuřáků, zhoršuje výměnu plynů v plicích).

Dosud nebylo popsáno, že by oxid dusičitý způsoboval maligní tumory, mutageny nebo teratogeny. Za normálních fyziologických podmínek nebyly získány žádné důkazy o tvorbě potenciálně karcinogenních nitrosaminů.

4.1.2 Suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}

Z dosavadních poznatků je zřejmé, že částice v ovzduší představují významný rizikový faktor s mnohoznačným efektem na lidské zdraví. Na rozdíl od plynných látek nemají specifické složení, nýbrž představují směs látek s různými účinky. Na vzniku jemných částic tak např. participuje jak SO₂, tak i NO₂.

V současné době se hlavní význam klade na zohlednění velikosti částic, která je rozhodující pro průnik a depozici v dýchacím traktu. Rozlišuje se tzv. torakální frakce s aerodynamickým průměrem částic do 10 µm, která proniká pod hrtan do spodních dýchacích cest, označená jako PM₁₀ a jemnější respirabilní frakce s aerodynamickým průměrem do 2,5 µm označená jako PM_{2,5} pronikající až do plicních sklípků.

Z hlediska původu, složení i chování se jemná frakce částic do 2,5 µm a hrubší frakce většího průměru významně liší. Jemné částice jsou často kyselého pH, do značné míry rozpustné a obsahují 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 km. Tím dochází k jejich rozptýlení na velkém území a stírání rozdílů v imisích mezi jednotlivými oblastmi. Velmi důležité z hlediska expozice obyvatel je pronikání jemných

částic do interiéru budov, kde lidé tráví většinu času.

Hrubší částice bývají zásaditého pH, 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.

Maximální denní imisní koncentrace PM₁₀ na imisních stanicích publikovaných v ročenkách ČHMÚ (Znečištění ovzduší v datech) se pohybují v posledních letech v rozmezí 28 µg/m³ až po 502 µg/m³ (Věřňovice na Karvinsku). V případě průměrných ročních imisí PM₁₀ se pohybují naměřené průměrné roční imise v posledních letech v rozmezí 7 µg/m³ (Churáňov) až maximálně 44 µg/m³ (Ostrava - Radvanice).

Měření suspendovaných částic frakce PM_{2,5} probíhalo v roce 2021 na 93 stanicích. Průměrné roční koncentrace se pohybovaly od 4,4 (imisní stanice Churáňov na Prachaticku) do 26,6 µg/m³ (imisní stanice Ostrava - Radvanice). Hodnota ročního imisního limitu platného k uvedenému roku 20 µg/m³ byla překročena na 9 stanicích, tj. na 9,7 % stanic. Podíl suspendovaných částic frakce PM_{2,5} ve frakci PM₁₀ se na městských stanicích pohybuje od 0,5 po 0,8

Částice nad 10 µm aerodynamického průměru pravděpodobně nepředstavují z hlediska zdravotních účinků zásadní problém a jejich vliv na obyvatelstvo je posuzován na úrovni obtěžování, jako je dráždění krku, nosu a očí.

Znamé účinky pevného aerosolu ve znečištěném ovzduší zahrnují především dráždění sliznice dýchacích cest, ovlivnění funkce řasinkového epitelu horních dýchacích cest, vyvolání hypersekrece bronchiálního hlenu a tím snížení samočisticí funkce a obranyschopnosti dýchacího traktu. Tím vznikají vhodné podmínky pro rozvoj virových a bakteriálních respiračních infekcí a postupně možný přechod akutních zánětlivých změn do chronické fáze za vzniku chronické bronchitidy, chronické obstrukční nemoci plic s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháváním. Tento proces je ovšem současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory počínaje stavem imunitního systému jedince, alergickou dispozicí, profesními vlivy, kouřením apod.

K nepříznivým zdravotním účinkům polévatého prachu patří kromě i řada mimorespiračních zdravotních účinků, které se vysvětlují různými mechanismy. Důležitou roli zde zřejmě hrají mediátory vznikající při zánětlivé reakci a oxidační stres, ovlivnění krevní srážlivosti, může se však např. jednat i o přímé působení rozpustných látek a ultrajemných částic, které pronikají do krevního oběhu a nervového systému a ovlivňují nervovou regulaci srdeční činnosti. Mezi chronické účinky patří i urychlení procesu aterosklerózy cév. Nejnovější studie naznačují i vliv na nemocnost cukrovkou. Významné je též nedávné zařazení znečištění ovzduší zejména jemnou frakci suspendovaných částic mezinárodní agenturou WHO pro výzkum rakoviny mezi prokázané lidské karcinogeny.

Poznatky o zdravotních účincích pevného aerosolu dnes vycházejí především z výsledků epidemiologických studií z posledních 10 let, které ukazují na ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti především na kardiovaskulární a respirační onemocnění již při velmi nízké úrovni expozice, přičemž není možné jasně určit prahovou koncentraci, která by byla bez účinku. Je také zřejmé, že vhodnějším ukazatelem prašného aerosolu ve vztahu ke zdraví jsou jemnější frakce.

4.1.3 Benzen

Benzen je bezbarvá kapalina, charakteristického aromatického zápachu, která se při pokojové teplotě rychle odpařuje. Čichový práh benzenu se udává při koncentraci 4,8 mg/m³.

Je obsažen v ropě a ropných produktech. Automobilové benziny mají limitovaný obsah benzenu do 1 %. Antropogenními zdroji benzenu jsou výfukové plyny, vypařování pohonných hmot, petrochemie a spalovací procesy. Poločas degradace benzenu v ovzduší reakcemi s hydroxylovými radikály je asi 13 až 14 dnů, což postačuje k možnosti transportu na velké vzdálenosti.

Ovzduší představuje hlavní cestu vstupu benzenu do těla. V těle je absorbováno okolo 50 % benzenu vdechovaného se vzduchem. Příjem benzenu založený na denním 24hodinovém objemu vdechovaného vzduchu v klidovém stavu je 10 mg denně na každý 1 mg/m³ (0,3 ppm) koncentrace benzenu v ovzduší.

Zvýšené expozice připadají na životní styl spojený s kouřením, na pobyt ve vnitřních prostředích, ve kterých jsou materiály uvolňující benzen např. lepidla, tmely, rozpouštědla, čisticí prostředky aj. Cigaretový kouř obsahuje relativně vysoké koncentrace benzenu a je důležitým zdrojem expozice pro kuřáky. WHO uvádí, že 99 % expozice připadá na inhalaci. Ve vnitřním ovzduší jsou nalézány vyšší koncentrace benzenu než ve venkovním. Hygienická služba při měření koncentrací benzenu v interiérech bytů a školek zjistila průměrné koncentrace kolem 6 µg/m³, maxima však dosahovala

desítek, v extrémních případech až stovek $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ke zvýšeným expozicím přispívá též cestování motorovými vozidly. Průměrná koncentrace benzenu uvnitř automobilů je asi do $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

U nekuřáků žijících ve venkovských oblastech je odhadován denní příjem benzenu na 0,3 mg, zatímco silní kuřáci žijící v městech mohou přijmout až pětinasobek tohoto množství. Expozice benzenu v zaměstnání mohou přispívat dalšími dávkami k uvedeným příjmům.

Vysoká lipofilita benzenu a jeho nízká rozpustnost ve vodě způsobuje jeho přednostní rozdělování do tkání bohatých tukem, jako je tuková tkáň a kostní dřeň. Benzen se v průběhu dlouhodobé expozice akumuluje v tukových zásobách. V pokusech se zvířaty (na myších) byla akumulace metabolitů benzenu pozorována v kostní dřeni, kde byly nalezeny nevyšší koncentrace, a dále v játrech.

Benzen je v těle oxidován a metabolity benzenu jsou hematotoxické. V případě benzenu je třeba posuzovat jeho toxikologické i karcinogenní účinky.

Toxikologické účinky

Akutní toxicita benzenu je nízká, projevuje se podrážděním kůže a sliznic, útlumem CNS. Expozice vyšším koncentracím benzenu (nad $3200 \text{ mg}/\text{m}^3$) vyvolávají neurotoxické příznaky. Trvalá expozice toxickým úrovním benzenu může poškozovat lidskou kostní dřeň, což vede k perzistentní pancytopenii. Prvními příznaky toxicity jsou anémie, leukocytopenie a trombocytopenie. Několik studií ukázalo, že expozice benzenu při koncentracích způsobujících škodlivé hematotoxické účinky jsou spojeny se stabilními i nestabilními chromozomálními aberacemi u krevních lymfocytů a buněk kostní dřeni. O fetotoxických či teratogenních účincích nebyla nalezena žádná přesvědčivá zpráva.

Karcinogenní účinky

Benzen je známý lidský karcinogen (kvalifikovaný IARC ve skupině 1). V literatuře je popsán velký počet případů myeloblastické a erytroblastické leukémie spojené s expozicemi benzenu. Několik epidemiologických studií o pracovnících exponovaných benzenu prokázalo statisticky významné spojení mezi akutní leukémií a profesionální expozicí benzenu.

Karcinogenita byla rovněž prokázána u myší a krys, kde se projeví multisystémové karcinogenní účinky, nikoliv pouze leukémie.

Podstatou zdravotního rizika benzenu při expozici imisím z dopravy je pozdní karcinogenní účinek na základě dlouhodobé chronické expozice.

4.1.4 Benzo(a)pyren

Benzo(a)pyren je významným představitelem polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU). Skupina PAU zahrnuje směs různorodých aromatických uhlovodíků se dvěma či více aromatickými jádry. Vznikají při nedokonalém spalování, z čehož vyplývá jejich hojně rozšíření v atmosféře z antropogenních i přírodních zdrojů. Ve vnitřním ovzduší je významným zdrojem PAU kouření.

V ovzduší bylo zjištěno okolo 500 PAU. Tvoří komplexní směsi, avšak většina měření se týká benzo(a)pyrenu (dále BaP), který je nejlépe prostudován. Polyaromatické uhlovodíky jsou v ovzduší většinou vázány na nižší frakce pevných částic a jsou tak transportovány na větší vzdálenosti.

V městských lokalitách jsou dva hlavní zdroje emisí PAU, tj. domácí topeniště a doprava, s variabilním podílem emisí z domácích topenišť. Ve větších městských celcích lze zátěž z dopravy již charakterizovat jako plošnou, kdy rozdíl mezi málo zatíženými a dopravně významně exponovanými lokalitami jsou minimální. V okrajových částech měst a v místech s majoritním podílem spalování fosilních paliv je zřejmý vliv domácích topenišť; významné navýšení měřených hodnot způsobuje těžký průmysl. Specifickým případem je průmyslem a starou zátěží exponovaná ostravsko-karvinská aglomerace, kde se k obvyklým typům zdrojů přidávají velké průmyslové zdroje.

Hlavním expozičním zdrojem PAU pro člověka je potrava. PAU vznikají jednak při tepelné přípravě potravy a dále pak z kontaminace plodin z atmosférického spadu. PAU se snadno vstřebávají plicemi, zažívacím traktem i kůží, jsou vysoce lipofilní a podobně jako u benzenu mohou některé jejich metabolity iniciovat vznik nádorového bujení. V organismu jsou metabolizovány za vzniku reaktivních meziproduktů a metabolitů odpovědných za mutagenní, karcinogenní i toxické účinky (diol-epoxydy reagující s DNA). Potvrzeným mechanismem účinku je dále indukce enzymové aktivity způsobená aktivací buněčného Ah receptoru.

K toxickým účinkům zjištěným na pokusných zvířatech patří oční a kožní dráždivost, toxické poškození ledvin a jater, hematotoxicita, imunosuprese, reprodukční toxicita, genotoxicita a karcinogenita.

Současné poznatky nově dále prokazují významný vliv PAU obsažených v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší a to zejména ve vztahu k nepříznivému ovlivnění nitroděložního i pozdějšího vývoje a nemocnosti u dětí. Otázkou existence nových poznatků, které by mohly ovlivnit

současné cílové hodnoty PAU v ovzduší, se též zabývali experti WHO v rámci projektu REVIHAAP. V závěrečné zprávě konstatují, že nové poznatky sice ukazují na řadu nekarcinogenních účinků těchto látek, ale zatím neumožňují stanovit nové cílové hodnoty.

Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je karcinogenita, která je u BaP dostatečně prokázána v experimentech na zvířatech a svědčí o ní i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace. Plicní karcinogenita BaP může být potencionována současnou expozicí dalším škodlivinám obsaženým např. v cigaretovém dýmu.

Benzo(a)pyren (CAS 50-32-8) je nejznámějším zástupcem PAU při posuzování karcinogenity. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) řadí benzo(a)pyren do skupiny 1: karcinogenní pro člověka (Overall Evaluations of Carcinogenicity to Humans, IARC Monographs, 16.červenec 2013).

4.2 Charakterizace nebezpečnosti

4.2.1 Oxidy dusíku – 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. 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 koncentraci nad 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Skupina expertů WHO proto při odvození návrhu doporučeného imisního limitu vycházejícího z hodnoty LOAEL použila míru nejistoty 50 % a tak dospěla u NO_2 k doporučené 1 hodinové limitní koncentraci 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V roce 2021 vydala Světová zdravotnická organizace revizi původní směrnice Air Quality Guidelines z roku 2005 pod názvem WHO global air quality guidelines, ve které jsou aktualizovány, v případě některých škodlivin změněny, hodnoty cílových koncentrací $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} , O_3 , NO_2 , SO_2 a CO .

Směrnice limitní hodnota WHO pro průměrné roční koncentrace NO_2 je zpřísněna z původních 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2005) na 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nově je stanovena hodnota doporučené koncentrace NO_2 pro maximální denní průměr ve výši 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedná se o 99. percentil, tj. povoleno je překročení hodnoty 3 až 4 dny za rok. Hodnota cílové maximální hodinové koncentrace NO_2 není v materiálu WHO z roku 2021 oproti směrnici z roku 2005 změněna a zůstává její 99. percentil na hodnotě 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vzhledem k tomu, že se v případě ročního a denního průměru jedná o jakési cílové hodnoty, stanovuje směrnice dále také hodnoty pro přechodná, blíže časově nespecifikovaná, období.

Tab. 1 Směrnice cílové hodnoty koncentrací NO_2 stanovené WHO 2021

škodlivina	časový průměr	IT1	IT2	IT3	AQG
NO_2	roční průměr	40	30	20	10
	24h průměr	120	50	-	25
	hod průměr	-	-	-	200

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

Pro oxidy dusíku je stanovena hodnota přípustného expozičního limitu v nařízení vlády 361/2007 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví při práci, která činí 10 mg/m^3 .

4.2.2 Suspendované částice PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$

WHO ve směrnici „WHO global air quality guidelines“ z roku 2021 stanovuje směrnice hodnotu **pro roční průměr** suspendovaných částic PM_{10} na úrovni 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a pro roční průměr částí $\text{PM}_{2,5}$ na úrovni 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro **99. percentil maximální denní imise PM_{10} činí směrnice hodnota 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pro 99. percentil maximální denní imise $\text{PM}_{2,5}$ činí 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.**

Uvedené hodnoty představují cílové hodnoty, kterých má být dosaženo v celosvětovém zájmu ochrany veřejného zdraví. Proto jsou v materiálu stanoveny dále hodnoty prozatímních limitů (Interim Target IT) pro čtyři přechodná období.

Tab. 2 Směrnice cílové hodnoty koncentrací PM_{2,5} a PM₁₀ stanovené WHO 2021

škodlivina	časový průměr	IT1	IT2	IT3	IT4	AQG
PM _{2,5}	roční průměr	35	25	15	10	5
PM _{2,5}	24h průměr	75	50	37,5	25	15
PM ₁₀	roční průměr	70	50	30	20	15
PM ₁₀	24h průměr	150	100	75	50	45

Na základě vyhodnocení epidemiologických studií uvádí WHO kvantitativní vztah akutní expozice a účinku denního zvýšení celkové úmrtnosti zhruba o 0,5 % při nárůstu 24hodinové průměrné koncentrace PM₁₀ o 10 µg/m³ nad 50 µg/m³.

V případě dlouhodobých chronických účinků pevných částic v ovzduší bylo prokázáno ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti na onemocnění respiračního a kardiovaskulárního systému. Opět zde nebylo možné zjistit bezpečnou prahovou úroveň, riziko je úměrné míře expozice a projevuje se i při velmi nízkých koncentracích nedaleko nad přírodním pozadím, které se odhaduje na 3 – 5 µg/m³ PM_{2,5}. Zvýšení průměrné roční koncentrace PM_{2,5} o 10 µg/m³ zvyšuje podle výsledků největších epidemiologických kohortových studií celkovou úmrtnost exponované populace o 6,2 %.

4.2.3 Benzen

Pro chronický nekarcinogenní toxický účinek jsou v databázi IRIS uvedeny hodnoty pro orální referenční dávku RfDo = 0,004 mg/kg*den (UF = 300 a MF = 1) a inhalační referenční koncentraci RfC = 0,03 mg/m³ (UF = 300 a MF = 1). EPA odvodila referenční koncentraci z tzv. Benchmark dose BMD (dávky ležící na začátku křivky závislosti dávky a účinku) odvozené v epidemiologické studii, ve které byl sledován celkový počet lymfocytů u profesionálně inhalačně exponovaných pracovníků. EPA užíla faktor nejistoty 10 s ohledem na citlivé skupiny obyvatelstva a faktor 3 vzhledem k užití hodnot dávek získaných v subchronické studii namísto chronické.

RIVM uvádí, že tolerovatelná koncentrace v ovzduší činící 156 µg/m³ odvozená na základě hematologických účinků u exponovaných pracovníků je pouze orientační, nutné je vztáhnout přísnější kritéria karcinogenního účinku k preventivní ochraně před toxickými nekarcinogenními účinky.

Z důvodu, že dosud není mechanismus vzniku benzenem vyvolané leukémie dostatečně dobře znám, aby bylo možno navrhnout optimální extrapolační model, byl pro odhad přírůstku jednotkového rizika použit model průměrného relativního rizika. Na základě výsledků dvou nezávislých epidemiologických studií byly získány velmi si blízké výsledné hodnoty jednotkového karcinogenního rizika UR, tj. 3,8 x 10⁻⁶ a 4 x 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 x 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. Při aplikaci výše uvedené UCR 6x10⁻⁶ vychází koncentrace benzenu ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci 1x10⁻⁶ v úrovni roční průměrné koncentrace 0,17 µg/m³.

Tato hodnota byla odvozena ze studie úmrtnosti na leukémii u profesionálně exponovaných pracovníků filmového průmyslu, u nichž průměrná expoziční koncentrace činila 128 mg/m³. Novější epidemiologické studie z pracovního prostředí s koncentracemi benzenu do 3,2 mg/m³ zvýšený výskyt leukémie neprokázaly, což by naznačovalo nadhodnocení skutečného karcinogenního rizika benzenu. Naopak Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí (OEHHA) Kalifornské EPA odvodil ještě přísnější UCR (2,9 x 10⁻⁵).

Ze závěrů výzkumu pracovní skupiny expertů Evropské komise z roku 1998 vyplývá, že přes uvedené nejistoty je třeba zachovat bezprahový přístup k hodnocení rizika benzenu. Pro kvantifikaci však dospěla k poměrně širokému rozmezí, ve kterém se dle jejího názoru riziko benzenu pravděpodobně nachází. Výslednému rozmezí jednotek karcinogenního rizika 6*10⁻⁶ až 5*10⁻⁸ odpovídají průměrné roční koncentrace v rozmezí 0,2 až 20 µg/m³.

V hodnocení rizika benzenu pro evropskou populaci experty výzkumného centra Evropské komise publikovaného v roce 2008 se však uvádí, že poslední data podporují názor o zvýšeném riziku leukémie při velmi nízké expozici benzenu bez jasně stanovitelné prahové koncentrace.

Limitní jednohodinová koncentrace benzenu ve vnitřním ovzduší pobytových místností stanovená Vyhláškou MZ č. 6/2003 Sb. činí 7 µg/m³. Pro benzen je stanovena dále hodnota přípustného expozičního limitu v nařízení vlády 361/2007 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví při práci, která činí 3 mg/m³.

4.2.4 Benzo(a)pyren

Světová zdravotnická organizace (WHO Air Quality Guidelines-second edition) nestanovuje pro PAU ve vnějším ovzduší směrníkovou hodnotu vzhledem k tomu, že se vyskytují ve směsích především se suspendovanými částicemi. Různí zástupci mají též dále různou karcinogenní potenci. Ve směrnici je dále uvedeno, že ačkoli jsou potraviny hlavním expozičním zdrojem pro člověka, je potřeba imise v ovzduší držet na co nejnižší úrovni.

Také ATSDR a Health Canada, které hodnotily nekarcinogenní účinky inhalační expozice, nestanovily konkrétní hodnotu referenční koncentrace vzhledem k absenci údajů o dávce a účinku, na jejichž základě by bylo možné určit bezpečnou prahovou hodnotu.

Pro benzo(a)pyren je stanoven v zákoně č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, imisní limit pro průměrnou roční imisi 1 ng/m^3 .

Přípustný expoziční limit v pracovním prostředí (PEL) pro osmihodinovou pracovní dobu je v ČR dle Nařízení vlády č. 361/2007 Sb. stanoven pro benzo(a)pyren ve výši $0,005 \text{ mg/m}^3$.

Při posouzení karcinogenního rizika vyplývajícího z expozice polyaromátům bývá používán přes všechna omezení a nejistoty jako ukazatel hlavní představitel polyaromátů – benzo(a)pyren. WHO doporučuje ve směrnici Air quality guidelines pro hodnocení karcinogenního rizika použít jednotku karcinogenního rizika pro BaP o hodnotě $8,7 \cdot 10^{-2}$. Její hodnota vychází z výsledků epidemiologické studie profesionálně exponovaných pracovníků u vysokých pecí, kteří byli exponováni směsí polyaromatických uhlovodíků. Při aplikaci výše uvedené UCR $8,7 \cdot 10^{-2}$ pak vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci $1 \cdot 10^{-6}$ v úrovni roční průměrné koncentrace $0,012 \text{ ng/m}^3$.

4.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Hodnocení expozice vychází z výsledků rozptylové studie zpracované pro řešenou stavbu Ing. Marinem Vejrem v dubnu 2023. Studie používá k výpočtu disperzní model SYMOS '97.

V rámci rozptylové studie jsou počítány imisní příspěvky provozu záměru způsobené generovanou automobilovou dopravou, vytápění rodinných domů je řešeno tepelnými čerpadly a nové spalovací zdroje emisí v rámci stavby nejsou navrženy.

Výpočty imisních koncentrací byly zpracovány příspěvkovým způsobem jednak graficky a dále tabelárně ve zvolených deseti referenčních bodech umístěných do míst nejbližší a imisně nejzatíženější obytné zástavby. Právě vypočtené hodnoty v referenčních bodech umístěných u této obytné zástavby jsou reprezentativní pro posuzování vlivů na veřejné zdraví. Jedná se konkrétně o tyto následující body zobrazené výše v kapitole 3 na obrázku:

- RB 1 – rodinný dům č.p. 3077 na pozemku parc. č. 289 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem
- RB 2 – rodinný dům č.p. 3350 na pozemku parc. č. 302/7 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem
- RB 3 – rodinný dům č.p. 3069 na pozemku parc. č. 301 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem
- RB 4 – rodinný dům č.p. 3071 na pozemku parc. č. 294 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem
- RB 5 – objekt k bydlení č.p. 3048 na pozemku parc. č. 31 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem
- RB 6 – rodinný dům č.p. 3060 na pozemku parc. č. 143/1 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem
- RB 7 – rodinný dům č.p. 3475/31a na pozemku parc. č. 229/3 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem
- RB 8 – objekt domova pro seniory na pozemku parc. č. 219/1 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem
- RB 9 – stavba pro rekreaci č.e. 9752 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem
- RB 10 – stavba pro rekreaci č.e. 9724 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem

Pro posouzení vlivů na veřejné zdraví jsou relevantní výpočty v referenčních bodech č. 1 až 8 vzhledem k tomu, že reprezentují trvale obytnou zástavbu. Body č. 9 a 10 jsou umístěny staveb pro rodinnou rekreaci, které navíc nejsou umístěny podél přepravních tras.

Tyto referenční body 1 až 8 představují nejexponovanější zástavbu. Níže v hodnocení je zahrnuto i obyvatelstvo vzdálenější zástavby, u které jsou však dle grafické přílohy rozptylové studie hodnoty imisních příspěvků již významně nižší.

Pro vyhodnocení současného imisního zatížení škodlivinami znečišťujícími ovzduší v zájmové lokalitě je využita aktuální mapa znečištění ovzduší zpracovaná a zveřejněná ČHMÚ pro pětileté klouzavé průměry. Modelově je zpracováno imisní pozadí v České republice ve čtvercové síti $1 \times 1 \text{ km}$ především pro roční průměry těch škodlivin, které mají stanoven imisní limit pro roční průměr. Z krátkodobých imisí je zhodnocena dále také 36. nejvyšší denní imise PM_{10} a 4. nejvyšší denní imise SO_2 . V případě hodinových maxim NO_2 a osmihodinových maxim CO , pro které tato mapa koncentrace nevyhodnocuje, lze pro přibližnou orientaci vyjít z výsledků imisních měření na imisních stanicích

automatického imisního monitoringu v ČR.

Při inhalační expozici dochází k pronikání vdechovaných škodlivin do organismu a dále část těchto škodlivin je vstřebána jako tzv. vnitřní dávka.

Rozlišují se dva typy účinků chemických látek. U látek, které nejsou podezřelé z účasti na karcinogenním působení, se předpokládá tzv. prahový účinek. Tento účinek se projeví až po překročení kapacity fyziologických detoxikačních a reparačních obranných mechanismů v organismu. Při hodnocení rizika toxických účinků látek v ovzduší je k tomuto účelu definována referenční dávka pro inhalační příjem (RfDi), nebo referenční koncentrace (RfC), které uvádějí např. toxikologické databáze U.S. EPA, OEHHA nebo směrnice WHO (Guideline Value) pro kvalitu ovzduší. Charakteristika rizika pak vyplývá z porovnání expoziční dávky či koncentrace s referenční. Tento poměr se nazývá kvocient nebezpečnosti (Hazard Quotient – HQ), popřípadě při součtu kvocientů nebezpečnosti u současně se vyskytujících látek s podobným systémovým toxickým účinkem se jedná o index nebezpečnosti (Hazard Index – HI). Při kvocientu nebezpečnosti vyšším než 1 již hrozí riziko toxického účinku. Mírné překročení hodnoty 1 po kratší dobu však ještě nepředstavuje závažnou míru rizika.

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

U látek podezřelých z karcinogenity u člověka se předpokládá bezprahový účinek. Vychází se přitom ze současné představy o vzniku zhoubného bujení, kdy vyvolávajícím momentem může být jakýkoliv kontakt s karcinogenní látkou. Nulové riziko je tedy při nulové expozici. Nelze zde tedy stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se vyjadřuje ukazatelem, vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky. Tento ukazatel se nazývá faktor směrnice rakovinového rizika (Cancer Slope Factor – CSF, nebo Cancer Potency Slope – CPS). Jedná se o horní okraj intervalu spolehlivosti směrnice vztahu mezi dávkou a účinkem, tedy vznikem nádorového onemocnění, získaný matematickou extrapolací z vysokých dávek experimentálních na nízké dávky reálné v životním prostředí. Pro zjednodušení se někdy u rizika z ovzduší může použít jednotka karcinogenního rizika (Unit Cancer Risk – UCR), která je vztažena přímo ke koncentraci karcinogenní látky v ovzduší. V případě možného karcinogenního účinku je míra rizika vyjadřovaná jako celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění (Individual Lifetime Cancer Risk – ILCR) u jedince z exponované populace, tedy teoretický počet statisticky předpokládaných případů nádorového onemocnění na počet exponovaných osob. Za ještě přijatelné karcinogenní riziko je považováno celoživotní zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění ve výši 1×10^{-6} , tedy jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob, prakticky vzhledem k přesnosti odhadu však spíše v řádové úrovni 10^{-6} . Z předmětných, záměrem emitovaných škodlivin byl karcinogenní potenciál prokázán u benzenu a benzo(a)pyrenu.

4.3.1 Oxidy dusíku – oxid dusičitý

Průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého se v řešené lokalitě pohybují dle mapy znečištění ovzduší konstruované Českým hydrometeorologickým ústavem pro klouzavé pětileté průměry za poslední zpracované pětiletí 2017 – 2021 na úrovni 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vzhledem k tomu, že pětileté průměry neobsahují hodnoty hodinových koncentrací NO₂, byly na maximální hodinové koncentrace v rámci rozptylové studie odhadnuty ve výši 80 až 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. S tímto odhadem se lze ztotožnit.

Příspěvky provozu posuzovaného záměru po jeho celkovém dokončení v 2 etapě vypočítané v rámci rozptylové studie u obytné zástavby reprezentované referenčními body 1 až 8 se pohybují v následujícím rozmezí:

rozmezí příspěvků k maximálním hodinovým imisím NO₂: 0,08 až 0,14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

rozmezí příspěvků k průměrným ročním imisím NO₂: 0,007 až 0,0265 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Vypočítané maximální hodinové imise oxidu dusičitého se týkají extrémně nepříznivých podmínek, které nastanou v každém referenčním bodě jindy, např. za jiného směru větru. Tyto hodnoty spolu s hodnotami imisního pozadí slouží pro posouzení rizik krátkodobých akutních účinků na zdraví. Naopak hodnoty naměřených průměrných ročních imisí spolu s imisním příspěvkem k těmto hodnotám mají vztah k riziku chronických účinků na zdraví.

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 hodinové koncentrace oxidu dusičitého lze v imisním pozadí očekávat na úrovni maximálně 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hodnoty imisních příspěvků k maximálním hodinovým koncentracím oxidu dusičitého v místech nejbližší obytné zástavby se pohybují na řádové úrovni nejvýše desetin $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tento imisní příspěvek nezpůsobí spolu s imisním pozadím ve výši cca 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ překročení zmíněné koncentrace 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ spojené s nepříznivým ovlivněním plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest, ale ani překročení jednohodinové limitní koncentrace 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ doporučené experty WHO vycházející z hodnoty LOAEL a použité míry nejistoty 50 %. Hodnoty imisních příspěvků ke krátkodobým maximům nelze navíc jednoduše sčítat s očekávanými maximy v imisním pozadí.

Lze předpokládat, že realizací řešeného záměru nedojde k takovému navýšení maximálních hodinových imisí oxidu dusičitého, které by bylo spojeno se vznikem rizika akutních toxických účinků vyplývajících z inhalační expozice NO_2 . Hodnoty imisních příspěvků k maximálním hodinovým koncentracím na řádové úrovni desetin mikrogramu lze označit za nevýznamné.

Charakterizace rizika chronických toxických účinků

Dle mapy znečištění ovzduší se pohybuje průměrná roční imisní koncentrace oxidu dusičitého v řešené lokalitě v průměru za posledních pět let na úrovni pod 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Realizací řešeného záměru může dojít u nejbližší obytné zástavby k nárůstům průměrných ročních imisních koncentrací oxidu dusičitého dle výsledků rozptylové studie o řádově nejvýše setin mikrogramu (0,007 až 0,0265 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

V případě průměrných ročních koncentrací NO_2 stanovila Světová zdravotnická organizace v roce 2021 cílovou směrníkovou směrnu hodnotu AQG pro roční průměr ve výši 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Vzhledem k tomu, že se jedná o velice nízkou hodnotu (původní hodnota WHO stanovená v roce 2005 činila 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) stanovuje dále i hodnoty pro přechodná, časově blíže nespecifikovaná období ve výši, 40, 30 a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Imisní příspěvky provozu záměru na řádové úrovni nejvýše setin mikrogramu nezpůsobí spolu s imisním pozadím (16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) překročení žádné z doporučených směrníkových hodnot WHO stanovených pro přechodné období. V rámci ČR se jedná o relativně nízkou hodnotu požadované průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého. Je však třeba si uvědomit, že WHO zdůrazňuje, že nebylo možné naleznout bezpečnou prahovou hodnotu průměrných ročních koncentrací NO_2 , u které by nebylo možné očekávat negativní zdravotní účinky. Na druhou stranu podle současných názorů WHO nejsou v minulosti odvozené vztahy expozice a účinku pro NO_2 spolehlivé a riziko znečištěného ovzduší by mělo být kvantitativně hodnoceno komplexně na základě vztahů pro suspendované částice, ve kterých je zahrnut i vliv dalších komponent znečištěného ovzduší.

4.3.2 Suspendované částice PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$

V imisním pozadí lze na základě mapy klouzavých pětiletých průměrů imisních koncentrací (ČHMÚ Praha) předpokládat následující hodnoty imisních koncentrací prachových částic PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$:

36 nejvyšší maximální denní imise PM_{10} :	38,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mapa znečištění ČHMÚ)
průměrné roční imise PM_{10} :	20,8 až 21,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mapa znečištění ČHMÚ)
průměrné roční imise $\text{PM}_{2,5}$:	15,3 až 15,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mapa znečištění ČHMÚ)

Prachové částice PM_{10} patří obecně k nejneproblematictějším škodlivinám z hlediska běžně se vyskytujících imisí v České republice ve vztahu k výši imisních limitů. Světová zdravotnická organizace ve směrnici „WHO global air quality guidelines“ z roku 2021 stanovuje cílovou směrníkovou hodnotu pro roční průměr suspendovaných částic PM_{10} na úrovni 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro 99. percentil maximální denní imise PM_{10} činí směrníková hodnota 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V případě částic frakce $\text{PM}_{2,5}$ stanovuje směrníkovou hodnotu pro roční průměr na úrovni 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro 99. percentil maximální denní imise $\text{PM}_{2,5}$ činí směrníková hodnota 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedná se tedy o podstatně přísnější hodnoty oproti hodnotám platných imisních limitů (směrníková maximální denní imise PM_{10} na úrovni 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ se týká 4. nejvyšší denní imise v roce oproti 36. nejvyšší denní imisi 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v případě platného imisního limitu). Na druhou

stranu tyto směrnice hodnoty vycházejí z výsledků epidemiologických studií a nejsou sníženy jako např. u NO₂ z důvodu možné nejistoty na 50 %. Jak je ale již výše uvedeno, jedná se o jakési cílové hodnoty, od nichž se s více než 95% mírou spolehlivosti zvyšuje úmrtnost v závislosti na imisní zátěži, přičemž se zdůrazňuje že se nejedná o prahové hodnoty, pod kterými by bylo riziko nulové.

Uvedené požadované průměrné roční koncentrace PM₁₀ i PM_{2,5} překračují příslušné hodnoty Světovou zdravotnickou organizací doporučených cílových ročních koncentrací. Na druhou stranu se koncentrace PM₁₀ i PM_{2,5} v imisní pozadí pohybují pod úrovní příslušných platných imisních limitů stanovených v české legislativě na ochranu zdraví lidí. Platné imisní limity tak netvoří jakousi bezpečnou hranici, ale lze je chápat, jako v současné době společensky přijatelné riziko.

Příspěvky provozu posuzovaného záměru vypočítané v rámci rozptylové studie u nejexponovanější obytné zástavby reprezentované referenčními body 1 až 8 se pohybují v následujícím rozmezí:

maximální denní imise PM₁₀: 0,078 až 0,153 µg/m³
 průměrné roční imise PM₁₀: 0,008 až 0,031 µg/m³

Nejzávažnějším účinkem suspendovaných částic PM₁₀ je ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti na respirační a kardiovaskulární onemocnění prokázané v epidemiologických studiích. Vliv znečištěného ovzduší na úmrtnost je přitom třeba chápat tak, že není jedinou příčinou a uplatňuje se především u predisponovaných skupin populace, tedy hlavně u starších osob a lidí s vážným kardiovaskulárním nebo respiračním onemocněním, u kterých zhoršuje průběh onemocnění a výskyt komplikací a zkracuje délku života. Jedná se tedy o počet předčasných úmrtí. Nárůst průměrných ročních imisí v sobě vždy zahrnuje výkyvy denních maxim. Studie dlouhodobých chronických účinků částic v ovzduší prokazují daleko významnější ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti především na onemocnění respiračního a kardiovaskulárního systému. Riziko zde narůstá s expozicí a projevuje se i při velmi nízkých koncentracích. Z tohoto důvodu je dále hodnocen vliv změn průměrných ročních imisí, které v sobě zahrnují nárůsty denních maxim (počet dnů v roce s akutními příznaky...).

U úmrtnosti se vycházelo ze vztahu odvozeného z největší kohortové studie z USA, zahrnující 1,2 milionu dospělých obyvatel, který udává zvýšení celkové úmrtnosti u dospělé populace nad 30 let o 6% (CI 95% 2-11%) spojené se změnou dlouhodobé koncentrace PM_{2,5} o 10 µg/m³. Obdobně je úmrtnost dětí vyčíslena nárůstem o 4 % (CI 95% 2-7 %). Platnost tohoto vztahu se předpokládá pro změny imisní zátěže z antropogenních emisních zdrojů, tedy hodnoty nad přírodním pozadím PM₁₀ a PM_{2,5} v ročních imisních průměrech, které se odhadují na 10 µg/m³ pro PM₁₀, resp. 3 až 5 µg/m³ pro PM_{2,5} odhadovaných pro USA a Evropu.

V projektu WHO HRAPIE z roku 2013, který je zaměřen na hodnocení funkcí koncentrací a účinků pro poléťavý prach, ozón a oxid dusičitý, je vyčísleno relativní riziko úmrtnosti v závislosti na zvýšení koncentrací PM_{2,5} nad přirozené pozadí o 10 mikrogramů ve výši 1,062 (95 % CI 1,040 - 1,083), tj. zvýšení celkové úmrtnosti v přibližně stejné výši o 6,2 %.

Na základě odhadu relativního rizika úmrtnosti způsobené zvýšenou prašností byl odvozen vztah pro další ukazatel zdravotního rizika – tzv. YOLL (years of life lost), tj. ztráta let života exponované populace. Vztah pro chronickou mortalitu vyjádřený tímto ukazatelem je vyčíslen na 4*10⁻⁴ let ztráty života na osobu, rok a 1 µg/m³. Tato závislost se tedy dá vyjádřit jako celková ztráta 400 let života u populace čítající jeden milion exponovaných zvýšené průměrné roční koncentraci PM₁₀ o 1 µg/m³.

Hodnota stejného ukazatele vztažená však na imisní koncentrace frakce PM_{2,5} je pro orientační výpočet vyčíslena ve výši průměrné ztráty délky života o 0,22 dne na osobu a rok (Leksell I., Rabl A.) při zvýšení průměrné roční koncentrace PM_{2,5} o 1 µg/m³. V následující tabulce je uveden odhad vlivu celkových koncentrací suspendovaných částic PM_{2,5} na počet předčasných úmrtí (zejména u predisponovaných jedinců) a na počet let ztráty života. Do výpočtu byla zahrnuta úmrtnost u populace starší 30 let. Pro výpočet této hodnoty byly použity údaje o počtu zemřelých z ročenky Ústeckého kraje 2022 (za rok 2021). Od celkového počtu zemřelých byl odečten podíl zemřelých na vnější příčiny. Výsledná hodnota úmrtnosti v kraji v roce 2021 činí 20,56 zemřelých na 1000 obyvatel kraje.

Tab. 3 Odhad počtu předčasných úmrtí v populaci a počet let ztráty života v důsledku znečištění ovzduší imisemi PM_{2,5}

účinek	stávající pozadí	pozadí + příspěvek záměru	imisní limit	navýšení záměrem
Počet předčasných úmrtí u populace nad 30 let	1,110	1,114	1,588	0,0032
Souhrnný počet let ztráty života (YOLL)	6,208	6,227	9,041	0,019
Počet dnů ztráty života na osobu za rok	2,266	2,273	3,300	0,007

Z tabulky vyplývá, že počet předčasných úmrtí u populace starší 30 let se dle teoretického výpočtu zvýší v důsledku navýšení imisních koncentrací $PM_{2,5}$ z provozu záměru ze stávajících 1,110 na 1,114 úmrtí, tj. o 0,0032 úmrtí. Toto navýšení na řádové úrovni tisícín případu lze označit za nevýznamné.

Počet let ztráty života byl počítán souhrnně pro celou populaci. Vztaheno na 1000 exponovaných bylo zjištěno maximálně 6,208 let ztráty života odpovídající stávajícímu znečištění ovzduší částicemi poléťavého prachu. Realizace záměru tuto hodnotu významně neovlivní, navýšení odpovídá 0,019 let na celou exponovanou populaci. V přepočtu na jednu exponovanou osobu činí průměrná ztráta délky života odpovídající navýšení imisních koncentrací $PM_{2,5}$ v důsledku realizace záměru teoretickou a nevýznamnou ztrátu 0,007 dne (ne celé hodiny) na osobu a rok.

Podle provedeného výpočtu nedochází provozem hodnoceného provozu k hodnotitelné změně oproti stávající situaci. V případě, že by v mapovaném území byly koncentrace $PM_{2,5}$ na úrovni platného imisního limitu, byly by souhrnné počty let ztráty života v exponované populaci vyšší. Z uvedeného vyplývá, že na imisní limity je třeba pohlížet nikoli jako na bezpečnou úroveň koncentrací v ovzduší, ale jako na jakousi společensky přijatelnou míru rizika.

Celé hodnocení je navíc postaveno silně na straně rezervy vzhledem k tomu, že v rámci rozptylové studie nebyly počítány hodnoty imisních příspěvků $PM_{2,5}$, bylo uvažováno, že zastoupení částic frakce $PM_{2,5}$ je ve frakci PM_{10} činí 100 %.

Pro kvantitativní vyhodnocení rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi byla využívána metodika kvantitativního hodnocení vlivu na zdraví vypracovaná v rámci programu CAFE (Clean Air for Europe) v roce 2005 (Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Heath Impact Assessment, European Commission 2005). V rámci této metodiky byly odvozeny vztahy expozice a účinku zohledňující průměrný výskyt hodnocených zdravotních ukazatelů u populace zemí EU a umožňující vyjádřit v závislosti na průměrné roční koncentraci PM_{10} přímo počet atributivních případů za rok. Tyto lineární vztahy byly odvozeny pro celkovou úmrtnost a některé ukazatele nemocnosti. Z tohoto podkladu vyplývají vztahy mezi zvýšením průměrné roční koncentrace PM_{10} nad přirozené pozadí o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a přímo počtem nových případů bronchitidy, hospitalizací či počtem dnů s určitými negativními zdravotními projevy.

Skupina expertů WHO v roce 2013 aktualizovala tyto vztahy na základě nejnovějších poznatků, shrnuty jsou pak v materiálu „Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide, WHO Regional Office for Europe, 2013“. Aktualizované vztahy nejsou již vyjádřeny přímo vyčíslením počtu nových negativních zdravotních projevů, ale pomocí relativních ukazatelů, konkrétně pomocí relativního rizika RR, které odpovídá expozici $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace PM_{10} , resp. $PM_{2,5}$. Jedná se o následně vyčíslená relativní rizika:

- $PM_{2,5}$ – hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění: RR 1,0091 (95% CI 1,0017-1,0166)
- $PM_{2,5}$ – hospitalizace pro respirační onemocnění: RR 1,019 (95% CI 0,9982-1,0402)
- $PM_{2,5}$ – dny s omezenou aktivitou (RADS): RR 1,047 (95% CI 1,042-1,053) vztahené na celou populaci
- PM_{10} – incidence chronické bronchitidy u dospělých (+18 let): RR 1,117 (95% CI 1,040-1,189)
- PM_{10} – prevalence bronchitidy u dětí (6-12 let): RR 1,08 (95% CI 0,98-1,19)
- PM_{10} – incidence astmatických symptomů u astm. dětí (5-19 let): RR 1,028 (95% CI 1,006-1,051)

Pro posouzení vlivu na veřejné zdraví jsou relevantní výsledné imise z rozptylové studie ve zvolených referenčních bodech v místech nejbližší obytné zástavby.

Z rozptylové studie vyplývá, že příspěvky provozu záměru k průměrným ročním imisím PM_{10} se pohybují u nejexponovanější obytné zástavby v rozmezí 0,008 až $0,031 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vyčíslení atributivního rizika vyplývajícího z expozice imisím PM_{10} či $PM_{2,5}$ je provedeno z výše uvedených vztahů v následující tabulce. Hodnoty imisního pozadí jsou převzaty z mapy znečištění ovzduší a činí v místech nejbližší obytné zástavby nejvýše $20,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v případě PM_{10} a $15,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v případě $PM_{2,5}$. Výpočet je proveden pro cca 100 exponovaných obyvatel v širším okolí záměru 1. Výpočet je tak postaven na straně rezervy, všech uvažovaných 1000 obyvatel nebude exponováno nejvyššímu vypočítanému imisnímu příspěvku. Podíl částic frakce $PM_{2,5}$ ve frakci PM_{10} je uvažován na konzervativní úrovni 100 %.

Tab. 4 Kvantitativní charakterizace rizika z expozice imisím PM₁₀ a PM_{2,5}

účinek	pozadí (20,8 µg/m ³ PM ₁₀ , 15,3 µg/m ³ PM _{2,5})	pozadí + příspěvek záměru (20,831 µg/m ³ PM ₁₀ 15,331 µg/m ³ PM _{2,5})	imisní limit 40 µg/m ³ PM ₁₀ 20 µg/m ³ PM _{2,5}
Incidence chronické bronchitis u dospělých	0	0	1
Počet hospitalizací pro srdeční choroby (celá populace)	0	0	0
Počet hospitalizací pro respirační obtíže (celá populace)	0	0	0
Počet dní s omezenou aktivitou RAD (celá populace)	920	923	1340
Prevalence bronchitis u dětí 6 až 12 let	330	331	917
Incidence astmatických příznaků u dětí 5 až 19 let	10,9	10,9	30,1

Jako podklad pro odhad počtu exponovaných obyvatel v jednotlivých věkových skupinách byla použita věková struktura obyvatel ze statistické ročenky Ústeckého kraje 2022 (za rok 2021). Dalším zdrojem informací je Zdravotnická ročenka České republiky za poslední zpracovaný rok 2019.

Ze Zdravotnické ročenky ČR jsou převzaty hodnoty počtu hospitalizovaných na nemoci oběhové soustavy, tj. 2374 na 100 000 ob. a počtu hospitalizovaných na nemoci dýchací soustavy, tj. 1160 na 100 000 ob.. U ostatních ukazatelů jsou použity hodnoty doporučené v projektu HRAPIE – hodnoty typické pro Evropu.

Celé hodnocení je provedeno pro odhadnutých 1000 exponovaných obyvatel obytné zástavby umístěné podél přepravních tras i ve vzdálenější zástavbě. Hodnocení je postaveno na straně rezervy vzhledem k tomu, že na všech 1000 exponovaných je vztažena hodnota nejvyššího imisního příspěvku přičemž se vzdáleností od komunikací hodnoty imisních příspěvků exponenciálně klesají.

Výsledky výpočtu dokazují výše uvedený fakt, že polévatý prach představuje škodlivinu, u které nebyla nalezena prahová koncentrace negativních zdravotních účinků, ke kterým dochází i při podlimitní úrovni znečištění.

Průměrné roční imisní koncentrace PM₁₀ i PM_{2,5} v pozadí splňují hodnoty platných imisních limitů stanovených v české legislativě na ochranu zdraví lidí s velkou rezervou. Stávající průměrné roční imise PM₁₀ v pozadí na úrovni 20,8 µg/m³ a stávající průměrné roční imise PM_{2,5} na úrovni 15,3 µg/m³ jsou vyšší než příslušné hodnoty směrnice cílových koncentrací stanovených WHO na celosvětovou ochranu veřejného zdraví. Imisní příspěvky posuzovaného záměru spočítané v rámci rozptylové studie se budou na tomto překračování spolupodílet, avšak hodnoty těchto příspěvků na úrovni nejvýše 0,031 µg/m³ PM₁₀ z hlediska zdravotních účinků nezpůsobí předčasnou úmrtnost, nezvýší významně počet let ztráty života ani vznik nových případů onemocnění chronickou bronchitidou ani takové zhoršení průběhu kardiovaskulárních či respiračních onemocnění, které by si vynutilo hospitalizaci.

Dle teoretického výpočtu dle výše uvedené metodiky nedojde v důsledku zvýšení imisních koncentrací prachových částic PM₁₀ a PM_{2,5} ani k významnému navýšení počtu dní s onemocněním u exponované populace. Tak např. počet dnů s omezenou aktivitou v důsledku nemoci připadající na vrub znečištění ovzduší prachovými částicemi PM_{2,5} se vlivem posuzovaného záměru dle teoretického výpočtu zvýší z 920 dnů za rok na 923 dnů za rok, tedy o 3 dny na 1000 exponovaných. V přepočtu na jednoho obyvatele se jedná o navýšení o 0,003 dne za rok na jednoho obyvatele. Pokud by však v řešené lokalitě byly průměrné roční imisní koncentrace PM_{2,5} na úrovni platného imisního limitu zvýšil by se počet dnů s omezenou aktivitou na 1340 dnů, tj. o 440 dnů za rok. V přepočtu na 1000 obyvatel by to znamenalo navýšení o 0,44 dne na jednoho obyvatele za rok. Toto dokládá, že imisní limity nepředstavují bezpečnou ochranu veřejného zdraví, ale je třeba je chápat jako jakousi v současné době společensky přijatelnou míru rizika.

Ve spojení se znečištěním ovzduší částicemi polévatého prachu se často hovoří o vlivu na chronickou respirační nemocnost u dětí. Vztah doporučený k hodnocení tohoto ukazatele ve výše citovaném podkladovém materiálu „Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project“ vychází z prevalence tohoto ukazatele na úrovni 18,6 %, což dává 4752 dnů s příznaky v této skupině dětí (v exponované skupině 1000 obyvatel je cca 70 dětí ve věku 6 až 12 let). Podle výsledků provedeného výpočtu připadá z celkového počtu 4752 dnů s příznaky respirační nemocnosti 330 dnů na vrub znečištění ovzduší částicemi PM₁₀. Realizací záměru se tento podíl navýší dle teoretického výpočtu na 331 dnů, tj. o 1 den. V přepočtu na 70 dětí se jedná o teoretické navýšení o 0,014 dne na jedno dítě za rok.

Imisní příspěvky provozu záměru ke koncentracím částic frakce PM₁₀ a PM_{2,5} nezpůsobí

významné zvýšení zdravotního rizika pro obyvatele v okolí. Celý výpočet je postaven významně na straně rezervy vzhledem k tomu, že hodnoty nejvyššího imisního příspěvku jsou vztaženy na celou exponovanou populaci, přestože obyvatelstvo vzdálenější zástavby je exponováno významně nižšími hodnotami imisních příspěvků PM₁₀ i PM_{2,5} (viz grafická příloha rozptylové studie). Dále je konzervativně uvažován i 100% podíl částic PM_{2,5} v imisním příspěvku ke koncentracím polévatého prachu frakce PM₁₀.

4.3.3 Benzen

V imisním pozadí lze na základě mapy znečištění ovzduší konstruované pro klouzavé pětileté průměry předpokládat průměrné roční imisní koncentrace benzenu na úrovni 1,2 až 1,3 µg/m³.

Imisní příspěvky provozu posuzovaného záměru k ročním koncentracím benzenu vypočítané v rámci rozptylové studie u obytné zástavby reprezentované referenčními body 1 až 8 se pohybují v následujícím rozmezí:

Příspěvky k prům. ročním koncentracím benzenu: 0,0006 až 0,0024 µg/m³

Podstatou zdravotního rizika benzenu při expozici imisím z dopravy je pozdní karcinogenní účinek (cílovým orgánem kostní dřeň, akutní leukémie) na základě dlouhodobé chronické expozice. Odhad rizika je dále založen na kvantifikaci míry karcinogenního rizika na základě modelovaných průměrných ročních koncentrací. K vyjádření míry karcinogenního rizika se používá pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny při celoživotní expozici. Tento údaj (ILCR - Individual Lifetime Cancer Risk) můžeme jednoduše získat pomocí referenční hodnoty jednotky rakovinového rizika UR pro inhalační expozici, která udává horní hranici zvýšeného celoživotního rizika rakoviny u jednotlivce při celoživotní expozici koncentrací 1 µg/m³, dle vzorce: ILCR = IHR x UR. Hodnota IHR je průměrná roční imisní koncentrace benzenu (µg/m³), jednotka rizika UR činí jak je výše (kapitola 4.2.3 Charakterizace rizika) uvedeno 6*10⁻⁶.

V následující tabulce jsou pro výpočtové body dosazeny koncentrace IHR vypočtené v rozptylové studii pro řešený záměr a jim odpovídající hodnoty ILCR. Do výpočtu je dosazena nejprve průměrná roční imise benzenu v pozadí a dále tato hodnota pozadivě imisní zátěže navýšená o výsledné imisní příspěvky záměru k průměrným ročním koncentracím z rozptylové studie.

Tab. 5: Výpočet celoživotního karcinogenního rizika z inhalační expozice benzenu

		Roční imise (µg/m ³)	ILCR
Pozadí		1,3	7,800E-06
Očekávané imisní koncentrace	MIN	1,3006	7,804E-06
	MAX	1,3024	7,814E-06

V současné době se za přijatelnou míru zvýšení celoživotního karcinogenního rizika považuje, stejně jako v USA a zemích EU, hodnota ILCR = 10⁻⁶, tedy jeden případ nádorového onemocnění na jeden milion exponovaných obyvatel. Tomuto kritériu však většina míst v ČR nevyhovuje. **Realizací řešeného záměru se stávající riziko (7 až 8 případů z jednoho milionu celoživotně exponovaných obyvatel) prakticky nezmění a zůstane na řádově přijatelné úrovni jednotek případů na milion exponovaných (10⁻⁶).**

4.3.4 Benzo(a)pyren

V imisním pozadí lze na základě mapy znečištění ovzduší konstruované pro klouzavé pětileté průměry předpokládat průměrné roční imise benzo(a)pyrenu: 0,7 až 0,8 ng/m³

Imisní příspěvky provozu posuzovaného záměru k ročním koncentracím benzo(a)pyrenu vypočítané v rámci rozptylové studie u obytné zástavby reprezentované referenčními body 1 až 8 se pohybují v následujícím rozmezí:

Příspěvky k prům. ročním koncentracím benzo(a)pyrenu: 0,0007 až 0,0028 ng/m³

Podstatou zdravotního rizika benzo(a)pyrenu je jeho karcinogenní účinek (plicní karcinogenita). Odhad rizika je dále založen na kvantifikaci míry karcinogenního rizika na základě modelovaných průměrných ročních koncentrací. K vyjádření míry karcinogenního rizika se používá pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny při celoživotní expozici. Tento údaj (ILCR - Individual Lifetime Cancer Risk) můžeme jednoduše získat pomocí referenční hodnoty jednotky rakovinového rizika UR pro inhalační expozici, která udává horní hranici zvýšeného celoživotního rizika rakoviny u jednotlivce při celoživotní expozici koncentrací

$1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dle vzorce: $\text{ILCR} = \text{IHR} \times \text{UR}$. Hodnota IHR je průměrná roční imisní koncentrace benzo(a)pyrenu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), UR činí jak je výše (kapitola 3.2.4) uvedeno $8,7 \times 10^{-2}$.

V následující tabulce jsou dosazeny nárůsty průměrných ročních koncentrací benzo(a)pyrenu vypočtené v rozptylové studii a jim odpovídající hodnoty ILCR. Do výpočtu je dosazena nejprve průměrná roční imise benzo(a)pyrenu v pozadí (vyšší hodnota dle mapy znečištění ČHMÚ) a dále tato hodnota pozadové imisní zátěže navýšená o nejvyšší hodnotu imisního příspěvku k průměrným ročním koncentracím z rozptylové studie pro výpočtové body umístěné u blízké obytné zástavby.

Tab. 6: Výpočet celoživotního karcinogenního rizika z inhalační expozice benzo(a)pyrenu

		Roční imise (ng/m^3)	ILCR
Pozadí		0,8	6,960E-05
Očekávané imisní koncentrace	MIN	0,8007	6,966E-05
	MAX	0,8028	6,984E-05

V současné době se za přijatelnou míru zvýšení celoživotního karcinogenního rizika považuje, stejně jako v USA a zemích EU, hodnota $\text{ILCR} = 10^{-6}$, tedy jeden případ nádorového onemocnění na jeden milion exponovaných obyvatel. Tomuto kritériu však většina míst v ČR nevyhovuje. Stávající riziko odpovídá dle výpočtu necelým 7 případům na 100 000 celoživotně exponovaných obyvatel, což překračuje obecně používanou hraniční úroveň rizika. S tímto nálezem se lze setkat po celé ČR vzhledem k tomu, že průměrné roční koncentrace benzo(a)pyrenu zjištěné např. za poslední rok 2021 na imisních stanicích v ČR se pohybují v rozmezí 0,3 až 8,9 ng/m^3 (v řešené lokalitě v relativně příznivém rozmezí 0,8 ng/m^3). Z tabulky vyplývá, že změny karcinogenního rizika jsou nevýznamné, odpovídající hodnotám imisního příspěvku na řádové úrovni nejvýše setin nanogramu. Tyto běžnými způsoby nedetekovatelné změny imisních koncentrací benzo(a)pyrenu v důsledku realizace posuzovaného záměru lze z hlediska vlivu na veřejné zdraví označit za nevýznamné. Realizací řešeného záměru se stávající riziko (necelých 7 případů na 100 000 celoživotně exponovaných obyvatel) prakticky nezmění.

5 Hluk

5.1 Identifikace nebezpečnosti

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

Obecně se tyto zvuky, které jsou nechtěné, obtěžující nebo mají dokonce škodlivé účinky, nazývají hlukem a to bez ohledu na jejich intenzitu. Proto je nutné hluk do jisté míry 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 jeho funkcí, ke snížení kompenzační kapacity vůči stresu nebo zvýšení vnímavosti k jiným nepříznivým vlivům prostředí.

Dlouhodobé nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví je možné s určitým zjednodušením rozdělit na účinky specifické, projevující se při ekvivalentní hladině hluku nad 85 až 90 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru 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 zapamatování, ovlivnění smyslově motorických funkcí a koordinace. V komplexní podobě se mohou manifestovat ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž působení hluku může přispět ke spuštění nebo urychlení vlastního patogenetického děje.

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

Působení hluku v životním prostředí je ovšem nutné posuzovat i z hlediska ztížené komunikace řeči a zejména pak z hlediska obtěžování, pocitů nespokojenosti, rozmrzelosti a nepříznivého ovlivnění

pohody lidí. V tomto smyslu vychází hodnocení zdravotních rizik hluku z definice zdraví WHO, kdy se za zdraví nepovažuje pouze nepřítomnost choroby, nýbrž je chápáno v celém kontextu souvisejících fyzických, psychických a sociálních aspektů. WHO proto vychází při doporučení limitních hodnot hluku pro místa mimopracovního pobytu lidí především ze současných poznatků o nepříznivém vlivu hluku na komunikaci řečí, pocity nepohody a rozmrzelosti a rušení spánku v nočním období.

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

Poškození sluchového aparátu je dostatečně prokázáno u pracovní expozice hluku v závislosti na výši ekvivalentní hladiny hluku a trvání let expozice. Riziko sluchového postižení však existuje i u hluku v mimopracovním prostředí při různých činnostech spojených s vyšší hlukovou zátěží. Z fyziologického hlediska jsou podstatou poškození zprvu přechodné a posléze trvalé funkční a morfologické změny smyslových a nervových buněk Cortiho orgánu vnitřního ucha.

Epidemiologické studie prokázaly, že u více než 95 % exponované populace nedochází k poškození sluchového aparátu ani při celoživotní expozici hluku v životním prostředí a aktivitách ve volném čase do 24 hodinové ekvivalentní hladiny hluku $L_{Aeq,24h} = 70$ dB. S vyšší expozicí hluku v mimopracovním prostředí se můžeme setkat jen ve velmi specifických případech např. u lidí žijících v těsné blízkosti frekventovaného letiště nebo velmi rušných komunikací.

Nelze však zcela vyloučit možnost, že by již při nižší úrovni hlukové expozice mohlo dojít k malému sluchové poškození u citlivých skupin populace, jako jsou děti, nebo osoby současně exponované i vibracím nebo ototoxickým lékům či chemikáliím. Je též známé, že zvýšená hlučnost v místě bydliště přispívá k rozvoji sluchových poruch u osob profesionálně exponovaným rizikovým hladinám hluku na pracovišti. Nezanedbatelně může zvyšovat expozici hlukem, zejména u mládeže, dlouhodobý poslech velmi hlasité reprodukováné hudby doma (sluchátka), účast na diskotékách, případně koncertech populárních hudebních skupin. K odhadu rizika sluchových ztrát je možné využít normu ČSN ISO 1999 s tím, že hlukovou expozici je třeba přepočítat na dobu trvání 8 hodin. Tuto normu je možné použít i pro odhad rizika poškození sluchu při profesionální a neprofesionální expozici.

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

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

Zvláštní pozornost zde zasluhují domy, kde bydlí malé děti a třídy předškolních a školních zařízení, neboť neúplné porozumění řeči u nich ztěžuje a poškozuje proces osvojení řeči a schopnosti číst s dalšími nepříznivými důsledky pro jejich duševní a intelektuální vývoj. Zvláště citlivé jsou pak děti s poruchami sluchu, potížemi s učením a děti, pro které vyučovací jazyk není jejich mateřským jazykem.

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

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

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

Podle doporučení WHO by noční ekvivalentní hladina hluku neměla v okolí domů přesáhnout 45 dB,

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

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

Akutní hluková expozice aktivuje autonomní a hormonální systém a vede k přechodným změnám, jako je zvýšení krevního tlaku, tepu a vasokonstrikce. Po dlouhodobé expozici se u citlivých jedinců z exponované populace mohou vyvinout trvalé účinky, jako je hypertenze a ischemická choroba srdeční (nedostatečné prokrvení srdečního svalu, projevující se klinicky jako angina pectoris až infarkt myokardu).

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. Deficit hladiny hořčíku v krvi může přispívat k vasokonstrikci a nedostatečnému prokrvení s následnou hypertenzí a srdeční ischemií.

Všeobecným závěrem WHO je, že kardiovaskulární účinky jsou spojeny s dlouhodobou expozicí ekvivalentní hladině hluku $L_{Aeq,24h}$ v rozmezí 65 – 70 dB a více, pokud jde o letecký nebo dopravní hluk. Avšak tato asociace je slabá a je poněkud silnější pro ischemickou chorobu srdeční (dále ICHS) než pro hypertenzi. Nicméně i toto malé riziko je potenciálně závažné vzhledem k velkému počtu takto exponovaných osob. Na základě některých epidemiologických studií odhadují holandští odborníci míru relativního rizika kolem 1,5 pro hypertenzi a ICHS u lidí exponovaných denní ekvivalentní hladině hluku mezi 70 – 80 dB.

Obsáhlý přehled a analýzu výsledků epidemiologických studií zabývajících se rizikem kardiovaskulárních onemocnění ve vztahu k hlukové expozici z dopravy publikoval v roce 2000 W. Babisch. Dospěl k závěru, že neexistují epidemiologické důkazy o vztahu mezi hlukovou expozicí a zvýšeným průměrným krevním tlakem u dospělých osob. Vyšší hodnoty tlaku krve ve vztahu k hluku však byly opakovaně zjištěny u dětí, zdravotní význam těchto nálezů zatím není jasný. Dle jiných podkladů je vztah mezi hlukem z dopravy a rizikem hypertenze prokázán.

Z hlediska statistické významnosti výsledků jsou nejkonzistentnější nálezy vztahu dopravního hluku a rizika ICHS při hlukové expozici od 65 – 70 dB v exteriéru s rozmezím relativního rizika 1,1-1,5.

Této úrovni relativního rizika odpovídají i výsledky statistického vyhodnocení výsledků Systému monitorování zdravotního stavu obyvatel ve vztahu k životnímu prostředí v ČR, jehož subsystem 3 je věnován hodnocení úrovně hlukové zátěže dopravnímu hluku ve městech a účinkům této hlukové expozice na zdravotní stav obyvatel. Vyplývá z nich, že lidé žijící minimálně 5 let v lokalitách s noční ekvivalentní hladinou hluku vyšší než 62 dB mají i po zohlednění možných interferujících faktorů 1,2 x vyšší šanci (odds ratio) onemocnět hypertenzí a 1,4 x vyšší šanci onemocnět infarktem myokardu. Statisticky významný vztah se projevil mezi výskytem hypertenze a hlučností v místě bydliště a to od L_{Aeq} 45 dB v noci .

Při interpretaci těchto závěrů je nezbytné mít na paměti, že hluk je s ohledem na individuální rozdíly v citlivosti v podstatě bezprahová noxa. U citlivých podskupin a jednotlivců je proto nutné nepříznivé účinky předpokládat i při hladinách venkovního hluku významně nižších, nežli jsou úrovně expozice hodnocené z hlediska statistické významnosti pro celou populaci.

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

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.

Vztah mezi pocity obtěžování hlukem, individuální citlivostí vůči působení hluku a nemocností na duševní choroby je komplexní a dosud nepříliš objasněný. Zvýšená citlivost vůči rušivým účinkům hluku může být indikátorem subklinické duševní poruchy. Za indikátor latentních duševních poruch nebo onemocnění u populace exponované hluku je považována spotřeba sedativ a prášků na spaní.

Nepříznivé ovlivnění výkonnosti hlukem bylo zatím sledováno převážně v laboratorních

podmínkách u dobrovolníků. Zvláště citlivá na působení zvýšené hlučnosti je tvůrčí duševní práce a plnění úkolů spojených s nároky na paměť, soustředěnou a trvalou pozornost a komplikované analýzy. Rušivý účinek hluku je významný zejména při činnostech náročných na pracovní paměť, kdy je třeba udržovat část informací v krátkodobé paměti, jako jsou matematické operace a čtení.

Ve školách v okolí letišť byla v řadě studií u dětí chronicky exponovaných leteckému hluku při ekvivalentní hladině hluku nad 70 dB měřené vně školy pozorována snížená schopnost motivace, nižší výkonnost při poznávacích úlohách a deficit v osvojení čtení a jazyka. Děti byly více roztržité a dělaly více chyb. Nepříznivý účinek byl větší u dětí s horšími školními výkony. Zdá se také, že pravděpodobnější je deficit v osvojení čtení u dětí chronicky exponovaných hluku doma i ve škole ve srovnání s dětmi pouze navštěvujícími školu v hlučném prostředí.

Obtěžování hlukem je nejobecnější reakcí lidí na hlukovou zátěž. Uplatňuje se zde jak emoční složka vnímání, tak složka poznávací při rušení hlukem při různých činnostech. Vyvolává celou řadu negativních emočních stavů, mezi které patří pocity rozmrzelosti, nespokojenosti a špatné nálady, deprese, obavy, pocity beznaděje nebo vyčerpání. U každého člověka existuje určitý stupeň citlivosti, respektive tolerance k rušivému účinku hluku, jako významně osobnostně fixovaná vlastnost. V normální populaci je 10-20 % vysoce senzitivních osob, stejně jako velmi tolerantních, zatímco u zbylých 60-80 % populace víceméně platí kontinuální závislost míry obtěžování na intenzitě hlukové zátěže. Při působení hluku zde však kromě senzitivity a fyzikálních vlastností hluku velmi záleží i na řadě dalších neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. To vede k různým výsledkům studií, které prokazují u stejných hladin hluku různého původu rozdílný efekt u exponované populace a naopak rozdílné výsledky při stejných zdrojích i hladinách hluku na různých lokalitách v různých zemích. Obecně např. u obyvatel rodinných domů nastává srovnatelný stupeň obtěžování až při hladinách o cca 10 i více dB vyšších, oproti obyvatelům bytových domů. Významnou úlohu zde hraje vztah ke zdroji hluku, pocit do jaké míry jej člověk může ovlivňovat nebo zda pro něj má nějaký ekonomický význam. Menší rozmrzelost působí hluk, u nějž je předem známo, že bude trvat jen po určitou vymezenou dobu. Příznivě působí i nabídnuté východisko, např. nabídka možnosti přestěhovat se v případě nutnosti po dobu provádění nejhlučnějších stavebních operací do hotelu. Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v hlučném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace se prohlubuje a fixuje. Kromě toho však může být významně ovlivněna zdravotním stavem. Kromě negativních emocí je možné obtěžování hlukem hodnotit i podle nepřímých projevů, jako je zavírání oken, nepoužívání balkónů, stěhování, stížnosti a petice. Obecně se ovšem odhaduje, že na stížnostech a peticích se účastní pouze 5 až 10 % obyvatel skutečně hlukově exponovaných.

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 verbální komunikace, výsledky studií ukazují, že je více snížena ochota ke slovní pomoci, než k pomoci fyzické.

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

Vztah mezi hlučností z dopravy ve městech a ukazateli zdravotního stavu u obyvatel ČR je obsáhle sledován v rámci Systému monitorování zdravotního stavu obyvatel ve vztahu k životnímu prostředí. Výsledky potvrzují úzkou závislost ukazatelů, jako je počet osob obtěžovaných venkovním hlukem, procento osob se špatným spánkem a obtížným usínáním nebo osob užívajících denně sedativa, zejména na noční ekvivalentní hladině hluku.

Opakovaně zde byla ověřena i statisticky významná závislost mezi noční L_{Aeq} a celkovou nemocností na civilizační choroby, přičemž bylo zjištěno, že zvýšená hluková expozice se na nemocnosti podílí asi z 10 %. Zpracované grafy v závěrečných zprávách projektu umožňují předpovědět zvýšení procenta takto postižených osob v dané lokalitě v závislosti na zvýšení hlučnosti.

Při hodnocení působení hluku na lidské zdraví si obecně musíme být vědomi nejistot, kterými je tento proces zatížen. V podstatě jsou dvojí. Jedny jsou dány neschopností fyzikálních parametrů hluku, které máme k dispozici, jednoduše popsat fyziologickou závažnost, tedy nebezpečnost hlukové události a druhé vyplývají ze skutečnosti, že účinek hluku je variabilní nejen intraindividuálně, ale i situačně, sociálně, emocionálně a historicky. V praxi se proto 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 až 20 % celého souboru.

Z hlediska zvýšené citlivosti některých populačních skupin vůči nepříznivým zdravotním účinkům hluku bylo např. prokázáno, že lidé starší, nemocní a lidé s potížemi se spaním jsou zvýšeně citliví vůči narušení spánku hlukem. U lidí s narušeným spánkem v důsledku hluku je vyšší riziko ICHS a negativního účinku na psychosociální pohodu. Se zvýšeným rizikem výrazného obtěžování hlukem je nutné počítat u lidí senzitivních, lidí majících obavy z určitého zdroje hluku a lidí, kteří cítí, že nad danou hlukovou situací nemají možnost kontroly.

5.2 Charakterizace nebezpečnosti

Prahové hodnoty prokázaných účinků hluku pro kvalitativní charakterizaci rizika

Světová zdravotnická organizace uvádí v materiálu „Environmental Noise Guidelines for the European Region“ hodnoty hlukových hladin spojených s prokázanými zdravotními účinky. Jenfá se o následující hodnoty prahových hladin hluku v závislosti na různých zdrojích hluku:

Silniční doprava:	nepříznivé zdravotní účinky:	$L_{dvn} > 53$ dB
	nepříznivé účinky na spánek:	$L_n > 45$ dB
Železniční doprava:	nepříznivé zdravotní účinky:	$L_{dvn} > 54$ dB
	nepříznivé účinky na spánek:	$L_n > 44$ dB
Letecká doprava:	nepříznivé zdravotní účinky:	$L_{dvn} > 45$ dB
	nepříznivé účinky na spánek:	$L_n > 40$ dB
Větrné elektrárny	nepříznivé zdravotní účinky:	$L_{dvn} > 45$ dB
	nepříznivé účinky na spánek:	není určena

Pro orientační posouzení nebezpečí výskytu nepříznivých účinků hluku je možné použít prahové hodnoty hlukové expozice. Byly stanoveny na základě epidemiologických studií pro ty účinky hluku, které se dnes považují za dostatečně prokázané. Prahová hodnota je úroveň expozice, od které se daný účinek začíná objevovat nebo začíná stoupat nad bazální hodnotu danou obvyklým výskytem účinku v populaci. Po překročení prahové hodnoty není vyloučena možnost výskytu daného nepříznivého účinku v případě dlouhodobé expozice hluku u příslušníků většinové populace s průměrnou citlivostí. Při interpretaci je nezbytné mít na paměti, že hluk je s ohledem na individuální rozdíly v citlivosti v podstatě bezprahová noxa. U citlivých podskupin a jednotlivců je proto nutné nepříznivé účinky předpokládat i při hodnotách hluku ve venkovním prostoru významně nižších, nežli jsou úrovně expozice statisticky vyhodnocené pro celou populaci. Prahové hodnoty prokázaných zdravotních účinků hluku a účinků na psychosociální zdraví a životní pohodu jsou shrnuty v tabulce převzaté z Good practice guide on noise exposure and potential health effect.

Tab. 7: Dostatečně prokázané účinky hluku na zdraví a pohodu a jejich prahové hodnoty

Účinek	Rozsah působení	Indikátor	Prahová hodnota	Časová působnost
Obtěžování	Psychosociální kvalita života	L_{dvn}	42	Chronická
Subjektivně udávané rušení spánku	Kvalita života, tělesné zdraví	L_n	42	Chronická
Učení, paměť	Výkonnost	L_{Aeq}	50	Akutní, chronická
Stresové hormony	Indikátor stresu	L_{max} L_{Aeq}	-	Akutní, chronická
Spánek (EEG)	Probuzení, spánkové pohyby, kvalita spánku	L_{max} indoors	32	Akutní, chronická
Subjektivně udávané probuzení	Spánek	$SEL_{indoors}$	53	Akutní
Subjektivně udávaný	Životní pohoda,	L_{dvn}	50	Chronická

Účinek	Rozsah působení	Indikátor	Prahová hodnota	Časová působnost
zdravotní stav	klinické zdraví			
Hypertenze	Tělesné zdraví	L_{dvn}	50	Chronická
Ischemická choroba srdeční	Klinické zdraví	L_{dvn}	50	Chronická

Vztahy expozice a účinku pro kvantitativní charakterizaci rizika hluku

V roce 2020 byla změněna příloha III směrnice komise EU 2020/367, která stanovuje metody hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí.

Hodnocené jsou následující škodlivé účinky hluku:

- Ischemická choroba srdeční
- Silné obtěžování hlukem
- Silné rušení spánku

Škodlivé účinky se vypočítají jedním z těchto způsobů

- Relativní riziko (RR) škodlivého účinku definované jako poměr pravděpodobnosti výskytu škodlivého účinku v populaci vystavené konkrétní hladině hluku ve venkovním prostředí ku pravděpodobnosti výskytu škodlivého účinku v populaci nevystavené hluku ve venkovním prostředí
- Absolutní riziko (AR) škodlivého účinku definované jako výskyt škodlivého účinku v populaci vystavené konkrétní hladině hluku ve venkovním prostředí

Ischemická choroba srdeční

Pro výpočet relativního rizika (RR), pokud jde o škodlivý účinek ischemické choroby srdeční a míru incidence (i), se použijí tyto vztahy mezi dávkou a účinkem pro hluk ze silniční dopravy:

$$RR_{IHD,i,road} = \begin{cases} e^{[(\ln(1.08)/10) \cdot (L_{den} - 53)]} & \text{pokud } L_{den} \text{ je vyšší než } 53 \text{ dB} \\ 1 & \text{pokud } L_{den} \text{ je rovno nebo nižší než } 53 \text{ dB} \end{cases}$$

Pro $L_{dvn} > 53$ dB lze vzorec zjednodušit do podoby:

$$RR_{ICHS,silnice} = 1,00773^{(L_{dvn} - 53)}$$

U ischemické choroby srdeční **v případě hluku ze železniční a letecké dopravy** se odhaduje, že obyvatelům, kteří byli vystaveni vyšším než průměrným hladinám L_{den} , hrozí zvýšené riziko této choroby, přičemž přesný počet N případů ischemické choroby srdeční nelze vypočítat

U ischemické choroby srdeční **v případě hluku ze silniční dopravy** se podíl případů konkrétního škodlivého účinku v populaci vystavené relativnímu riziku, u něhož se vychází z toho, že je způsobeno hlukem ve venkovním prostředí, vypočítá pro zdroj hluku x (silniční dopravu), škodlivý účinek y (ischemickou chorobu srdeční) a incidenci i pomocí vzorce:

$$PAF_{x,y} = \left(\frac{\sum_j [p_j \cdot (RR_{j,x,y} - 1)]}{\sum_j [p_j \cdot (RR_{j,x,y} - 1) + 1]} \right)$$

- kde:
- $PAF_{x,y}$ je podíl přiřaditelný populaci,
 - soubor hlukových pásem j je tvořen jednotlivými pásmy o rozsahu nejvýše 5 dB (např.: 50–51 dB, 51–52 dB, 52–53 dB atd. nebo 50–54 dB, 55–59 dB, 60–64 dB atd.),
 - p_j je podíl celkové populace P v hodnocené oblasti, která je vystavena expozičnímu pásmu j , jež je spojováno s daným relativním rizikem konkrétního škodlivého účinku $RR_{j,x,y}$. $RR_{j,x,y}$ se vypočítá pomocí vzorců uvedených v bodě 2 přílohy III směrnice komise EU 2020/367 pro prostřední hodnotu každého hlukového pásma (např.: v závislosti na dostupnosti údajů pro hodnotu 50,5 dB v případě hlukového pásma vymezeného mezi 50–51 dB nebo 52 dB v případě hlukového pásma 50–54 dB).

U ischemické choroby srdeční v případě hluku ze silniční dopravy se celkový počet N případů ischemické choroby srdeční (osob postižených škodlivým účinkem y ; počet přiřaditelných případů) v důsledku působení zdroje x rovná:

$$N_{x,y} = PAF_{x,y,i} * I_y * P$$

- kde:
- $PAF_{x,y,i}$ se vypočítá pro incidenci i
 - I_y je míra incidence ischemické choroby srdeční v hodnocené oblasti, kterou lze získat ze statistik o zdraví v regionu nebo zemi, kde se daná oblast nachází
 - P je celkový počet obyvatel v hodnocené oblasti (součet obyvatel v různých hlukových pásmech).

Silné obtěžování hlukem

Pro výpočet absolutního rizika (AR), pokud jde o škodlivý účinek silného obtěžování hlukem, se použijí tyto vztahy mezi dávkou a účinkem:

$$AR_{HA,road} = (78.9270 - 3.1162 * L_{den} + 0.0342 * L_{den}^2) / 100$$

pro hluk ze silniční dopravy,

$$AR_{HA,rail} = (38.1596 - 2.05538 * L_{den} + 0.0285 * L_{den}^2) / 100$$

pro hluk z železniční dopravy,

$$AR_{HA,air} = (-50.9693 + 1.0168 * L_{den} + 0.0072 * L_{den}^2) / 100$$

pro hluk z letecké dopravy.

Silné rušení spánku

Pro výpočet absolutního rizika (AR), pokud jde o škodlivý účinek silného rušení spánku, se použijí tyto vztahy mezi dávkou a účinkem:

$$AR_{HSD,road} = (19.4312 - 0.9336 * L_{night} + 0.0126 * L_{night}^2) / 100$$

pro hluk ze silniční dopravy,

$$AR_{HSD,rail} = (67.5406 - 3.1852 * L_{night} + 0.0391 * L_{night}^2) / 100$$

pro hluk z železniční dopravy,

$$AR_{HSD,air} = (16.7885 - 0.9293 * L_{night} + 0.0198 * L_{night}^2) / 100$$

pro hluk z letecké dopravy.

U silného obtěžování a silného rušení spánku hlukem ze silniční, železniční a letecké dopravy se celkový počet N osob postižených škodlivým účinkem y (počet přiřaditelných případů) z důvodu působení zdroje x pro každou kombinaci zdroje hluku (silniční, železniční nebo letecké dopravy) a škodlivého účinku y (silného obtěžování hlukem, silného rušení spánku) rovná:

$$N_{x,y} = \sum_j [n_j * AR_{j,x,y}]$$

- kde:
- $AR_{x,y}$ je absolutní riziko relevantního škodlivého účinku (silného obtěžování hlukem, silného rušení spánku), které se vypočítá pomocí vzorců uvedených v bodě 2 přílohy III směrnice komise EU 2020/367 pro prostřední hodnotu každého hlukového pásma (např.: v závislosti na dostupnosti údajů pro hodnotu 50,5 dB v případě hlukového pásma vymezeného mezi 50–51 dB nebo 52 dB v případě hlukového pásma 50–54 dB
 - n_j je počet osob, které jsou vystaveny expozičnímu pásmu j

Hluk z průmyslové činnosti

V současné době jsou k dispozici pouze omezené znalosti **škodlivých účinků hluku z průmyslové**

činnosti, takže není možné navrhnout společnou metodu jejich hodnocení. I když byla zjištěna souvislost mezi hlukem ve venkovním prostředí a následujícími škodlivými účinky, v současné době neexistuje dostatek důkazů pro stanovení společné metody hodnocení těchto účinků, kterými jsou: cévní mozková příhoda, vysoký krevní tlak, cukrovka a další nepříznivé metabolické účinky na zdraví, poruchy kognitivních funkcí u dětí, zhoršení duševního zdraví a pohody, sluchové postižení, tinnitus, nepříznivý vliv na porodnost a lidský plod.

Kvantitativní hodnocení rizik pomocí vztahů dávka – účinek vychází z výsledků epidemiologických studií, které sledují značně velké soubory osob. Vzhledem k velkým interindividuálním rozdílům v citlivosti na hluk je kvantitativní hodnocení rizik hluku v postupu HRA prováděno pouze v případě dostatečně velkého počtu osob vystavených škodlivým účinkům hluku.

V rámci metodiky hodnocení zdravotních rizik v současnosti neexistuje nástroj pro hodnocení kombinovaného (synergického) působení hluku ze zdrojů různé kategorie (např. různé typy dopravního hluku).

5.3 Hodnocení expozice

Hodnocení expozice vychází především z výsledků hlukové studie zpracované pro posuzovaný záměr Ing. Martinem Vejrem v dubnu 2023.

Předmětem této studie je posouzení vlivu hluku ze stacionárních zdrojů a z automobilové dopravy generované provozem posuzovaného záměru a porovnání výsledných hladin akustického tlaku s platnými hygienickými limity. Hodnocení je i hluk z výstavby. Vzhledem k tomu, že posuzování vlivů na veřejné zdraví se standardně zpracovává na základě vztahů odvozených pro dlouhodobou až celoživotní expozici, je toto posouzení zpracováno pro vliv hluku z provozu. Období výstavby řeší krátkodobou, dočasnou situaci.

V rámci hlukové studie byl proveden výpočet hlukových hladin po dokončení 1. etapy výstavby a po dokončení 2. etapy výstavby. Toto posouzení vlivů na veřejné zdraví je zaměřeno na hodnocení hlukových hladin z hlediska jejich zdravotních účinků pro stav po dokončení 2. etapy výstavby (po dokončení celého záměru), ve které jsou výsledné hlukové hladiny ve všech výpočtových bodech vyšší než ve stavu po dokončení pouze 1. etapy výstavby a to i přesto, že je dopravní napojení obou etap odlišné (viz hluková studie).

Vzhledem k tomu, že v současné době nebyla stanovena společná metoda k hodnocení vlivů hluku z průmyslových zdrojů hluku (viz výše kapitola 5.2) je toto hodnocení zaměřeno na charakterizaci rizika hluku z automobilové dopravy. V daném případě se jedná o hluk z tepelných čerpadel s výslednými hlukovými hladinami na úrovni nejvýše 27,1 dB v denní době a 21,1 dB v noční době.

Výpočet hlukových hladin z automobilové dopravy byl v hlukové studii vypočítán u obytné zástavby umístěné podél přepravních tras generované dopravy reprezentované referenčními body č. 1 až 8. Zakreslení bodů v situaci je zobrazeno výše v kapitole 3. Jedná se konkrétně o následující body:

RB 1 – rodinný dům č.p. 3077 na pozemku parc. č. 289 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem

RB 2 – rodinný dům č.p. 3350 na pozemku parc. č. 302/7 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem

RB 3 – rodinný dům č.p. 3069 na pozemku parc. č. 301 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem

RB 4 – rodinný dům č.p. 3071 na pozemku parc. č. 294 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem

RB 5 – objekt k bydlení č.p. 3048 na pozemku parc. č. 31 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem

RB 6 – rodinný dům č.p. 3060 na pozemku parc. č. 143/1 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem

RB 7 – rodinný dům č.p. 3475/31a na pozemku parc. č. 229/3 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem

RB 8 – objekt domova pro seniory na pozemku parc. č. 219/1 v k.ú. Dobětice, Ústí nad Labem

Dle nahlížení do katastru nemovitostí reprezentují tyto referenční body 40 až 50 bytových jednotek. Při uvažovaném maximálním počtu 3 obyvatel na jednu bytovou jednotku se jedná o 150 obyvatel exponovaných navýšeným hlukovým hladinám v důsledku provozu posuzovaného záměru. Při uvažovaném průměrném počtu 3 obyvatel na jednu bytovou jednotku se jedná o celkově cca 831 obyvatel exponovaných hlukovým hladinám ovlivněným navýšenou automobilovou dopravou.

V následující tabulce jsou uvedeny výsledné hodnoty hladin hluku z automobilové dopravy na komunikační síti převzaté z hlukové studie. Výpočet byl proveden pro nulovou (bez záměru) a aktivní variantu (včetně záměru).

Výstupem standardních hlukových měření nebo hlukových studií jsou údaje o expozici vyjádřené v ekvivalentní hladině akustického tlaku A pro denní nebo noční dobu. Vztahy doporučené v zemích EU pro hodnocení obtěžování a rušení spánku obyvatel hlukem z dopravy jsou odvozené pro expozici vyjádřenou v jiných hlukových deskriptorech, konkrétně L_{dn} (day-night level) nebo L_{dvn} (day-evening-night level). Vzhledem k tomu, že v rámci hlukové studie byly spočítány hodnoty hlukových hladin pro

denní i noční dobu, je možné vypočítat hladinu L_{dn} a z ní pak přibližně odvodit (+0,2 dB) hladinu L_{dvn} . V posledním sloupci nulové i aktivní varianty je uvedena tedy také vypočítaná odpovídající hladina celodenního hluku L_{dvn} .

Tab. č. 8: Vypočtené hodnoty hladin hluku pro denní a noční dobu v nulové i aktivní variantě (dB)

Chráněný objekt č.p.	Výška nad terénem	Vypočtené očekávané hodnoty hladin hluku							
		Nulová varianta,			Aktivní varianta,			Rozdíl mezi aktivní a nulovou var.	
		Doba denní	Doba noční	Doba celodenní	Doba denní	Doba noční	Doba celodenní	Doba denní	Doba noční
[m]	$L_{Aeq,16h}$	$L_{Aeq,8h}$	L_{dvn}	$L_{Aeq,16h}$	$L_{Aeq,8h}$	L_{dvn}	$L_{Aeq,16h}$	$L_{Aeq,8h}$	
1	2	40,7	33,9	42,25	43,5	34,2	43,95	2,7	0,3
	5	40,7	33,9	42,25	43,5	34,2	43,95	2,7	0,3
2	2	42,5	35,7	44,05	44,4	36	45,20	1,9	0,3
	5	42,5	35,7	44,05	44,5	36	45,26	2,0	0,3
3	2	47,2	39,5	48,31	48,4	39,8	49,12	1,2	0,3
	5	47,2	39,5	48,31	48,4	39,8	49,12	1,2	0,3
4	2	53,1	42,8	53,20	53,6	43,1	53,64	0,5	0,3
	5	52,6	42,3	52,70	53,1	42,5	53,11	0,5	0,2
5	2	53,1	42,7	53,17	53,6	42,9	53,58	0,5	0,2
	5	53,1	42,8	53,20	53,6	43	53,61	0,5	0,2
6	2	54,6	44,1	54,64	55	44,5	55,04	0,4	0,4
	5	54,6	44,1	54,64	55	44,5	55,04	0,4	0,4
7	2	54,3	43,7	54,31	56,5	45	56,26	2,2	1,3
	5	54,3	43,7	54,31	56,8	45	56,48	2,5	1,3
8	2	50,9	38,8	50,51	54,8	43,3	54,56	3,9	3,5
	5	50,9	38,8	50,51	54,9	43,3	54,63	4,0	3,5
MIN		40,7	33,9	42,25	43,5	34,2	43,95	0,4	0,2
MAX		54,6	44,1	54,64	56,8	45,0	56,48	4,0	3,5

V hlukové studii jsou tyto výsledné hodnoty hlukových hladin porovnány s příslušnými nejvýše přípustnými hladinami hluku. Z porovnání vyplývá následující závěrečné hodnocení uvedené v hlukové studii: „Po realizaci záměru „Ústí nad Labem, Dobětice, Slunečná pláň - technická a dopravní infrastruktura, výstavba rodinných domů“ nebude v době denní ani noční v jednotlivých nejbližších dotčených chráněných prostorech docházet k překračování hygienických limitů hluku dle nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací ve znění pozdějších předpisů“.

Ze srovnání hlukových hladin v aktivní a nulové variantě vyplývá, že změny denních hlukových hladin se pohybují v rozmezí ,4 až 4,0 dB, změny nočních hlukových hladin v rozmezí 0,2 až 3,5 dB. K nejvýznamnějším nárůstům hlukových hladin dojde u objektu domova pro seniory na ul. Šrámkova.

5.4 Charakterizace rizika

V rámci tohoto posouzení vlivů na veřejné zdraví jsou výsledné hlukové hladiny posouzeny z hlediska jejich vlivů na zdraví, včetně míry vlivu na pocity obtěžování.

Kvalitativní charakterizace rizika

Celkové hladiny hluku lze nejvýše porovnat s prahovými hodnotami hlukové expozice stanovenými na základě epidemiologických studií pro ty účinky hluku, které se dnes považují za dostatečně prokázané. Jedná se o prahové hodnoty uvedené výše v kapitole 5.2 v tabulce č. 7. Na uvedený záměr lze vztáhnout následující účinky se stanovenými mezními hodnotami :

Pocity obtěžování	mezní hodnota $L_{dvn} = 42$ dB
Učení, paměť	mezní hodnota $L_{Aeq} = 50$ dB
Subj. udávaný zhoršený zdravotní stav	mezní hodnota $L_{dvn} = 50$ dB

Hypertenze	mezní hodnota $L_{dvn} = 50$ dB
Ischemická choroba srdeční	mezní hodnota $L_{dvn} = 53$ dB
Subj. udávané rušení spánku	mezní hodnota $L_n = 42$ dB

Z výsledků hlukové studie vyplývá, že se denní hlukové hladiny u dotčené obytné zástavby pohybují v nulové variantě bez záměru v rozmezí 40,7 až 54,6 dB, v aktivní variantě v rozmezí 43,5 až 56,8 dB. V případě nočních hlukových hladin se jedná v nulové variantě o rozmezí 33,9 až 44,1 dB, v aktivní variantě v rozmezí 34,2 až 45,0 dB.

Z porovnání výsledných hlukových hladin s uvedenými mezními hodnotami pro pocity obtěžování, ovlivnění učení a paměti, subjektivně udávaného zdravotního stavu, hypertenze, ischemické choroby srdeční i subjektivně udávané rušení spánku vyplývá, že se v některých případech jedná o expozici obyvatel nad těmito mezními hodnotami. V následující tabulce je provedeno srovnání výsledných hlukových hladin v jednotlivých výpočtových bodech s uvedenými mezními hodnotami.

Tab. č. 9: Porovnání celkových hladin hluku s prahovými hodnotami účinků

Účinek / Mezní hodnota	Varianta	Ref body s hlukem nad mezní hodnotou
Obtěžování / $L_{dvn} = 42$ dB	Nulová varianta	1 až 8
	Aktivní varianta	1 až 8
Negativní vliv na učení, paměť $L_{Aeq} = 50$ dB	Nulová varianta	4 až 8
	Aktivní varianta	4 až 8
Subj. neg.zdrav. hodnocení, hypertenze $L_{dvn} = 50$ dB	Nulová varianta	4 až 8
	Aktivní varianta	4 až 8
Ischemická choroba srdeční $L_{dvn} = 53$ dB	Nulová varianta	4 až 7
	Aktivní varianta	4 až 8
Rušení spánku $L_n = 42$ dB	Nulová varianta	4 až 7
	Aktivní varianta	4 až 8

Z tabulky vyplývá, že celodenní hlukové hladiny se pohybují u veškeré obytné zástavby v současnosti i ve výhledu nad mezní hodnotou pro subjektivně vnímané pocity obtěžování celodenním hlukem. Z uvedeného důvodu je níže věnována pozornost kvantifikaci míry tohoto rizika.

Výsledné hlukové hladiny v nulové i aktivní variantě, které převyšují mezní hodnotu pro negativní účinky hluku, jako je negativní vliv hluku na učení a paměť, subjektivně vnímaný vliv na zhoršený zdravotní stav a hypertenze byly v hlukové studii zjištěny u obytné zástavby reprezentované referenčními body č. 4 až 8.

Obdobná je situace i v případě hlukových hladin spojených s ischemickými účinky a s rušením spánku. V případě těchto účinků dojde k posunu v aktivní variantě oproti nulové u referenčního bodu č. 8. Kvantifikace míry tohoto rizika je tudíž provedena níže.

Pro hlukové hladiny z dopravních zdrojů vyjádřené uvedeným deskriptorem L_{dvn} byly odvozeny vztahy pro výpočet výše rizika, které jsou uvedeny v Směrnici komise EU 2020/367, Příloze III pro následující účinky hluku z automobilové dopravy (viz také výše kapitola 5.2):

- Vysoké obtěžování a rušení spánku
- Ischemická choroba srdeční
- Ischemická choroba srdeční

Posouzení míry obtěžování celodenním hlukem a rušení spánku nočním hlukem

Vztah pro výpočet absolutního rizika dle Přílohy III je použitelný od celodenních hlukových hladin 45 dB. Z tabulky vyplývá, že do výpočtu nelze zahrnout obyvatele obytné zástavby reprezentované ref. body č. 1 a 2 v nulové variantě, a referenčním bodem č. 1 v aktivní variantě. V těchto případech jsou výsledné celodenní hlukové hladiny pod hranicí 45 dB.

Výpočet konkrétního počtu lidí obtěžovaných různou měrou hlukem je vhodné provádět při hodnocení hluku v rozsáhlejších lokalitách (např. podél dopravní tepny vedené přes město atp.) s vyšší hustotou obyvatel, tedy tam, kde je exponováno řádově tisíce obyvatel a kde např. individuální rozdíly ve vnímání hluku jsou překryty velkým množstvím dat. V daném případě se jedná o maximálně 150 obyvatel exponovaných změněným hlukovým hladinám v důsledku realizace posuzovaného záměru.

V následující tabulce jsou uvedeny vypočítané počty silně obtěžovaných a silně rušených hlukem

z automobilové dopravy v nulové i aktivní variantě. Na vypočítané počty obyvatel obtěžovaných hlukem uvedené v následující tabulce je třeba vzhledem k omezenému počtu exponovaných celkem pohlížet pouze jako na orientační a nelze jim přiřítat vážnější význam.

Tab. 10: Podíly osob silně obtěžovaných a silně rušených nočním hlukem u stávající obytné zástavby

varianta	exponovaných	HA	HSD
nulová varianta	150	12 (8,0 %)	2 (1,3 %)
aktivní varianta	150	16 (10,7 %)	2 (1,3 %)
Navýšení (aktivní minus nulová)	0	4 (2,7 %)	0

Z tabulky mj. vyplývá, že podíl osob vnímajících hluk jako silně obtěžující se ve výhledu po realizaci stavby dle teoretického výpočtu zvýší o 2,7 %, tj. konkrétně o 4 osoby z celkového uvažovaného počtu 150 exponovaných.

Počet osob vnímajících hluk v noci jako silně rušící se dle teoretického výpočtu nenavýší a zůstane na stávající úrovni teoretických dvou osob celkem. Uvedený výsledný počet napovídá, že je třeba na tento ukazatel pohlížet pouze jako na orientační, skutečné počty mohou být odlišné.

V této souvislosti je třeba si dále uvědomit, že v případě obtěžování se jedná o subjektivní vnímání. Při působení hluku se zde tedy kromě fyzikálních vlastností hluku uplatňuje řada neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. Významnou úlohu zde hraje vztah ke zdroji hluku, pocit do jaké míry jej člověk může ovlivňovat nebo zda pro něj má zdroj nějaký ekonomický význam. Účinek hluku je dále variabilní nejen individuálně mezi různými jedinci, ale i situačně, sociálně, emocionálně atp. Skutečný počet osob tak může být odlišný.

Světová zdravotnická organizace se však v současnosti přiklonila k názoru, že obtěžování je spíše otázkou komfortu než zdravotní ukazatel, a proto se již považuje obtěžování pouze za pomocný doplňkový faktor.

Posouzení účinků na ischemické choroby srdeční (ICHS)

Dalším hodnoceným účinkem hluku je jeho vliv na ischemické choroby srdeční.

Kvantifikace rizika ischemických chorob srdečních je v Příloze III vyčíslena pomocí hodnoty relativního rizika daného poměrem incidence ICHS u exponovaných ku incidenci ICHS u neexponovaných. Riziko při hodnotě relativního rizika $RR = 1$ je tedy nulové. Pro výpočet lze použít vzorec z uvedené přílohy III uvedený též výše v kapitole 5.2, který je použitelný od celodenních hladin hluku 53 dB a výše. V Příloze je uvedeno, že u hladin 53 dB a nižších je hodnota relativního rizika 1, tj. riziko je nulové.

Pro výpočet relativního rizika (RR), pokud jde o škodlivý účinek ischemické choroby srdeční a míru incidence (i), byly využity vztahy mezi dávkou a účinkem pro hluk ze silniční dopravy uvedené výše v kapitole 5.2: Hodnoty relativního rizika jsou dále využity pro výpočet podílu případů ischemické choroby srdeční v populaci odpovídající relativnímu riziku (ukazatel PAF, pro jehož výpočet je použit vzorec uvedený též výše v kapitole 5.2.

Na základě těchto hodnot je vypočítán pro jednotlivé varianty počet případů ischemických chorob srdečních – výpočet je uveden v následujících tabulkách

Tab. č. 11: Výpočet podílu případů ICHS v exponované populaci – nulová varianta

Nulová varianta							
Ldvn	Počet ob. P	p	RR	RR-1	p*(RR-1)	PAF	
42-46	44	12	0,01444	1	0	0	
46-48	47	0	0,00000	1	0	0	
48-50	49	12	0,01444	1	0	0	
50-53	52,5	66	0,07942	1	0	0,0000	
53-54	53,5	27	0,03249	1,0039	0,0039	0,0001	
54-56	55	33	0,03971	1,0155	0,0155	0,0006	
56-58	57	0	0,00000	1,0313	0,0313	0,0000	
		150				0,0007	0,00074
Počet odhadovaných případů $N = PAF * I * P =$			0,0010				

Tab. č. 12: Výpočet podílu případů ICHS v exponované populaci – aktivní varianta

Aktivní varianta							
Ldvn	Počet ob. P	p	RR	RR-1	p*(RR-1)	PAF	
42-46	44	12	0,01444	1	0	0	
46-48	47	0	0,00000	1	0	0	
48-50	49	12	0,01444	1	0	0	
50-53	52,5	0	0,00000	1	0	0	
53-54	53,5	39	0,04693	1,0039	0,0039	0,0002	
54-56	55	75	0,09025	1,0155	0,0155	0,0014	
56-58	57	12	0,01444	1,0313	0,0313	0,0005	
		150				0,0020	0,00203
Počet odhadovaných případů N = PAF*I*P =			0,0028				

Pro zhodnocení vlivu záměru je podstatné srovnání nulové a aktivní varianty. Z výpočtů uvedených výše v tabulkách vyplývá, že v důsledku realizace záměru nedojde k takovému zhoršení hlukové situace, které by bylo spojeno s významným nárůstem počtu nových případů ischemických chorob srdečních u exponované populace. Teoretické navýšení je nižší než jeden případ za rok, konkrétně 0,0018 případu mezi nulovou a aktivní variantou.

Lze konstatovat, že realizace záměru není spojena s takovým navýšením hlukových hladin z automobilové dopravy, které by bylo spojeno s významným navýšením rizika ischemických chorob srdečních u exponované populace v okolí záměru.

6 Analýza nejistot

Hodnocení zdravotního rizika je vždy 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.

V případě tohoto hodnocení se jedná o:

1. Spolehlivost vypočtených imisních koncentrací a hlukových hladin použitým rozptylovým i hlukovým modelem.
2. Pouze orientační hodnocení expozice při neznalosti bližších údajů o exponované populaci (přesné počty lidí, složení, citlivé skupiny populace, doba trávená v místě bydliště apod.)
3. Nejistota vyplývající ze stupně lidského poznání v případě stanovených doporučených referenčních hodnot WHO, US EPA či OEHHA a závěrů epidemiologických studií
4. Celkově byl při odhadu expozice a rizika pro vyloučení pochybností použit konzervativní způsob, který skutečnou expozici a riziko nadhodnocuje (použití výsledných nejvyšších imisních příspěvků, vztažení nejvyššího imisního příspěvku na příslušnou exponovanou populaci atp., v případě hodnocení hluku je uvažován průměrný počet obyvatel na jednu bytovou jednotku ve výši 3 ob., přičemž v průměru se obvykle jedná o 2,5 až 2,8 ob. na jednu bytovou jednotku)

7 Závěr

V rámci řešené akce byl posouzen vliv provozu řešeného záměru na imisní a hlukovou situaci v řešené lokalitě z hlediska vlivu na veřejné zdraví. Hodnocen byl vliv po dokončení celého záměru tvořeného celkovým počtem 72 rodinných domů po realizaci tzv. 2. etapy výstavby. Z hlediska emisí do ovzduší byly hodnoceny chemické škodliviny z hlediska jejich toxických či karcinogenních účinků.

Pro posouzení míry vlivu nových zdrojů znečišťování ovzduší byla hlavním podkladem rozptylová studie zpracovaná Ing. Martinem Vejrem pro řešený záměr v dubnu 2023. Posuzovány byly z hlediska vlivu na veřejné zdraví imisní koncentrace škodlivin modelovaných v rámci rozptylové studie, tj. oxidu dusičitého, suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}, benzenu a benzo(a)pyrenu emitovaných z provozu řešeného záměru. Posouzení vlivů na veřejné zdraví je standardně zaměřeno na zhodnocení imisních příspěvků ve fázi provozu vzhledem k tomu, že je pracováno s doporučenými koncentracemi

odvozenými pro dlouhodobou, celoživotní expozici. Z tohoto důvodu nejsou imisní příspěvky ve fázi časově omezené výstavby z hlediska vlivů na veřejné zdraví standardně hodnoceny.

Na pozadové imisní hodnoty řešených škodlivin v řešené lokalitě je usuzováno především z výsledků modelového mapování klouzavých pětiletých průměrů ve čtvercích o velikosti 1krát 1 km zpracovaného Českým hydrometeorologickým ústavem (poslední zpracované pětiletí 2017 - 2021).

V případě **oxidů dusíku** se nepředpokládá karcinogenní účinek, v úvahu připadá pouze riziko toxických akutních i chronických účinků. Hodnoty imisních příspěvků k maximálním hodinovým imisím NO₂ spolu s hodnotami imisního pozadí slouží pro posouzení rizik krátkodobých akutních účinků na zdraví, naopak hodnoty naměřených a odvozených průměrných ročních imisí spolu s imisním příspěvkem k těmto hodnotám mají vztah k riziku chronických účinků na zdraví.

V řešené lokalitě lze očekávat spolehlivé plnění maximálního hodinového limitu pro oxid dusičitý, který je stanoven na 200 µg/m³. Lze konstatovat, že imisní příspěvek posuzovaného záměru k hodinovým maximům u nejbližší obytné zástavby na řádové úrovni nejvýše desetiny µg/m³ vypočítaný v rámci rozptylové studie nezpůsobí v řešené lokalitě překročení nejnižší koncentrace 400 µg/m³ spojené s nepříznivým ovlivněním plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest, ale ani překročení jednodinové limitní koncentrace 200 µg/m³ doporučené experty WHO vycházející z hodnoty LOAEL a použité míry nejistoty 50 %. V imisním pozadí lze odhadnout hodnoty hodinových maxim pod 100 µg/m³. Hodnoty maximálních imisních příspěvků nelze navíc jednoduše sčítat s maximálními koncentracemi v imisním pozadí.

Světová zdravotnická organizace stanovila v roce 2021 ve svém materiálu WHO global air quality guidelines hodnoty cílových směrných koncentrací na ochranu celosvětového veřejného zdraví. Jedná se o relativně velice nízké hodnoty a v uvedeném materiálu jsou stanoveny dále tedy hodnoty doporučených imisních koncentrací pro přechodná blíže termínově nespecifikovaná období. Hodnota cílové koncentrace pro průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého je stanovena na úrovni 10 µg/m³. s tím, že pro přechodná období jsou stanoveny hodnoty postupně 40 µg/m³, 30 µg/m³ a 20 µg/m³. Imisní příspěvky provozu záměru na řádové úrovni nejvýše setin mikrogramu nezpůsobí spolu s imisním pozadím (16,0 µg/m³) překročení žádné do doporučených směrných hodnot WHO stanovených pro přechodné období. Je však třeba si uvědomit, že WHO zdůrazňuje, že nebylo možné nalézt bezpečnou prahovou hodnotu průměrných ročních koncentrací NO₂, u které by nebylo možné očekávat negativní zdravotní účinky. Na druhou stranu podle současných názorů WHO nejsou v minulosti odvozené vztahy expozice a účinku pro NO₂ spolehlivé a riziko znečištěného ovzduší by mělo být kvantitativně hodnoceno komplexně na základě vztahů pro suspendované částice, ve kterých je zahrnut i vliv dalších komponent znečištěného ovzduší.

Prachové částice PM₁₀ a PM_{2,5} patří obecně k nejproblematictějším škodlivinám z hlediska běžně se vyskytujících imisí v České republice ve vztahu k výši imisních limitů, ale především k výši doporučených koncentrací na ochranu zdraví stanovených ve směrnici WHO.

Nejzávažnějším účinkem suspendovaných částic PM₁₀ je ovlivnění úmrtnosti a nemocnosti (respirační a kardiovaskulární onemocnění) prokázané v epidemiologických studiích. Na základě teoretických výpočtů využívajících doporučené vztahy pro výši expozice částicím polévatého ve vztahu k počtu předčasných úmrtí a k počtu let ztráty života lze konstatovat, že provoz záměru není spojen s hodnotitelnou změnou oproti stávající situaci.

K částečné kvantifikaci rizika chronických účinků imisí PM₁₀ byly použity vztahy odvozené pro nemocnost včetně hospitalizací a výskytu respiračních symptomů publikované v materiálu „Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide, WHO Regional Office for Europe, 2013“. Dle výsledků těchto výpočtů nedojde k takovému navýšení ročních imisí, které by způsobilo u exponované populace takové zhoršení průběhu nemocí, které by si vyžádalo hospitalizace v rámci celého roku či incidenci nových případů bronchitidy. Navýšení průměrných ročních imisí PM₁₀ i PM_{2,5} není spojeno ani s významným nárůstem nemocnosti vyjádřeným v počtu dní s omezenou aktivitou v důsledku nemocí u celé populace, ani s významným nárůstem chronické respirační nemocnosti u dětí.

Imisní příspěvky provozu záměru ke koncentracím částic frakce PM₁₀ i PM_{2,5} nezpůsobí významné zvýšení zdravotního rizika pro obyvatele v okolí.

Podstatou zdravotního rizika **benzenu** při expozici imisím z dopravy je dále především pozdní karcinogenní účinek projevující se v případě této škodliviny na onemocnění kostní dřeně. K vyjádření míry karcinogenního rizika byl použit výpočet pravděpodobnosti zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny při celoživotní expozici.

Realizací řešeného záměru se stávající riziko 7 až 8 případů z jednoho milionu celoživotně exponovaných obyvatel prakticky nezmění a zůstane na řádově přijatelné úrovni jednotek případů na milion celoživotně exponovaných (10^{-6}).

Z hlediska karcinogenního rizika bylo třeba dále posoudit imise další škodliviny, kterou je **benzo(a)pyren**. Stávající riziko odpovídá dle výpočtu necelým sedmi případům na 100 000 celoživotně exponovaných obyvatel, což překračuje obecně používanou hraniční úroveň rizika. S tímto nálezem se lze setkat po celé ČR vzhledem k tomu, že průměrné roční koncentrace benzo(a)pyrenu zjištěné např. za poslední rok 2021 na imisních stanicích v ČR se pohybují v rozmezí 0,3 až 8,9 ng/m³ (v řešené lokalitě v relativně příznivém rozmezí 0,8 ng/m³). Imisní příspěvek řešeného záměru se však pohybuje na úrovni maximálně tisícínanogramů a stávající riziko prakticky nezmění.

Zde je však třeba si dále uvědomit, že z výsledků imisních měření benzo(a)pyrenu na imisních stanicích v ČR vyplývá, že měsíční průměrné koncentrace benzo(a)pyrenu vykazují výrazný sezónní charakter s nejvyššími koncentracemi v topné sezóně, zejména v měsících prosinci a lednu, a naopak s minimálními až nulovými koncentracemi v letních měsících. To odpovídá faktu, že zdrojem emisí BaP jsou zejména lokální topeniště a reálný příspěvek automobilové dopravy obecně k průměrným ročním koncentracím benzo(a)pyrenu je spíše okrajový a může být nižší, než odpovídá současně používaným emisním faktorům z automobilové dopravy z databáze MEFA13.

Při posouzení hlukové situace z hlediska vlivů na zdraví obyvatel byla hlavním podkladem hluková studie zpracovaná pro řešený záměr Ing. Martinem Vejrem v dubnu 2023. Cílem této studie je posouzení výhledové hlukové situace v dané lokalitě a porovnání výsledných ekvivalentních hladin akustického tlaku A s příslušnými hygienickými limity dle Nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, a dále porovnání s nulovou variantou bez záměru. V rámci tohoto posouzení vlivu na veřejné zdraví jsou zhodnoceny výsledné hlukové hladiny z hlediska zdravotních účinků včetně míry pocitů obtěžování hlukem.

Toto posouzení vlivů na veřejné zdraví využívá standardně výsledné hlukové hladiny z hlukové studie vypočítané u trvale obytné zástavby vzhledem k tomu, že vychází ze vztahů odvozených pro dlouhodobou expozici. Do výpočtu tak nejsou zahrnuty výsledné hlukové hladiny z období výstavby. Vzhledem k tomu, že v současné době nebyla stanovena společná metoda k hodnocení vlivů hluku z průmyslových a stacionárních zdrojů hluku, je toto hodnocení zaměřeno na charakterizaci rizika hluku z automobilové dopravy.

Dle provedené kvalitativní charakterizace rizika se celodenní ekvivalentní hlukové hladiny z dopravních zdrojů u nejexponovanější obytné zástavby pohybují na úrovních, které převyšují mezní hodnoty pro účinky jako jsou pocity obtěžování, negativní ovlivnění učení a paměti, mezní hodnoty subjektivně udávaného zhoršeného zdravotního stavu, hypertenze i ischemické choroby srdeční.

V případě nočních hladin hluku se jedná o hladiny na úrovních, na kterých nebyly prokázány negativní účinky až po hladiny spojené u některých jedinců s pocity silného rušení.

Pro vyčíslení míry rizika, tzv. kvantitativní charakterizaci rizika, byly odvozeny vztahy pro hluk z dopravy, které jsou uvedeny ve Směrnici komise EU 2020/367, Příloze III pro vysoké obtěžování a rušení spánku a pro vznik ischemické choroby srdeční (dále ICCHS) působením hluku z automobilové dopravy.

V rámci tohoto posouzení byl pro orientaci spočítán podíl osob vnímajících celodenní hluk z automobilové dopravy v nulové variantě bez záměru i v aktivní variantě ve výhledu po realizaci záměru jako obtěžující a podíl osob vnímajících noční hluk jako rušící. Výpočet konkrétního počtu lidí obtěžovaných různou měrou hlukem je vhodné provádět při hodnocení hluku v rozsáhlejších lokalitách (např. podél dopravní tepny vedené přes město atp.) s vyšší hustotou obyvatel, tedy tam, kde je exponováno řádově tisíce obyvatel a kde např. individuální rozdíly ve vnímání hluku jsou překryty velkým množstvím dat. V daném případě se jedná dle nahlížení do katastru nemovitostí o celkem 150 obyvatel exponovaných změněným hlukovým hladinám v důsledku realizace posuzovaného záměru. Z tohoto důvodu byl výpočet také proveden, nicméně na výsledky výpočtu je třeba pohlížet pouze jako na orientační.

Z výsledků teoretických výpočtů vyplývá, že podíl osob vnímajících hluk jako silně obtěžující se ve výhledu po realizaci stavby dle teoretického výpočtu zvýší o 4 osoby z celkového uvažovaného počtu 150 exponovaných.

Počet osob vnímajících hluk v noci jako silně rušící se dle teoretického výpočtu nenavýší a zůstane na stávající teoretické úrovni dvou osob z celkového počtu 150 osob. Celkový výsledný počet dvou osob z celku napovídá, že je třeba na tento ukazatel pohlížet pouze jako na orientační, skutečné počty mohou být odlišné.

V této souvislosti je třeba si dále uvědomit, že v případě obtěžování se jedná o subjektivní vnímání. Při působení hluku se zde tedy kromě fyzikálních vlastností hluku uplatňuje řada neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. Významnou úlohu zde hraje vztah ke zdroji hluku, pocit do jaké míry jej člověk může ovlivňovat nebo zda pro něj má zdroj nějaký ekonomický význam. Účinek hluku je dále variabilní nejen individuálně mezi různými jedinci, ale i situačně, sociálně, emocionálně atp. Skutečný počet osob tak může být odlišný. Světová zdravotnická organizace se však v současnosti přiklonila k názoru, že obtěžování je spíše otázkou komfortu než zdravotní ukazatel, a proto se již považuje obtěžování pouze za pomocný doplňkový faktor

Dále byla věnována pozornost i hodnocení kardiovaskulárních účinků hluku z automobilové dopravy. Pro výpočet rizika vzniku ischemických chorob srdečních byl využit vztah uvedený v citované Příloze III, která stanovuje metody hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí, a vyjádřený pomocí hodnoty relativního rizika (RR). Tento vztah je použitelný od celodenních hladin hluku 53 dB a výše, příslušné riziko je u hlukových hladin pod 53 dB nulové.

Pro zhodnocení vlivu záměru je podstatné srovnání nulové a aktivní varianty. Z výpočtů míry rizika vyplývá, že v důsledku realizace záměru nedojde k takovému zhoršení hlukové situace, které by bylo spojeno s významným nárůstem počtu nových případů ischemických chorob srdečních u exponované populace. Teoretické navýšení je významně nižší než jeden případ za rok, konkrétně 0,0018 případu mezi nulovou a aktivní variantou..

Lze konstatovat, že realizace záměru není spojena s takovým navýšením hlukových hladin z automobilové dopravy, které by bylo spojeno s významným navýšením rizika ischemických chorob srdečních u exponované populace v okolí záměru.

Z hlediska vlivu na veřejné zdraví lze řešený záměr „Ústí nad Labem, Dobětice, Slunečná pláň - technická a dopravní infrastruktura, výstavba rodinných domů“ označit za přijatelný. Je možné konstatovat, že i při velmi konzervativním odhadu lze i přes uvedené nejistoty předpokládat, že v místech obytné zástavby nedojde k významnému zvýšení rizika vážných akutních ani chronických zdravotních účinků vyplývajících ze změněné imisní i hlukové situace.

8 Seznam zkratek

ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
EPA	Agentura pro ochranu životního prostředí (Environmental Protection Agency)
HIA	proces posuzování vlivů na veřejné zdraví - Health Impact Assessment
IARC	Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (International Agency for Research on Cancer)
ILCR	míra rizika vyjadřovaná jako celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění (Individual Lifetime Cancer Risk – ILCR)
IRIS	Integrated Risk Information System, Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karcinogenní účinek mnoha chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA
LOAEL	nejnižší úroveň expozice, při které je již pozorován nepříznivý účinek
MZ	Ministerstvo zdravotnictví
NOAEL	nejvyšší úroveň expozice, při které není pozorován žádný účinek
OR	statistický ukazatel Odds Ratio, míra relativního rizika, poměr podílů pravděpodobnosti
OEHHA	Úřad pro hodnocení zdravotních rizik, Kalifornská EPA
PAF	populační atributivní frakce
RfC	Referenční koncentrace, udává koncentraci, která pravděpodobně nevyvolá při dlouhodobé expozici ani u citlivých populačních skupin nepříznivé zdravotní účinky.
RfDo	Referenční dávka pro orální příjem, udává průměrnou denní dávku dané látky, která pravděpodobně nevyvolá při dlouhodobém příjmu ani u citlivých populačních skupin nepříznivé zdravotní účinky. Je udávána v mg/kg/den.
REL	referenční expoziční hladina (Reference Exposure Levels)
RIVM	holandský Institut pro veřejné zdraví a životní prostředí
ÚZIS	Ústav zdravotnických informací a statistiky
UCR, UR	Unit of Cancerogenity Risk, Jednotka karcinogenního rizika
WHO	World Health Organization, Světová zdravotnická organizace

9 Podklady a literatura

- ATSDR (Agency for Toxic Substance and Disease registry) – MRLs for hazard substance (online)
- ČHMÚ: Znečištění ovzduší na území České republiky, ČHMÚ Praha
- IARC, International Agency for Research on Cancer: Monographs Database on Carcinogenic Risks to Human (online)
- Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005
- J. Volf: Metodiky hodnocení zdravotních rizik v hygienické službě, Ostrava 2
- K. Bláha, M. Číkr: Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 1996
- Leksell I., Rabl A.: Air Pollution and Mortality: Quantification and Valuation of Years of Live Lost, Risk Analysis,
- Manuál prevence v lékařské praxi, VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 2000
- Miedema, HME, Vos H: Noise annoyance from stationary sources: Relationships with exposure metric day–evening–night (DENL) and their confidence intervals, J. Acoust. Soc. Am. 116, July 2004
- NZIS – Regionální zpravodajství Národního zdravotnického informačního systému – on-line, Praha ÚZIS ČR, www.reporting.uzis.cz
- OEHHA – hodnoty referenčních expozičních hladin, on-line: <https://oehha.ca.gov/air/general-info/oehha-acute-8-hour-and-chronic-reference-exposure-level-rel-summary>
- SZÚ: Autorizační návod AN 15/04 Verze 3 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku. květen 2014
- SZÚ: Autorizační návod AN 14/03 verze 3 – Autorizující osobou doporučené zdroje informací pro hodnocení zdravotních rizik
- SZÚ: Autorizační návod AN 17/15 - Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší
- SZÚ: Odhad zdravotních rizik ze znečištění ovzduší, Česká Republika – rok 2012, SZÚ Praha, 2013
- The Genlyd Noise Annoyance Model, DELTA (Danish Electronics, Light and Acoustics), 2007
- U.S. EPA: Databáze IRIS, 2003 (online)
- ÚZIS – zdravotnické ročenky (online)
- WHO: Air quality guidelines for Europe, second edition, 2000 (online)
- WHO: Air quality guidelines – Global Update 2005 (online)
- WHO: WHO global air quality guidelines 2021 (on-line)
- WHO: Guidelines for Community Noise, 1999 (online)
- WHO: Night Noise Guidelines for Europe, 2009 (online)
- WHO: Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide, WHO Regional Office for Europe, 2013
- WHO: Environmental Noise Guidelines for the European Region 2018 (online)