

PROTOKOL POSOUZENÍ VLIVŮ NA VEŘEJNÉ ZDRAVÍ

HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK

Zadání: **HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK
AREÁL LEDOVÝCH SPORTŮ**

Zadavatel: **EKOLA group s.r.o.
Mistrovská 4, 108 00 Praha 10**

Vypracoval: **Ing. Jitka Růžičková**
Držitelka osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné
zdraví, pořadové číslo osvědčení 5/2014
Kroková 31
360 20 Karlovy Vary

Datum zpracování: **prosinec 2015**

1. Zadání

Na základě objednávky zpracovatele dokumentace posouzení vlivu záměru „Areál ledových sportů“ na životní prostředí podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů, je zpracováno posouzení vlivů na veřejné zdraví resp. hodnocení zdravotních rizik chemických látek v ovzduší.

Základní metodické postupy odhadu zdravotních rizik byly zpracovány zejména Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí (US EPA) a Světovou zdravotní organizací (WHO). V České republice byly základní metodické podklady pro hodnocení zdravotních rizik vydány Ministerstvem zdravotnictví a Ministerstvem životního prostředí. Předkládané hodnocení zdravotních rizik je zpracováno v souladu s výše uvedenými metodickými postupy.

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

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

Pro daný protokol bylo předloženo:

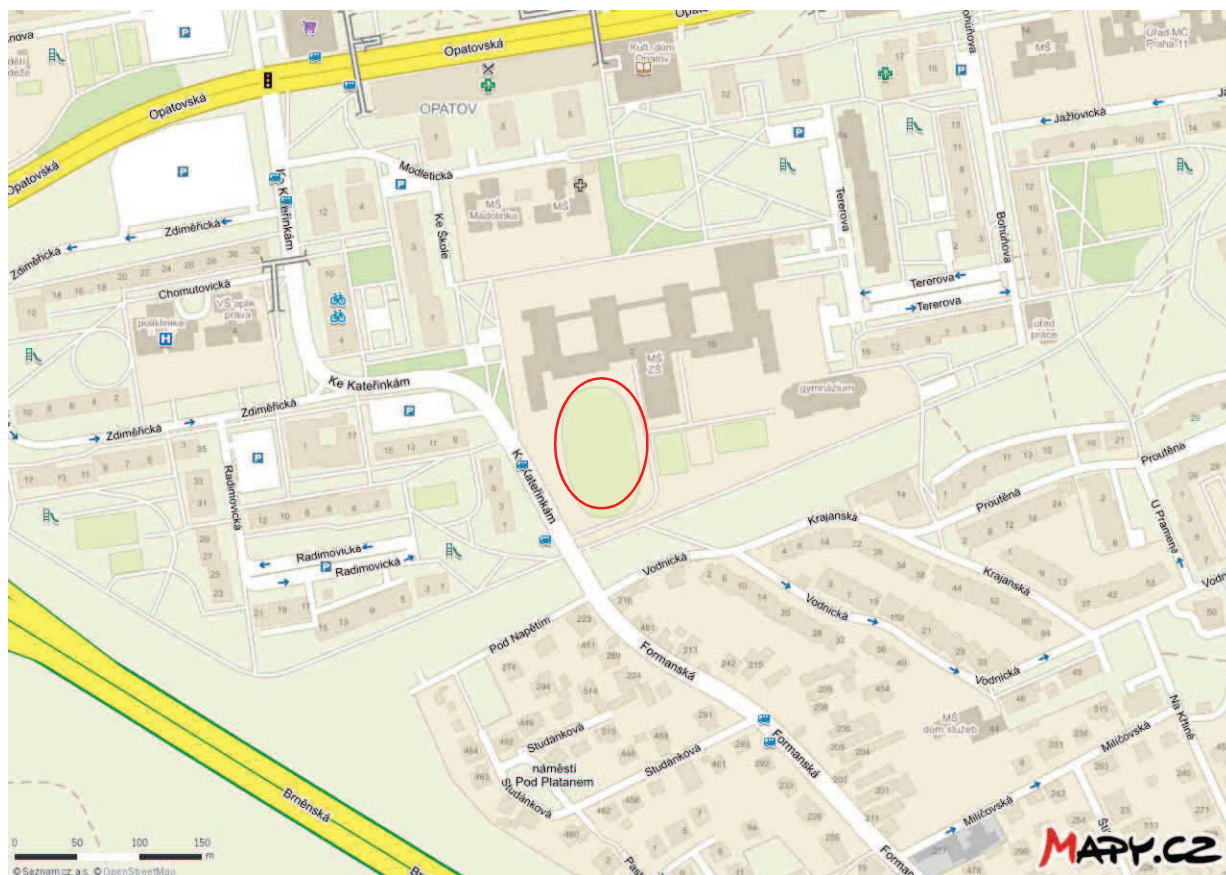
Rozptylová studie Areál ledových sportů, zpracovaná RNDr. Tomášem Bajerem, CSc., Ing. Martinem Šárou a Ing. Janou Bajerovou, ECO-ENVI-CONSULT, Jičín

2. Informace o záměru

2.1 Popis záměru

Posuzovaný záměr se nachází na území hl. m. Prahy v k.ú. Chodov. Řešené území je ohraničeno ze severu budovami základní školy, z jihu a západu ukončením dosavadního prostoru školních hřišť, resp. ulicí Ke Kateřinkám (západní část) a pásem zeleně podél komunikace pro pěší (jižní část). Níže je schematicky vyobrazena situace umístění záměru a dotčené pozemky.

Obr. 1: Situace záměru (převzato z rozptylové studie a Mapy.cz)



Území je součástí funkční plochy VV – veřejné vybavení, bez kódu míry využití území. Návrh svou funkcí a náplní splňuje podmínky dané Územním plánem pro danou funkční plochu.

Předmětem záměru je výstavba areálu ledových sportů, který je navržen k užívání především jednotlivých škol v území. Jedná se o budovu s 2 NP. Sportovní prostory ledových ploch jsou navrženy ve dvou oddělených halách. V prvním NP se dále nachází zázemí sportoviště a ostatních prostorů. Ve 2. NP se nachází provozy restaurace a drobné administrativy.

Součástí realizace záměru bude demolice stávajících komunikací v areálu a stávajícího atletického oválu.

Použité zdroje informací:

Rozptylová studie Areál ledových sportů, zpracovaná RNDr. Tomášem Bajerem, CSc., Ing. Martinem Šárou a Ing. Janou Bajerovou, ECO-ENVI-CONSULT, Jičín

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 vytypovala, že jedinými zdroji imisního znečišťování ovzduší související se záměrem bude generovaná doprava a provoz stavební techniky v prostoru staveniště během výstavby.

Vyhodnocení příspěvků záměru k imisní zátěži je řešeno v následujících variantách:

Varianta 1 – Etapa výstavby

Tato varianta vyhodnocuje nejhorší z etap výstavby z hlediska vlivů na ovzduší. Jedná se o první etapu stavby, kde kromě jiného je zahrnuta příprava území, provedení hrubých terénních úprav včetně zajištění stavební jámy a založení objektů.

Varianta 2 – Etapa provozu – příspěvek záměru v roce 2019

V rámci této varianty jsou zohledněny liniové a plošné zdroje znečišťování ovzduší v časovém horizontu uvedení záměru do provozu. Liniové a plošné zdroje znečišťování ovzduší vycházejí v rozptylové studii z podkladů poskytnutých LUCIDA s.r.o.

Záměr má navrženo 67 stání pro osobní automobily a 1 stání pro autobusy. Objem dopravy se předpokládá 215 OA v jednom směru za 24 hod.

Varianta 3 – Etapa provozu - příspěvek záměru pro stav naplnění ÚP hl. m. Prahy

Generovaná doprava související s posuzovaným záměrem se nemění, dochází pouze přerozdělení dopravy na veřejném komunikačním systému.

3.1 Charakteristika chemických škodlivin a identifikace nebezpečnosti

Zdrojem znečišťování ovzduší budou liniové a plošné zdroje generované dopravy. V rozptylové studii jsou tedy hlavními sledovanými škodlivinami suspendované částice frakce PM₁₀ a PM_{2,5}, NO₂, benzen, benzo(a)pyren a CO.

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

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

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 plyných 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 resuspencí (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 v roce 2014 bylo konstatováno, že zátěž ovzduší aerosolovými částicemi v monitorovaných sídlech je významně ovlivňována meteorologickými podmínkami s vyšší četností excesů a rychlých změn počasí zahrnujících dlouhodobější suchá období vysokých teplot či krátká období intenzivních srážek. V roce 2014 nenastala významnější zimní inverzní situace. Přetrvává významnost podílu emisí z dopravy jako majoritního zdroje znečištění ovzduší ve městech a městských aglomeracích proti emisím z dalších typů zdrojů (teplárny, vytopny a domácí vytápění).

Specifickou a významně vyšší zůstává zátěž v průmyslových lokalitách na Ostravsku. Porovnání imisních charakteristik stanic umístěných v jednotlivých typech městských obytných lokalit (pozařových a zatížených různou úrovní dopravy) jednoznačně usvědčuje dopravu jako hlavní příčinu vyšší zátěže suspendovanými částicemi ve městech. Je zřejmá přímá závislost na intenzitě dopravy, kdy se emise z liniového zdroje/zdrojů přičítají k městskému pozadí ovlivňovanému lokálními malými zdroji - topeništi.

- hodnoty ročního aritmetického průměru měřené na pozařových stanicích ČHMÚ byly v rozmezí 15 až 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- v lokalitách dopravou nezatížených se pohybovala roční střední hodnota v závislosti na intenzitě okolní dopravy v rozsahu od 24 – 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, přes 26 – 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ u dopravně extrémně exponovaných míst až po 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru v průmyslem silně exponovaných lokalitách.
- jedno z kritérií překročení imisního limitu (aritmetický roční průměr > 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ anebo více než 35 překročení 24 hod. limitu 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ /kalendářní rok) bylo v roce 2014 naplněno na 41 z 98 do zpracování zahrnutých měřicích stanic. 24 hod. imisní limit (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) byl překročen ve všech monitorovaných lokalitách.
- jen na 9 % (3 pozařové a 6 městských) z 98 zahrnutých měřicích stanic nebyla v roce 2014 překročena hodnota 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ /rok, doporučovaná WHO.

Hodnoty ročních průměrů na dopravně zatížených městských stanicích se v roce 2014 proti roku 2013 významně nezměnily, což je možno připsat aktuálním meteorologickým podmínkám (teplá

zima 2013 – 2014 i 2014 – 2015). Dlouhodobý pozorovaný vývoj - snižování měřených hodnot v některých zatížených oblastech – je často kompenzován pozvolným zhoršováním situace v málo zatížených lokalitách.

Hodnocení výsledků měření suspendovaných částic frakce $PM_{2,5}$ vychází z dat 34 stanic – šesti stanic v Praze, pěti stanic v Plzni, čtyř stanic v Brně, dvou v Ostravě a po jedné stanici v dalších 17 sídlech. Průměrné roční hmotnostní koncentrace se v jednotlivých sídlech pohybovaly od 11,7 do 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Roční průměr na pozad'ové stanici v Košetických byl 13,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Hodnota ročního imisního limitu 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byla překročena na sedmi stanicích, 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru bylo překročeno na všech do hodnocení zahrnutých stanicích.

Podíl suspendovaných částic frakce $PM_{2,5}$ ve frakci PM_{10} vypočítaný z hodnot souběžně měřených na 34 stanicích se pohybuje od 0,45 (dopravní stanice v Berouně), po 0,88 na stanici Plzeň Lochotín. V období 2007 až 2014 má hodnota průměrného podílu frakce $PM_{2,5}$ ve frakci PM_{10} neklesající trend a kolísá okolo 75 % (74,4 % v roce 2014).

Akutní účinky suspendovaných částic a změny v denních koncentracích: Suspendované částice dráždí sliznici dýchacích cest, mohou způsobit změnu morfologie i funkce řasinkového epitelu, zvýšit produkci hlenu a snížit samočisticí schopnosti dýchacího ústrojí. Tyto změny usnadňují vznik infekce. Recidivující akutní zánětlivá onemocnění mohou vést ke vzniku chronické bronchitidy, chronické obstrukční nemoci plic s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháním. Tento vývoj je současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory, jako je stav imunitního systému, alergická dispozice, expozice v pracovním prostředí, kouření apod. Efekt krátkodobě zvýšených koncentrací suspendovaných částic frakce PM_{10} se projevuje zvýrazněním symptomů u astmatiků a zvýšením celkové nemocnosti i úmrtnosti. Citlivou skupinou jsou děti, starší osoby a osoby s chronickým onemocněním dýchacího a oběhového ústrojí.

Dlouhodobé účinky: Na základě ročních průměrných koncentrací existuje pro tyto účinky méně podkladů. Pozorované účinky se většinou týkají snížení plicních funkcí při spirometrickém vyšetření u dětí i dospělých, výskytu symptomů chronické bronchitidy a spotřeby léků pro rozšíření průdušek při dýchacích obtížích a zkrácení očekávané délky života. Pro zdravotní účinky prašnosti vyjádřené jako PM_{10} jsou předpokládány účinky bezprahové, s lineární závislostí vztahu dávka – účinek. Pro prašnost vyjádřenou jako PM_{10} je v materiálech WHO uváděna závislost pro různé projevy zdravotních účinků. V současné době jsou k dispozici i výsledky novějších studií, které byly verifikovány v materiálech WHO (2006).

Závěry epidemiologických studií, které byly použity pro konstrukci doporučených hodnot prašnosti WHO (2005), případně uvedených v novějším materiálu WHO zaměřeném pouze na vlivy prašnosti na exponovanou populaci (WHO, 2006), uvádějí následující vztahy mezi zvýšením prašnosti a výskytem symptomů poškození zdravotního stavu populace. Jako vstupní je použita hodnota zvýšení prašnosti o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 NO₂, CASRN 10102-43-9

Oxidy dusíku patří mezi nejvýznamnější klasické škodliviny v ovzduší. Hlavním zdrojem antropogenních emisí oxidů dusíku do ovzduší je spalování fosilních paliv. Ve většině případů jsou emitovány převážně ve formě oxidu dusnatého, který je ve vnějším ovzduší rychle oxidován přítomnými oxidanty na oxid dusičitý. Suma obou oxidů je označována jako NO_x. Oxid dusičitý NO₂ 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 změn, v současné době se hodnotí koncentrace NO₂, nikoli sumy všech oxidů. Z toho vyplývá i navazující změna v celkovém přístupu k hodnocení znečištění touto noxou. Hodnocení zdravotního rizika bude proto provedeno pro tuto látku.

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

Prahovou koncentraci pachu uvádějí různí autoři mezi 200 až 410 µg/m³.

Průměrné roční koncentrace NO₂ se v městských oblastech obecně pohybují v rozmezí 20 až 90 µg/m³. Krátkodobé koncentrace silně kolísají v závislosti na denní době, ročním období a meteorologických podmínkách. Přírodní pozadí představují roční průměrné koncentrace v rozmezí 0,4 – 9,4 µg/m³.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR v roce 2014 roční aritmetické průměry oxidu dusičitého na pozadových stanicích EMEP nepřekročily 10 µg/m³ (nejvyšší hodnota byla naměřena v Košeticích, a to 8,4 µg/m³), ve městech se v závislosti na intenzitě okolní dopravy pohybovaly v rozsahu od přibližně 16 µg/m³ na nezatížených lokalitách, přes 20 až 24 µg/m³ u dopravně středně zatížených stanic až k 42 µg/m³ ročního průměru v dopravně silně zatížených lokalitách. Přestože se v roce 2014 situace vlivem příznivějších rozptylových podmínek opět mírně zlepšila, lze, s dalším předpokladatelným rozvojem dopravy a souvisejících technologií, za stávajících podmínek očekávat v městech rozšíření počtu exponovaných lokalit, a to nejen v okolí komunikací.

NO₂ patří mezi významné škodliviny ve vnitřním ovzduší budov. Mimo vnější ovzduší se zde jako zdroj emisí uplatňuje hlavně tabákový kouř a provoz plynových spotřebičů. WHO uvádí průměrné koncentrace z 2-5 denních měření v bytech v 5 evropských zemích v rozmezí 20-40 µg/m³ v obývacích pokojích a 40-70 µg/m³ v kuchyních s plynovým vybavením. V bytech situovaných na ulice s rušným dopravním provozem byly tyto hodnoty dvojnásobné. Při používání neodvětraných kuchyňských sporáků však mohou být tyto hodnoty ještě podstatně vyšší, průměrná několika denní koncentrace NO₂ může přesáhnout 200 µg/m³ s maximálními hodinovými hodnotami až 2000 µg/m³.

Akutní účinky na lidské zdraví v podobě ovlivnění plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest se u zdravých osob projevují až při vysoké koncentraci NO₂ nad 1880 µg/m³. Krátkodobá expozice nižším koncentracím však vyvolává zdravotní odezvu u citlivých skupin populace, jako jsou pacienti s chronickou obstrukční chorobou plic a zejména astmatici, kteří uvádějí subjektivní potíže již od koncentrace 900 µg/m³. U pacientů s chronickou obstrukční chorobou plic bylo zjištěno mírné snížení dýchacích funkcí po tříhodinové expozici NO₂ v koncentraci 560 µg/m³. Některé studie naznačují, že NO₂ 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. Hlavní užití je v chemickém průmyslu při výrobě styrenu, ethylbenzenu, fenolu a dalších sloučenin a jako aditivum do benzinu. V minulosti byl používán jako rozpouštědlo. Hlavními zdroji uvolňování benzenu do ovzduší jsou vypařování z pohonných hmot, výfukové plyny a cigaretový kouř.

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

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

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

Kritickým orgánem při **chronické expozici** je kostní 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 $\text{RfDo} = 0,004 \text{ mg}/\text{kg-den}$ ($\text{UF} = 300$ 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 prokázaný lidský karcinogen, zařazený IARC do skupiny 1. US EPA jej též řadí do kategorie A jako známý lidský karcinogen pro všechny cesty expozice. Epidemiologické studie u profesionálně exponované populace poskytly jasné důkazy o kauzálním vztahu k akutní myeloidní leukémii a naznačují vztah i k chronické myeloidní leukémii a chronické lymfadenóze. Přesný mechanismus účinku benzenu při vyvolání leukémie není dosud znám, předpokládá se, že je to důsledek ovlivnění buněk kostní dřeně metabolity benzenu, přičemž se zde kromě genotoxického efektu patrně uplatňují i další cesty. Karcinogenita benzenu je potvrzena i nálezy z experimentů na zvířatech, u kterých benzen při inhalační i perorální expozici vyvolává řadu malignit různého typu a lokalizace. V testech na bakteriích sice benzen nevykazuje mutagenní účinek, avšak in vivo způsobuje chromosomální aberace u savčích buněk včetně lidských.

Ze zprávy Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí ČR se úroveň znečištění ovzduší benzenem v roce 2014 v měřených městských lokalitách pohybovala v rozmezí 0,9 – 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$. Nejvyšší hodnoty jsou dlouhodobě měřeny na ostravských stanicích – 2,6 až 3,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v roce 2014. Imisní limit nebyl v roce 2014 na žádné stanici překročen, a to ani na průmyslem významně exponované stanici v Ostravě.

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 popsanych – 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 plicemi, zažívacím traktem i přes kůži. V organismu podléhají PAU komplexní metabolické přeměně za vzniku metabolitů, z nichž některé mohou iniciovat vznik nádorového bujení.

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

Ve zprávě Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva za rok 2014 byla hodnota imisního limitu pro benzo[a]pyren překročena na 22 z 31 do zpracování zahrnutých stanic. Stanovená hodnota byla několikanásobně překročena především na všech stanicích v Ostravě

(2,9 až 9,43 ng/m³) a více než trojnásobně na stanicích v Karviné, Českém Těšíně a v Kladně Švermově. Na ostatních městských stanicích byla hodnota IL překročena maximálně o 60 %. Nejnižší hodnoty (0,6 ng/m³/rok), naměřené na městských stanicích v Brně a v Sokolově jsou srovnatelné s koncentracemi zjištěnými na pozadových stanicích. Z porovnání imisních charakteristik PAU stanic umístěných v jednotlivých typech městských lokalit vyplývá, že se jedná vždy o kombinaci vlivu dvou hlavních typů zdrojů emisí PAU (domácí topeniště a doprava), kdy se emise z liniových zdrojů sčítají s městským pozadím místně ovlivňovaným lokálně působícími malými zdroji.

3.1.5 Oxid uhelnatý, CO

Oxid uhelnatý je jedna z nejběžnějších a velmi rozšířených škodlivin v ovzduší. Je to bezbarvý plyn bez zápachu, který při vdechování nedráždí. Vzniká při nedokonalém spalování organických sloučenin (např. benzínu). Také výfukové plyny vznětových motorů obsahují 4-10% oxidu uhelnatého. Větší množství CO vzniká i při odstřelech a výbuších.

Hlavním účinkem oxidu uhelnatého je blokáda krevního barviva hemoglobinu (Hb) a tvorba karboxyhemoglobinu (COHb). Vazbou na Hb jej vyřazuje z funkce přenašeče kyslíku v organismu a způsobuje anoxii tkání (tkáňové dušení). Za normální koncentrace kyslíku ve vzduchu již 0,1 % CO vyvolá během několika minut 50% přeměnu hemoglobinu na COHb, který není schopen přenášet kyslík. Se zvyšováním koncentrace COHb v krvi se přitom disociační křivka oxyhemoglobinu posunuje doleva a proto se z něj uvolní méně kyslíku do tkání.

Kromě délky expozice záleží i na fyzické zátěži – při vyšším minutovém volumu se vstřebává více CO a hladiny COHb jsou vyšší. Orgány s nejvyššími požadavky na přísun kyslíku, zejména mozek, myokard, jsou postiženy nejdříve. Při hypoxii (nedostatečné zásobování tkání kyslíkem) se rovněž snáze projeví anginózní obtíže při ischemické nemoci srdeční. Vazba CO na hemoglobin je reverzibilní, za cca 2-4 hodiny pobytu v normálním ovzduší poklesne COHb zhruba na 50 % maximální hodnoty. U silných kuřáků se běžně nachází v krvi 5 % i více COHb, u nekuřáků kolem 1 %. Kuřáci, kteří tabákový kouř inhalují, mají v závislosti na spotřebě až 15 % hemoglobinu ve formě COHb; již to snižuje jejich tělesnou výkonnost a navíc se zhoršují jejich průvodní choroby, jako koronární skleróza nebo emfyzém plic. Stejná koncentrace COHb nevyvolá u každého stejný obraz otravy. Udává se, že mladší lidé jsou na CO citlivější a snad i muži jsou citlivější než ženy, ale naopak těhotné ženy jsou na CO velmi citlivé.

Akutní otrava při náhlém a velkém zvýšení koncentrace CO ve vdechovaném vzduchu, kdy hladina COHb překročí 70 %, může probíhat bleskově a může způsobit smrt v několika vteřinách. Při menší expozici, do 30 % COHb, se projevuje nejčastěji bolestmi hlavy, pocitem tlaku ve spáncích, bušením krve v hlavě a tlakem na prsou. Takřka pravidlem je při těžší otravě žaludeční nevolnost a zvracení, akční neschopnost (nechuť k útěku ze zamořeného prostředí). Při těžké otravě se prohlubuje bezvědomí, v němž se mohou projevit křeče, později je bezvědomí hluboké a bez pohybu. Dech je nepravidelný a povrchní, tep rychlý, nitkovitý. V tomto stavu může nastat smrt. Nedojde-li ke smrti, prognóza může a nemusí být dobrá (mohou přetrvávat neurologické příznaky). Větší naděje na uzdravení bez následků mají ti, kteří byli krátký čas v prostředí s vyšší koncentrací CO, než ti, kteří byli dlouhodobě v prostředí s nižší koncentrací.

Chronická otrava oxidem uhelnatým se popírá, poněvadž vazba CO na hemoglobin je reverzibilní. Obtíže, které se jako projev popisují, zapadají do obrazu pseudoneurastenického syndromu, vegetativních obtíží, extrapyramidové symptomaty.

Karcinogenní ani mutagenní účinky oxidu uhelnatého nebyly v žádné studii zjištěny.

V prostředí nezatíženém dopravou a průmyslem se koncentrace oxidu uhelnatého v ovzduší pohybují v rozsahu od 0,06 mg/m³ do 0,14 mg/m³. V ovzduší evropských měst jsou 8hodinové klouzavé průměry koncentrace CO kolem 20 mg/m³ s krátkodobými píkovými hodnotami pod 60 mg/m³. V podzemních garážích, patrových parkovacích domech, silničních tunelech, na krytých ledových plochách a v dalších vnitřních prostorech kde se používají spalovací motory s nedostatečným odvětráváním, mohou být hladiny CO bohatě nad 115 mg/m³ i po několik hodin s krátkodobými píkovými hodnotami mnohem vyššími. V domech s plynovými spotřebiči bývají zjišťovány koncentrace CO až do 60 – 115 mg/m³. V prostředí s tabákovým kouřem v obydlích, kancelářích, autech a restauracích se mohou 8hodinové koncentrace CO zvýšit na 23 – 46 mg/m³.

Imisní charakteristiky CO byly v roce 2014 sledovány v 10 oblastech na celkem 18 stanicích. Pozadové koncentrace CO měřené na stanici č. 1138 v Košeticích se pohybovaly na úrovni 300 µg/m³/rok. Nejvyšší roční aritmetický průměr byl naměřen na dopravní „hot spot“ stanici v Praze 2 v Legerově ulici (785 µg/m³). Roční střední hodnoty na dvou třetinách stanic v roce 2014 nepřekročily 500 µg/m³, tuto úroveň přesahují hodnoty v dopravně více zatížených lokalitách, v Praze, v Brně, v Berouně, v Uherském Hradišti a v Ostravě. Jednoznačnost vazby vyšších měřených hodnot na lokality zatížené dopravou dokládá i skutečnost, že pouze na dopravně extrémně zatížené stanici – dopravní „hot-spot“ v Ostravě na stanici Českobratrská (č. 1572) byla naměřena překročení hodnoty 2 000 µg/m³/24 hodin.

Za účelem ochrany nekuřáků, lidí středního věku a starších populačních skupiny s latentními koronárními nemocemi a za účelem ochrany fetů těhotných žen nekuřáček z důvodu nepříznivého hypoxického efektu, by neměla být překročena hladina COHb 2,5 %.

Ze známých fyziologických účinků oxidu uhelnatého, a aby nedocházelo k překročení hladiny COHb 2,5 % byly stanoveny limitní hodnoty pro oxid uhelnatý v ovzduší:

US EPA: 100 mg/m³ pro 15 minut
 60 mg/m³ pro 30 minut
 30 mg/m³ pro 1 hodinu
 10 mg/m³ pro 8 hodin

Nařízení vlády č. 350/2002 Sb., kterým se stanoví limity a podmínky a způsob sledování, posuzování, hodnocení a řízení kvality ovzduší má stanovený imisní limit pro oxid uhelnatý 10 mg.m⁻³ - maximální denní osmihodinový klouzavý průměr.

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.

V rozptylové studii byly v modelovém hodnocení kvality ovzduší provedeny výpočty pro následující varianty:

Varianta 1 – Etapa výstavby

Varianta 2 – Příspěvky záměru při uvedení do provozu (2019)

Varianta 3 – Příspěvky záměru pro stav naplnění ÚP hl. m. Prahy

Výsledkem výpočtů jsou příspěvky ke stávající imisní zátěži hodnoceného území. Výpočtově byla hodnocena imisní zátěž tuhými látkami frakce PM₁₀ a frakce PM_{2,5}, oxidem dusičitým, benzenem, benzo(a)pyrenem a oxidem uhelnatým.

Pro výpočet byl použit počítačový program SYMOS 97 podle metodiky SYMOS 97 vydané ČHMÚ Praha v roce 1998 a její aktualizace dle platné legislativy. Rozptylová studie je zpracována dle přílohy č. 15 k vyhlášce 415/2012 Sb.

Výpočet imisní zátěže byl řešen ve výpočtové čtvercové síti o kroku 20 m, která představuje celkem 1 296 výpočtových bodů (1 – 1 296). Výpočet byl dále rozšířen o 5 výpočtových bodů mimo výpočtovou síť (2 001 – 2 005).

Body mimo výpočtovou síť byly voleny u nejbližších hygienicky významných objektů.

Tabulka 1: souřadnice bodů mimo výpočtovou síť:

CB	X	Y	Z	L
2 001 - p.č. 2731/1, Ke Kateřinkám 1400	-736940	-1051065	302,9	9,0
2 002 - p.č. 259, Formanská 223	-736932	-1051234	300,2	8,0
2 003 - p.č. 2744-47, Ke Kateřinkám 1403-06	-736980	-1051142	304,4	14,0
2 004 - p.č. 2748-51, Ke Kateřinkám 1407-10	-737005	-1051078	306,8	40,0
2 005 - p.č. 2822, Zdiměřická 1455	-737143	-1050897	312,9	40,0

Výpočtová síť a výpočtové body jsou zřejmé z mapových podkladů v rozptylové studii.

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 2009 do 2013 v jednotlivých čtvercích sítě 1 x 1 km, které pokrývají zájmovou oblast. Současně je stanovena minimální a maximální hodnota těchto pětiletých průměrů.

Tabulka 2: Odhady škodlivin imisního pozadí v zájmovém území

číslo bodu v síti ČR	500628	501628	500627	minimum	maximum
NO ₂ - roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	27,4	36,3	24,5	24,5	36,3
PM ₁₀ - roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	25,7	26,8	25,5	25,5	26,8
PM ₁₀ - 36. nejvyšší hodnoty 24hod. průměrné koncentrace v kalendářním roce [μg.m ⁻³]	44,6	46,8	43,9	43,9	46,8
PM _{2,5} - roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	18,8	18,1	18,1	18,1	18,8
benzen - roční průměrná koncentrace [μg.m ⁻³]	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
benzo(a)pyren - roční průměrná koncentrace [ng.m ⁻³]	1,14	1,16	1,08	1,08	1,16

I když pro odhad imisního pozadí zájmového území byly při zpracování rozptylové studie 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. Při hodnocení rizika toxických účinků látek v ovzduší je k tomuto účelu definována referenční dávka pro inhalační příjem (RfDi), nebo referenční

koncentrace (RfC), které uvádějí např. toxikologické databáze U.S. EPA nebo směrnice hodnoty WHO (Guideline Value) pro kvalitu ovzduší.

Výpočet průměrné denní dávky při inhalační expozici – pro dospělého člověka je proveden podle následujícího vzorce:

$$ADD_i = (CA \times IR \times EF \times ED) / BW \times AT$$

ADD = průměrný denní přívod (v mg/kg.den)

CA = koncentrace sledované látky v ovzduší (v mg/m³)

IR = množství vzduchu vdechnutého za den /20m³/den/

EF = frekvence expozice ve dnech za rok /350/

ED = trvání expozice v letech /1 rok/

BW = tělesná hmotnost v kg /70 kg/

AT = doba, na kterou je expozice průměrována /365/

Charakteristika rizika pak vyplývá z porovnání expoziční dávky či koncentrace s referenční. Tento poměr se nazývá kvocient nebezpečnosti (Hazard Quotient – HQ), popřípadě při součtu kvocientů nebezpečnosti u současně se vyskytujících látek s podobným systémovým toxickým účinkem se jedná o index nebezpečnosti (Hazard Index – HI). Při kvocientu nebezpečnosti vyšším než 1 již hrozí riziko toxického účinku. Mírné překročení hodnoty 1 po kratší dobu však ještě nepředstavuje závažnou míru rizika.

Odhad potenciálního nekarcinogenního zdravotního rizika se to provádí pomocí veličiny HQ (Hazard Quotient - kvocient nebezpečnosti). Tato veličina je definována pro jednotlivou látku takto:

$$HQ = ADD_i \text{ resp. koncentrace v ovzduší} / RfC \text{ resp. směrná hodnota}$$

Druhým způsobem hodnocení nekarcinogenních toxických látek je použití vztahů odvozených z epidemiologických studií, které vyhledají vztah mezi dávkou (expozicí) a účinkem u člověka. Tento přístup je používán např. u suspendovaných částic 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 1x10⁻⁶, tedy jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob, prakticky vzhledem k přesnosti odhadu však spíše v řádové úrovni 10⁻⁶.

Výsledky výpočtů

V následujících sumarizačních tabulkách převzatých z rozptylové studie jsou uvedeny výsledky modelových výpočtů, zohledňující ve výpočtové síti a u bodů mimo výpočtovou síť nejnižší a nejvyšší vypočtené koncentrace sledovaných znečišťujících látek pro jednotlivé řešené varianty:

Tabulka 3: výsledky výpočtů příspěvků pro variantu 1 - etapa výstavby

Varianta 1	znečišťující látka	body sítě		body mimo síť	
		min	max	min	max
Etapa výstavby	NO ₂ - Aritmetický průměr /1 rok (μg.m ⁻³)	0,006240	0,937104	0,017620	0,436348
	NO ₂ - Aritmetický průměr /1 hod (μg.m ⁻³)	2,645532	21,239027	5,455098	18,772659
	CO - Maximální denní klouzavý aritmetický průměr/8hod (μg.m ⁻³)	9,616573	106,19485	20,903576	85,932557
	PM ₁₀ - Aritmetický průměr 1 rok (μg.m ⁻³)	0,034348	2,510269	0,134177	1,199687
	PM ₁₀ - Aritmetický průměr 24 hod. (μg.m ⁻³)	6,265140	45,497787	13,146101	39,812073
	PM _{2,5} - Aritmetický průměr 1 rok (μg.m ⁻³)	0,008888	0,631138	0,036268	0,303488
	Benzen - Aritmetický průměr /1 rok (μg.m ⁻³)	0,000256	0,036780	0,000729	0,017143
	Benzo(a)pyren - Aritmetický průměr /1 rok (ng.m ⁻³)	0,000224	0,013179	0,001426	0,006594

Tabulka 4: výsledky výpočtů příspěvků pro variantu 2 – etapa provozu (2019)

Varianta 2	znečišťující látka	body sítě		body mimo síť	
		min	max	min	max
Etapa provozu	NO ₂ - Aritmetický průměr /1 rok (μg.m ⁻³)	0,000079	0,002709	0,000709	0,001017
	NO ₂ - Aritmetický průměr /1 hod (μg.m ⁻³)	0,009001	0,136733	0,028294	0,045608
	CO - Maximální denní klouzavý aritmetický průměr/8hod (μg.m ⁻³)	0,072449	1,552277	0,236850	0,478086
	PM ₁₀ - Aritmetický průměr 1 rok (μg.m ⁻³)	0,002360	0,054543	0,019342	0,032946
	PM ₁₀ - Aritmetický průměr 24 hod. (μg.m ⁻³)	0,191494	2,527286	0,769210	1,160681
	PM _{2,5} - Aritmetický průměr 1 rok (μg.m ⁻³)	0,000602	0,014034	0,004943	0,008380
	Benzen - Aritmetický průměr /1 rok (μg.m ⁻³)	0,000011	0,000430	0,000101	0,000138
	Benzo(a)pyren - Aritmetický průměr /1 rok (ng.m ⁻³)	0,000037	0,000837	0,000295	0,000502

Tabulka 5: výsledky výpočtů příspěvků pro variantu 3 – při naplnění ÚP hl. m. Prahy

Varianta 3	znečišťující látka	body sítě		body mimo síť	
		min	max	min	max
Etapa provozu při stavu naplnění ÚP hl.m.Prahy	NO ₂ - Aritmetický průměr /1 rok (μg.m ⁻³)	0,000078	0,002715	0,000640	0,001131
	NO ₂ - Aritmetický průměr /1 hod (μg.m ⁻³)	0,010485	0,136865	0,031965	0,048931
	CO - Maximální denní klouzavý aritmetický průměr/8hod (μg.m ⁻³)	0,083782	1,553571	0,226387	0,491768
	PM ₁₀ - Aritmetický průměr 1 rok (μg.m ⁻³)	0,002250	0,054223	0,016264	0,035586
	PM ₁₀ - Aritmetický průměr 24 hod. (μg.m ⁻³)	0,206879	2,753486	0,837260	1,205107
	PM _{2,5} - Aritmetický průměr 1 rok (μg.m ⁻³)	0,000573	0,013949	0,004166	0,009042
	Benzen - Aritmetický průměr /1 rok (μg.m ⁻³)	0,000011	0,000431	0,000095	0,000153
	Benzo(a)pyren - Aritmetický průměr /1 rok (ng.m ⁻³)	0,000034	0,000831	0,000249	0,000541

Pro hodnocení zdravotních rizik jsou použity modelové výpočty v bodech mimo výpočtovou síť, to znamená výpočty v místech nejbližších obytných zástaveb. Body mimo výpočtovou síť byly voleny s ohledem na nejbližší hygienicky významné objekty.

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 μg/m³ 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 pobytových místností stanovená Vyhláškou MZ č. 6/2003 Sb. činí $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

Charakterizace rizika akutních toxických účinků

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

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

Z modelových hodnot v rozptylové studii vyplývá, že **příspěvky z provozu záměru k maximálním hodinovým koncentracím oxidu dusičitého** se v místech nejbližší zástavby pohybují

- | | |
|---|---|
| • ve variantě 1 – etapa výstavby | maximálně do $18,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| • ve variantě 2 – etapa provozu rok 2019 | maximálně do $0,046 \mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| • ve variantě 3 – etapa provozu při stavu naplnění ÚP | maximálně do $0,049 \mu\text{g}/\text{m}^3$ |

Maximální hodinová koncentrace oxidu dusičitého není v zájmovém území měřená. Na nejbližší stanici ČHMÚ v Libuši (vzdálenost cca 4 km) byla v roce 2014 naměřená maximální 1 hodinová koncentrace v hodnotě $129,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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 ani modelové příspěvky maximální hodinové koncentrace oxidu dusičitého v desítkách mikrogramů ve variantě 1 – etapa výstavby nebudou příčinou zvýšení reaktivity dýchacích cest ani nezpůsobí změny plicních funkcí. Provozem záměru ve variantách 2 a 3 jsou příspěvky maximálních hodinových koncentrací oxidu dusičitého v setinách mikrogramů zcela zanedbatelné.

Z modelových výsledků příspěvků maximálních hodinových koncentrací NO_2 lze předpokládat, že po realizaci záměru v obou uvažovaných variantách nebudou zvýšena zdravotní rizika akutních toxických účinků oxidu dusičitého (reaktivita dýchacích cest, změny plicních funkcí) obyvatel v okolí 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 oxidu dusičitého $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$** . Zdůrazňuje se přitom však fakt, že nebylo možné stanovit úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla.

Změny průměrných ročních koncentrací byly v rozptylové studii v okolí obytné zástavby vypočteny v obou variantách provozu **maximálně v tisících $\mu\text{g}/\text{m}^3$** , což jsou změny vzhledem k zdravotně významným koncentracím zcela zanedbatelné.

Zdravotní rizika plynoucí z expozice oxidu dusičitého 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 dusičitého 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 24,5 do 36,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Příspěvky plánovaného záměru k ročním koncentracím oxidu dusičitého spočtené v řádu tisíců $\mu\text{g}/\text{m}^3$ neovlivní současnou imisní situaci a jsou vzhledem k zdravotně významným koncentracím zcela zanedbatelné.

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

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

Prachové částice PM_{10} patří obecně k nejproblematičtějším škodlivinám z hlediska běžně se vyskytujících imisí v České republice ve vztahu k výši imisních limitů. Světová zdravotnická organizace ve směrnici „WHO air quality guidelines global update 2005“ stanovuje **směrnicovou hodnotu pro roční průměr suspendovaných částic PM_{10} na úrovni 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Pro 99. percentil **maximální denní imise PM_{10} činí směrnicová hodnota 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Jedná se tedy o podstatně přísnější hodnoty oproti hodnotám platných imisních limitů (směrnicová maximální denní imise 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ se týká 4. nejvyšší denní imise v roce oproti 36. nejvyšší denní imisi v případě platného imisního limitu). Tyto hodnoty jsou však za současných imisních podmínek v ČR obtížně dosažitelné a obvykle jsou překračovány i ve velmi čistých oblastech, především vlivem sekundární prašnosti a vlivem způsobu hospodaření v krajině.

Pro imise $\text{PM}_{2,5}$ jsou stanoveny AQG na 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (průměrné roční imisní koncentrace) a 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pro krátkodobé (denní) imisní koncentrace této frakce prachu ve volném venkovním prostředí (WHO, 2005).

Nejzávažnějším účinkem suspendovaných částic PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ 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 $\text{PM}_{2,5}$ 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 $\text{PM}_{2,5}$ o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zvyšuje celkovou úmrtnost exponované populace nad 30 let o 6,2 %, Relativní riziko (RR) je 1,062 (95 % CI 1,040, 1,083) na 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vliv znečištěného ovzduší na úmrtnost je přitom třeba chápat tak, že není jedinou příčinou a uplatňuje se především u predisponovaných skupin populace, tedy hlavně u starších osob a lidí s vážným kardiovaskulárním nebo respiračním onemocněním, u kterých zhoršuje průběh onemocnění a výskyt komplikací a zkracuje délku života. Jedná se tedy o počet předčasných úmrtí.

Odhadovaná současná průměrná roční koncentrace imisního pozadí PM_{2,5} od 18,1 do 18,8 µg/m³ je vyšší než průměrná roční koncentrace 10 µg/m³, při které s 95 % pravděpodobností není ovlivněna úmrtnost. Na základě výše uvedených vztahů koncentrací a účinku se znečištění může v lokalitě podílet na celkové úmrtnosti dospělé populace nad 30 let věku přibližně 5%.

Lze tedy konstatovat, že současné imisní zatížení lokality, představuje pro obyvatele zdravotní riziko. Ve zprávě SZÚ z roku 2014 je uvedeno, že v městském prostředí nebyly zjištěny průměrné roční koncentrace PM_{2,5}, kterým není připisován určitý negativní vliv.

Pro kvantitativní vyhodnocení rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi lze využít metodiku kvantitativního hodnocení vlivu na zdraví vypracovanou v rámci programu CAFE (Clean Air for Europe) v roce 2005 (Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Heath Impact Assessment, European Commission 2005). V rámci této metodiky byly odvozeny vztahy expozice a účinku zohledňující průměrný výskyt hodnocených zdravotních ukazatelů u populace zemí EU a umožňující vyjádřit v závislosti na průměrné roční koncentraci PM₁₀ přímo počet atributivních případů za rok. Platnost těchto vztahů se předpokládá pro změny imisní zátěže z antropogenních emisních zdrojů, tedy hodnoty nad přírodním pozadím PM₁₀ a PM_{2,5} v ročních imisních průměrech 10 µg/m³, resp. 5 µg/m³ odhadovaných pro USA a Evropu. Z tohoto podkladu vyplývají vztahy mezi zvýšením průměrné roční koncentrace PM₁₀ nad přirozené pozadí o 10 µg/m³ a počtem nových případů bronchitidy, hospitalizací či počtem dnů s níže uvedenými ovlivněními.

Jedná se konkrétně o:

- 26,5 nových případů chronické bronchitidy na 100 000 dospělých starších 27 let,
- 4,34 akutních hospitalizací pro srdeční příhody na 100 000 obyvatel,
- 7,03 akutních hospitalizací pro respirační potíže na 100 000 obyvatel,
- 902 dní s omezenou aktivitou (RADs) na 1000 obyvatel věku 16-64 let (vztah pro PM_{2,5})-dny ve kterých člověk potřebuje ze zdravotních důvodů změnit svoji normální aktivitu, z nich je asi 1/3 dnů s upoutáním na lůžko s absencí v zaměstnání či škole,
- 180 dní s léčbou pomocí bronchodilatans u dětí s astma (asi 15% dětí) na 1000 dětí věku 5-14 let,
- 912 dní s léčbou pomocí bronchodilatans u dospělých s astma (asi 4,5 % dospělých) na 1000 osob starších 20 let,
- 1,86 dní s respiračními příznaky dolních cest dýchacích včetně kašle na 1 dítě 5-14 let,
- 1,30 dní s respiračními příznaky dolních cest dýchacích včetně kašle u dospělých s chronickým respiračním onemocněním (asi 30 % dospělé populace) na 1 dospělého člověka.

Obvyklým výstupem kvantitativního hodnocení vlivu znečištěného ovzduší na úmrtnost populace je konkrétní počet předčasných úmrtí, který však nevypovídá o dynamice tohoto účinku. V posledních letech proto sílí názor, že vhodnějším ukazatelem dlouhodobého efektu je celkový počet let ztráty života (YOLL, years of life lost), který sice neudává teoretický počet postižených obyvatel, ale možná lépe vystihuje velikost tohoto účinku u celé exponované populace. V rámci aktualizace metodologie projektu ExternE Evropské Komise byl odvozen vztah pro expozici PM₁₀ a chronickou úmrtnost populace nad 30 let jako 4,0E-4 YOLL na osobu,

rok a průměrnou koncentraci $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V přepočtu na 1 milion exponovaných obyvatel pak vychází 400 let ztráty délky života pro expozici $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} po dobu 1 roku.

Ve zprávě SZÚ (Odhad zdravotních rizik ze znečištěného ovzduší ČR – rok 2014) byl proveden odhad počtu ztracených let života předčasným úmrtím následkem expozice znečištěnému ovzduší aerosolovými částicemi pro obyvatele ČR starší 30let. Tento odhad počtu ztracených let činil v roce 2013 118 200 let (tj. 1 570 let/100 000 obyvatel).

Výsledky modelových výpočtů z rozptylové studie

Imisní příspěvky k průměrným denním koncentracím PM_{10} z provozu záměru vypočítané v rozptylové studii u nejbližší obytné zástavby se pohybují

- | | |
|---|--|
| • ve variantě 1 – etapa výstavby | od $13,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $39,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| • ve variantě 2 – etapa provozu (2019) | od $0,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $1,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| • ve variantě 3 – etapa provozu při stavu naplnění ÚP | od $0,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $1,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ |

Krátkodobě zvýšené koncentrace suspendovaných částic frakce PM_{10} se mohou projevit zvýrazněním symptomů u astmatiků a zvýšením celkové nemoci 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, můžou, ale také 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 maximálně v jednotce mikrogramu při provozu záměru, nebudou příčinou zvýraznění symptomů u astmatiků ani příčinou zvýšení celkové nemoci i úmrtnosti.

Ve fázi výstavby se imisní příspěvky k maximálním denním imisím PM_{10} v nejméně příznivé etapě výstavby pohybují u blízké stávající obytné zástavby v rozmezí $13,1$ až $39,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tyto relativně vysoké hodnoty imisního příspěvku by se mohly, bez ohledu na hodnoty imisního pozadí, projevit zvýrazněním symptomů u astmatiků i zvýšením nemoci u citlivých skupin populace.

Vzhledem k výše uvedenému je třeba dbát během výstavby na uplatňování opatření proti prašnosti, jako je kropení, čištění vozidel i vozovek atp. Lze přesto očekávat, že reálný vliv na kvalitu ovzduší v období výstavby bude dále, vzhledem ke své časové omezenosti, přijatelný.

Poznámka: U modelových hodnot příspěvků maximálních denních koncentrací PM_{10} se jedná o teoreticky nejvyšší imisní příspěvek, který by během výstavby mohl nastat. Ze zkušeností s rozptylovým modelem vyplývá, že na výsledné maximální hodnoty (hodinová i denní maxima) je třeba pohlížet jako na hodnoty píkóvé, které odrážejí teoreticky nejhorší možnou situaci. Vypočteny jsou pro nejhorší fázi výstavby a nemusejí nastat za nejméně příznivých rozptylových

podmínek a směru větru. Imisní příspěvek k maximálním imisím navíc nelze jednoduše sčítat s hodnotami předpokládaného imisního pozadí. Jedná se o dočasný zdroj a v ostatních fázích výstavby lze očekávat emise a tím hodnoty imisních příspěvků významně nižší.

Příspěvky k průměrným ročním imisním koncentracím 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 z provozu záměru vypočítané v rozptylové studii se pohybují

- | | |
|---|--|
| • ve variantě 1 – etapa výstavby | od 0,134 µg/m³ do 1,20 µg/m³ |
| • ve variantě 2 – etapa provozu (2019) | od 0,019 µg/m³ do 0,033 µg/m³ |
| • ve variantě 3 – etapa provozu při stavu naplnění ÚP | od 0,016 µg/m³ do 0,036 µg/m³ |

Imisní příspěvky k průměrné roční koncentraci PM_{2,5} z provozu záměru vypočítané v rozptylové studii se pohybují

- | | |
|---|--|
| • ve variantě 1 – etapa výstavby | od 0,036 µg/m³ do 0,303 µg/m³ |
| • ve variantě 2 – etapa provozu (2019) | od 0,005 µg/m³ do 0,008 µg/m³ |
| • ve variantě 3 – etapa provozu při stavu naplnění ÚP | od 0,004 µg/m³ do 0,009 µg/m³ |

Z rozptylové studie vyplývá, že příspěvky z provozu záměru se v obou variantách provozu pohybují v případě průměrných ročních imisí PM₁₀ na úrovni maximálně setin mikrogramu a v případě PM_{2,5} maximálně na úrovni tisícín mikrogramu. Tyto příspěvky jsou tak malé, že současnou míru zátěže nezmění a to ani v součtu s pozadím a jsou z hlediska zdravotních účinků nevýznamné, nezpůsobí předčasnou úmrtnost ani vznik nových případů onemocnění chronickou bronchitidou ani takové zhoršení průběhu kardiovaskulárních či respiračních onemocnění, které by si vyžádalo hospitalizaci.

Z provedeného odhadu zdravotního rizika lze konstatovat, že nové roční imisní příspěvky suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5} záměru v obou posuzovaných variantách provozu budou mít zanedbatelný vliv na související zdravotní obtíže a samy nebudou představovat zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatelstvo. Realizace plánovaného záměru znamená jen nepatrnou až 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 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ podle vzorce: $\text{ILCR} = \text{Rp} \times \text{UCR}$

Imisní pozadí **benzenu** v ovzduší podle imisních map ČHMÚ (pětileté průměry za roky 2009-2013) je v lokalitě do $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pokud bychom předpokládali tuto průměrnou roční koncentraci benzenu v zájmové oblasti jako pozadovou, s vědomím značné nejistoty, pak této hodnotě odpovídá při použití jednotky karcinogenního rizika UCR dle WHO (6×10^{-6}) celoživotní navýšení karcinogenního rizika ILCR $8,4 \times 10^{-6}$, což je cca 8 případů na 1 000 000 obyvatel.

Vypočtené **průměrné roční imisní příspěvky záměru** by měly dle rozptylové studie dosahovat hodnoty **pro benzen**:

- varianta 1 – výstavba $1,7\text{E}-2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ **ILCR tohoto příspěvku je $1,0 \times 10^{-7}$**
- varianta 2 – provoz (2019) $1,4\text{E}-4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ **ILCR tohoto příspěvku je $8,4 \times 10^{-10}$**
- varianta 3 – při stavu naplnění ÚP $1,5\text{E}-4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ **ILCR tohoto příspěvku je $9,0 \times 10^{-10}$**

Pro výpočet celoživotního navýšení karcinogenního rizika byly, z konzervativních důvodů, použity nejvyšší vypočtené koncentrace benzenu v referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby. Výsledky výpočtů byly zaokrouhleny.

Z výše uvedeného vyplývá, že příspěvky benzenu z provozu záměru při jeho uvedení do provozu v roce 2019 a při stavu naplnění ÚP hl. m. Prahy mají o čtyři řády nižší úroveň karcinogenního rizika pro benzen než je úroveň přijatelná a nelze tedy předpokládat, že by tato expozice mohla přispět ke zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění celoživotně exponovaných lidí (tj. za 70 let).

Individuální karcinogenní riziko pro posuzovanou lokalitu je dáno pouze pozadím tj. $8,4 \times 10^{-6}$, tedy 8 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 ve všech posuzovaných lokalitách, 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. Vlastní imisní příspěvky hodnoceného záměru jsou nepatrné a nebudou příčinou zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění celoživotně exponovaných lidí.

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 plicemi, 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 upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší.

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

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

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 vyjádřený jako BaP v hodnotě průměrné roční koncentrace 1 ng/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) a průměrná roční koncentrace z pětiletých průměrů se v daném území pohybuje od $1,08$ do $1,16 \text{ ng.m}^{-3}$, což signalizuje překročení stanoveného cílového imisního limitu, který je 1 ng.m^{-3} a průměrné hodnotě imisního pozadí $1,13 \text{ ng.m}^{-3}$ odpovídá celoživotní navýšení karcinogenního rizika $ILCR 9,8 \times 10^{-5}$ to znamená cca 1 případ na 10 000 obyvatel.

Vypočtené **průměrné roční imisní příspěvky záměru** by měly dle rozptylové studie dosahovat hodnot **pro benzo(a)pyren**:

- varianta 1 – výstavba $7E-3 \text{ ng.m}^{-3}$ ILCR tohoto příspěvku je $6,0 \times 10^{-7}$
ILCR pozadí + příspěvek je $1,0 \times 10^{-4}$
- varianta 2 – provoz (2019) $5E-4 \text{ ng.m}^{-3}$ ILCR tohoto příspěvku je $4,4 \times 10^{-8}$
ILCR pozadí + příspěvek je $9,8 \times 10^{-5}$
- varianta 3 – při stavu naplnění ÚP $5E-4 \text{ ng.m}^{-3}$ ILCR tohoto příspěvku je $4,4 \times 10^{-8}$
ILCR pozadí + příspěvek je $9,8 \times 10^{-5}$

Pro výpočet celoživotního navýšení karcinogenního rizika byly, z konzervativních důvodů, použity nejvyšší vypočtené koncentrace benzo(a)pyrenu v referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby. Výsledky výpočtů byly zaokrouhleny.

Z výše uvedeného vyplývá, že příspěvky benzo(a)pyrenu z provozu záměru mají v obou posuzovaných variantách provozu o tři řády nižší úroveň karcinogenního rizika imisního pozadí a nelze tedy předpokládat, že by tato expozice přispěla ke zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění celoživotně exponovaných lidí (tj. za 70 let). Individuální karcinogenní riziko pro posuzovanou situaci je dáno pouze pozadím tj. cca 1×10^{-4} (1 případ na 10 000 obyvatel).

Je tedy zřejmé, že změna imisního zatížení dané lokality benzo(a)pyrenem neovlivní stávající imisní pozadí. Příspěvky z provozu záměru jsou velmi malé až zanedbatelné. Za překročení limitu ILCR nese evidentně odpovědnost stávající imisní pozadí.

Individuální karcinogenní riziko benzo(a)pyrenu pro posuzovanou situaci je dáno pouze pozadím tj. $9,8 \times 10^{-5}$, tedy cca 1 případ na 10 000 obyvatel celoživotně exponovaných.

3.2.5 Hodnocení expozice a charakterizace rizika pro oxid uhelnatý

Podstatou zdravotního rizika oxidu uhelnatého při expozici imisím je akutní toxický účinek na základě krátkodobých expozic. Z hlediska ochrany zdraví je doporučováno, aby hladina COHb v krvi nepřesáhla 2,5%, to je hodnota, která nemá negativní následky ani pro citlivou populaci (např. lidé se srdečním onemocněním nebo vyvíjející se plod).

Tomuto požadavku odpovídá i legislativně stanovená koncentrace $10\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ jako maximální 8hodinový průměr.

Modelovými výpočty byly zjištěny příspěvky z provozu záměru u nejbližší obytné zástavby pro 8hod. koncentraci CO maximálně v desetinách mikrogramů, což jsou příspěvky zcela zanedbatelné a nebudou představovat žádné zdravotní riziko. A ani v etapě výstavby, kdy se modelové příspěvky pro 8hod. koncentraci CO pohybují v desítkách $\mu\text{g}/\text{m}^3$, nebudou tyto koncentrace představovat zdravotní riziko pro obyvatele v okolí.

Na základě provedených výpočtů z rozptylové studie nelze předpokládat, že by příspěvky CO na úrovni maximálně desítek $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v etapě výstavby a desetin $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v etapě provozu v obou variantách, mohly způsobit překročení imisního limitu. Odhadované stávající koncentrace (v roce 2014 naměřená maximální koncentrace na stanici Libuš byla v hodnotě $1134,8\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) nepředstavují žádné zdravotní riziko a příspěvky plánovaného provozu zdravotní rizika nezvýší.

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 2009 až 2013, 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 „**Areál ledových sportů**“ 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, benzo(a)pyrenu a oxidu uhelnatého podle standardní metodiky WHO a Evropské komise. Rizika byla posuzována pro varianty: varianta 1 - etapa výstavby, varianta 2 – etapa provozu (rok 2019) a varianta 3 – etapa provozu při stavu naplnění ÚP hl. m. Prahy.
- Pro hodnocení zdravotních rizik exponované populace byl použit konzervativní expoziční scénář, to znamená, že vypočtené nejvyšší příspěvky imisí spolu s imisním pozadím byly použity pro obyvatele celého zájmového území.
- Z provedeného odhadu zdravotního rizika lze konstatovat, že nové **roční imisní příspěvky suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5} záměru budou mít zanedbatelný vliv na související zdravotní obtíže a samy nebudou představovat zvýšené zdravotní riziko pro exponované obyvatelstvo. Realizace plánovaného záměru ve všech posuzovaných variantách znamená jen nepatrnou změnu ročních koncentrací suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}, která neovlivní hodnocené ukazatele, tedy celkovou úmrtnost ani výskyt dalších souvisejících zdravotních symptomů.**
- Odhadovaná současná průměrná roční koncentrace imisního pozadí PM_{2,5} do 18,8 µg/m³ je vyšší než průměrná roční koncentrace 10 µg/m³, při které s 95 % pravděpodobností není ovlivněna úmrtnost. Na základě vztahů koncentrací a účinku se znečištění může podílet na celkové úmrtnosti dospělé populace nad 30 let věku přibližně 5%.

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 nichž zhoršuje průběh onemocnění a výskyt komplikací a zkracuje délku života. Jedná se tedy o počet předčasných úmrtí.

- **Ve fázi výstavby se imisní příspěvky k maximálním denním imisím PM₁₀ v nejméně příznivé etapě výstavby pohybují u blízké stávající obytné zástavby v rozmezí 13,1 až 39,8 µg/m³. Tyto relativně vysoké hodnoty imisního příspěvku by se mohly, bez ohledu na hodnoty imisního pozadí, projevit zvýrazněním symptomů u astmatiků a zvýšením nemocnosti u citlivých skupin populace. Vzhledem k tomu je nezbytné dbát na uplatňování opatření proti prašnosti, jako je kropení, čištění vozidel i vozovek atp. Lze očekávat, že reálný vliv na kvalitu ovzduší v období výstavby bude dále vzhledem ke své časové omezenosti přijatelný.**

- Odhadované stávající **průměrné roční koncentrace oxidu dusičitého** nesignalizují významné zdravotní riziko pro obyvatele. **Souhrnně lze konstatovat, že realizací záměru, v žádné z posuzovaných variant, nedojde ke zvýšení možných zdravotních obtíží, které by mohly souviset s akutní a chronickou expozicí NO₂.**
- Imisní zatížení dané lokality benzenem, ani při konzervativním odhadu úrovně imisního pozadí a vlastních imisních příspěvků záměru ve všech posuzovaných variantách, 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 nevýznamné a neovlivní přijatelnou úroveň karcinogenního rizika.
Individuální karcinogenní riziko odhadované na základě potenciální expozice koncentracím benzenu se v posuzovaném území pohybuje ve společensky přijatelném rozmezí 8 případů na 1 000 000 obyvatel za 70 let.
- Změna imisního zatížení dané lokality benzo(a)pyrenem neovlivní stávající imisní pozadí. Nárůst koncentrací je ve všech posuzovaných variantách velmi malý až zanedbatelný a nezvýší současnou míru karcinogenního rizika benzo(a)pyrenu. Za překročení limitu ILCR nese evidentně odpovědnost stávající imisní pozadí.
Ze zprávy SZÚ se individuální karcinogenní riziko odhadované na základě potenciální expozice koncentracím PAU zastupovaných BaP v městských lokalitách pohybuje v rozmezí od cca třech případů na 100 tisíc obyvatel do jednoho případu na 10 tisíc obyvatel za 70 let.
Individuální karcinogenní riziko benzo(a)pyrenu pro posuzovanou lokalitu je dáno pouze pozadím tj. $9,8 \times 10^{-5}$, tedy cca 1 případ na 10 000 obyvatel za 70 let.
- Stávající maximální 8hodinový průměr **koncentrace oxidu uhelnatého** nepředstavuje zdravotní riziko pro obyvatele a lze konstatovat, že **realizací záměru nedojde ke zvýšení možných zdravotních obtíží, které by mohly souviset s toxickým účinkem CO, a to ani v součtu se stávajícím imisním pozadím v žádné z posuzovaných variant.**

Závěrem lze konstatovat, že realizace záměru ovlivní celkovou imisní situaci zájmového území zcela nepatrně a to v úrovni, která je z hlediska zdravotních rizik hodnocených škodlivin téměř zanedbatelná a kvantitativně prakticky nehodnotitelná.

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 2014, SZÚ Praha
11. SZÚ Praha – Odhad zdravotních rizik ze znečištění ovzduší – Česká republika - rok 2014
12. ČHMÚ: Tabelární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika“, 2014 – internetový zdroj
13. WHO: Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, Global update 2005
14. WHO : Air Quality Guidelines for Europe, second edition, Copenhagen, 2000
15. 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, November 2008
16. 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
17. Hurley F et al.: Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005
18. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection: European Union Risk Assessment Report, Benzene, 2008.
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

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