

PROTOKOL POSOUZENÍ VLIVŮ NA VEŘEJNÉ ZDRAVÍ

HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK

Zadání: HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK
REKREAČNÍ PŘÍSTAV HODONÍN

Zadavatel: EXprojekt, s.r.o.
Heršpická 758/13, 619 00 Brno

Vypracoval: Ing. Jitka Růžičková
Držitelka osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné
zdraví, pořadové číslo osvědčení 5/2019
Krokova 31
360 20 Karlovy Vary

Datum zpracování: červen 2020

OBSAH

	strana
1. Zadání	3
2. Informace o záměru	3
3. Zdravotní rizika chemických škodlivin	7
3.1 Charakteristika chemických škodlivin a identifikace nebezpečnosti	7
3.1.1 Suspendované částice frakce PM ₁₀ a PM _{2,5}	7
3.1.2 Oxid dusičitý	9
3.1.3 Benzen	10
3.1.4 Benzo(a)pyren	11
3.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika	12
3.2.1 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro oxid dusičitý	14
3.2.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro PM ₁₀ a PM _{2,5}	16
3.2.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzen	18
3.2.4 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzo(a)pyren	19
3.3 Analýza nejistot	20
3.4 Závěr ve vztahu ke znečištění ovzduší	20
4. Zdravotní rizika hluku v mimopracovním prostředí	21
4.1 Identifikace nebezpečnosti	21
4.2 Charakterizace nebezpečnosti	25
4.3 Charakterizace rizika	32
4.4 Analýza nejistot	32
4.5 Závěr k hodnocení hluku	32
5. Závěr	33
Použitá literatura	34

1. Zadání

Na základě objednávky společnosti EXprojekt, s.r.o., Heršpická 758/13, 619 00 Brno je zpracováno posouzení zdravotních rizik chemických látek v ovzduší a hluku pro záměr „Rekreační přístav Hodonín“ podle zákona č. 100/2001 Sb.

Posudek se zpracovává za účelem zhodnocení zdravotního rizika ve smyslu zákona č. 258/200 Sb., o ochraně veřejného zdraví ve znění pozdějších předpisů, za použití metodik Agentury pro ochranu životního prostředí USA – US EPA a Světové zdravotnické organizace – WHO a s přihlédnutím k nařízení evropské komise ES 1488/94.

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

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

Pro daný protokol bylo předloženo:

- Rozptylová studie: Rekreační přístav Hodonín, zpracovaná Ing. Josefem Greslem, posuzování vlivů na životní prostředí
- Hluková studie: Rekreační přístav Hodonín, zpracovaná Ing. Josefem Greslem, posuzování vlivů na životní prostředí

2. Informace o záměru

Umístění záměru

Cílem záměru je vybudování nového přístavu a související infrastruktury na jihovýchodním okraji zastavěné části města Hodonína v blízkosti řeky Moravy a ramene Staré Moravy.

Konkrétně je přístavní bazén s kapacitou pro 80 lodí navržen v prostoru jižní části Očovských luk s přímým vjezdovým plavebním kanálem přímo z řeky Moravy.

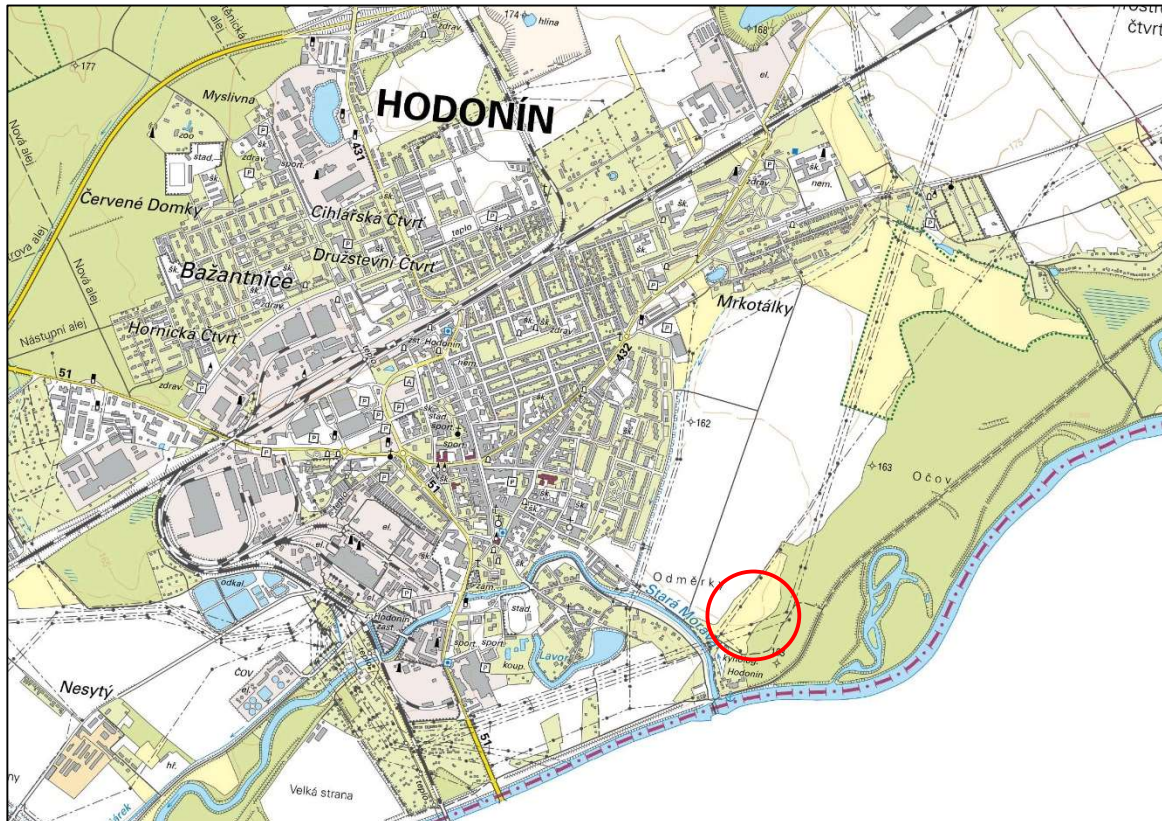
Lokalita Očovských luk je v současné době dopravně napojena ulicí Legionářů na centrum města. Na východě na lokalitu navazují zemědělsky využívané pole. Na západě lokalita sousedí s masivem lesa.

Lokalita na levém břehu Staré Moravy je dopravně napojena po stávajících komunikacích přes obytnou zástavbu Rybáře. Levý břeh Staré Moravy je z velké části již využit pro zástavbu. Volná plocha je pouze v části mezi areálem Povodí Moravy a obytnou zástavbou.

Dopravní připojení přístavu je navrženo kolmým připojením přístavní komunikace s parkovištěm pro 45 osobních vozidel na stávající ulici Legionářů vedoucí podél Staré Moravy. Pro pěší je k dispozici souběžně vedený chodník. Záměr je řešen ve dvou variantách označovaných B a C.

Přesné umístění hodnocených variant je patrné z následujících obrázků:

Obr. 1: Umístění záměru Rekreační přístav Hodonín v širším území města Hodonín (převzato z rozptylové studie)



Varianta B

Vjezdový kanál směrově sleduje oplocení areálu veslařského klubu. Vjezdový kanál je jednosměrný se světelně řízeným provozem. Šířka plavebního kanálu s průplavní hloubkou 1,5 m je 6 m. Délka 265 m. V linii protipovodňové hráze podél pravého břehu řeky Moravy je navrženo pevné přemostění s průplavní výškou 4 m – spodní hrana konstrukce mostu bude na kótě 167,54 m n. m. V rámci přemostění budou osazena protipovodňová vrata. Toto řešení umožní vybudovat nižší ohrázení přístavu s tím, že protipovodňová linie na kótě 165,5 m n. m. bude situačně zachována ve stávající poloze. V okamžiku dosažení maximální plavební hladiny 163,54 m n. m. bude docházet k uzavření protipovodňových vrat.

Přístavní bazén je navržěn na pozemku p.č. 8514 mezi soustavou nadzemních vedení VN a VVN, které významným způsobem ovlivňují využití pozemku. Z rozboru územního plánu města Hodonín vyplývá, že je plánována přeložka nadzemních vedení VVN blíže k řece Moravě. Dopravní připojení přístavu je navrženo kolmým připojením přístavní komunikace na stávající ulici Legionářů. Pro pěší je k dispozici souběžně vedený chodník.

Dispozičně je přístav pomyslně rozdělen na tři části:

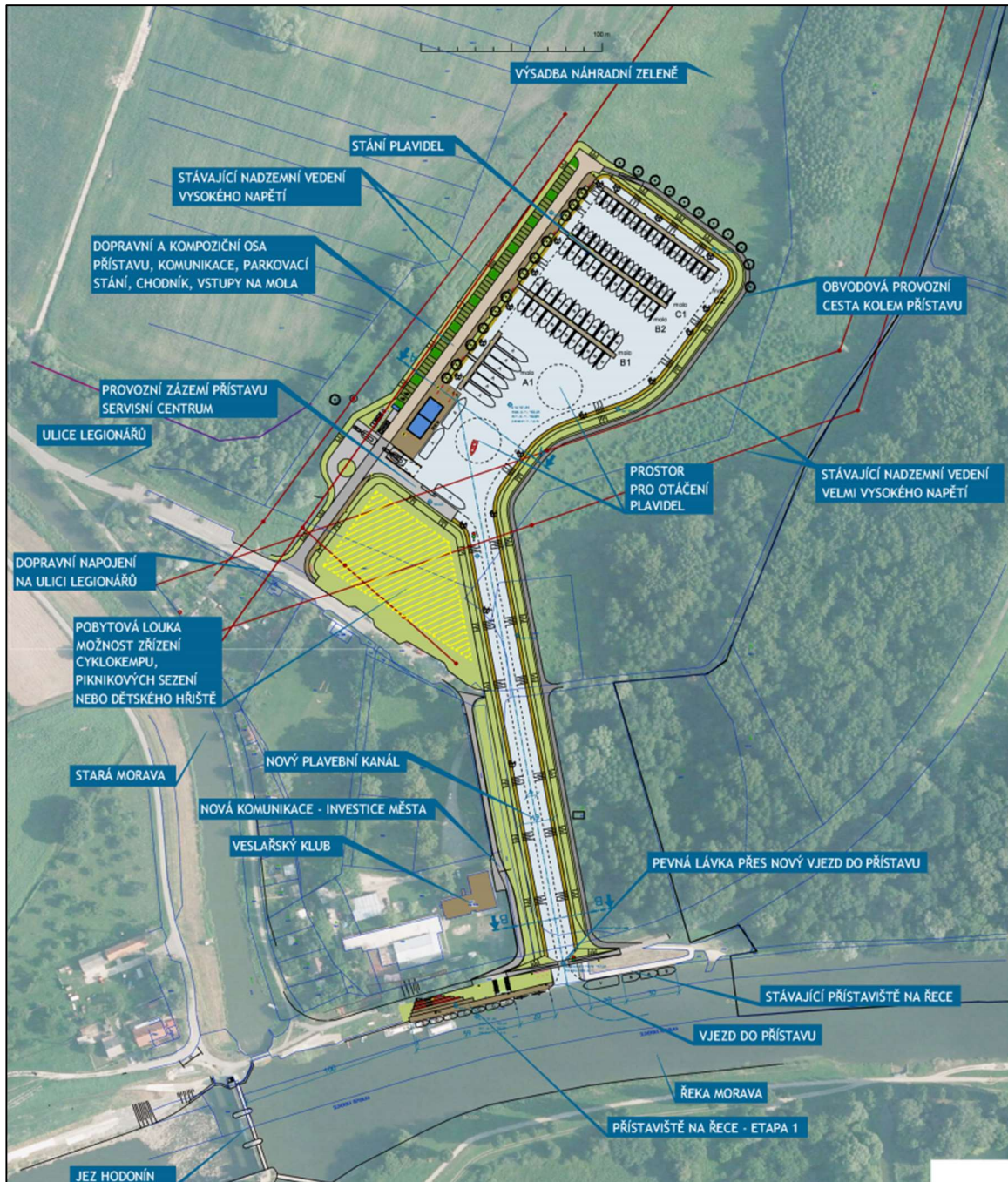
- vjezdový plavební kanál,
- provozní a manipulační část,
- stání plavidel

Kapacita přístavu:

- Typ plavidla A (do 20m): 6 stání
- Typ plavidla B (do 10m): 37 stání
- Typ plavidla C (do 8m): 37 stání
- Celkem: 80 stání

Počet parkovacích stání (pro osobní vozidla) 45 parkovacích stání

Obr. 2: Výřez ze situace širších vztahů – varianta B (převzato z rozptylové studie)



Varianta C

Oproti variantě B je vjezdový kanál navržen v přímém směru tak, aby se prostorově vešel do úzkého hrdla mezi oploceným areálem veslařského klubu a hranicí pozemků parc. č. 8516, 8196/2 a 8515 v k.ú. Hodonín. V nejužším místě je nutné ohrázování přístavu realizovat pomocí

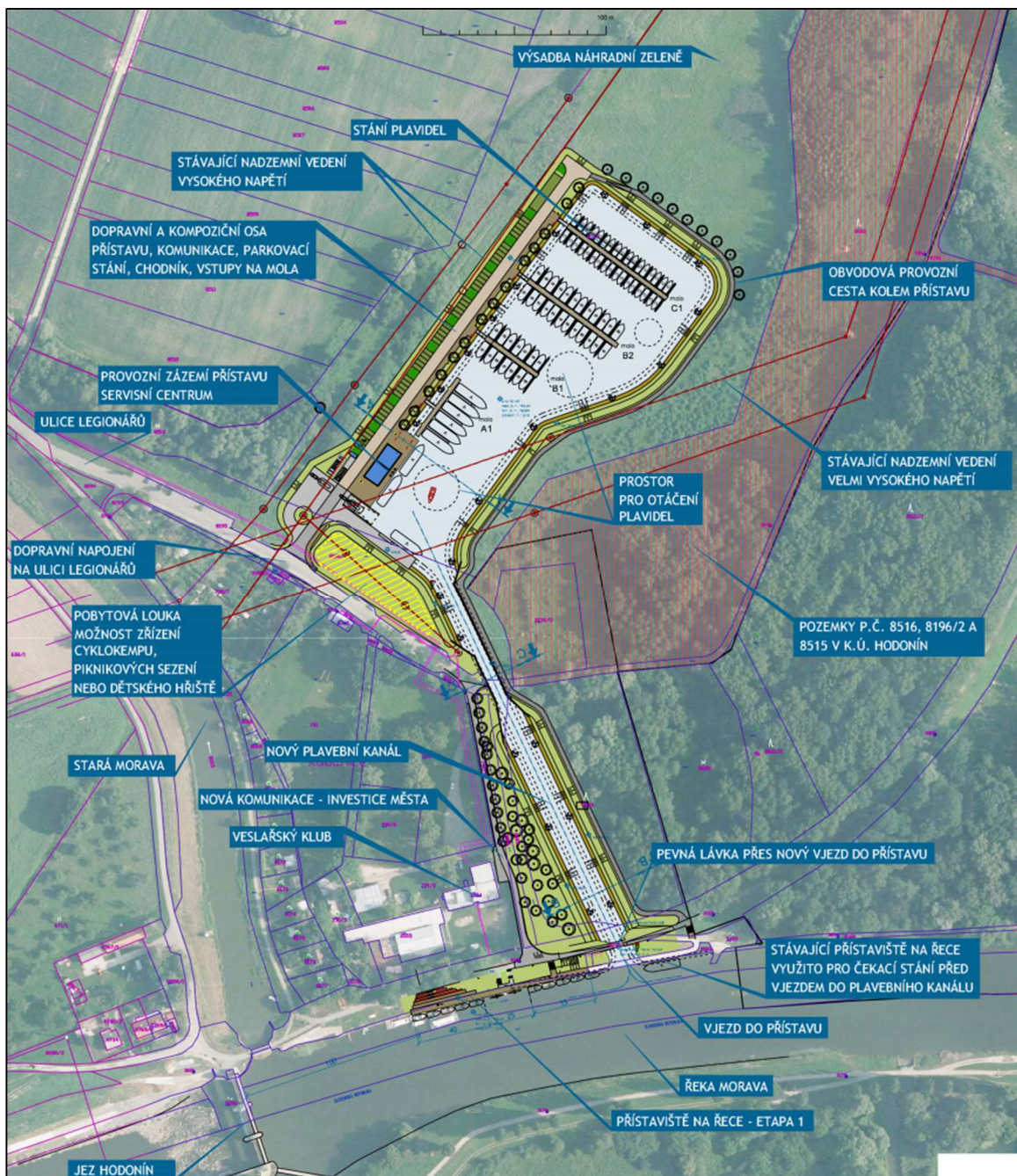
svislých zdí. Vjezdový kanál je jednosměrný se světelně řízeným provozem. Šířka plavebního kanálu s průplavní hloubkou 1,5 m je 6 m. Délka 240 m. V linii protipovodňové hráze podél pravého břehu řeky Moravy je navrženo pevné přemostění s průplavní výškou 4 m – spodní hrana konstrukce mostu bude na kótě 167,54 m n. m. V rámci přemostění budou osazena protipovodňová vrata. Toto řešení umožní vybudovat nižší ohrázení přístavu s tím, že protipovodňová linie na kótě 165,5 m n. m. bude situačně zachována ve stávající poloze.

Kapacita přístavu:

- Typ plavidla A (do 20m): 6 stání
- Typ plavidla B (do 10m): 38 stání
- Typ plavidla C (do 8m): 36 stání
- Celkem: 80 stání

Počet parkovacích stání (pro osobní vozidla) 45 parkovacích stání

Obr. 3: Výřez ze situace širších vztahů – varianta C (převzato z rozptylové studie)



Použité zdroje informací:

- Rozptylová studie: Rekreační přístav Hodonín, zpracovaná Ing. Josefem Greslem, posuzování vlivů na životní prostředí
- Hluková studie: Rekreační přístav Hodonín, zpracovaná Ing. Josefem Greslem, posuzování vlivů na životní prostředí

3. Zdravotní rizika chemických škodlivin

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

Předkládaná rozptylová studie vyhodnocuje příspěvky k imisní zátěži související se záměrem. resp. vyhodnocuje příspěvky z výstavby a provozu záměru. Jedná se především o polutanty z dopravy suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}, oxid dusičitý, benzen a benzo(a)pyren.

3.1 Charakteristika chemických škodlivin a identifikace nebezpečnosti

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

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

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

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

Definice základních pojmů:

- suspendované částice frakce PM₁₀ – částice, které projdou velikostně selektivním vstupním filtrem vykazujícím pro aerodynamický průměr 10 μm s odlučovací účinností 50%.
- suspendované částice frakce PM_{2,5} – částice, které projdou velikostně selektivním vstupním filtrem vykazujícím pro aerodynamický průměr 2,5 μm s odlučovací účinností 50%.

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

Suspendované částice dělíme na primární a sekundární:

Primární jsou emitované přímo ze zdrojů a můžeme je dále dělit na ty, které pochází z antropogenních zdrojů (spalování fosilních paliv, doprava, technologické procesy, antropogenní aktivity) a z přírodních zdrojů (mořský aerosol, sopečná činnost, kosmický spad). Sekundární částice jsou ty, které vznikají v ovzduší na základě probíhajících chemických a fyzikálních procesů, a dále ty, které se do ovzduší dostávají resuspenzí (zvířením) v důsledku lidské činnosti (např. doprava) anebo meteorologických faktorů (vítr).

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

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR bylo konstatováno, v roce 2018 se expozice suspendovaným částicím PM₁₀ mírně zvýšila ve srovnání s rokem 2017 (v řádu jednotek μg/m³ ročního průměru). Příčinou může být i přetrvávající dlouhodobý srážkový deficit. V jednotlivých typech městských lokalit, v závislosti na intenzitě okolní dopravy, se roční střední hodnota PM₁₀ pohybovala na úrovni 23,5 μg/m³ (30,8 μg/m³ v MSK) v dopravou přímo nezatížených městských lokalitách (kategorie 2 a 3), v rozsahu 20 až 34 μg/m³ (až 23 až 40 μg/m³ v MSK) ročního průměru v dopravně exponovaných místech (kategorie 4 až 7), a 23 až 30 μg/m³ (až 30 až 44 μg/m³ v MSK) ročního průměru v průmyslem silně exponovaných lokalitách.

Do zpracování hodnot **suspendovaných částic frakce PM_{2,5}** bylo v roce 2018 zahrnuto celkem 68 stanic. Roční imisní limit (25 μg/m³) byl překročen na devíti městských stanicích, a to v Moravskoslezském kraji. Průměrná roční koncentrace PM_{2,5} 10 μg/m³ doporučená WHO jako mezní byla i v roce 2018 překročena na všech měřicích stanicích včetně republikové pozadové stanice v Košetících (14,5 μg/m³). Průměrný podíl suspendovaných částic frakce PM_{2,5} ve frakci PM₁₀ se pohyboval od 57 % (stanice v Brně) po 86 % na stanici v Jihlavě. V období 2007 až 2017 se průměrná hodnota tohoto podílu pohybovala od 72 do 77 %, v roce 2018 byla 76 %.

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

Dlouhodobé účinky: Na základě ročních průměrných koncentrací existuje pro tyto účinky méně podkladů. Pozorované účinky se většinou týkají snížení plicních funkcí při spirometrickém vyšetření u dětí i dospělých, výskytu symptomů chronické bronchitidy a spotřeby léků pro rozšíření průdušek při dýchacích obtížích a zkrácení očekávané délky života. Pro zdravotní účinky prašnosti vyjádřené jako PM₁₀ jsou předpokládány účinky bezprahové, s lineární závislostí vztahu dávka – účinek. Pro prašnost vyjádřenou jako PM₁₀ je v materiálech WHO uváděna závislost pro různé projevy zdravotních účinků. V současné době jsou k dispozici i výsledky novějších studií, které byly verifikovány v materiálech WHO (2006). Závěry epidemiologických studií, které byly použity pro konstrukci doporučených hodnot prašnosti WHO (2005), případně uvedených v novějším materiálu WHO zaměřeném pouze na

vlivy prašnosti na exponovanou populaci (WHO, 2006), uvádějí následující vztahy mezi zvýšením prašnosti a výskytem symptomů poškození zdravotního stavu populace. Jako vstupní je použita hodnota zvýšení prašnosti o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ příslušné frakce PM. Výsledný efekt je vyjádřen jako změna (zvýšení) výskytu jednotlivých symptomů poškození zdraví oproti situaci s nižší zátěží prašnosti na lokalitě (pomocí %, případně epidemiologických ukazatelů – RR, OR), případně výskytem nových případů symptomu poškození zdraví v populaci určité četnosti (většinou 100 000 obyvatel, případně určité věkové kohorty). Vztahy jsou formulovány jako lineární, neboť nebyl prokázán prahový účinek vlivu prašnosti na zdravotní stav populace. V roce 2013 zařadila Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC), na základě nezávislé analýzy více než 1 000 studií, znečištěné venkovní ovzduší i suspendované částice jako jeho složku, do skupiny 1 mezi prokázané karcinogeny pro člověka. Tento fakt se prozatím nijak neodrazil v doporučeních pro kvantitativní hodnocení.

3.1.2 Oxid dusičitý NO_2 , CASRN 10102-43-9

Oxidy dusíku patří mezi nejvýznamnější klasické škodliviny v ovzduší. Hlavním zdrojem antropogenních emisí oxidů dusíku do ovzduší je spalování fosilních paliv. Ve většině případů jsou emitovány převážně ve formě oxidu dusnatého, který je ve vnějším ovzduší rychle oxidován přítomnými oxidanty na oxid dusičitý. Suma obou oxidů je označována jako NO_x . Oxid dusičitý NO_2 je z hlediska účinků na lidské zdraví významnější a je o něm k dispozici nejvíce údajů. Z toho důvodu byl v roce 2002 způsob hodnocení změněn, v současné době se hodnotí koncentrace NO_2 , nikoli sumy všech oxidů. Z toho vyplývá i navazující změna v celkovém přístupu k hodnocení znečištění touto noxou. Hodnocení zdravotního rizika bude proto provedeno pro tuto látku.

Protože oxid dusičitý není příliš rozpustný ve vodě, je při inhalaci jen zčásti zadržen v horních cestách dýchacích, v převaze však proniká do dolních cest dýchacích, kde se pozvolna rozpouští a s dlouhodobou latencí může přímým toxickým působením na kapiláry plicních sklípků vyvolat edém plic.

Prahovou koncentraci pachu uvádějí různí autoři mezi 200 až $410 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR v roce 2018 – roční aritmetické průměry **oxidu dusičitého** na pozadových stanicích EMEP nepřekročily $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ve městech se v závislosti na intenzitě okolní dopravy pohybovaly v rozsahu od $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v emisně významně nezatížených městských/předměstských lokalitách, přes 16 až $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ u dopravně středně zatížených oblastí až k $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v dopravně silně zatížených lokalitách. Nejvyšší hodnoty jsou měřeny na dopravních „hot spot“ stanicích (Praha, Ostrava, Brno a Ústí n/L),

kde se roční střední koncentrace pohybovaly mezi 40 až $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (> 130 % imisního limitu $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). V sídlech se na výsledném znečištění oxidem dusičitým spolupodílí spalovací procesy (výroba energie, domácí topeniště) a v ostravsko-karvinské oblasti i velké průmyslové zdroje. Situace se dlouhodobě nemění.

Akutní účinky na lidské zdraví v podobě ovlivnění plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest se u zdravých osob projevují až při vysoké koncentraci NO_2 nad $1880 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Krátkodobá expozice nižším koncentracím však vyvolává zdravotní odezvu u citlivých skupin populace, jako jsou pacienti s chronickou obstrukční chorobou plic a zejména astmatici, kteří uvádějí subjektivní potíže již od koncentrace $900 \mu\text{g}/\text{m}^3$. U pacientů s chronickou obstrukční chorobou plic bylo zjištěno mírné snížení dýchacích funkcí po tříhodinové expozici NO_2 v koncentraci $560 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Některé studie naznačují, že NO_2 zvyšuje bronchiální reaktivitu u citlivých osob při působení dalších bronchokonstrikčních vlivů (chlad, cvičení, alergenů v ovzduší) již při nižších úrovních krátkodobé expozice.

Při koncentraci cca 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nebyly při krátkodobé expozici v žádné studii zjištěny nepříznivé účinky ani u citlivé části populace. U krátkodobého působení koncentrace NO_2 , tj. cca 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ již jsou důkazy o malém snížení dýchacích funkcí u exponovaných astmatiků, přičemž riziko vyvolání astmatické odezvy vzrůstá s přítomností alergenů v ovzduší. Vzhledem k tomu, že astmatictí pacienti, kteří se jako dobrovolníci účastnili pokusů, trpěli jen mírnou formou tohoto onemocnění, lze předpokládat, že v populaci existují jedinci s vyšší citlivostí.

Chronické působení dlouhodobé expozice NO_2 na lidské zdraví doposud nebylo žádnou studií spolehlivě kvantifikováno. V pokusech na laboratorních zvířatech byly prokázány morfologické změny plicní tkáně podobné emfyzému při dlouhodobé expozici několika týdnů až měsíců koncentracím od 640 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a biochemické změny od koncentrace 380 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Koncentrace od 940 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zvyšují u pokusných zvířat po šestiměsíční expozici vnímavost plic vůči bakteriální a virové infekci. Snížení imunity je důsledkem změn jak buněčné, tak i proti látkové složky obranného systému.

Podle nových poznatků je však obtížné oddělit působení oxidu dusičitého od účinků dalších současně působících látek, zejména aerosolu. Nejvíce jsou oxidu dusičitému vystaveni obyvatelé městských lokalit významně ovlivněných dopravou. Z hodnot zjištěných ročních průměrů z monitoringu vyplývá, že v dopravou zatížených částech pražské aglomerace lze u obyvatel očekávat snížení plicních funkcí, zvýšení výskytu respiračních onemocnění, zvýšený výskyt astmatických obtíží a alergií, a to u dětí i dospělých.

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

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

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

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

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

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

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

studie u profesionálně exponované populace poskytly jasné důkazy o kauzálním vztahu k akutní myeloidní leukémii a naznačují vztah i k chronické myeloidní leukémii a chronické lymfadenóze. Přesný mechanismus účinku benzenu při vyvolání leukémie není dosud znám, předpokládá se, že je to důsledek ovlivnění buněk kostní dřeně metabolity benzenu, přičemž se zde kromě genotoxického efektu patrně uplatňují i další cesty. Karcinogenita benzenu je potvrzena i nálezy z experimentů na zvířatech, u kterých benzen při inhalační i perorální expozici vyvolává řadu malignit různého typu a lokalizace. V testech na bakteriích sice benzen nevykazuje mutagenní účinek, avšak in vivo způsobuje chromosomální aberace u savčích buněk včetně lidských.

Ve zprávě Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR se uvádí, že v síti ČHMÚ byly v roce 2018 celkem na 33 stanicích sledovány koncentrace benzenu. Ten má stanoven roční imisní limit ve výši $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Data potvrzují zásadní význam průmyslových výroby a sekundárně i dopravy (přes významné snížení obsahu benzenu v motorových benzínech) jako největších zdrojů těkavých organických látek, a zvláště benzenu do ovzduší.

Na městských stanicích nezatížených průmyslem a dopravou a v dopravně zatížených lokalitách se rozpětí ročních průměrů pohybovalo mezi 0,8 až $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se střední hodnotou $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) představují skupinu organických látek, tvořených dvěma nebo více kondenzovanými benzenovými jádry, která mohou být různě orientována a substituována, z čehož vyplývá velká rozmanitost jejich vlastností. Vznikají při nedokonalém spalování organických látek a vzhledem k rozšířenosti jejich přírodních i antropogenních zdrojů jsou prakticky všudypřítomné. Většina PAU se dostává do životního prostředí cestou atmosféry z řady procesů spalování a pyrolýzy. V ovzduší jsou většinou vázány na pevné částice a mohou být transportovány na značné vzdálenosti. Významným zdrojem PAU pro vnitřní ovzduší v budovách je tabákový kouř.

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

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

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

Ve zprávě Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva za rok 2018 byla hodnota imisního limitu pro benzo[a]pyren (BaP), obecně používaný jako indikátor zátěže ovzduší PAH, překročena na 29 ze 44 (66 %) do zpracování zahrnutých městských stanic. Imisní limit

1 ng/m³/rok byl trojnásobně překročen na venkovské – příměstské stanici v Kladně Švermově, o 100 % a více byl překročen na všech stanicích v Moravskoslezském kraji, z toho téměř osminásobně na stanici v Ostravě-Radvanicích. Naopak nejnižší hodnoty naměřené na městské stanici (Brno, Jihlava a Ždár n/S) 0,47 až 0,59 µg/m³/rok jsou srovnatelné s hodnotami republikových pozadových stanic (0,4 až 0,5 µg/m³/rok).

3.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika

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

Rozptylová studie byla zpracována pro posouzení současné imisní situace v lokalitě, pro posouzení příspěvku nových zdrojů znečišťování ovzduší vznikajících v důsledku provozu přístavu ve variantě B a ve variantě C a imisní situace v období výstavby.

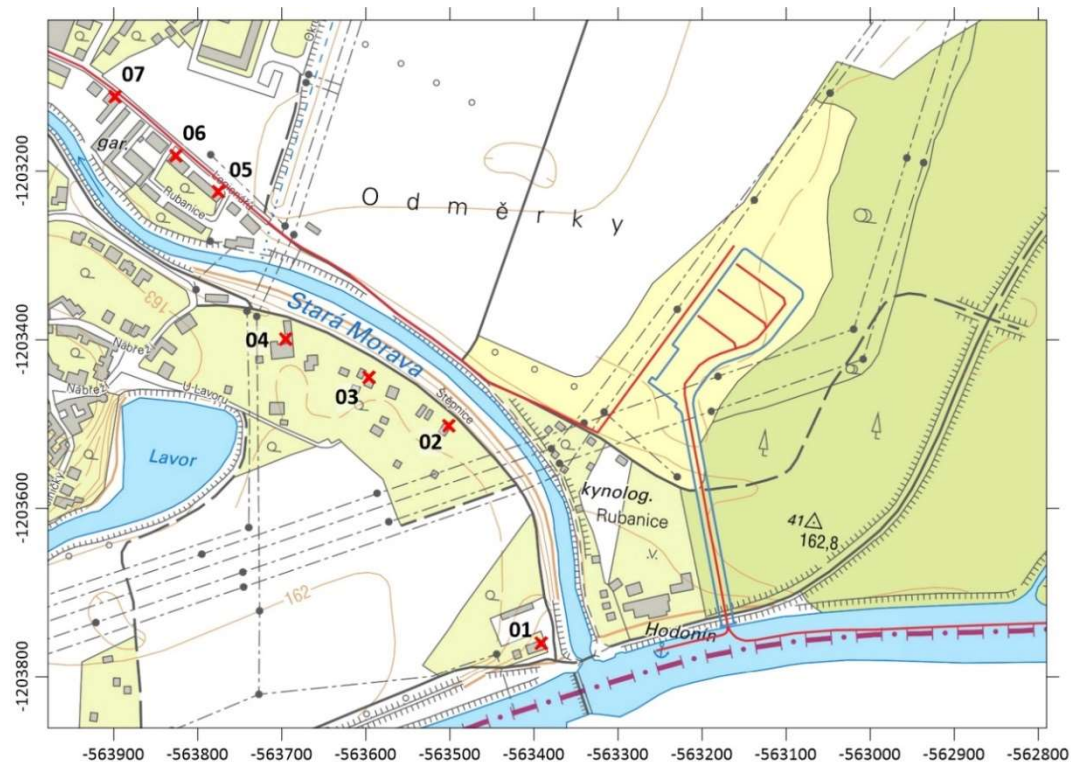
V předložené rozptylové studii všechny hodnoty koncentrací představují přírůstek koncentrací z nových zdrojů v lokalitě.

Referenční body

Výpočet koncentrací znečišťujících látek byl v rozptylové studii proveden v pravidelné čtvercové síti referenčních bodů s roztečí 35 m. V blízkosti liniových zdrojů zahrnutých do výpočtu byla navíc síť referenčních bodů dále zahuštěna, aby byly postiženy zvýšené koncentrace znečišťujících látek v blízkosti silnic. Referenční body leží ve výšce 1,5 m nad terénem.

Kromě těchto cca 850 referenčních bodů byly koncentrace počítány ještě v 7 vybraných bodech, které charakterizují nejbližší obytnou zástavbu ve vztahu k dopravnímu napojení přístavu. Umístění vybraných referenčních bodů je zřejmé z obrázku níže

Obr. 4: Vybrané referenční body Hodonín (převzato z rozptylové studie)



Referenční body:

1. Štěpnice č.p. 2949, Hodonín
2. Štěpnice č.p. 4020, Hodonín
3. Štěpnice č.p. 3210/8, Hodonín
4. Štěpnice č.p. 4205/2, Hodonín
5. Legionářů 4159/38h, Hodonín
6. Legionářů 4151/38, Hodonín
7. Legionářů 2607/32, Hodonín

V tomto hodnocení zdravotních rizik bereme v úvahu modelové příspěvky ve vybraných referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby s vědomím značné nejistoty, protože odhady rizik budou vztaženy pro obyvatele celých částí sídel.

Výchozí imisní situace

Kromě příspěvku z posuzovaných zdrojů je při hodnocení zdravotních rizik škodlivin v ovzduší nezbytné zohlednit i tzv. imisní pozadí, tedy vliv ostatních vzdálených i bližších emisních zdrojů.

V rozptylové studii bylo imisní pozadí vyhodnocováno na základě pětiletých průměrů koncentrací znečišťujících látek - OZKO od roku 2014 do 2018 ve čtvercích sítě, které pokrývají zájmovou oblast a z imisní stanice Hodonín vzdálené cca 1,5 km vzdušnou čarou severozápadním směrem.

Tabulka 1: Imisní pozadí v lokalitě, pětileté průměry 2014-2018

Škodlivina	2014 - 2018	Imisní stanice Hodonín
NO ₂ - roční průměrná koncentrace [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	12,5-17,9	-
PM ₁₀ - roční průměrná koncentrace [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	23,6-34,6	22,0
PM _{2,5} - roční průměrná koncentrace [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	18,3-18,6	14,9
Benzen - roční průměrná koncentrace [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	1,3-1,6	-
Benzo(a)pyren - roční průměrná koncentrace [$\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$]	0,8-0,9	0,5

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

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

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

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

2. **U látek podezřelých z karcinogenních účinků u člověka se předpokládá tzv. bezprahový účinek.** Vychází se přitom ze současné představy o vzniku zhoubného bujení, kdy vyvolávajícím momentem může být jakýkoliv kontakt s karcinogenní látkou. Nulové riziko je tedy při nulové expozici. Nelze zde tedy stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se vyjadřuje ukazatelem, vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky. Tento ukazatel se nazývá faktor směrnice rakovinového rizika (Cancer Slope Factor – CSF, nebo Cancer Potency 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} .

3.2.1 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro oxid dusičitý

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

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

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

Charakterizace rizika akutních toxických účinků

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

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

V rozptylové studii se příspěvky **maximálních hodinových koncentrací** NO_2 z nových zdrojů znečištění ovzduší v jednotlivých lokalitách ve vybraných bodech obytných zástaveb pohybují:

ve variantě B od 0,134 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (RB 04) do 0,340 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (RB 01)
ve variantě C od 0,149 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (RB 04) do 0,297 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (RB 01)

Maximální hodinové koncentrace NO_2 nejsou v lokalitě měřené. Na nejbližších stanicích v Břeclavi byla naměřena v roce 2019 maximální hodinová koncentrace 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Můžeme tedy předpokládat, že se maximální hodinové koncentrace oxidu dusičitého v posuzovaném území budou pohybovat pod hodnotou platného imisního limitu.

Vypočtené hodnoty krátkodobých maxim jsou pouze teoretické, můžou, ale také nemusí v průběhu roku nastat a nelze je sčítat s pozadovými hodnotami krátkodobých maxim. Přesto lze konstatovat, že hodnoty maximálních hodinových koncentrací NO₂ maximálně v jednotkách mikrogramů, jsou hodnoty vzhledem k možným zdravotním účinkům zcela zanedbatelné. Provoz záměru v žádné z variant nebude příčinou zvýšení hodnot maximální hodinové koncentrace oxidu dusičitého a nebude příčinou zvýšení reaktivity dýchacích cest ani nezpůsobí změny plicních funkcí.

Z modelových výsledků maximálních hodinových koncentrací NO₂ lze předpokládat, že provozem nebudou zvýšena zdravotní rizika akutních toxických účinků oxidu dusičitého (reaktivita dýchacích cest, změny plicních funkcí) obyvatel v zájmovém území, a to ani s ohledem na rizikové skupiny obyvatel, tedy především astmatiky a pacienty s obstrukční chorobou plicní.

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

Charakterizace rizika chronických toxických účinků

WHO je doporučena **limitní hodnota průměrné roční koncentrace NO₂ 40 µg/m³**. Zdůrazňuje se přitom však fakt, že nebylo možné stanovit úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla.

Modelové příspěvky **průměrné roční koncentrace NO₂** se v lokalitách ve vybraných referenčních bodech budou provozem přístavu pohybovat

ve variantě B od 0,00047 µg/m³ (RB 06 a RB 07) do 0,00154 µg/m³ (RB 01)

ve variantě C od 0,00047 µg/m³ (RB 07) do 0,00155 µg/m³ (RB 01)

Změny průměrných ročních koncentrací NO₂ v hodnotách maximálně tisícín mikrogramů budou po realizaci přístavu v obou variantách zcela nepatrné a vzhledem k zdravotně významným koncentracím zcela zanedbatelné.

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

V rozptylové studii je podle pětiletých průměrů z údajů ČHMÚ očekávaná průměrná roční imisní koncentrace oxidu dusičitého v lokalitě od 12,5 µg/m³ do 17,9 µg/m³. Příspěvky plánovaného záměru k ročním koncentracím oxidu dusičitého spočtené v řádu nanogramů současnou imisní situaci nezmění a jsou vzhledem k zdravotně významným koncentracím zcela zanedbatelné.

Souhrnně lze konstatovat, že všechny použité přístupy potvrzují zanedbatelný vliv nových příspěvků záměru na zdravotní obtíže, které by mohly souviset s akutní anebo chronickou expozicí NO₂, a to i vzhledem ke stávajícímu imisnímu pozadí.

3.2.2 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}

Prachové částice PM₁₀ patří obecně k nejproblematičtějším škodlivinám z hlediska běžně se vyskytujících imisí v České republice ve vztahu k výši imisních limitů. Světová zdravotnická organizace ve směrnici „WHO air quality guidelines global update 2005“ stanovuje **směrnicovou hodnotu pro roční průměr suspendovaných částic PM₁₀ na úrovni 20 µg/m³**. Pro 99. percentil **maximální denní imise PM₁₀ činí směrnicová hodnota 50 µg/m³**. Jedná se tedy o podstatně přísnější hodnoty oproti hodnotám platných imisních limitů (směrnicová maximální denní imise 50 µg/m³ se týká 4. nejvyšší denní imise v roce oproti 36. nejvyšší denní imisi v případě platného imisního limitu). Tyto hodnoty jsou však za současných imisních podmínek v ČR obtížně dosažitelné a obvykle jsou překračovány i ve velmi čistých oblastech, především vlivem sekundární prašnosti a vlivem způsobu hospodaření v krajině.

Pro imise PM_{2,5} jsou stanoveny AQG na 10 µg/m³ (průměrné roční imisní koncentrace) a 25 µg/m³ pro krátkodobé (denní) imisní koncentrace této frakce prachu ve volném venkovním prostředí (WHO, 2005).

Nejzávažnějším účinkem suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5} je ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti na respirační a kardiovaskulární onemocnění prokázané v epidemiologických studiích.

Pro odhad rizika dlouhodobé expozice suspendovaným částicím byly použity závěry projektu WHO HRAPIE, který ve zprávě z roku 2013 formuluje doporučení pro funkce koncentrace a účinku pro aerosol, ozón a oxid dusičitý. Doporučení pro hodnocení dlouhodobých účinků suspendovaných částic frakce PM_{2,5} vychází ze závěrů metaanalýzy třinácti různých kohortových studií provedených na dospělé populaci v Evropě a Severní Americe. Podle autorů nárůst průměrné roční koncentrace jemné frakce suspendovaných částic PM_{2,5} o 10 µg/m³ zvyšuje celkovou úmrtnost exponované populace nad 30 let o 6,2 %, Relativní riziko (RR) je 1,062 (95 % CI 1,040, 1,083) na 10 µg/m³.

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.

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

Jedná se o následující vztahy:

Pro frakci PM_{2,5}

- celková úmrtnost u populace nad 30 let věku – RR 1,062
- hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění - celá populace – RR 1,0091
- hospitalizace pro respirační onemocnění - celá populace – RR 1,019
- dny s omezenou aktivitou – celá populace – RR 1,047

Pro frakci PM₁₀

- prevalence bronchitidy u dětí 6 – 12 let – OR 1,08
- incidence astmatických symptomů u astmatických dětí 5 – 19 let – OR 1,028
- incidence chronické bronchitidy pro dospělé – RR 1,117

Kvantitativní charakterizace rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi pro současný stav

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

Pozadí: imisní pozadí v lokalitě z pětiletých průměrů max. 24,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} a 18,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$

Vypočtené max. příspěvky v obou variantách jsou 0,005 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} a 0,002 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$

Obyvatelé: v posuzovaném území není počet obyvatel znám, proto je odhad rizika proveden pro 1000 obyvatel.

Další informace převzaty ze Zdravotnické ročenky Jihomoravského kraje 2013 s vědomím značné nejistoty pro použití v současné době.

Tabulka 2: Kvantitativní charakterizace rizika vyplývající z celoroční inhalační expozice suspendovaným částicím pro 1000 obyvatel hodnocené lokality

Účinek	pozadí	Pozadí + max. příspěvek
Průměrná roční koncentrace $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2,5}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24,6/18,6	24,605/18,602
<i>Pro frakci $\text{PM}_{2,5}$</i>		
předčasná úmrtí u populace ve věku nad 30 let	0,5	0,5
hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění	0	0
hospitalizace pro respirační onemocnění	0	0
<i>Pro frakci PM_{10}</i>		
incidence chronické bronchitidy pro dospělé (nové případy)	0	0
zhoršení potíží u astmatických dětí (počet dní s příznaky)	12	12
výskyt bronchitidy u dětí (počet dní s příznaky)	375	375

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

Imisní příspěvky k maximálním denním koncentracím PM_{10} z provozu záměru se v dotčené obytné zástavbě pohybují v obou variantách maximálně v desetině mikrogramů.

Krátkodobě zvýšené koncentrace suspendovaných částic frakce PM_{10} se mohou projevit zvýrazněním symptomů u astmatiků a zvýšením celkové nemocnosti i úmrtnosti. Citlivou skupinou jsou děti, starší osoby a osoby s chronickým onemocněním dýchacího a oběhového ústrojí. Jako sumární odhad z různých epidemiologických studií vztažený ke zvýšení denní průměrné koncentrace PM_{10} o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nad 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ uvádí WHO konkrétně zvýšení počtu hospitalizací z důvodu respiračních onemocnění o 0,8 %, nárůst použití léků k rozšíření průdušek při astmatických potížích o 3 %, zvýšení počtu lidí trpících kašlem o 3,6 % a lidí s podrážděním dolních dýchacích cest o 3,2 % a zvýšení celkové úmrtnosti o 0,5 %.

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

Z výsledků v rozptylové studii lze i s ohledem na výše uvedené nejistoty konstatovat, že krátkodobá maxima suspendovaných částic spočtená v tisícinách mikrogramů, nebudou příčinou zvýšení symptomů u astmatiků ani zvýšení celkové nemocnosti ani úmrtnosti.

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

Imisní příspěvky k průměrným ročním koncentracím PM₁₀ a PM_{2,5}, ze zdrojů znečišťování ovzduší vyvolaných provozem přístavu se pohybují maximálně v tisících mikrogramů, což jsou koncentrace zcela zanedbatelné.

Imisní příspěvky k průměrným ročním koncentracím PM₁₀ a PM_{2,5} se provozem přístavu pohybují maximálně na úrovni tisíců mikrogramů. Tyto příspěvky jsou zcela nevýznamné, nezpůsobí předčasnou úmrtnost ani vznik nových případů onemocnění chronickou bronchitidou ani takové zhoršení průběhu kardiovaskulárních či respiračních onemocnění, které by si vynutilo hospitalizaci.

Z provedeného odhadu zdravotního rizika lze konstatovat, že nové roční imisní příspěvky suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5} budou mít zanedbatelný vliv na související zdravotní obtíže a samy nebudou představovat zvýšené zdravotní riziko pro obyvatele dotčeného území. Realizace záměru znamená zcela zanedbatelnou změnu ročních koncentrací, která neovlivní hodnocené ukazatele, tedy celkovou úmrtnost ani výskyt dalších zdravotních symptomů.

3.2.3 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro benzen

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

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

Imisní pozadí **benzenu** v ovzduší podle imisních map ČHMÚ (pětileté průměry za roky 2014-2018) je v lokalitě od 1,3 do 1,6 µg/m³. Pokud bychom předpokládali tuto průměrnou roční koncentraci benzenu v zájmové oblasti jako pozadřovou, s vědomím značné nejistoty, pak této hodnotě odpovídá při použití jednotky karcinogenního rizika UCR dle WHO (6×10^{-6}) celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR $7,8 \times 10^{-6}$ až $9,6 \times 10^{-6}$, což je cca 8 až 10 případů na 1 000 000 obyvatel.

V rozptylové studii byly průměrné roční imisní příspěvky provozem přístavu spočtené v obou variantách v hodnotách setin nanogramů, což jsou hodnoty zcela zanedbatelné a z hlediska zdravotních rizik nevýznamné.

Individuální karcinogenní riziko pro posuzovanou lokalitu je v současné době 8 až 10 případů na 1 000 000 obyvatel a pohybuje ve společensky přijatelném rozmezí několika případů na milion až 100 tisíc obyvatel za 70 let.

Odhadované imisní zatížení dané lokality benzenem, ani při konzervativním odhadu úrovně imisního pozadí a vlastních imisních příspěvků záměru v posuzované lokalitě,

nepřesahuje přijatelnou úroveň nejen z hlediska platného imisního limitu, který je 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pro benzen, ale i z podstatně přísnějšího pohledu zdravotních rizik.

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

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

Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je však karcinogenita, která je u BaP a několika dalších PAU dostatečně dokumentována v experimentech na zvířatech a svědčí o ní i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace. Plicní karcinogenita BaP může být potencována současnou expozicí dalším látkám, jako je cigaretový kouř, azbest a patrně též prašné částice.

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

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

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

Imisní pozadí **benzo(a)pyrenu** v ovzduší bylo zjišťováno z map úrovní znečištění (MŽP). Z těchto map se v letech 2014-2018 průměrná roční koncentrace BaP v lokalitě pohybuje od $0,8$ do $0,9 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, což nesignalizuje, překročení stanoveného cílového imisního limitu, který je $1 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$. Těmto zjištěným hodnotám imisního pozadí odpovídá celoživotní navýšení karcinogenního rizika $\text{ILCR} 7,0 \times 10^{-5}$ až $7,8 \times 10^{-5}$, to znamená cca 7 až 8 případů na 100 000 obyvatel.

Vypočtené **průměrné roční imisní příspěvky benzo(a)pyrenu při provozu přístavu** by měly dle rozptylové studie dosahovat v obou variantách zcela zanedbatelných hodnot (setiny nanogramů), což jsou hodnoty, které neovlivní současnou míru zatížení a nebudou příčinou zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění celoživotně exponovaných obyvatel.

Individuální karcinogenní riziko je pro posuzovanou situaci dáno pozadím, tj. cca 7 až 8 případů na 100 000 obyvatel.

Současné imisní pozadí benzo(a)pyrenu nepřekračuje státem garantovanou míru ochrany veřejného zdraví. Příspěvky benzo(a)pyrenu z realizace záměru nebudou představovat zvýšení zdravotního rizika pro obyvatele ani jedné lokality.

Provedený odhad zdravotního rizika benzo(a)pyrenu koresponduje s výsledky odhadu zdravotních rizik ze znečištěného ovzduší pro Českou republiku v roce 2015 (zpráva zpracovaná SZÚ), kde je konstatováno, že individuální karcinogenní riziko odhadované na základě potenciální expozice koncentracím PAU zastupovaných BaP se v městských

lokality pohybuje v rozmezí od cca šesti případů na 100 tisíc obyvatel do jednoho případu na 10 tisíc obyvatel za 70 let.

3.3 Analýza nejistot

Každé hodnocení zdravotního rizika je nevyhnutelně spojeno s určitými nejistotami, danými použitými daty, expozičními faktory, odhady chování exponované populace apod. Proto je jednou z neopomenutelných součástí hodnocení rizika i popis a analýza nejistot, které jsou s hodnocením spojeny a kterých si je zpracovatelka vědoma.

Jedná se hlavně o tyto oblasti nejistot:

Nejistoty výstupů rozptylové studie. Tato nejistota je dána jak validitou vstupních emisních údajů, tak vlastním matematickým modelem. Z hlediska výpočtového modelu je u rozptylových studií vyšší nejistota při modelování maximálních krátkodobých imisních koncentrací. V předložené rozptylové studii byly sice provedeny výpočty v pravidelné síti, přesto v tomto hodnocení zdravotních rizik při kvantitativním hodnocení rizika bylo použito výsledků vypočtených příspěvků u obytných zástaveb. Nejistotou při odhadu expozice je také omezená spolehlivost vypočtených imisních koncentrací použitými rozptylovými modely, neboť v zástavbě dochází k turbulenci a změnám směru vzdušných proudů, které modely nezohledňují. Nejistotami jsou nevyhnutelně zatíženy i údaje o imisním pozadí, získané z pětiletých průměrů z let 2014 až 2018, výsledky mohou být zatíženy nejistotami při jejich stanovení.

Další nejistota je v nedostatečných nebo nedostupných údajích vyplývající z úrovně současného vědeckého poznání vztahu mezi znečištěním ovzduší a poškozením zdraví. Použité referenční koncentrace jsou většinou odvozeny z experimentů na pokusných zvířatech a z epidemiologických studií profesionální expozice a vztahů mezi expozicí a účinky jednotlivých škodlivin v ovzduší, odvozených ze zahraničních epidemiologických studií. Použití těchto vztahů z prostředí s jinou skladbou zdrojů, zástavby a populací může vést ke zkreslení výsledků.

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

Jedna z vážných nejistot hodnocení expozice je neznalost údajů o exponované populaci (přesné počty lidí, přesné složení, citlivé skupiny populace, doba trávená v místě bydliště apod.).

Významnou nejistotu představuje i současná úroveň poznání účinků hodnocených vlivů na zdraví. Podle poslední zprávy WHO (25. března 2014, Ženeva) jsou rizika škodlivin v ovzduší větší, než se dříve předpokládalo, a to zvláště pro srdeční onemocnění. Zdá se, že některá rizika mají větší dopad na celkové zdraví, než se dosud předpokládalo. Je kladen velký důraz na čistotu ovzduší ve vnitřním prostředí. Přestože výzkumu nepříznivých zdravotních účinků znečištění ovzduší byla a stále je věnována velká pozornost, získané poznatky jsou stále poměrně omezené.

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

3.4 Závěr ve vztahu ke znečištění ovzduší

Byl hodnocen vliv imisních koncentrací látek z plánovaného záměru „**Rekreační přístav Hodonín**“ na základě odhadu stávající situace a koncentrací uvedených v rozptylové studii.

- Hodnocení bylo zaměřeno na zdravotní rizika spojená s krátkodobými a dlouhodobými expozicemi pro obyvatele okolí záměru. Byla hodnocena rizika imisí, suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}, oxidu dusičitého, benzenu a benzo(a)pyrenu podle standardní metodiky WHO a Evropské komise. Rizika byla posuzována pro fázi výstavby a provoz přístavu.
- Pro hodnocení zdravotních rizik exponované populace byl použit konzervativní expoziční scénář, to znamená, že vypočtené nejvyšší příspěvky imisí u nejbližší obytné zástavby byly použity pro obyvatele celého zájmového území.
- **Z provedeného odhadu zdravotního rizika lze konstatovat, že roční imisní příspěvky suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5} v obou variantách jsou zcela zanedbatelné a nebudou představovat zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatelstvo. Realizace plánovaného záměru v obou posuzovaných variantách znamená zanedbatelnou změnu ročních koncentrací suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}, která neovlivní hodnocené ukazatele, tedy celkovou úmrtnost ani výskyt dalších souvisejících zdravotních symptomů.**
- **Odhadované stávající průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého nesignalizují významné zdravotní riziko pro obyvatele. Souhrnně lze konstatovat, že realizací záměru nedojde v žádné z posuzovaných variant ke zvýšení možných zdravotních obtíží, které by mohly souviset s akutní a chronickou expozicí NO₂.**
- **Imisní zatížení benzenem v posuzované lokalitě, ani při konzervativním odhadu úrovně imisního pozadí a vlastních imisních příspěvků záměru, nepřesahuje přijatelnou úroveň nejen z hlediska platného imisního limitu, který je 5 µg/m³ pro benzen, ale i z podstatně přísnějšího pohledu zdravotních rizik. Změny budou zcela nevýznamné a neovlivní přijatelnou úroveň karcinogenního rizika.**
- **Příspěvky benzo(a)pyrenu po realizaci záměru nezmění v žádné variantě současnou míru zatížení a nebudou příčinou zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění celoživotně exponovaných obyvatel.**

Závěrem lze konstatovat, že realizace záměru neovlivní ani v jedné z variant celkovou imisní situaci, a modelové příspěvky imisí jsou z hlediska zdravotních rizik hodnocených škodlivin zcela zanedbatelné.

4. Zdravotní riziko hluku v mimopracovním prostředí

4.1 Identifikace nebezpečnosti

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

Nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví jsou obecně definovány jako morfologické nebo funkční změny organismu, které vedou ke zhoršení jeho funkcí, ke snížení kompenzační kapacity vůči stresu nebo zvýšení vnímavosti k jiným nepříznivým vlivům prostředí. Dlouhodobé nepříznivé účinky hluku na lidské zdraví je možné s určitým zjednodušením rozdělit na účinky specifické, projevující se při dlouhodobé ekvivalentní hladině akustického tlaku A nad 70 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru, a na účinky nespecifické

(mimosluchové), kdy dochází k ovlivnění funkcí různých systémů organismu. Nespecifické systémové účinky se projevují prakticky v celém rozsahu intenzit hluku, často se na nich podílí stresová reakce a ovlivnění neurohumorální a neurovegetativní regulace, biochemických reakcí, spánku, vyšších nervových funkcí, jako je učení a zapamatování, ovlivnění smyslově motorických funkcí a koordinace. V komplexní podobě se mohou manifestovat ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž působení hluku může přispět ke spuštění nebo urychlení vlastního patologického děje.

Za dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku v denní době je v současnosti považováno poškození sluchového aparátu, vliv na kardiovaskulární systém a nepříznivé ovlivnění osvojování řeči a čtení u dětí. V době noční době, tj. v době spánku a fyziologické regenerace jsou za dostatečně prokázané považovány změny fyziologických reakcí (kardiovaskulární aktivita, EEG zaznamenaná aktivita mozku), subjektivně udávané rušení spánku a zvýšené užívání léků na spaní. Omezené důkazy jsou např. u vlivů hluku na hormonální a imunitní systém, na některé biochemické funkce, ovlivnění placenty a vývoje plodu, nebo u vlivů na mentální zdraví sociální chování a výkonnost člověka. U nočního hluku jsou navíc (kromě výše uvedených) omezené důkazy také u vlivů na kardiovaskulární systém, obezitu, poruchy duševního zdraví, pracovní úrazy a zkrácení očekávané délky života.

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

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

Poškození sluchového aparátu je dostatečně prokázano u pracovní expozice hluku v závislosti na vyšší 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 24hodinové ekvivalentní hladiny hluku $L_{Aeq,24h} = 70$ dB. S vyšší expozicí hluku v mimopracovním prostředí se můžeme setkat jen ve velmi specifických případech např. u lidí žijících v těsné blízkosti frekventovaného letiště nebo velmi rušných komunikací.

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

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

Pro dostatečně srozumitelné vnímání složitějších zpráv a informací (cizí řeč, výuka, telefonická konverzace) by rozdíl mezi hlukovým pozadím a hlasitostí vnímané řeči měl být nejméně 15 dB, a to nejméně v 85 % doby. Při průměrné hlasitosti řeči 50 dB by tak nemělo hlukové pozadí v místnostech převyšovat 35 dB. Zvláštní pozornost zde zasluhují domy, kde bydlí malé děti, třídy předškolních a školních zařízení, neboť neúplné porozumění řeči u dětí 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.

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. Významnou úlohu zde hraje vztah ke zdroji hluku, pocit, do jaké míry jej člověk může ovlivňovat nebo zda pro něj má nějaký ekonomický význam. Menší rozmrzelost působí hluk, u něž je předem známo, že bude trvat jen po určité vymezenou dobu, např. hluk ze stavební činnosti.

Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v hlučném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace se prohlubuje a fixuje. Kromě toho však může být významně ovlivněna zdravotním stavem. Kromě negativních emocí je možné obtěžování hlukem hodnotit i podle nepřímých projevů, jako je zavírání oken, nepoužívání balkónů, stěhování, stížnosti a petice. Vysoké hladiny hluku vedou i k nepříznivým projevům v sociálním chování, mohou u predisponovaných jedinců zvyšovat agresivitu a redukovat přátelské chování a ochotu k pomoci. Svoji úlohu zde hraje i zhoršená verbální komunikace, výsledky studií ukazují, že je více snížena ochota ke slovní pomoci než k pomoci fyzické. Epidemiologické studie prokazují, že stejná úroveň hlukové expozice z průmyslových zdrojů nebo různých typů dopravy vede k rozdílnému stupni obtěžování exponované populace. Intenzivnější reakce obyvatel byly pozorovány vůči hluku doprovázenému vibracemi, hluku obsahujícímu nízké frekvenční složky a hluku impulsního charakteru. Nepříjemnější je též hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující tónové složky. Hodnocení obtěžujícího účinku kombinované expozice hluku z různých zdrojů je velmi obtížné a doposud k tomu s výjimkou hluku z různých typů dopravy neexistuje obecně přijatý model.

Nepříznivé ovlivnění spánku se prokazatelně projevuje změnami fyziologických reakcí během spánku, jako jsou změny kardiovaskulární aktivity, EEG známky probuzení (spící si toto probuzení často následně neuvědomuje), změny v trvání stádií spánku (redukce REM fáze), fragmentace spánku, zvýšená pohyblivost ve spánku, obtížné usínání, probuzení v noci nebo

příliš brzy ráno, zkrácení spánkového času. Dostatečný důkaz existuje také pro subjektivně vnímanou poruchu spánku, popř. pro lékařem diagnostikovanou environmentální insomnií a pro zvýšené užívání léků na spaní. Přestože rušení spánku vyvolané hlukem je samo o sobě zdravotní problém, navíc vede k dalším následkům pro zdraví a životní pohodu. Setkávají se zde jak fyziologické, tak psychologické aspekty působení hluku.

V rovině fyzického zdraví jsou popisovány tyto následky rušení spánku nočním hlukem: změny v hladinách stressových hormonů, kardiovaskulární onemocnění (hypertenze a infarkt myokardu), deprese (u žen) a jiné psychické poruchy, obezita, zkrácení očekávané délky života a zvýšený výskyt pracovních úrazů. V rovině psychologicko-sociální je popisována ospalost a únava, rozmrzelost a zvýšená denní dráždivost, snížená výkonnost, zhoršení poznávacích schopností, narušení sociálních kontaktů a stížnosti. Pro tyto fyziologické a psychologické následky narušení spánku existují pouze omezené důkazy. Senzitivní skupinou populace jsou děti, starší osoby, nemocní, těhotné ženy a lidé pracující na směny. Děti sice mají vyšší práh probuzení, ale pro ostatní účinky nočního hluku jsou stejně nebo více citlivé než dospělí. K narušení spánku vede jak ustálený, tak i proměnný hluk. I při nízké ekvivalentní hladině akustického tlaku A již malý počet hlukových událostí s vyšší hladinou akustického tlaku ovlivňuje spánek. Význam zřejmě má i rozdíl mezi hladinou akustického tlaku pozadí a vlastní hlukové události a taktéž délka intervalu mezi dvěma hlukovými událostmi. K adaptaci obyvatel na rušení spánku hlukem nedochází v hlučných lokalitách ani po více letech. Dle doporučení WHO z roku 2007 je pro primární prevenci subklinických nepříznivých účinků nočního hluku doporučeno, aby populace nebyla vystavována nočním hladinám hluku větším než $L_{\text{night, outside}} 30 \text{ dB}$ v době, kterou většina lidí tráví na lůžku. Tato hodnota je konečným cílem směrnice pro noční hluk (Night Noise Guideline - NNGL) k ochraně před nepříznivými zdravotními účinky nočního hluku pro celou populaci včetně rizikových skupin, jako jsou děti, chronicky nemocné a starší osoby. Pokud konečný cíl nemůže být v krátké době dosažen, jsou navrhovány dva prozatímní cíle: 55 dB a 40 dB. Tyto cíle mají být použity při provádění aktivit hodnocení a řízení rizik.

Nepříznivé ovlivnění výkonnosti hlukem bylo zatím sledováno převážně v laboratorních podmínkách u dobrovolníků. Zvláště citlivá na působení zvýšené hlučnosti je tvůrčí duševní práce a plnění úkolů spojených s nároky na paměť, soustředěnou a trvalou pozornost a komplikované analýzy. Rušivý účinek hluku je významný zejména při činnostech náročných na pracovní paměť, kdy je třeba udržovat část informací v krátkodobé paměti, jako jsou matematické operace a čtení. Ve školách v okolí letišť byla u dětí chronicky exponovaných leteckému hluku při ekvivalentní hladině hluku nad 70 dB měřené vně školy pozorována snížená schopnost motivace, nižší výkonnost při poznávacích úlohách a deficit v osvojení čtení a jazyka. Děti byly více roztržité a dělaly více chyb. Nepříznivý účinek byl větší u dětí s horšími školními výkony. Zdá se také, že pravděpodobnější je deficit v osvojení čtení u dětí chronicky exponovaných hluku doma i ve škole ve srovnání s dětmi pouze navštěvujícími školu v hlučném prostředí. Nepříznivé ovlivnění výkonnosti je také popisováno jako následek narušení spánku nočním hlukem.

Ovlivnění kardiovaskulárního systému byly dle WHO prokázány v řadě epidemiologických a klinických studií u populace (včetně dětí) žijící v hlučných oblastech kolem letišť, průmyslových závodů nebo hlučných komunikací. Akutní hluková expozice aktivuje autonomní a hormonální systém a vede k přechodným změnám, jako je zvýšení krevního tlaku, tepu a vazokonstrikce. Po dlouhodobé expozici se u citlivých jedinců z exponované populace mohou vyvinout trvalé účinky, jako je hypertenze a ischemická choroba srdeční (nedostatečné prokrvení srdečního svalu projevující se klinicky jako angina pectoris až infarkt myokardu).

V případě hypertenze je významná teorie, podle které se zde současně uplatňuje i nedostatek hořčiku, který je vlivem hluku uvolňován z buněk a vylučován z organismu a není u evropské

populace dostatečně saturován příjmem z potravy. Deficit hladiny hořčíku v krvi může přispívat k vasokonstrikcii a nedostatečnému prokrvení s následnou hypertenzí a srdeční ischemií.

Od vydání doporučení WHO bylo na téma vztahu expozice hluku a rizika kardiovaskulárních onemocnění publikováno několik souborných prací, které se shodují na dřívějších závěrech. Statisticky významný vztah k riziku hypertenze je prokázán u profesionální expozice hluku a mírně zvýšené riziko prokazují studie u expozice hluku z letecké dopravy. U hluku z pozemní dopravy se na základě průřezových studií předpokládá, že může přispívat k prevalenci kardiovaskulárních onemocnění. Směrnice o nočním hluku vydaná WHO v roce 2007 považuje za dostatečně prokázaný vliv hluku v denní době na zvýšení rizika infarktu myokardu, avšak v případě nočního hluku je důkaz omezený z důvodu nedostatku studií, zaměřených cíleně na noční hluk.

Pozorování mnoha účinků hlukové expozice v **době těhotenství** nejsou natolik průkazná a konzistentní, aby mohla sloužit k hodnocení zdravotních účinků hluku. Podobně nejsou jednoznačné ani výsledky studií zaměřených na vztah hlukové expozice a **projevů poruch duševního zdraví**. Nepředpokládá se, že by hluk působící v denní době mohl být přímou příčinou duševních nemocí, ale patrně se může podílet na zhoršení jejich symptomů nebo urychlit rozvoj latentních duševních poruch. Zvýšená citlivost vůči rušivým účinkům hluku může být indikátorem subklinické duševní poruchy. U nočního hluku existují pouze omezené důkazy o vlivu na duševní poruchy jako např. depresi u žen. Omezené důkazy jsou také pro problémy z oblasti ležící na pomezí mentálního zdraví a životní pohody, jako např. zvýšená dráždivost, únavnost a narušení sociálních kontaktů, které jsou pravděpodobně následkem narušení spánku a jeho nedostatku.

4.2 Charakterizace nebezpečnosti – vztahy expozice a účinku

Prahové hodnoty prokázaných účinků hluku pro kvalitativní charakterizaci rizika

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. 3: Dostatečně prokázané účinky hluku na zdraví a životní 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

Byla provedena řada studií sledujících vztah mezi hlukovou expozicí a účinky hluku, uskutečnila se i řada pokusů dospět meta-analýzou jejich výsledků k odvození kvantitativního vztahu mezi expozicí a účinkem. Hlavním účelem těchto vztahů je možnost predikce počtu osob postižených daným účinkem hluku v závislosti na intenzitě hlukové expozice u běžné průměrně citlivé populace.

Pro **obtěžování hlukem** publikovali Miedema a Oudshoorn v roce 2001 model, který vychází z analýzy výsledků většího počtu terénních studií, provedených v Evropě, Austrálii, Japonsku a Severní Americe. Uvádí vztah mezi hlukovou expozicí v L_{dn1} nebo L_{dvn2} v rozmezí 45 – 75 dB a procentem obyvatel, u kterých lze očekávat pocity obtěžování (ve třech stupních škály intenzity obtěžování), a to zvláště pro hluk z letecké, silniční a železniční dopravy. Tyto vztahy jsou v současné době doporučeny pro hodnocení obtěžování obyvatel hlukem v zemích EU. V těchto vztazích je dávka vyjádřena hlukovým ukazatelem L_{dn1} nebo L_{dvn2} .

Účinek je subjektivní míra obtěžování zjištěná dotazníkovým šetřením. Standardní dotazník byl definován pomocí ISO 15666 a používá jedenáctibodovou škálu s koncovými body neobtěžován a extrémně obtěžován. Vztahy pro obtěžování hlukem jsou odvozeny pro tři úrovně obtěžování. Nejvíce je používáno těžké obtěžování %HA (Highly Annoyed), které představuje osoby s obtěžováním vyšším než 72 % škály a obtěžování %A (Annoyed), které představuje osoby s obtěžováním vyšším, než 50 % škály

Pro obtěžování hlukem ze silniční dopravy platí vztahy:

$$\begin{aligned} \%A &= 1,795 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{\text{dvn}} - 37)^3 + 2,110 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{\text{dvn}} - 37)^2 + 0,5353 (L_{\text{dvn}} - 37) \\ \%HA &= 9,868 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{\text{dvn}} - 42)^3 + 1,436 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{\text{dvn}} - 42)^2 + 0,5118 (L_{\text{dvn}} - 42) \end{aligned}$$

Pro obtěžování hlukem ze železniční dopravy platí vztahy:

$$\begin{aligned} \%A &= 4,538 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{\text{dvn}} - 37)^3 + 9,482 \cdot 10^{-3} \cdot (L_{\text{dvn}} - 37)^2 + 0,2129 (L_{\text{dvn}} - 37) \\ \%HA &= 7,239 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{\text{dvn}} - 42)^3 - 7,851 \cdot 10^{-3} \cdot (L_{\text{dvn}} - 42)^2 + 0,1695 (L_{\text{dvn}} - 42) \end{aligned}$$

Pro obtěžování hlukem z letecké dopravy platí vztahy:

$$\begin{aligned} \%A &= 8,588 \cdot 10^{-6} \cdot (L_{\text{dvn}} - 37)^3 + 1,777 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{\text{dvn}} - 37)^2 + 1,221 (L_{\text{dvn}} - 37) \\ \%HA &= - 9,199 \cdot 10^{-5} \cdot (L_{\text{dvn}} - 42)^3 + 3,932 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{\text{dvn}} - 42)^2 + 0,2939 (L_{\text{dvn}} - 42) \end{aligned}$$

Pro hluk z letecké dopravy bylo v evropských studiích provedených po roce 1990 zjištěno, že obtěžování je poněkud vyšší, než odpovídá výše uvedeným vztahům.

Pro hluk z průmyslových stacionárních zdrojů je stanovení vztahů expozice a účinku obtížnější, což je dáno heterogenitou těchto zdrojů a nižším počtem provedených studií. V roce 2004 publikovali Miedema a Vos pro hluk ze stacionárních zdrojů modely obtěžování vycházející ze studií provedených v Holandsku. Byly odvozeny pro hluk z posunu na železnici (nádraží), pro hluk ze sezónních provozů a pro hluk z výrobních zařízení s celoročním provozem na základě hlukové expozice vyjádřené v L_{dvn} . Vzhledem k omezenému počtu výchozích studií zejména

v případě nádraží a sezónní výroby a nižšímu počtu respondentů, poskytují tyto vztahy spíše orientační výsledky.

Subjektivní rušení spánku vychází stejně jako v případě obtěžování z dotazníkového šetření. Vztahy vycházejí ze statistického zpracování obsáhlé databáze výsledků z 12 terénních studií z různých zemí a představují závislost mezi noční hlukovou expozicí (L_n) z letecké, automobilové a železniční dopravy a procentem osob udávajících zhoršenou kvalitu spánku. Vztahy platí v rozmezí 40 – 70 dB. Stejně jako u obtěžování jsou pro rušení spánku hlukem odvozeny tři stupně rušivého účinku: lehké rušení LSD (Lowly Sleep Disturbed) od 28 % škály výše, rušení SD (Sleep Disturbed) od 50 % škály výše a vysoké rušení HSD (Highly Sleep Disturbed) od 72 % škály. Obvykle jsou používány stupně SD a HSD:

Pro rušení hlukem ve spánku ze silniční dopravy platí vztahy:

$$\begin{aligned}\%SD &= 13,8 - 0,85 * L_{\text{night}} + 0,0167 * (L_{\text{night}})^2 \\ \%HSD &= 20,8 - 1,05 * L_{\text{night}} + 0,01486 * (L_{\text{night}})^2\end{aligned}$$

Pro rušení hlukem ve spánku ze železniční dopravy platí vztahy:

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

Pro rušení hlukem ve spánku z letecké dopravy platí vztahy:

$$\begin{aligned}\%SD &= 13,714 - 0,807 * L_{\text{night}} + 0,01555 * (L_{\text{night}})^2 \\ \%HSD &= 18,147 - 0,956 * L_{\text{night}} + 0,01482 * (L_{\text{night}})^2\end{aligned}$$

Stejně jako v případě obtěžování bylo v evropských studiích provedených po roce 1990 zjištěno u letecké dopravy poněkud vyšší rušení spánku, než odpovídá uvedeným vztahům.

V epidemiologických studiích byly prokázány též závislosti hluku v noční době a **EEG změn, spánkových pohybů a probuzení**, tyto vztahy jsou ale v praxi hodnocení zdravotních rizik obtížně použitelné.

Z **kardiovaskulárních onemocnění** byly nejvíce zkoumány ve vztahu k hluku infarkt myokardu, ischemická choroba srdeční a hypertenze. Vztahy dávka-účinek jsou vyjádřeny pomocí poměru šancí (odds ratio – OR). OR vyjadřuje poměr šancí výskytu sledovaného jevu (např. infarktu myokardu) ve skupině exponované určitému rizikovému faktoru (např. hluku) ve srovnání se skupinou neexponovanou (OR je rovno jedné, pokud jsou sledované veličiny nezávislé, $OR > 1,0$ pokud mají osoby exponované hodnocenému rizikovému faktoru vyšší šanci na přítomnost sledovaného jevu, $OR < 1,0$ pokud je šance u exponovaných osob menší). V případě **hypertenze** byl vztah stanoven na základě metaanalýzy 5 studií týkajících se hluku z leteckého provozu. Pokud je jako bazální linie (při které je $OR = 1$) považována $L_{\text{dvn}} \leq 50$ dB, je OR (riziko) při 55 – 60 dB 1,13 a při 60 – 65 dB 1,20. Změna OR na 10 dB je 1,13.

Pro **infarkt myokardu** je vztah dávka – účinek založen na výsledcích 5 studií pro silniční dopravu. Jako bazální linie, při které je $OR = 1$ je považována $L_{\text{dvn}} \leq 60$ dB. Při nárůstu hluku nad tuto bazální linii se OR stanoví podle vztahu: $OR = 1.629657 - 0.000613 * (L_{\text{day},16h})^2 + 0.000007357 * (L_{\text{day},16h})^3$

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.

Hodnocení rizika

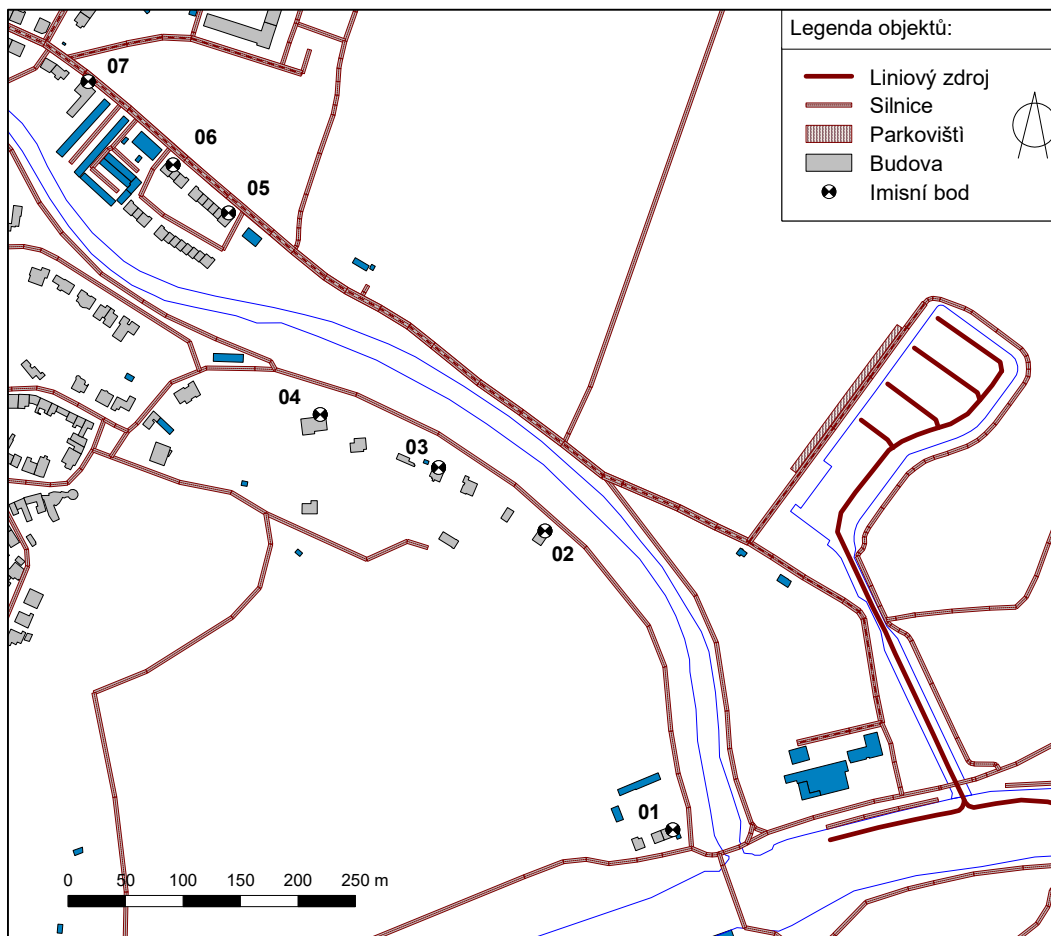
Hodnocení zdravotních rizik posuzuje nejenom změny expozice hluku, ale především počty exponovaných obyvatel, resp. zdravotní dopady na obyvatele žijící v posuzovaném území. Pro tato posouzení jsou používány jiné hlukové ukazatele, než jsou ukazatele pro porovnání s hygienickými limity.

Výchozím podkladem pro hodnocení expozice hluku a následně ke kvantitativnímu a kvalitativnímu odhadu míry zdravotního rizika je znalost hlukové zátěže v posuzované lokalitě. Hluk emitovaný pohyby lodí v plavebním kanále je v akustické studii sice vyhodnocen, ale v české legislativě není pro tento zdroj hluku stanoven hygienický limit ekvivalentní hladiny akustického tlaku A a nejsou ani z literatury známy nepříznivé účinky hluku z lodní dopravy. V současné době je dominantním zdrojem hluku v zájmovém území automobilová a železniční doprava.

Pro výpočet akustické zátěže území byl použit výpočtový program CadnaA (Version 2020). Ekvivalentní hladiny akustického tlaku A v referenčních bodech byly stanovovány 2 m před fasádou domů ve výšce obytných místností. Izofony byly počítány ve výšce 5,5 m nad terénem. Posuzována byla situace v denní době (06–22 hod). V noční době nebude provoz plavidel probíhat.

Referenční body výpočtu jsou zvoleny na nejbližších chráněných stavbách v místech, které by mohly být ovlivněny novostavbou přístavu, resp. související dopravou. Konkrétně se jedná se o objekty k bydlení (rodinné domy). Referenční body byly zvoleny v místech, které by mohly být ovlivněny novostavbou přístavu, resp. související dopravou.

Obr. 5: Referenční body charakterizující nejbližší chráněnou zástavbu (z hlukové studie)



Referenční body:

1. Štěpnice č.p. 2949, Hodonín
2. Štěpnice č.p. 4020, Hodonín
3. Štěpnice č.p. 3210/8, Hodonín
4. Štěpnice č.p. 4205/2, Hodonín
5. Legionářů 4159/38h, Hodonín
6. Legionářů 4151/38, Hodonín
7. Legionářů 2607/32, Hodonín

Hluk ze silniční dopravy související s provozem nového přístavu je řešen především ve vztahu k zástavbě podél ulice Legionářů. Dokončení stavby záměru je plánováno v roce 2026, proto byl v hlukové studii zvolen rok 2030 pro ověření platných hygienických limitů.

Dopravní napojení přístavu bude realizováno výhradně po ulici Legionářů. Intenzita silniční dopravy související s provozem záměru byla stanovena podle reálné možnosti parkování osobních vozidel v prostoru přístavu. V období hlavní sezóny lze uvažovat o dvojnásobné obměně vozidel na jedno parkovací stání, tedy celkem 4 pohybech osobních vozidel.

V rámci technického řešení obou hodnocených variant B i C je navrhováno 45 nových parkovacích stání. Po realizaci záměru lze tak v období hlavní sezóny uvažovat s navýšením intenzit dopravy v ulici Legionářů o 180 osobních vozidel.

Hluk z lodní dopravy: Rekreační přístav Hodonín bude využíván pro plavidla typu (A-C) Samotná projektovaná kapacita přístavu je pro obě varianty shodná ve výši 80 plavidel. Dle prognózy rekreační plavby předané objednatelům bude při maximální rozvoji Baťova kanálu intenzita plavby v Hodoníně ve výši 3 750 lodí/rok v roce 2030.

Pro vlastní rekreační přístav Hodonín se pak jedná celkem o 2 744 lodí/rok v následujícím složení – 1960 jednodenních plaveb/rok, 400 čtyřdenních plaveb/rok a 384 šestidenních plaveb/rok. Jedná se o plavby, které začínají a končí v přístavu. Zbývajících 1 006 plaveb/rok jsou plavby „odjinud“, které mohou, nebo nemusí využít přístav (zastaví u přístavu na řece Moravě). Lze předpokládat, že cca 50 % těchto plavidel zapluje do přístavu.

Intenzity rekreační plavby v přístavu Hodonín

Hlavní sezóna (červenec, srpen)

- maximálně 50 - 65 plavidel/den (víkendy v hlavní sezóně)
- průměrně 30 - 50 plavidel/den (běžné dny v hlavní sezóně)

Vedlejší sezóna (květen, červen, září)

- maximálně 40 – 50 plavidel/den (víkendy ve vedlejší sezóně)
- průměrně 20 – 30 plavidel/den (běžné dny ve vedlejší sezóně)

Mimo sezónu (duben, říjen)

- jednotky plavidel/měsíc

Z hlediska hlukové zátěže je rozhodující období hlavní sezóny, proto bylo v hlukové studii uvažováno s nejvyšším vytížením přístavu tzn. 65 plavidly/den.

Výsledky modelového výpočtu pro období provozu záměru

Tab. 4: Výsledky modelového výpočtu ve výhledovém roce 2030 - varianta B

Referenční bod - adresa	Podlaží	Vypočtená ekvivalentní hladina akustického tlaku L _{Aeq,T} [dB] - výhledový rok 2030, denní doba				Změna akustické zátěže - var. B
		Bez záměru	Varianta B			
		Stávající zátěž	Silniční doprava	Lodní doprava	Celková zátěž	
01 - Štěpnice 2949, Hodonín	1	23.9	25.0	6.6	25.0	1.1
	2	24.5	25.6	9.1	25.7	1.2
02 - Štěpnice 4020, Hodonín	1	33.2	34.6	3.4	34.6	1.4
	2	33.9	35.3	5.9	35.3	1.4
03 - Štěpnice 3210/8, Hodonín	1	32.8	34.1	-	34.1	1.3
	2	33.5	34.7	1.7	34.7	1.2
04 - Štěpnice 4205/2, Hodonín	1	31.9	32.9	-	32.9	1.0
	2	32.5	33.6	-	33.6	1.1
05 - Legionářů 4159/38h, Hodonín	1	47.2	48.3	-	48.3	1.1
	2	47.2	48.3	-	48.3	1.1
06 - Legionářů 4151/38, Hodonín	1	47.5	48.5	-	48.5	1.0
	2	47.5	48.5	-	48.5	1.0
07 - Legionářů 2607/32, Hodonín	1	52.4	53.3	-	53.3	0.9
	2	51.2	52.1	-	52.1	0.9

Tab. 5: Výsledky modelového výpočtu ve výhledovém roce 2030 - varianta C

Referenční bod - adresa	Podlaží	Vypočtená ekvivalentní hladina akustického tlaku L _{Aeq,T} [dB] - výhledový rok 2030, denní doba				Změna akustické zátěže - var. C
		Bez záměru	Varianta C			
		Stávající zátěž	Silniční doprava	Lodní doprava	Celková zátěž	
01 - Štěpnice 2949, Hodonín	1	23.9	25.0	7.2	25.1	1.2
	2	24.5	25.6	9.3	25.7	1.2
02 - Štěpnice 4020, Hodonín	1	33.2	34.6	4.0	34.6	1.4
	2	33.9	35.3	6.2	35.3	1.4
03 - Štěpnice 3210/8, Hodonín	1	32.8	34.1	0.3	34.1	1.3
	2	33.5	34.8	2.4	34.8	1.3
04 - Štěpnice 4205/2, Hodonín	1	31.9	32.9	-	32.9	1.0
	2	32.5	33.6	-	33.6	1.1
05 - Legionářů 4159/38h, Hodonín	1	47.2	48.3	-	48.3	1.1
	2	47.2	48.3	-	48.3	1.1
06 - Legionářů 4151/38, Hodonín	1	47.5	48.5	-	48.5	1.0
	2	47.5	48.5	-	48.5	1.0
07 - Legionářů 2607/32, Hodonín	1	52.4	53.3	-	53.3	0.9
	2	51.2	52.1	-	52.1	0.9

Stávající hluková situace v zájmovém území

V současné době bez provozu přístavu není v posuzované lokalitě výrazný zdroj hluku. Ekvivalentní hladiny hluku v ulici Štěpnice referenční body 01 až 04 se v denní době pohybují od 24,5 do 34 dB.

V ulici Legionářů referenční body 05 až 07 se v současné době pohybují ekvivalentní hladiny hluku v denní době od 47,2 do 52,4 dB.

Situace po realizaci záměru:

Pro hodnocení zdravotních rizik posuzujeme změnu, která nastane po uvedení záměru do provozu.

Ve variantě B v ulici Štěpnice se ekvivalentní hladiny hluku ze silniční a lodní dopravy budou pohybovat v chráněném venkovním prostoru staveb po uvedení záměru do provozu v denní době od 25 dB do 35 dB.

V ulici Legionářů se bude hluk ze silniční a lodní dopravy pohybovat v chráněném venkovním prostoru staveb po uvedení záměru do provozu od 48 do 53 dB.

Ve variantě C v ulici Štěpnice se ekvivalentní hladiny hluku ze silniční a lodní dopravy budou pohybovat v chráněném venkovním prostoru staveb po uvedení záměru do provozu v denní době od 25 dB do 35 dB.

V ulici Legionářů se bude hluk ze silniční a lodní dopravy pohybovat v chráněném venkovním prostoru staveb po uvedení záměru do provozu od 48 do 53 dB.

4.3 Charakterizace rizika

Při obecné kvalitativní charakterizaci zdravotních účinků hluku je možné orientačně vycházet z prahových hodnot hlukové expozice z venkovního prostoru pro ty nepříznivé účinky hluku, které se dnes považují za dostatečně prokázané.

Dostatečně prokázané jsou především negativní účinky hluku na spánek. Prahová hodnota pro subjektivně udávané rušení spánku je L_n 42 dB. Posuzovaný záměr bude v provozu pouze v denní době, takže jeho provoz nebude ovlivňovat akustickou situaci v noční době.

Orientační posouzení možného výskytu obtěžování hlukem je obtížné, neboť prahové hodnoty možných zdravotních účinků pro obtěžování jsou vyjádřeny jako hlukový ukazatel pro den-večer-noc, zatímco z akustické studie jsou k dispozici pouze údaje pro denní dobu.

Současná situace: Pro obyvatele žijící v posuzované lokalitě nejbližší k navrženému záměru v ulici Štěpnice referenční body 01 až 04 čp. 2949, 4020, 2501/12, 3755/10, 3210/8, 2502/6, 3788/4, 4205/2 a v ulici Legionářů referenční body 05 až 07 čp. 4151/38 až 4159/38h, 2607/32 nelze, vzhledem k modelovým výsledkům ekvivalentních hladin hluku v akustické studii, předpokládat obtěžování hlukem z dopravy.

Situace po realizaci záměru: Z předložených podkladů vyplývá, že v souvislosti s plánovaným záměrem „Rekreační přístav Hodonín“ dojde v obou variantách k mírnému zvýšení expozice hluku pro obyvatele ve stávající zástavbě. Toto nepatrné zvýšení (o cca 1 dB) není sluchově postižitelné a nebude mít za následek zvýšení negativních účinků hluku u obyvatel v okolí.

Podle doporučení WHO je během dne jen málo lidí vážně obtěžováno při svých aktivitách ekvivalentní hladinou hluku pod 55 dB anebo mírně obtěžováno při hladinách hluku pod 50 dB. Přesto je třeba počítat s tím, že účinek hluku je do jisté míry bezprahový a pro citlivou část populace se obtěžující efekt může projevit i při úrovni expozice pod prahovými hodnotami obtěžujících účinků hluku pro průměrně citlivou populaci.

Je třeba si ale uvědomit, že vztahy expozice a účinku byly odvozeny pro obtěžování vyvolané dlouhodobou hlukovou expozicí a jsou zprůměrnovány na celou populaci. Nemusí tedy platit pro obyvatele hodnocených nejbližších domů, kde může být obtěžující a rušivý účinek hluku

významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku, tak jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku, konkrétní orientací oken hlavních pobytových místností a dalšími faktory a významně se může lišit od vypočtených údajů.

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

4.4 Analýza nejistot

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

Při hodnocení působení hluku na lidské zdraví si obecně musíme být vědomi nejistot, kterými je tento proces zatížen. V podstatě jsou dvojí. Jedny jsou dány neschopností fyzikálních parametrů hluku, které máme k dispozici, jednoduše popsat fyziologickou závažnost, tedy nebezpečnost hlukové události a druhé vyplývají ze skutečnosti, že účinek hluku je variabilní nejen intraindividuálně, ale i situačně, sociálně, emocionálně a historicky. V praxi se proto nezdá setkáváme se situacemi, kdy lidé postižení hlukem v konkrétních podmínkách nepotvrzují platnost stanovených limitů, neboť z exponované populace se vydělují skupiny osob velmi citlivých, a naopak velmi rezistentních, které stojí jakoby mimo kvantitativní závislosti. Za různých okolností představují tyto atypické reakce 5–20 % celého souboru.

K těmto nejistotám se řadí i nejistoty demografických údajů. V tomto hodnocení nebyly k dispozici demografické údaje.

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

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

4.5 Závěr k hodnocení hluku

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

Současná i výhledová hluková zátěž obyvatel dotčeného území ve stávající bytové zástavbě je určována hlavně dopravním hlukem a nelze vzhledem k vypočteným hodnotám předpokládat, že by hluk byl pro obyvatele příčinou obtěžování.

Realizací záměru nedojde ve stávající zástavbě k takové změně v expozici hluku z dopravy, která by zvýšila zdravotní rizika obyvatel v okolí. Z hlediska zdravotních rizik není rozdíl mezi variantou B a variantou C.

Je zde třeba znovu upozornit na to, že vztahy expozice a účinku byly odvozeny pro obtěžování vyvolané dlouhodobou hlukovou expozicí a jsou zprůměrnovány na celou populaci. Nemusí tedy platit pro jednotlivce nebo malé soubory exponovaných osob, jako je tomu v daném případě u obyvatel hodnocených rodinných domů, kde může být obtěžující a rušivý účinek

hluku významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku, tak jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku, konkrétní orientací oken hlavních pobytových místností a dalšími faktory a významně se lišit od vypočtených údajů.

Z hlediska obtěžování hlukem a nepříznivého ovlivnění pohody obyvatel nejbližších bytových domů bude nejvýznamnější období výstavby plánovaného záměru, kde je i při dodržení hygienického limitu hluku ze stavební činnosti nevyhnutelné zvýšené obtěžování obyvatel přilehlých domů, na kterém se podílí i další negativní vlivy stavebních prací.

5. CELKOVÝ ZÁVĚR

Na základě vyhodnocení výstupů rozptylové a akustické studie lze i přes všechny uvedené nejistoty konstatovat, že změny imisního a hlukového zatížení v posuzované lokalitě, jsou akceptovatelné pro posuzovaný záměr: **Rekreační přístav Hodonín.**

Hodnocení z hlediska obtěžování hlukem z dopravy bylo provedeno pro obyvatele zástavby nejbližší k posuzovanému záměru a lze konstatovat, že realizací záměru k takové změně v expozici hluku z dopravy, která by zvýšila zdravotní rizika obyvatel v okolí. Z hlediska zdravotních rizik není rozdíl mezi variantou B a variantou C.

V rámci hodnocení vlivů imisní zátěže na zdraví obyvatel byly sledovány imisní hodnoty pro oxid dusičitý, suspendované částice frakce PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen a benzo(a)pyren. Na základě výpočtů z rozptylové studie lze i přes uvedené nejistoty konstatovat, že imisní příspěvky hodnocených škodlivin jsou z hlediska zdravotních rizik zanedbatelné.

Na základě odhadu zdravotních rizik chemických látek v ovzduší a hluku je možné konstatovat, že i při velmi konzervativním odhadu, kdy vztahujeme nejhorší modelové hodnoty na celou exponovanou populaci v okolí posuzovaného záměru, nelze pro hodnocené škodliviny a hluk v důsledku realizace záměru „Rekreační přístav Hodonín“ předpokládat zvýšené riziko zdravotních účinků.

Použitá literatura

1. Manuál prevence v lékařské praxi, VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 2000
2. K.Bláha, M.Cikrt: Základy hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha 1996
3. J.Volf: Metodiky hodnocení zdravotních rizik v hygienické službě, Ostrava 2002
4. WHO: Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě, MŽP ČR 1996
5. WHO: Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution, WHO Regional Office for Europe, 2006
6. IARC: Monographs Database on Carcinogenic Risks to Humans
7. Database IRIS, 2003
8. Database ATSDR – Toxicological Profiles
9. US EPA. “ Risk and Exposure Assessment to Support the Review of the NO₂ Primary National Ambient Air Quality Standard, U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, 2008
10. SZÚ Praha Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – odborná zpráva za rok 2018, SZÚ Praha
11. SZÚ Praha – Odhad zdravotních rizik ze znečištění ovzduší – Česká republika - rok 2018
12. ČHMÚ: Tabeleární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika“, 2019 – internetový zdroj
13. WHO: Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, Global update 2005
14. WHO: Air Quality Guidelines for Europe, second edition, Copenhagen, 2000
15. Aunan, K: Exposure-response Functions for Health Effect of Air Pollutants Based on Epidemiological Findings, Report 1995:8, University of Oslo, Center for International Climate and Environmental Research
16. Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005
17. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection: European Union Risk Assessment Report, Benzene, 2008.
18. Hedley AJ et al. (2002). Cardiorespiratory and all-cause mortality after restrictions on sulfur content of fuel in Hong Kong: an intervention study. *Lancet*, 360:1646–1652.
19. California EPA, Office of Environmental Health Hazard Assessment. “ Air Toxics Hot Spots Program, Risk Assessment Guidelines, Part II Technical Support Document for Available Cancer Potency Factors, May 2005
20. ExternE: Externalities of Energy, Methodology 2005 Update, European Commission, Directorate-General for Research Sustainable Energy Systems, European Communities, 2005
21. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project (Recommendations for concentration – response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide), WHO Regional Office for Europe, 2013
22. WHO Media Centre, New Releases, 2014, Geneva
23. Havránek J. a kol.: Hluk a zdraví, Avicenum Praha, 1990
24. Nařízení vlády č. 272/2011 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, ve znění pozdějších předpisů.
25. Metodický návod pro hodnocení hluku v chráněném venkovním prostoru staveb, Praha 2010
26. Metodický návod pro měření a hodnocení hluku v mimopracovním prostředí, Praha 2017

27. Miedema, HME, Vos H: Noise annoyance from stationary sources: Relationships with exposure metric day–evening-night (DENL) and their confidence intervals, J. Acoust. Soc.Am. 116(1), July 2004
28. Report „The „Genlyd“ Noise Annoyance Model“, Dose – Response Relationships Modelled by Logistic Functions, Delta AV 1102/07, 20.March 2007
29. Guidelines for Community Noise, WHO Geneva 1999
30. WHO: Night Noise Guidelines for Europe, 2009
31. Autorizační návod AN 15/04, verze 4 SZÚ Praha 2017
32. Babisch,W.: Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. Noise Health 2006,
33. Jarup L., Babisch W., Houthuijs D., Pershagen G., Katsouyanni K., Cadum E., et al.: Hypertension and Exposure to Noise Near Airports: the HYENA Study, Environ. Health Perspectives, 2008
34. SZÚ Praha Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystem 3 „Zdravotní důsledky a rušivé účinky hluku – odborná zpráva za rok 2018, SZÚ Praha
35. Metodický pokyn odboru ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR k hodnocení rizik č.j. 1138/OER/94
36. European Environment Agency: Good practice guide on noise exposure and potential health effects, 2010
37. Münzel T., Gori T., Babisch W. Basner M.: Cardiovascular effects of environmental noise exposure, European Heart Journal, 2014

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