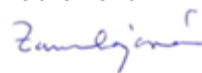


STANOVENÍ DOBÝVACÍHO PROSTORU LOHENICE IV A NÁSLEDNÁ TĚŽBA ŠTĚRKOPÍSKŮ

Posouzení vlivů na veřejné zdraví

Zadavatel: Technické služby ochrany ovzduší Ostrava spol. s r.o.
Janáčkova 1020/7
702 00 Ostrava – Moravská Ostrava

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



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

Listopad 2024

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	4
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	9
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	17
5	Hluk	18
5.1	Identifikace nebezpečnosti	18
5.2	Charakterizace nebezpečnosti	20
5.3	Hodnocení expozice	23
5.4	Charakterizace rizika	26
6	Analýza nejistot	29
7	Závěr	29
8	Seznam zkratk	32
9	Podklady a literatura	32

1 Úvod

Toto posouzení vlivu na veřejné zdraví je zpracováno na základě objednávky od společnosti Technické služby ochrany ovzduší Ostrava spol. s r.o. Ostrava Svinov. Předmětem posouzení je záměr „Stanovení dobývacího prostoru Lohenice IV a následná těžba štěrkopísků“, toto posouzení vlivů na veřejné zdraví je zpracováno jako příloha k dokumentaci podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí.

Předmětem záměru je stanovení hranice dobývacího prostoru v části plochy výhradního ložiska štěrkopísku Lohenice čl. 3005300, pokrytého stanoveným CHLÚ Lohenice II a vydaným Rozhodnutím o předchozím souhlase k podání návrhu na stanovení dobývacího prostoru Lohenice IV, který vydalo MŽP ČR pod čj. MZP/2021/550/1269-Hd ZN/MZP/2021/550/142 dne 6.12.2021 a které nabylo právní moci dne 8.12.2021, kdy je plocha plánovaného dobývacího prostoru a těžby v něm, omezená z důvodů naplnění závěrů Metodického pokynu MŽP na dobu 20 let. V rámci tohoto stanovovaného dobývacího prostoru Lohenice IV, se plánuje následná těžební činnost formou těžby štěrkopísku z vody.

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.

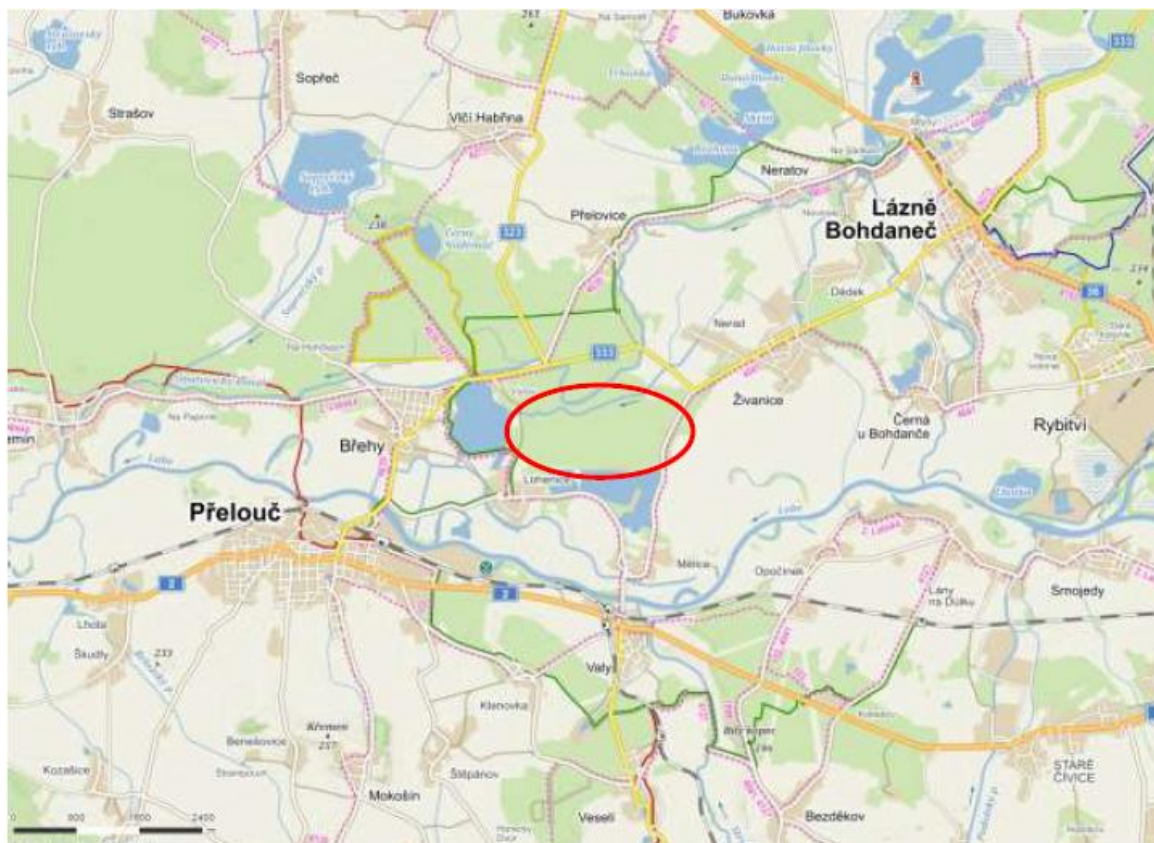
- Rozptylová studie pro záměr „Stanovení dobývacího prostoru Lohenice IV a následná těžba štěrkopísků“, zpracovatel Ing. Zdeněk Sklenář, TESO Ostrava, říjen 2024
- Hluková studie pro záměr „Stanovení dobývacího prostoru Lohenice IV a následná těžba štěrkopísků“, zpracovatelka Ing. Kateřina Krestová, Ph.D., TESO Ostrava, září 2024

3 Charakteristika území

Dobývací prostor záměru je umístěn v kraji Pardubickém, na katastru obce Lohenice u Přelouče. Napojení na veřejnou komunikační síť je východně od DP, a to na silnici č. III/32219.

Nadmořská výška pozemku těžby je přibližně 213 metrů n. m.

Umístění záměru v mapě širších vztahů je zobrazeno na následujícím obrázku převzatém z hlukové studie.



Obr. 1: Vyznačení umístění záměru (převzato z hlukové studie)

Nejbližší obytný dům je vzdálen od středu zájmového území cca 600 m v obci Lohenice.

Pro účely rozptylové i hlukové studie byly zvoleny výpočtové body umístěné u nejexponovanější obytné zástavby v části Lohenice a Mělice města Přebouč, v obcích Břehy a Žvanice včetně části Nerad obce Žvanice a také v obci Vlčí Habřina, ke které se přibližuje přepravní trasa generované dopravy. V přilehlých částech těchto sídel žije cca 2000 obyvatel.

Počet obyvatel exponovaných změnám hlukovým hladinám je významně nižší, což vyplývá z vlastností této škodliviny, kde vzdálenější obytná zástavba je zastíněna zástavbou umístěnou blíže zdrojům hluku.

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 obsažených ve výfukových plynech v jednotlivých variantách jsou uvedeny v rozptylové studii, která byla počítána pro dominantní škodliviny, kterými jsou částice polévacího prachu PM_{10} i $PM_{2,5}$, oxid dusičitý, benzen a benzo(a)pyren.

4.1.1 Oxidy dusíku – oxid dusičitý

Oxid dusičitý (NO_2) je dráždivý plyn červenohnědé barvy s charakteristickým štiplavým zápachem. Čichový práh je různými autory uváděn v rozmezí 100 až 410 $\mu g/m^3$, 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 $\mu g/m^3$ na pozadových

přírodních stanicích až po např. 229 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na imisní stanici Ostrava - Poruba v roce 2021. Imisní koncentrace převyšující hodinový imisní limit 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 smíšené 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 astmatičtí pacienti, u nichž bylo opakovaně popsáno ovlivnění plicních funkcí při krátkodobé expozici na úrovni 560 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Naopak u zdravých dobrovolníků v klinických studiích objevilo toto ovlivnění až při krátkodobých koncentracích nad 1880 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

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 vyvolají 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, mutagenezi nebo teratogenezi. 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 mnohočetným 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 demolcích, 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ až po 502 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Věřňovice na Karvinsku). V případě průměrných ročních imisí PM₁₀ se pohybují naměřené průměrné roční imise v posledních letech v rozmezí 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Churáňov) až maximálně 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ostrava - Radvanice).

Měření suspendovaných částic frakce PM_{2,5} probíhalo v roce 2021 na 93 stanicích. Průměrné roční

koncentrace se pohybovaly od 4,4 (imisiční stanice Churáňov na Prachaticku) do 26,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (imisiční stanice Ostrava - Radvanice). Hodnota ročního imisičního limitu platného k uvedenému roku 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byla překročena na 9 stanicích, tj. na 9,7 % stanic. Podíl suspendovaných částic frakce $\text{PM}_{2,5}$ ve frakci PM_{10} 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 samočistící 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 polévacího 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/m^3 .

Je obsažen v ropě a ropných produktech. Automobilové benzíny 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/m^3 (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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 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 dřev. Benzen se v průběhu dlouhodobé expozice akumuluje v tukových zásobách. V pokusech se zvířaty (na myších) byla akumulace metabolitů benzenu pozorována v kostní dřev, 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 mg/m³) 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 dřeně. 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 rozdíly 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 potencována 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 koncentrací 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 $\text{PM}_{2,5}$ a PM_{10} stanovené WHO 2021

škodlivina	časový průměr	IT1	IT2	IT3	IT4	AQG
$\text{PM}_{2,5}$	roční průměr	35	25	15	10	5
$\text{PM}_{2,5}$	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 PM_{10} o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nad 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

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 $3 - 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$. Zvýšení průměrné roční koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zvyšuje podle výsledků největších epidemiologických kohortových studií celkovou úmrtnost exponované populace o 6,2 %. V materiálu WHO z roku 2021 je tato hodnota aktualizována na 1,08, tj. zvýšení celkové úmrtnosti o 8 %.

4.2.3 Benzen

Pro chronický nekarcinogenní toxický účinek jsou v databázi IRIS uvedeny hodnoty pro orální referenční dávku $\text{RfDo} = 0,004 \text{ mg}/\text{kg} \cdot \text{den}$ ($\text{UF} = 300$ a $\text{MF} = 1$) a inhalační referenční koncentraci $\text{RfC} = 0,03 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($\text{UF} = 300$ a $\text{MF} = 1$). 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 užila 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 $156 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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. $3,8 \times 10^{-6}$ a 4×10^{-6} . WHO doporučuje ve Směrnici pro ovzduší v Evropě z roku 2000 pro odvození limitní koncentrace benzenu v ovzduší jednotku karcinogenního rizika $\text{UCR} = 6 \times 10^{-6}$, která představuje geometrický průměr z hodnot, odvozených různými modely z aktualizované epidemiologické studie u profesionálně exponované populace. Tato jednotka karcinogenního rizika bude proto dále použita při kvantifikaci karcinogenního rizika benzenu při inhalační expozici. Při aplikaci výše uvedené $\text{UCR} 6 \times 10^{-6}$ vychází koncentrace benzenu ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci 1×10^{-6} v úrovni roční průměrné koncentrace $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tato hodnota byla odvozena ze studie úmrtnosti na leukémii u profesionálně exponovaných pracovníků filmového průmyslu, u nichž průměrná expoziční koncentrace činila $128 \text{ mg}/\text{m}^3$. Novější epidemiologické studie z pracovního prostředí s koncentracemi benzenu do $3,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ 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 $\text{UCR} (2,9 \times 10^{-5})$.

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 $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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 $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro benzen je stanovena dále hodnota přípustného expozičního limitu v nařízení vlády č. 361/2007 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví při práci, která činí $3 \text{ mg}/\text{m}^3$.

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 $8,7 \times 10^{-2}$. Její hodnota vychází z výsledků epidemiologické studie profesionálně exponovaných pracovníků u vysokých pecí, kteří byli exponováni směsí polyaromatických uhlovodíků. Při aplikaci výše uvedené UCR $8,7 \times 10^{-2}$ pak vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající akceptovatelné úrovni karcinogenního rizika pro populaci 1×10^{-6} v úrovni roční průměrné koncentrace $0,012 \text{ ng/m}^3$.

4.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Hodnocení expozice vychází z výsledků rozptylové studie zpracované pro řešenou stavbu Ing. Zdeněk Sklenář v říjnu 2024. Studie používá k výpočtu disperzní model SYMOS '97.

Rozptylová studie je vypracována pro 3 varianty etapy přípravných prací (skrývek) i vlastní těžby:

- Varianta 1 - těžba a třídící linka umístěná u severozápadní hranice pozemku
- Varianta 2 - těžba a třídící linka umístěná u jihozápadní hranice pozemku
- Varianta 3 - těžba a třídící linka umístěná u jihovýchodní hranice pozemku

Výpočty imisních koncentrací byly v rámci rozptylové studie zpracovány příspěvkovým způsobem jednak graficky a dále tabelárně ve zvolených devíti 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. 112, Přelouč, část Lohenice
- RB 2 – rodinný dům č.p. 117, Přelouč, část Lohenice
- RB 3 – rodinný dům č.p. 115, Přelouč, část Lohenice
- RB 4 – objekt k bydlení č.p. 93, Přelouč, část Lohenice
- RB 5 – objekt k bydlení č.p. 285, obec Břehy
- RB 6 – základní škola č.p. 40, obec Břehy
- RB 7 – objekt k bydlení č.p. 207, obec Břehy
- RB 8 – objekt k bydlení č.p. 96, obec Živanice
- RB 9 – objekt k bydlení č.p. 50, obec Živanice, část Nerad



Tyto referenční body představují nejexponovanější zástavbu. Níže v hodnocení je zahrnuto i obyvatelstvo dalších nejbližších domů v lokalitě, u kterých jsou však dle grafické přílohy rozptylové studie hodnoty imisních příspěvků již 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 x 1 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 , pro které tato mapa koncentrace nevyhodnocuje, lze pro přibližnou orientaci vyjít z výsledků imisních měření na imisních stanicích automatického imisního monitoringu v ČR. V rámci celého posouzení se pohlíží na hodnoty v mapě znečištění ovzduší jako na pozadové, na kterých se provoz lomu nepodílí. Na imisní příspěvky provozu lomu je tedy pohlíženo jako na nový nárůst. Tím je celé hodnocení postaveno významně na straně bezpečnosti.

Při inhalační expozici dochází k pronikání vdechovaných škodlivin do organismu a dále část těchto škodlivin je vstřebávána 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 nebo směrnice hodnoty 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 PM_{10} 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 2018 – 2022 v rozmezí 10 až 11 $\mu g/m^3$.

Vzhledem k tomu, že pětileté průměry neobsahují hodnoty hodinových koncentrací NO_2 , byly tyto maximální hodinové koncentrace v rámci tohoto posouzení odhadnuty ve výši pod 100 $\mu g/m^3$.

Hodnoty imisních příspěvků v jednotlivých etapách skryvek i těžby vypočítané v rámci rozptylové studie u obytné zástavby reprezentované referenčními body 1 až 9 se pohybují na následujících úrovních:

příspěvek k maximálním hodinovým imisím NO₂: 0,035 až 0,382 µg/m³
příspěvek k průměrným ročním imisím NO₂: 0,00002 až 0,0016 µg/m³

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 koncentraci nad 400 µg/m³.

Maximální hodinové koncentrace oxidu dusičitého lze v imisním pozadí očekávat na úrovni pod 100 µg/m³.

Hodnoty imisních příspěvků k maximálním hodinovým koncentracím oxidu dusičitého v místech nejbližší obytné zástavby se pohybují na úrovni maximálně desetin mikrogramu (nejvýše 0,382 µg/m³). Tento imisní příspěvek nezpůsobí spolu s imisním pozadím ve výši cca 100 µg/m³ překročení zmíněné koncentrace 400 µg/m³ spojené s nepříznivým ovlivněním plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest, ale ani překročení jednohodinové limitní koncentrace 200 µg/m³ 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 provozem záměru nedojde k takovému navýšení maximálních hodinových imisí oxidu dusičitého, které by bylo spojeno se vznikem rizika akutních toxických účinků vyplývajících z inhalační expozice NO₂. Imisní příspěvky k hodinovým maximům na řádové úrovni desetin mikrogramu lze označit za zanedbatelné.

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 v rozmezí 10 až 11 µg/m³.

Hodnoty imisních příspěvků těžby k průměrným ročním koncentracím NO₂ se pohybují na řádové úrovni nejvýše jednoho nanogramu (0,0016 µg/m³).

V případě průměrných ročních koncentrací NO₂ stanovila Světová zdravotnická organizace v roce 2021 cílovou směrníkovou směrnou hodnotu AQG pro roční průměr ve výši 10 µg/m³. Vzhledem k tomu, že se jedná o velice nízkou hodnotu (původní hodnota WHO stanovená v roce 2005 činila 40 µg/m³) stanovuje dále i hodnoty pro přechodná blíže časově nespecifikovaná období ve výši, 40, 30 a 20 µg/m³. Imisní příspěvky provozu záměru na řádové úrovni nejvýše jednoho nanogramu lze označit za zanedbatelné bez ohledu na hodnoty průměrných ročních koncentrací NO₂ v imisním pozadí.

WHO dále 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.

4.3.2 Suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}

V imisním pozadí lze na základě mapy klouzavých pětiletých průměrů imisních koncentrací (ČHMÚ Praha) předpokládat následující rozmezí hodnot imisních koncentrací prachových částic PM₁₀ a PM_{2,5}:

36 nejvyšší maximální denní imise PM₁₀: 35,0 µg/m³
průměrné roční imise PM₁₀: 19,8 až 20,3 µg/m³
průměrné roční imise PM_{2,5}: 14,4 až 14,9 µg/m³

Prachové částice PM₁₀ patří obecně k nejproblémovějším 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 $15 \mu g/m^3$. Pro 99. percentil maximální denní imise PM_{10} činí směrnice hodnota $45 \mu g/m^3$. V případě částic frakce $PM_{2,5}$ stanovuje směrnice hodnotu pro roční průměr na úrovni $5 \mu g/m^3$. Pro 99. percentil maximální denní imise $PM_{2,5}$ činí směrnice hodnota $15 \mu g/m^3$. Jedná se tedy o podstatně přísnější hodnoty oproti hodnotám platných imisních limitů (směrnice maximální denní imise PM_{10} na úrovni $45 \mu g/m^3$ se týká 4. nejvyšší denní imise v roce oproti 36. nejvyšší denní imisi $50 \mu g/m^3$ v případě platného imisního limitu). 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 PM_{10} i $PM_{2,5}$ překračují příslušné hodnoty Světovou zdravotnickou organizací doporučených cílových ročních koncentrací. Na druhou stranu se koncentrace PM_{10} i $PM_{2,5}$ v imisní pozadí pohybují hluboko 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.

Hodnoty imisních příspěvků k maximálním denním koncentracím částic frakce PM_{10} se pohybují v jednotlivých etapách těžby a skrývek v poměrně širokém rozmezí od setin mikrogramu až po $21,86 \mu g/m^3$. Vztahy pro hodnocení vlivů na veřejné zdraví jsou odvozeny pro dlouhodobou, celoživotní expozici a významné jsou tedy hodnoty průměrných roční koncentrací v imisním pozadí spolu s hodnotami imisních příspěvků k průměrným ročním koncentracím.

Dle nahlížení do katastru nemovitostí tvoří nejbližší trvale obytnou zástavbu rodinné domy v obci Břehy reprezentované referenčními body č. 5 a 7 v rozptylové studii, dále domy v Lohenicích reprezentované ref. body č. 1 až 4 v rozptylové studii a dále domy v obci Nerad/Živanice reprezentované ref. body č. 8 a 9. Vzhledem k tomu, že imisně nevíce bude exponována obytná zástavba obce Břehy a Nerad/Živanice ve variantě č. 1 při umístění těžební mechanizace při severozápadní hranici pozemku těžby a imisně nejzatíženější bude zástavba Lohenic ve variantě 2 při umístění mechanizace při jihozápadní hranici pozemku dobývacího prostoru, je výpočet rizika proveden odděleně zvlášť pro Lohenice a zvlášť pro Břehy a Nerad. Každá z variant 1 a 2 nastane jindy, nikoli současně.

Nejvyšší příspěvky provozu těžby se u zástavby pohybují na následujících úrovních:

Varianta 1:

Obec Břehy	prům. roč. PM_{10} :	$0,077 \mu g/m^3$
	prům. roč. $PM_{2,5}$:	$0,019 \mu g/m^3$
Obec Nerad/Živanice	prům. roč. PM_{10} :	$0,122 \mu g/m^3$
	prům. roč. $PM_{2,5}$:	$0,030 \mu g/m^3$
referenční bod č. 8 (reprezentuje dle nahlížení do katastru nemovitostí 4 bytové jednotky)		
	prům. roč. PM_{10} :	$0,518 \mu g/m^3$
	prům. roč. $PM_{2,5}$:	$0,126 \mu g/m^3$

Varianta 2:

Obec Lohenice	prům. roč. PM_{10} :	$0,07 \mu g/m^3$
	prům. roč. $PM_{2,5}$:	$0,0176 \mu g/m^3$

Nejzávažnějším účinkem suspendovaných částic PM_{10} 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 $10 \mu g/m^3$. 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 PM_{10} a $PM_{2,5}$ v

ročních imisních průměrech, které se odhadují na $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro PM_{10} , resp. 3 až $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro $\text{PM}_{2,5}$ odhadovaných pro USA a Evropu.

V projektu WHO HRAPIE z roku 2013, který je zaměřen na hodnocení funkcí koncentrací a účinků pro polévatý prach, ozón a oxid dusičitý, je vyčísleno relativní riziko úmrtnosti v závislosti na zvýšení koncentrací $\text{PM}_{2,5}$ 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 %. V materiálu WHO z roku 2021 je tato hodnota aktualizována na 1,08.

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 $4 \cdot 10^{-4}$ let ztráty života na osobu, rok a $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tato závislost se tedy dá vyjádřit jako celková ztráta 400 let života u populace čítající jeden milion exponovaných zvýšené průměrné roční koncentrací PM_{10} o $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hodnota stejného ukazatele vztažená však na imisní koncentrace frakce $\text{PM}_{2,5}$ 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 $\text{PM}_{2,5}$ o $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V následující tabulce je uveden odhad vlivu celkových koncentrací suspendovaných částic $\text{PM}_{2,5}$ na počet předčasných úmrtí (zejména u předisponovaných 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 Pardubického kraje 2023 (za rok 2022). Od celkového počtu zemřelých byl odečten podíl zemřelých na vnější příčiny. Výsledná hodnota úmrtnosti v kraji činí 14,61 zemřelých na 1000 obyvatel kraje.

Tab. 3 Odhad počtu předčasných úmrtí v populaci a počet let ztráty života v důsledku znečištění ovzduší imisemi $\text{PM}_{2,5}$

účinek	Obec Břehy a Živanice (varianta 1)			Obec Lohenice (varianta 2)		
	pozadí	pozadí + příspěvek záměru	imisní limit	pozadí	pozadí + příspěvek záměru	imisní limit
Počet předčasných úmrtí u populace nad 30 let	1 až 2	1 až 2	2	<1	<1	<1
Souhrnný počet let ztráty života (YOLL)	10,14	10,17	15,37	1,79	1,79	2,71

Z tabulky vyplývá, že v případě dlouhodobé expozice obyvatel imisním koncentracím uvedeným v mapě znečištění ovzduší a hodnotám imisních příspěvků z rozptylové studie lze u hodnocené části populace (osob 30+) teoreticky předpokládat 1 až 2 úmrtí za rok v obcích Břehy a Živanice (cca 1700 exponovaných obyvatel) a méně než 1 úmrtí v Lohenicích (cca 300 exponovaných obyvatel).

Počet let ztráty života byl počítán souhrnně pro celou populaci. Byly zjištěny průměrně 2 ztracené roky života u populace 300 osob v lokalitě Lohenice a 9 až 10 let u populace 1700 osob v obcích Břehy a Živanice.

Průměrná ztráta délky života odpovídající hladině imisních koncentrací $\text{PM}_{2,5}$ se realizací záměru navýší v populaci obcí Břehy a Živanice ze současných 10,14 let na 10,17 let za rok. To znamená, že průměrná ztráta délky života odpovídající navýšení imisních koncentrací $\text{PM}_{2,5}$ v důsledku realizace záměru činí dle teoretického výpočtu 0,03 roku na celou populaci na osobu a rok. V přepočtu na jednu exponovanou osobu v obcích Břehy a Živanice se teoreticky jedná o ztrátu 0,006 dne za rok.

Podle provedeného výpočtu nedochází provozem hodnoceného provozu k hodnotitelné změně oproti stávající situaci. V případě, že by v mapovaném území byly koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ na úrovni platného imisního limitu, byly by souhrnné počty let ztráty života v exponované populaci významně 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.

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 $10 \mu g/m^3$ a přímo počtem nových případů bronchitis, 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 $10 \mu g/m^3$ 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) vztažené na celou populaci
- PM_{10} – incidence chronické bronchitis u dospělých (+18 let): RR 1,117 (95% CI 1,040-1,189)
- PM_{10} – prevalence bronchitis 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.

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 nejvýše $20,3 \mu g/m^3$ v případě PM_{10} a $14,9 \mu g/m^3$ v případě $PM_{2,5}$.

Výpočet je proveden pro cca 2000 exponovaných obyvatel v širším okolí záměru – v částech Lohenice a Mělice města Přelouč, v obcích Břehy a Živanice včetně části Nerad obce Živanice. Míra expozice obyvatel těchto sídel je převzata z rozptylové studie a zahrnuta do výpočtů kvantitativní charakterizace rizika z imisí prachových částic uvedené v následující tabulce.

Tab. 4 Kvantitativní charakterizace rizika z expozice imisím PM_{10} a $PM_{2,5}$ v obci Břehy a Živanice ve variantě č. 1

účinek	pozadí	pozadí + příspěvek záměru	imisní limit
Počet nových případů chronické bronchitis u dospělých	1	1	2
Počet hospitalizací pro srdeční choroby (celá populace)	0	0	1
Počet hospitalizací pro respirační obtíže (celá populace)	0	0	1
Počet dní s omezenou aktivitou RAD (celá populace)	1435	1439	2175
Prevalence bronchitis u dětí 6 až 12 let	528	533	1559
Incidence astmatických příznaků u dětí 5 až 19 let	17	18	52

Tab. 5 Kvantitativní charakterizace rizika z expozice imisím PM_{10} a $PM_{2,5}$ v části Lohenice města Přelouče ve variantě č. 2

účinek	pozadí	pozadí + příspěvek záměru	imisní limit
Počet nových případů chronické bronchitis u dospělých	0	0	0
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)	253	254	384
Prevalence bronchitis u dětí 6 až 12 let	94	95	275
Incidence astmatických příznaků u dětí 5 až 19 let	3,0	3,0	8,6

Jako podklad pro odhad počtu exponovaných obyvatel v jednotlivých věkových skupinách byla použita věková struktura obyvatel ze statistické ročenky Pardubického kraje 2023 (za rok 2022). 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 1700 exponovaných obyvatel v přilehlých částech obcí Břehy a Živanice a pro 300 obyvatel v přilehlé lokalitě Lohenice.

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

Průměrné roční imisní koncentrace PM_{10} 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 PM_{10} v pozadí na úrovni $20,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a stávající průměrné roční imise $PM_{2,5}$ na úrovni $14,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jsou vyšší než příslušné hodnoty směrnice cílových koncentrací stanovených WHO na celosvětovou ochranu veřejného zdraví. Imisní příspěvky posuzovaného provozu spočítané v rámci rozptylové studie se budou na tomto překračování spolupodílet, avšak hodnoty těchto příspěvků na úrovni nejvýše $0,122 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} , resp. $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$ z hlediska zdravotních účinků nezpůsobí předčasnou úmrtnost, nezvýší významně počet let ztráty života ani vznik nových případů onemocnění chronickou bronchitidou dospělých 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 PM_{10} a $PM_{2,5}$ ani k významnému navýšení počtu dní s onemocněním u celé 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 v obcích Břehy a Živanice z 1435 na 1439 dnů za rok, tedy o 4 dny na 1700 exponovaných. V přepočtu na jednoho obyvatele se jedná o navýšení o 0,002 dne za rok na jednoho obyvatele. Pokud by však v řešené lokalitě byly průměrné roční imisní koncentrace $PM_{2,5}$ na úrovni imisního limitu zvýšil by se počet dnů s omezenou aktivitou na 2175 dnů, tj. o 740 dnů za rok. V přepočtu na 1700 obyvatel by to znamenalo navýšení o 0,4 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.

Obdobná je situace i u dotčené zástavby Lohenic. 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 253 na 254 dnů za rok, tedy o 1 den na 300 exponovaných. V přepočtu na jednoho obyvatele se jedná o navýšení o 0,003 dne za rok na jednoho obyvatele.

Ve spojení se znečištěním ovzduší částicemi poléťavého 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 8079 dnů s příznaky v této skupině dětí dotčených obcí Břehy a Živanice (v exponované skupině 1700 obyvatel je cca 119 dětí ve věku 6 až 12 let). Podle výsledků provedeného výpočtu připadá z celkového počtu 8079 dní s příznaky respirační nemocnosti 528 dnů na vrub znečištění ovzduší částicemi PM_{10} . V důsledku těžby ve variantě 1 se tento počet dnů dle teoretického výpočtu navýší u dětí obcí Břehy a Živanice o 5 dnů na celkových 533 dnů za rok. V přepočtu na jedno dítě se jedná o teoretické navýšení o 0,042 dne za rok.

Obdobná je situace i u dotčené zástavby Lohenic. Z celkového počtu 1426 dnů s příznaky respirační nemocnosti ve skupině dětí Lohenic (v exponované skupině 300 obyvatel je cca 21 dětí ve věku 6 až 12 let) připadá 94 dnů na vrub znečištění ovzduší částicemi PM_{10} . V důsledku těžby ve variantě 2 se tento počet dnů dle teoretického výpočtu navýší o 1 den na celkových 95 dnů za rok. V přepočtu na jedno dítě se jedná o teoretické navýšení o 0,048 dne za rok.

Imisní příspěvky provozu lomu ke koncentracím částic frakce PM_{10} 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 PM_{10} i $PM_{2,5}$ (viz grafická příloha rozptylové studie).

4.3.3 Benzen

V imisním pozadí lze na základě mapy znečištění ovzduší za poslední zpracované pětiletí 2018-2022 konstruované pro klouzavé pětileté průměry předpokládat průměrné roční imisní koncentrace benzenu na úrovni $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Imisní příspěvky provozu lomu k průměrným ročním koncentracím benzenu vypočítané v rámci rozptylové studie u obytné zástavby reprezentované referenčními body 1 až 9 se pohybují v jednotlivých variantách skrývek a těžby v následujícím rozmezí:

0,000 001 až 0,000 034 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

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 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dle vzorce: $\text{ILCR} = \text{IHR} \times \text{UR}$. Hodnota IHR je průměrná roční imisní koncentrace benzenu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), 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 požadové imisní zátěže navýšená o výsledné imisní příspěvky záměru k průměrným ročním koncentracím z rozptylové studie.

Tab. 6: Výpočet celoživotního karcinogenního rizika z inhalační expozice benzenu

	Roční imise ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	ILCR
Pozadí	0,8	4,800000E-06
Očekávané imisní koncentrace – MIN	0,800 001	4,800006E-06
Očekávané imisní koncentrace - MAX	0,800 034	4,800204E-06

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. **Realizací těžby včetně skrývek v lomu Lohenice se stávající riziko (4 až 5 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: 0,8 až $0,9 \text{ ng}/\text{m}^3$

Imisní příspěvky provozu lomu k průměrným ročním koncentracím benzo(a)pyrenu vypočítané v rámci rozptylové studie u obytné zástavby reprezentované referenčními body 1 až 9 se pohybují v jednotlivých variantách skrývek a těžby v následujícím rozmezí:

0 až $0,000 896 \text{ ng}/\text{m}^3$

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 požadové imisní zátěže navýšená o rozmezí výsledných hodnot imisního příspěvku k průměrným ročním koncentracím z rozptylové studie pro výpočtové body umístěné u blízké obytné zástavby.

Tab. 7: Výpočet celoživotního karcinogenního rizika z inhalační expozice benzo(a)pyrenu

	Roční imise (ng/m^3)	ILCR
--	--	------

	Roční imise (ng/m ³)	ILCR
Pozadí	0,9	7,830000E-05
Očekávané imisní koncentrace – MIN	0,9	7,830000E-05
Očekávané imisní koncentrace - MAX	0,900896	7,837795E-05

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. Stávající riziko odpovídá dle výpočtu 7 až 8 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 2023 na imisních stanicích v ČR se pohybují v rozmezí 0,2 až 5,2 ng/m³ (v řešené lokalitě na relativně příznivé úrovni 0,8 ng/m³). Z tabulky vyplývá, že změny karcinogenního rizika jsou nevýznamné, odpovídající hodnotám imisního příspěvku na řádové úrovni nejvýše desetin pikogramů. 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. Pokračováním těžby se stávající riziko (cca 7 až 8 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 bezpřehově 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 80 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru a na účinky nespecifické (mimosluchové), kdy dochází k ovlivnění funkcí různých systémů organismu. Tyto nespecifické systémové účinky se projevují prakticky v celém rozsahu intenzit hluku, často se na nich podílí stresová reakce a ovlivnění neurohumorální a neurovegetativní regulace, biochemických reakcí, spánku, vyšších nervových funkcí, jako je učení a zapamatovávání, ovlivnění smyslově motorických funkcí a koordinace. V komplexní podobě se mohou manifestovat ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž působení hluku může přispět ke spuštění nebo urychlení vlastního patogenetického děje.

Mezi kritické dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku, na jejichž základě byla stanovena hluková doporučení v poslední směrnici WHO, patří kromě poškození sluchového aparátu dále kardiovaskulární onemocnění, obtěžování, rušení spánku, nepříznivé ovlivnění osvojování řeči a čtení u dětí.

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

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

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

Vysoké expozice bývají spojeny také s poslechem hudby zejména na koncertech, festivalech atp. Nová směrnice WHO pro tyto případy obsahuje doporučení pro prevenci poškození sluchového aparátu

tímto hlukem o vysokých hladinách, podle kterého by roční průměrná ekvivalentní 24 hodinová hladina hluku $L_{Aeq,24h}$ z těchto zdrojů neměla přesáhnout 70 dB. Směrnice obsahuje i tabulku umožňující přepočet hodinových L_{Aeq} v rozmezí 70-100 dB během týdne na průměrnou roční $L_{Aeq,24h}$.

K prevenci akutních sluchových poškození by hodnoty maximální hladiny akustického tlaku L_{Amax} měly být nižší, než 110 dB. Při nárazovém působení vysokých hladin akustického tlaku horší akutní poškození bubínku a struktury středního a vnitřního ucha při hodnotách akustického tlaku nad 130 dB.

Práh bolestivosti je udávána v rozmezí 110 až 130 dB, práh nepříjemného vnímání hluku je mezi 80-100 dB.

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 určité vymezenou dobu.

V praxi se často jedná o současnou expozici hluku z více rozdílných zdrojů, avšak z dosavadních zjištění je zřejmé, že obtěžující účinek kombinovaného hluku z různých zdrojů není funkcí celkového akustického tlaku. V případě zdrojů hluku stejné intenzity bylo často zjištěno, že celkový obtěžující účinek je nižší než samotný účinek jednotlivých zdrojů hluku, kdy se projeví tzv. maskující efekt. Při rozdílné intenzitě hluku z různých zdrojů je často pozorován dominantní efekt, kdy je celkový obtěžující účinek určen hlasitějším zdrojem. Autorizační návod SZÚ k hodnocení rizika expozice hluku proto konstatuje, že v současnosti neexistuje metodika pro hodnocení kombinovaného působení hluku ze zdrojů různé kategorie.

Epidemiologické studie prokazují, že stejná úroveň hlukové expozice z průmyslových zdrojů nebo různých typů dopravy vede k rozdílnému stupni obtěžování. Intenzivnější reakce obyvatel byly pozorovány vůči hluku doprovázenému vibracemi a hluku obsahujícímu nízké frekvenční složky. Nepříjemnější je hluk s kolísavou intenzitou či hluk obsahující výrazné tónové složky.

Větší rušivý účinek má též proměnný impulzní hluk, který je charakterizován hladinou hluku, která rychle stoupá k maximu a opět rychle klesá s dobou trvání jednoho pulsu kratší než 200 ms a intervalem delším než 10 ms.

Současná hluková legislativa definuje určením zdrojů dále vysoce impulsní hluk a vysokoenergetický impulsní hluk, do jehož kategorie spadají impulsy ve venkovním prostoru, jejichž zdrojem jsou mj. i odstřely v lomech a dolech.

Při působení hluku se však kromě senzitivity a fyzikálních vlastností hluku projevuje i řada dalších 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. Menší rozmrzelost působí hluk, o němž je předem známo, že bude trvat po určitou omezenou dobu. Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v témže bytě či jiném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace s prohlubuje a fixuje.

Účinek hluku je variabilní tedy nejen individuálně mezi různými jedinci, ale i situačně, sociálně, emocionálně atp.

Nepříznivé ovlivnění spánku je objektivně prokazatelné při hodnocení jednotlivých stádiích spánkového rytmu a dalších fyziologických funkcí. Spánek je základní biologickou potřebou a jeho narušení a deficit nepříznivě ovlivňuje základní životní funkce a souvisí s řadou závažných zdravotních problémů.

Ve směrnici WHO z roku 2009 byly stanoveny hodnoty hlukových hladin doporučených k usměrňování noční hlukové expozice v legislativě členských států.

K ochraně obyvatel včetně citlivých skupin populace byla doporučena cílová hodnota L_n ve výši 40 dB. Nižší hladiny hluku mohou sice ovlivnit spánek, avšak nebylo prokázáno, že by toto bylo spojeno s nepříznivými účinky na zdraví.

Jako prozatímní cíl pro země, ve kterých z různých důvodů není reálné v krátké době cílovou hodnotu 40 dB dosáhnout, WHO doporučila L_n ve výši 55 dB, která ovšem nechrání před nepříznivými účinky hluku u citlivé skupiny populace.

Hlukovou zátěž nad 55 dB WHO ve směrnici z roku 2009 označila za zvýšené nebezpečí pro veřejné zdraví, neboť nepříznivé zdravotní účinky při této úrovni hlukové expozice již mají častý výskyt, značná část populace je hlukem vysoce obtěžována a rušena je prokázáno zvýšení riziko kardiovaskulárních onemocnění.

Rušení spánku i obtěžování hlukem považuje WHO v souladu s definicí zdraví za významné zdravotní účinky.

Zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění je v současné době považováno za nejzávažnější zdravotní účinek hluku.

Akutní hluková expozice aktivuje autonomní a hormonální systém a vede k přechodným změnám, jako je zvýšení krevního tlaku, tepu a vazokonstrikce, ovlivnění hladiny krevních lipidů, glukózy, vápníku, hořčíku a faktorů krevní srážlivosti. Experimentální studie indikují, že zejména noční hluková zátěž může vést k poškození endotelu cév oxidačním stresem a zánětlivou reakcí a tím přispívat k progresi aterosklerózy.

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).

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.

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

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

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.

Vztah mezi hlukovou expozicí a nepříznivými účinky na zdraví, které lze použít pro kvantitativní charakterizaci rizika hluku vycházející z výsledků epidemiologických studií jsou shrnuty ve směrnici WHO z roku 2018. Tyto vztahy jsou blíže uvedeny v následující kapitole a využity pro toto hodnocení vlivů na veřejné zdraví.

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. Jedná 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: $L_{dvn} > 45 \text{ dB}$
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. 8: 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	$L_{max \text{ indoors}}$	32	Akutní, chronická
Subjektivně udávané probuzení	Spánek	SEL_{indoors}	53	Akutní
Subjektivně udávaný zdravotní stav	Životní pohoda, klinické zdraví	L_{dvn}	50	Chronická
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:

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

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

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

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:

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

- 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 průměrnou 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).

V doporučení pro jednotlivé zdroje hluku nová směrnice WHO vychází ze zásady, že hluk by neměl zvyšovat riziko ischemických chorob srdečních o více než 5 % a riziko hypertenze o víc než 10 %,

Silné obtěžování hlukem

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

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

pro hluk ze silniční dopravy,

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

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

V doporučení nová směrnice vychází ze zásady že by hluk neměl vysoce obtěžovat více než 10 % exponovaných obyvatel a hluk v noci by neměl vysoce rušit ve spánku více než 3 % exponovaných obyvatel.

Nově odvozené vztahy pro silné obtěžování jsou použitelné pro rozmezí 45 až 75 dB L_{den} , avšak indukují obtěžující účinek i pod spodním okrajem tohoto rozmezí.

V případě hluku platí vztahy pro silný stupeň rušení ve spánku pro rozmezí 40 až 65 dB L_{noc} , vycházejí z prahové hladiny pro tento účinek ve výši 40 dB.

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.

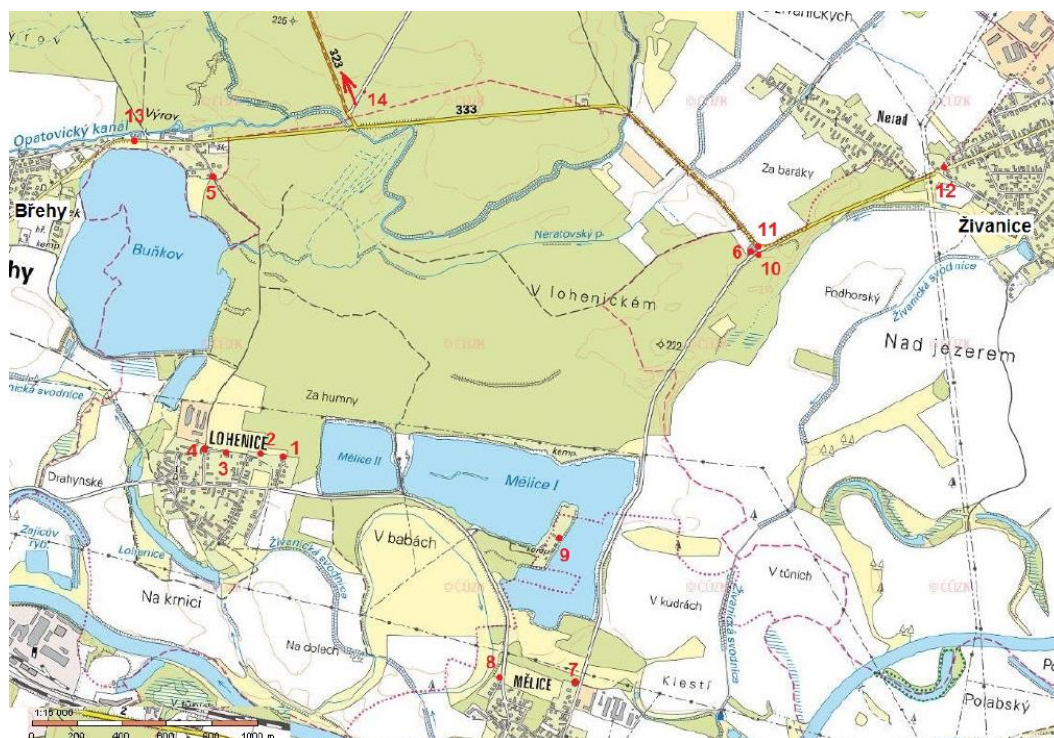
V rámci metodiky hodnocení zdravotních rizik v současnosti neexistuje nástroj pro hodnocení kombinovaného (synergického) působení hluku ze zdrojů různé kategorie (např. různé typy dopravního hluku).

5.3 Hodnocení expozice

Hodnocení expozice vychází především z výsledků hlukové studie zpracované pro posuzovaný záměr Ing. Kateřinou Krestovou, PhD. v září 2024. Předmětem této studie je posouzení vlivu hluku ze stacionárních areálových zdrojů a z automobilové dopravy generované provozem předmětného lomu a porovnání výsledných hladin akustického tlaku s platnými hygienickými limity.

V rámci hlukové studie byl proveden výpočet hlukových hladin z těchto areálových zdrojů jednak v etapě přípravných skrývkových prací a dále v etapě vlastní těžby a úpravy těženého materiálu a dále hlukových hladin způsobených automobilovou dopravou na veřejných komunikacích. Výpočty těchto hladin byly provedeny ve zvolených referenčních bodech umístěných u nejbližších chráněných staveb, u kterých se očekává, že dojde k ovlivnění hlukových poměrů. Jedná se konkrétně o následujících 14 referenčních bodů zobrazených dále na obrázku převzatém z hlukové studie.

RB1	Lohenice č. p. 112	Rodinný dům
RB2	Lohenice č.p. 117	Rodinný dům
RB3	Lohenice č.p. 113	Rodinný dům
RB4	Lohenice č.p. 90	Rodinný dům
RB5	Lesní č. p. 285, Břehy	objekt k bydlení
RB6	Živanice č. p. 105	objekt k bydlení
RB7	Mělice č. p. 56	objekt k bydlení
RB8	Mělice č. p. 70	rodinný dům
RB9	Mělice č. p. 107, 108, 109	stavba občanského vybavení
RB10	Živanice č. p. 96 (jižní fasáda)	objekt k bydlení
RB11	Živanice č. p. 96 (severní fasáda)	objekt k bydlení
RB12	Živanice č. p. 1332	objekt k bydlení
RB13	Obránců míru č. p. 140, Břehy	objekt k bydlení
RB14	Vičí Habřina č. p. 120	objekt k bydlení



Vzhledem k tomu, že vztahy pro výpočet míry rizika jsou odvozeny pro dlouhodobou expozici, jsou pro hodnocení vlivů na veřejné zdraví standardně využívány výsledné hlukové hladiny umístěné o trvale obytné zástavby. Hodnocení je tedy zaměřeno na výsledné hlukové hladiny vypočítané v referenčních bodech 1 až 8 a 10 až 14. Referenční body č. 6, 10 a 11 jsou umístěny u jednoho dvojdomu, ve kterém dle nahlížení do katastru nemovitostí není umístěna žádná bytová jednotka. Nicméně tyto dva domy jsou v katastru zaneseny jako objekty k bydlení, ve výpočtu rizika je uvažováno, že je v každém z nich umístěna jedna bytová jednotka.

V případě hluku je počet osob exponovaných změněným hladinám výrazně odlišný od počtu exponovaných změněným koncentracím škodlivin v ovzduší. Mírně vzdálenější zástavba bývá v případě hluku již hlukově odstíněna jinými objekty ležícími ve směru ke zdroji hluku.

Referenční body č. 1 až 4 reprezentují obytnou zástavbu přilehlé části Lohenic. Dle nahlížení do katastru nemovitostí se jedná o cca 40 až 50 obyvatel exponovaných pouze hluku z areálových zdrojů.

V obci Břehy je v přilehlé části k lomu reprezentované referenčním bodem č. 5 exponováno cca 25 obyvatel. Referenční body č. 6, 10 a 11 reprezentují dvojdům, ve kterém lze uvažovat 6 obyvatel. Referenční body č. 7 a 8 reprezentují přilehlou část obce Mělice s cca 45 obyvateli exponovanými maximálně hluku z areálových zdrojů.

Referenční body 12, 13 a 14 reprezentují zástavbu umístěnou podél přepravních tras. Dominantním zdrojem hluku je u této zástavby automobilová doprava obdobně jako u dvojdому (RB 6, 10 a 11).

V obci Živanice referenční bod č. 12 reprezentuje obytnou zástavbu s cca 120 obyvateli, v obci Břehy ref. bod č. 13 reprezentuje obytnou zástavbu s cca 90 obyvateli a ref. bod č. 14 reprezentuje jeden rodinný dům.

Celkový počet exponovaných změněným hlukovým hladinám tak v případě řešeného záměru činí cca 340 obyvatel, z toho 220 obyvatel je exponováno hluku z dopravy.

Výsledné hlukové hladiny použité pro toto posouzení vlivů na veřejné zdraví jsou převzaty z hlukové studie a uvedeny v následujících tabulkách. Vzhledem k tomu, že v noci nebude předmětný lom provozován, výpočty jsou provedeny pouze pro denní hladiny.

Tab. č. 9: Vypočítané hodnoty hladin hluku z generované dopravy pro denní dobu

	RB	výška	stávající stav	navrhovaný stav	Změna
		[m]	L_{Aeq} [dB]	L_{Aeq} [dB]	[dB]
DEN	1	3	29,5	29,7	0,2
		6	29,5	29,7	0,2
	2	3	30,3	30,4	0,1
		6	30,3	30,4	0,1
	3	3	31,1	31,3	0,2
		6	31,1	31,3	0,2
	4	3	26,4	26,6	0,2
		6	27	27,1	0,1
	5	3	43,1	43,2	0,1
		6	43,4	43,5	0,1
	6	3	41,9	45,8	3,9
		6	42,5	46,1	3,6
	7	3	22,3	23,5	1,2
		6	22,3	23,5	1,2
	8	3	22	23	1
		6	22	23	1
	10	3	52	55,5	3,5
		6	52,1	55,6	3,5
	11	3	58,6	59	0,4
		6	58,6	59	0,4
	12	3	63,4	63,5	0,1
		6	63,4	63,5	0,1
	13	3	64,1	64,2	0,1
		6	64,1	64,2	0,1
	14	3	50,2	50,2	0
		6	50,2	50,2	0
	MIN		22	23	0
	MAX		64,1	64,2	3,9

Tab. č. 10: Vypočítané hodnoty hladin hluku z areálových zdrojů skrývek (varianty 1a až 1c) i těžby (varianty 2a až 2d) dle lokalizace v areálu pro denní dobu

RB	výška	varianta 1a	varianta 1b	varianta 1c	varianta 2a	varianta 2b	varianta 2c	varianta 2d
	[m]	L_{Aeq} [dB]	L_{Aeq} [dB]	L_{Aeq} [dB]	L_{Aeq} [dB]	L_{Aeq} [dB]	L_{Aeq} [dB]	L_{Aeq} [dB]
1	3	37,4	20,4	19,9	36,5	42,4	21,8	20,9
	6	37,4	23,3	19,9	36,5	42,4	24,7	20,9
2	3	38,5	21,7	20,1	36,4	41,5	22,1	20,7
	6	38,5	24,6	20,1	36,4	41,5	25,0	20,7
3	3	26,2	40,0	19,6	36,9	40,4	20,6	19,5
	6	28,2	40,0	19,6	37	40,4	23,5	19,5
4	3	35,5	45,4	42,6	34,7	39,3	26,7	25,8
	6	35,5	45,9	42,6	34,7	39,3	28,1	26,2
5	3	0,3	9,0	13,4	0,2	7,9	13,8	13,3
	6	0,6	10,1	13,4	0,3	7,9	13,8	13,3
6	3	35,9	15,6	6,5	13,8	21,2	16,4	16,3
	6	35,9	15,6	6,5	14,2	21,2	16,5	16,4
7	3	40,1	19,5	34,8	39,2	37	23,1	36,2
	6	40,1	19,5	34,8	39,2	37	23,1	36,2
8	3	39,2	19,1	29,4	37,9	37,7	23,3	36,6
	6	39,2	19,1	32,3	37,9	37,7	23,4	36,8
10	3	35,9	26,0	37,5	17,5	20,9	36,1	39,2
	6	36,1	27,4	37,5	19,4	20,9	37,2	39,2
11	3	14,6	15,5	6,8	1,1	4,8	16,0	15,9
	6	19,5	15,5	6,8	2,9	6,7	16,1	16,0
12	3	35,3	4,8	4,8	34,8	12,1	8,4	7,8
	6	35,3	4,8	4,8	34,8	13,4	8,4	7,8
13	3	0,3	11,2	5,2	0,1	8,6	10,0	9,6
	6	0,3	11,2	5,2	0,1	8,6	10,1	9,7
14	3	0,2	12,9	14,5	0,2	4,8	13,7	13,4
	6	0,2	12,9	14,5	0,2	4,8	16,0	13,4
MIN		0,2	4,8	4,8	0,1	4,8	8,4	7,8
MAX		40,1	45,9	42,6	39,2	42,4	37,2	39,2

V hlukové studii jsou tyto výsledné hodnoty hlukových hladin zhodnoceny následovně:

„Hluk z provozu samotného posuzovaného záměru – přípravných prací a vlastní těžby štěrkopísku v I. etapě v dobývacím prostoru Lohenice IV (stroje a zařízení, provoz na neveřejné účelové komunikaci) u nejbližší obytné zástavby situované v blízkosti místa těžby nepřekročí hygienický limit, tj. $L_{Aeq,8h} = 50$ dB. V rámci těžby i přípravných prací je však nutné respektovat navržená protihluková opatření. V rámci přípravných prací se jedná o snížení doby plného pracovního nasazení těžební mechanizace (při práci při jižní hranici dobývacího prostoru snížit nasazení zařízení pro těžbu dřeva na max. 4 hodiny za 8 hodin jdoucích za sebou) a v rámci vlastní těžby se jedná o zemní valy vybudované na hranici plochy těžby. Protihluková opatření jsou navržena tam, kde lze předpokládat překročení hygienického limitu v případě přípravných prací (viz var. 1a a 1b) případně vlastní těžby (viz. var. 2c). Automobilová doprava vyvolaná realizací posuzovaného záměru vyvolá změny v okolí příjezdových komunikací max. v řádech desetin decibelu (mimo RB 10, kde bude vedena doprava vytěženého kameniva). V případě těchto komunikací nedojde k překročení hygienického limitu.“

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.

Jak je výše uvedeno pro posouzení konkrétní míry rizika vlivu hluku ze stacionárních zdrojů není

v současné době stanovena metodika. 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. 5. Na uvedený lom provozovaný pouze v denní době lze vztáhnout následující účinky se stanovenými mezními hodnotami:

Pocity obtěžování	mezní hodnota $L_{dvn} = 42$ dB
Učení, paměť	mezní hodnota $L_{Aeq} = 50$ dB
Subjektivně udávaný zdravotní stav	mezní hodnota $L_{dvn} = 50$ dB
Hypertenze	mezní hodnota $L_{dvn} = 50$ dB
Ischemická choroba srdeční	mezní hodnota $L_{dvn} = 50$ dB

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 modelovány hlukové hladiny pouze pro denní dobu, byly hodnoty L_{dvn} pouze odhadnuty. K tomu byly použity výsledky Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ČR ve vztahu k životnímu prostředí, Subsystém 3 "Zdravotní důsledky a rušivé účinky hluku" z 30ti míst ČR. Průměrný rozdíl hodnot L_{dn} a $L_{Aeq,16h}$ činil v tzv. hlučných lokalitách 1,7 dB a v tichých lokalitách 1,4 dB. Vzhledem k charakteru lokality a k tomu, že realizací záměru se noční hladiny nenavýší byl pro přepočít zvolen vztah $L_{dn} = L_{Aeq,16h} + 1,4$ dB.

Kvalitativní charakterizace rizika z expozice hluku ze stacionárních areálových zdrojů

Výše v tabulce č. 7 jsou uvedeny výsledné denní hodnoty hladin hluku z areálových zdrojů při skryvkách i vlastní těžbě převzaté z hlukové studie. Z tabulky vyplývá, že nejvyšší vypočítaná ekvivalentní hladina akustického tlaku A činí 45,9 dB. Této hladiny bylo dosaženo v referenčním bodě č. 4 (Lohenice č.p. 90) ve variantě skryvek 1b, tj. při umístění strojních zařízení v jihozápadní části dobývacího prostoru (u hranice DP) nejbližší k obci Lohenice. Odvozená celodenní hluková hladina pak činí nejvýše $45,9 + 1,4 = 47,3$ dB. Z uvedeného vyplývá, že mezních hodnot (50 dB) pro účinky jako je negativní vliv na učení, subjektivně vnímané zhoršené zdraví, hypertenze a ischemická choroba srdeční nebude při provozu lomu ani v etapě skryvek u nejexponovanější obytné zástavby dosahováno. Jediným hodnotitelným účinkem z provozu areálových zdrojů tak jsou pocity obtěžování. V následující tabulce jsou uvedena čísla referenčních bodů, u kterých byly vypočítány celodenní hlukové hladiny, které překračují mezní hodnotu pro tento účinek, tj. celodenní hlukové hladiny nad 42 dB.

Tab. č. 11: Porovnání celkových hladin hluku s prahovými hodnotami účinků

Účinek / Mezní hodnota	Ref body s hlukem nad mezní hodnotou						
	1a	1b	1c	2a	2b	2c	2d
Obtěžování / $L_{dvn} = 42$ dB	-	4	4	-	1	-	-

V etapě skryvek ve variantě 1b, tj. při umístění strojních zařízení v jihozápadní části dobývacího prostoru (u hranice DP) nejbližší k obci Lohenice může být hluk z areálových zdrojů hluku vnímán u části obyvatel obytné zástavby reprezentované referenčním bodem č. 4 jako obtěžující. Stejná situace je i v etapě skryvek ve variantě 1c, tj. při umístění strojních zařízení v severozápadní části dobývacího prostoru (u hranice DP) nejbližší k obci Břehy.

V etapě těžby může být hluk z areálu těžebny vnímán jako obtěžující dle výsledků hlukové studie pouze v etapě 2b, tj. při umístění strojních zařízení ve střední části dobývacího prostoru, bagr 30 m od jižní hranice DP a třídička, nakladač a nákladní automobil 100 m od jižní hranice DP (ve směru k nejbližší obytné zástavbě). Hlukové hladiny převyšující mezní hodnotu pro celodenní hluk L_{dvn} 42 dB vyšel pouze u obytné zástavby reprezentované ref. body č. 1 (rodinný dům Lohenice č.p. 112).

Vztahy pro vyčíslení míry tohoto rizika z areálových zdrojů nebyly dosud odvozeny.

Kvantitativní charakterizace rizika z expozice dopravnímu hluku

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

Posouzení míry obtěžování hlukem z automobilové dopravy

Vztah pro výpočet absolutního rizika dle Přílohy III (viz výše kapitola 5.2) je použitelný od celodenních hlukových hladin 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 pouze o 220 exponovaných.

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

Tab. 12: Počty osob silně obtěžovaných celodenním hlukem podél příjezdových komunikací

	varianta	exponovaných	HA
Obec Živanice	nulová varianta	120	24 (20 %)
	aktivní varianta	120	24 (20 %)
	změna	0	0
Obec Břehy	nulová varianta	90	18 (20 %)
	aktivní varianta	90	18 (20 %)
	změna	0	0
Obec Vlčí Habřina	nulová varianta	4	0
	aktivní varianta	4	0
	změna	0	0

Z tabulky mj. vyplývá, že počet osob vnímajících celodenní hluk z dopravy jako silně obtěžující je v nulové i aktivní variantě u obytné zástavby situované podél příjezdových tras totožný. To znamená, že počet osob vnímajících hluk z dopravy jako silně obtěžující bude po zprovoznění lomu totožný. Z tabulky dále vyplývá, že hluk jako silně obtěžující vnímá asi pětina všech obyvatel domů umístěných v bezprostřední blízkosti komunikací vedoucích skrz obce Břehy i Živanice.

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.

Míra rušení spánku nemohla být počítána, v rámci hlukové studie nebyly noční hladiny počítány vzhledem k tomu, že provoz lomu tyto hladiny neovlivňuje a noční hladiny s provozem nesouvisí.

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.

Z výsledků hlukové studie vyplývá, že těchto hladin nad 53 dB je docíleno v nulové i aktivní variantě u

obytné zástavby umístěné podél přepravních tras i v obci Živanice i obci Břehy.

Výsledné hodnoty relativního rizika vypočítané u dotčené zástavby v hlukové studii pro nulovou i aktivní variantu jsou uvedeny v následující tabulce. Zvýšení rizika v důsledku realizace záměru odpovídá rozdílu hodnot relativního rizika v nulové a aktivní variantě. Hodnoty RR i jejich rozdíl jsou předmětem následující tabulky.

Tab. č. 13: Vypočtené hodnoty relativního rizika míry incidence ICHS

-	Bod výpočtu	RR - stávající situace	RR po realizaci záměru	Rozdíl
Obec Živanice	12	1,09512	1,09596	0,0008
Obec Břehy	13	1,10104	1,10189	0,0008

Z tabulky vyplývá, že navýšení hodnoty relativního rizika by se v důsledku realizace záměru pohybovalo na řádové úrovni desetitisícin.

To znamená, že riziko (pravděpodobnost) výskytu ICHS u obyvatel exponovaných výsledným hlukovým hladinám je v současnosti 1,0008 krát nižší než by bylo v případě zprovoznění těžby v lomu. Zde je třeba si uvědomit, že v dotčené zástavbě žije zhruba 210 obyvatel. Kvantifikace rizika ICHS není k omezenému počtu obyvatel dále specifikována. Vzhledem k tomu, že podle údajů získaných z ÚZIS incidence ischemických nemocí srdečních (diagnózy I20 – I25 vykázaný na pozici hlavní diagnózy) v ČR v roce 2018 byla **98 780** na celou populaci ČR, což odpovídá **9,275** /1 000 osob a rok, jednalo by se v daném případě o navýšení na řádové úrovni tisícín jednoho případu za rok.

Míru tohoto rizika lze označit za nevýznamnou.

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 či US EPA 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.

7 Závěr

V rámci řešené akce byl posouzen vliv provozu lomu Lohenice včetně přípravných prací skryvek a vlastní těžby štěrkopísků z vody na imisní a hlukovou situaci v řešené lokalitě z hlediska vlivu na veřejné zdraví. Z hlediska emisí do ovzduší byly hodnoceny chemické škodliviny z hlediska jejich toxických či karcinogenních účinků.

Pro posouzení míry vlivu provozu lomu na znečišťování ovzduší byla hlavním podkladem rozptylová studie zpracovaná Ing. Zdeňkem Sklenářem pro řešený záměr v říjnu 2024. 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.

Na požadové 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 2018 - 2022). V rámci celého posouzení se pohlíží na hodnoty v mapě znečištění ovzduší jako na požadové, na kterých se provoz lomu nepodílí. Tím je celé hodnocení postaveno významně na straně bezpečnosti.

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 provozu lomu k hodinovým maximům u nejbližší obytné zástavby na řádové úrovni nejvýše desetin 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 jednohodinové 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 období. Hodnota cílové koncentrace pro průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého je stanovena na úrovni 10 µg/m³, s tím, že pro přechodná blíže časově nespecifikovaná období jsou stanoveny hodnoty postupně 40 µg/m³, 30 µg/m³ a 20 µg/m³. Imisní příspěvky provozu lomu na řádové úrovni desetin nanogramu až nejvýše jednoho nanogramu nezpůsobí spolu s imisním pozadím v rozmezí 10 až 11 µg/m³ překročení žádné z doporučených směrných hodnot WHO stanovených pro přechodné období. Cílová hodnota v lokalitě není sice v současné době dosahována, ale v rámci České republiky se pohybují průměrné roční koncentrace ve srovnání s jinými částmi země na velice příznivých úrovních blízkých cílové hodnotě. Imisní příspěvek provozu lomu k průměrným ročním koncentracím na úrovni nejvýše jednoho nanogramu lze označit za nevýznamný.

Je však třeba si uvědomit, že WHO zdůrazňuje, že nebylo možné naleznout 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. Částice poléťavého prachu představují také dominantní škodlivinu emitovanou z provozu řešeného záměru.

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.

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 incidence nových případů bronchitis. 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 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. Pokračováním těžby se stávající riziko 4 až 5 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. Karcinogenní riziko odpovídající požadovým koncentracím benzo(a)pyrenu se pohybuje v řešené lokalitě na relativně nepříznivé úrovni 7 až 8 případů na 100 000 celoživotně exponovaných obyvatel. Imisní příspěvek řešeného provozu se však pohybuje na prakticky nedetekovatelné úrovni maximálně desetin pikogramu 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. Kateřinou Krestovou, PhD. v květnu 2022. Cílem této studie je posouzení hlukové situace v dané lokalitě v případě pokračování těžby 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.

V rámci hlukové studie byl proveden výpočet hlukových hladin z těchto zdrojů z areálových zdrojů přípravných skryvkových prací i vlastní těžby a dále hlukových hladin způsobených automobilovou dopravou na veřejných komunikacích.

V případě hluku je počet osob exponovaných změněným hladinám výrazně odlišný od počtu exponovaných změněným koncentracím škodlivin v ovzduší. Mírně vzdálenější zástavba bývá v případě hluku již hlukově odstíněna jinými objekty ležícími ve směru ke zdroji hluku. Celkový počet exponovaných změněným hlukovým hladinám tak v případě řešeného záměru činí cca 340 obyvatel, z toho 220 obyvatel je exponováno hluku z dopravy.

Pro posouzení konkrétní míry rizika vlivu hluku ze stacionárních zdrojů není v současné době stanovena metodika. Celkové hladiny hluku z těchto zdrojů lze nejvýše porovnat s prahovými hodnotami hlukové expozice stanovenými na základě epidemiologických studií pro ty účinky hluku, které se dnes považují za dostatečně prokázané.

Z porovnání výsledných hlukových hladin vypočítaných v rámci hlukové studie vyplývá, že mezních hodnot (50 dB) pro účinky jako je negativní vliv na učení, subjektivně vnímané zhoršené zdraví, hypertenze a ischemická choroba srdeční nebude při provozu lomu ani v etapě skryvek u nejexponovanější obytné zástavby dosahováno. Jediným hodnotitelným účinkem z provozu areálových zdrojů tak jsou pocity obtěžování prokázané od celodenních hlukových hladin 42 dB. Těchto hladin bude dle výsledků hlukové studie dosahováno pouze u obytné zástavby na severním okraji části Lohenice a to pouze v případě skryvek probíhajících v západních částech dobývacího prostoru a dále v etapě těžby ve variantě 2 b, tj. při umístění strojních zařízení ve střední části dobývacího prostoru. V této zástavbě je exponováno hladinám převyšujícím 42 dB cca 20 obyvatel. Pro vyčíslení míry tohoto rizika z areálových zdrojů nebyly dosud odvozeny.

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 ICHS) působením hluku z automobilové dopravy.

Pro výpočet rizika vzniku ICHS byl využit vztah vyjádřený pomocí hodnoty relativního rizika (RR). Nárůst relativního rizika v aktivní (současné) variantě s těžbou oproti nulové variantě bez těžby činí nejvýše 0,0008. To znamená, že riziko (pravděpodobnost) výskytu ICHS u obyvatel exponovaných výsledným hlukovým hladinám je 1,008 krát vyšší než v případě nerealizace záměru. Toto riziko lze označit za nevýznamné, pouze teoretické.

Z výsledků výpočtů provedených pomocí vztahů pro hluk z automobilové dopravy a míru vysokého obtěžování vyplývá, že počet osob vnímajících celodenní hluk z dopravy jako silně obtěžující je v nulové i aktivní variantě u obytné zástavby situované podél příjezdových tras totožný. To znamená, že počet osob vnímajících hluk z dopravy jako silně obtěžující bude po zprovoznění lomu totožný.

Z bližších výpočtů dále vyplývá, že hluk jako silně obtěžující vnímá asi pětina všech obyvatel domů umístěných v bezprostřední blízkosti komunikací vedoucích skrz obce Břehy i Živanice.

Míra rušení spánku nemohla být počítána, v rámci hlukové studie nebyly noční hladiny počítány vzhledem k tomu, že provoz lomu tyto hladiny neovlivní a noční hladiny s provozem nesouvisí.

V souvislosti s hodnocením pocitů obtěžování je třeba si uvědomit, že se v tomto případě jedná o subjektivní vnímání. Při působení hluku se kromě fyzikálních vlastností hluku uplatňuje řada neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. Účinek hluku je dále variabilní nejen individuálně mezi různými jedinci dle jejich citlivosti, 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.

Z hlediska vlivu na veřejné zdraví lze řešený záměr „Stanovení dobývacího prostoru Lohenice IV a následná těžba štěrkopísků v I. etapě“ označit za přijatelný. Je možné konstatovat, že i při velmi konzervativním odhadu lze i přes uvedené nejistoty předpokládat, že i v místech nejexponovanější obytné zástavby není provoz lomu spojen v významným rizikem vážných akutních ani chronických zdravotních účinků vyplývajících ze změněné imisní i hlukové situace.

8 Seznam zkratk

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. Cikrt: Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 1996
- Leksell I., Rabl A.: Air Pollution and Mortality: Quantification and Valuation of Years of Life 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
- 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)