

*Podklad pro dokumentaci o hodnocení vlivů na životní prostředí
dle přílohy č. 4 zákona č.100/2001 Sb., v platném znění*

Letiště Vodochody

*Vyhodnocení údajů akustické a rozptylové studie z hlediska
zdravotních rizik hluku a imisí škodlivin v ovzduší
- aktualizace 2011*

Znalecký posudek

Zadavatel posudku:

**ECO-ENVI-CONSULT
Sladkovského 111
506 01 Jičín**

Posudek zpracoval :

MUDr.Bohumil Havel, Větrná 9, 568 02 Svitavy

Tel.: 461 533 402, 461 532 921, 602 482 404 E-mail : bohumil.havel@centrum.cz

Soudní znalec v oboru zdravotnictví, odvětví hygiena se specializací:

hygiena životního prostředí, hodnocení zdravotních rizik

(jmenován Krajským soudem v Hradci Králové dne 5.11.2002 pod č.j. Spr. 2706/2002)

*Držitel osvědčení o autorizaci k hodnocení zdravotních rizik v autorizačních setech
expozice chemickým látkám v prostředí a expozice hluku vydaných Státním zdravotním
ústavem Praha pod č.008/04.*

*Držitel osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví
vydaného MZ ČR dne 8.4.2009 pod pořadovým číslem 2/2009.*

Svitavy srpen 2011

Obsah:

I. Zadání a výchozí podklady znaleckého posudku	2
II. Metodika a základní pojmy v hodnocení zdravotních rizik.....	5
III. ZDRAVOTNÍ RIZIKO HLUKU	8
III.1. Identifikace nebezpečnosti hluku.....	8
III.2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku	18
III.3. Závěry k riziku hluku.....	38
IV. ZDRAVOTNÍ RIZIKO ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ.....	40
IV.1. Podklady a výběr škodlivin k hodnocení rizika znečištění ovzduší	40
IV.2. Základní škodliviny z dopravy	43
IV.2.1. Oxid dusičitý	43
IV.2.2. Oxid uhelnatý.....	46
IV.2.3. Suspendované částice PM₁₀.....	48
IV.2.4. Benzen	55
IV.3. VOC z letecké dopravy	59
IV.3.1. Formaldehyd.....	59
IV.3.2. Acetaldehyd.....	63
IV.3.3. 1,3-butadien	66
IV.4. Závěry k riziku znečištění ovzduší.....	69
V. Analýza nejistot.....	70
VI. CELKOVÝ ZÁVĚR.....	74
VII. Seznam citované a použité literatury	76
Z n a l e c k á d o l o ž k a.....	80
Příloha: Počty exponovaných obyvatel v hlukových pásech	81

I. Zadání a výchozí podklady znaleckého posudku

Na základě objednávky zpracovatele dokumentace hodnocení vlivů na životní prostředí podle zákona č. 100/2001 Sb., záměru „Letiště Vodochody“ mají být v rámci aktualizace hodnocení vlivů na veřejné zdraví vyhodnoceny výstupy aktualizovaných akustických a rozptylových studií z hlediska potenciálních zdravotních rizik pro obyvatelstvo.

Posuzovaným záměrem je rozšíření infrastruktury stávajícího letiště Vodochody tak, aby odpovídala současným požadavkům na civilní mezinárodní leteckou dopravu. Jedná se o rekonstrukci a úpravy RWY, dostavbu systému pojezdových drah, odbavovacích stání, odbavovacího terminálu a další objekty popsane v dokumentaci.

Nové stavby s výjimkou okraje paralelní pojezdové dráhy a prodloužení světelného zabezpečovacího zařízení jsou situovány v prostoru stávajícího letiště Vodochody. Letiště je situováno v prostoru mezi obcemi Panenské Břežany, Klíčany, Vodochody, Máslovce, Zlončice, Postřizín a městem Odolena Voda mimo zastavěné území obcí.

Součástí stavby je realizace přivaděče k dálnici D8, takže doprava generovaná letištem bude převážně vedena mimo nejbližší obce. Zásobování vodou se předpokládá ze stávajících zdrojů závodu AERO Vodochody, které mají vyhovující jakost i postačující kapacitu. Čištění odpadních vod včetně kontaminovaných srážkových vod ze zimní údržby letových ploch má být zajištěno novou ČOV. Po realizaci záměru se na letišti předpokládá denní stav 400 zaměstnanců.

Letiště Vodochody leží ve vzdálenosti cca 800 m severně od obcí Vodochody a Máslovice. Ve vztahu k ose RWY je nejbližším okolím letiště západně obec Dolany (cca 2 km), východně leží obce Panenské Břežany (cca 1,4 km) a Baš' (cca 3,5 km).

Ve srovnávacím roce 2009 byla intenzita leteckého provozu na letišti Vodochody při 290 letových dnech v celoročním průměru 34 pohybů letadel denně, v charakteristickém letovém dni průměrně 31 pohybů letadel, v noci průměrně 0,7 pohybu.

Cílová a konečná kapacita leteckého provozu má představovat při 365 letových dnech v celoročním průměru 96 pohybů letadel denně, v charakteristickém letovém dni průměrně 141 pohybů letadel. Pro noční dobu 22.00 – 6.00 specifikoval oznamovatel jednoznačné podmínky, kdy se připouští celkem maximálně 730 pohybů za rok, v charakteristickém letovém dni maximálně 4 pohyby za jednu noc (jde o opožděné přelety do 24.00 hodin).

Podkladem pro hodnocení rizika hluku z pozemní silniční a železniční dopravy související s provozem letiště je aktualizovaná akustická studie zpracovaná firmou EKOLA group, spol. s r.o. Praha v srpnu 2011. Tato studie hodnotí pomocí výpočtového programu Cadna A verze 4.1.137 akustickou situaci v zájmovém území okolí letiště Vodochody potenciálně dotčeném hlukem z pozemní dopravy. Akustický vliv silniční dopravy je ve studii hodnocen ve 3 variantách a sice pro srovnávací stav roku 2009, výhledový stav roku 2015 s mimoúrovňovou křižovatkou (MÚK) na dálnici D8 bez rozšíření letiště a pro tentýž stav s rozšířením letiště. Vliv železniční dopravy je hodnocen ve dvou variantách a to pro srovnávací stav v roce 2009 a pro výhledový stav v roce 2015, ve kterém se v důsledku rozšíření letiště Vodochody nepředpokládá navýšení dopravy na trati Praha – Kralupy nad Vltavou, ale je zde započten provoz na uvažované vysokorychlostní trati (VRT) Praha – Ústí nad Labem – Dresden.

Výchozí akustická situace vybraných míst zájmového území byla v roce 2008 zmapována spolu s intenzitami dopravy synchronními 24 hodinovými měřeními hluku, jejichž výsledky byly v akustické studii použity k ověření výpočtového modelu. Podkladem výpočtu byly intenzity silniční dopravy z dopravně-inženýrské studie firmy CityPlan spol. s r.o. 2011. Nejistota výpočtu je podle provedeného odhadu maximálně ± 2 dB.

Výstupem výpočtu jsou ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní a noční době ve zvolených výpočtových bodech, které zohledňují hlukovou expozici obytné zástavby u komunikací v obcích v okolí letiště. Z výsledků vyplývá, že vlivem záměru rozšíření letiště nedojde k významným změnám akustické situace z pozemní dopravy. Realizace MÚK přináší mírné zlepšení především v obcích Klíčany a Baš'. K mírnému zhoršení o 1-2 dB dojde vlivem změny dopravní sítě v obcích Postřizín a Odolena Voda.

Pro kvantitativní hodnocení rizika hluku je potřebným podkladem konkrétní počet obyvatel exponovaných hladinám hluku v hlukových pásmech z jednotlivých typů zdrojů hluku. Výstupem akustické studie určeným pro kvantitativní hodnocení rizika hluku jsou proto počty obyvatel v jednotlivých dotčených sídlech v zájmovém území, exponovaných v hlukových pásmech ekvivalentních hladin akustického tlaku odstupňovaných po 5 dB, počínaje 50 dB v denní době, 40 dB v noční době, resp. 45 dB 24hodinové L_{dvn} . Počty obyvatel stávající zástavby v hlukových pásmech vyhodnotil zpracovatel akustické studie podle metodiky strategického hlukového mapování pomocí nástrojů GIS. Na základě územních plánů jednotlivých obcí byl proveden i odhad výhledového počtu obyvatel nové zástavby v plánovaných rozvojových územích.

Jako podklad k hodnocení rizika hluku z leteckého provozu sloužila akustická studie leteckého provozu pro plánovanou modernizaci a rozvoj letiště Vodochody, aktualizace 2011, zpracovaná firmou EKOLA group, spol. s r.o. Praha v srpnu 2011. Tato studie hodnotí výpočtovou metodikou pomocí programu Cadna A verze 4.1.137 akustický vliv leteckého provozu za současného stavu 2009 a ve výhledu roku 2015.

Výpočet ekvivalentních hladin akustického tlaku pro denní a noční dobu vychází v souladu s platnou metodikou z údajů charakteristického letového dne, ve kterém bylo pro současný stav 31 pohybů letadel denně, v cílovém stavu je uvažováno 141 pohybů denně. Provoz v noční době je v cílovém stavu omezen pouze na maximálně 4 přelety zpožděných letadel za jednu noc v době maximálně do 24.00 hodin.

Výstupem akustické studie leteckého provozu je grafické znázornění izolinií ekvivalentních hladin akustického tlaku $L_{Aeq D}$ pro denní dobu a $L_{Aeq N}$ pro noční dobu s odstupem po 5 dB, které ohraničují hlukové zóny s různou mírou hlukové zátěže ve vztahu k platným hygienickým limitům hluku. Nejistota výpočtů akustické studie je odhadnuta v rozmezí maximálně ± 3 dB.

Výstupem studie pro kvantitativní hodnocení rizika hluku jsou stejně jako u hluku z pozemní dopravy počty obyvatel v jednotlivých obcích exponovaných hluku z letecké dopravy v hlukových pásmech ekvivalentní hladiny akustického tlaku, odstupňovaných po 5 dB počínaje 50 dB $L_{Aeq D}$ a 45 dB L_{dvn} . Proti předchozí studii z roku 2010 je vzhledem k zohlednění omezeného počtu opožděných doletů v prvních nočních hodinách nyní u leteckého hluku hodnocen i hlukový deskriptor $L_{Aeq N}$.

V grafických přílohách akustické studie je pro hlukové deskriptory $L_{Aeq N}$ a L_{dvn} zobrazeno i kumulované celkové hlukové zatížení ze všech známých zdrojů hluku v okolí letiště.

Závěrem studie jsou navrženy zásady kontrolního kontinuálního monitoringu akustické situace. V samostatné studii je předložen návrh stanovení ochranného hlukového pásma.

Podkladem k hodnocení rizika znečištění ovzduší je rozptylová studie, zpracovaná firmou ECO-ENVI-CONSULT modelovým programem SYMOS 97, verze 2006. Studie hodnotí imisní příspěvek provozu letiště Vodochody ve výpočtové čtvercové síti o kroku 200 m zahrnující 4 131 výpočtových bodů a dále ve 28 bodech mimo pravidelnou síť, zohledňujících obytnou zástavbu nejbližších obcí v okolí letiště a v dosahu vzletové a přistávací dráhy. Studie hodnotí předpokládané imisní koncentrace NO_2 , CO, PM_{10} , benzenu a sumy těkavých organických látek (VOC).

Těkavé organické látky (VOC - Volatile Organic Compounds) představují z hlediska zdravotních účinků heterogenní skupinu látek, kterou nelze sumárně toxikologicky popsat ani hodnotit a jsou používány jako souhrnný indikátor znečištění ovzduší. K účelu hodnocení zdravotních rizik bylo proto provedeno základní screeningové vyhodnocení dostupných údajů o procentuálním složení VOC z letecké dopravy a zdravotní významnosti jednotlivých komponent. K detailnímu vyhodnocení byly vybrány 4 látky (benzen, formaldehyd, acetaldehyd a 1,3-butadien), u kterých je možné na základě existující emisních dat vyhodnotit i příspěvek ze související automobilové dopravy.

Výpočet imisních koncentrací je proveden v 6 výpočtových variantách, které postihují imisní vliv stávajících zdrojů znečištění ovzduší, vliv nově uvažovaných zdrojů souvisejících s posuzovaným záměrem a výsledný celkový stav. Samostatně je ve 3 subvariantách hodnocen i vliv pouze letecké dopravy.

Samostatnou studií je u imisí NO_2 a PM_{10} hodnocen vliv výstavby včetně související dopravy. Imisní pozadí hodnocené lokality stanovil Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ) na základě imisních map a výsledků okolních monitorovacích stanic.

Mezi možné zdroje zdravotních rizik pro obyvatele v okolí velkých letišť patří v první řadě hluk z leteckého provozu, dále imise škodlivin znečišťujících ovzduší, a event. i možnost kontaminace podzemních vod pohonnými hmotami a tím znehodnocení zdrojů pitné vody. Poslední vyjmenovaná možnost je záležitostí technického zabezpečení provozu a hydrogeologických poměrů daného území a je hodnocena v jiné části dokumentace. Stejně tak není v tomto posudku hodnoceno riziko možné havárie letadla.

Předmětem hodnocení zdravotních rizik je v souladu se zadáním riziko hluku z letecké a související pozemní dopravy a riziko imisí škodlivin v ovzduší, zahrnutých do rozptylové studie, konkrétně oxidu dusičitého, oxidu uhelnatého, suspendovaných částic frakce PM₁₀ a benzenu a dalších vybraných těkavých organických látek emitovaných leteckou a silniční dopravou.

Hodnocení zdravotních rizik je provedeno ve vztahu k sídlům situovaným v okolí a možným nepříznivým účinkům na zdraví jejich obyvatel.

Legislativní úroveň ochrany zdraví obyvatel před nepříznivými vlivy hluku a imisí některých škodlivin v ovzduší je stanovena platnými hlukovými a imisními limity, jejichž dodržení ve vztahu k posuzovanému záměru hodnotí výše zmíněné studie.

Úkolem hodnocení vlivů na veřejné zdraví, respektive zdravotních rizik, proto není hodnocení dodržení těchto limitů, což by bylo duplicitní, nýbrž doplnění informačního obsahu dokumentace pro potřebu orgánu ochrany veřejného zdraví i dalších účastníků procesu EIA včetně veřejnosti o zdravotní charakteristiku posuzovaných faktorů, popis podkladů a postupu použitých při stanovení jejich limitů a v rámci možností daných současnými poznatky i o vyhodnocení možných zdravotních dopadů příspěvku záměru a celkové expozice obyvatel zájmového území.

Pokud je výsledkem tohoto vyhodnocení kvantifikace zdravotního rizika, je třeba si uvědomit, že za stavu dodržení platných limitů nejde o riziko odporující zákonem dané ochraně zdraví obyvatel, neboť některé limity představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu zdraví. Příkladem mohou být limity pro hluk z dopravy nebo imisní limity pro suspendované částice v ovzduší. Související zdravotní riziko bylo vyhodnoceno a posouzeno již při stanovení těchto limitů a shledáno jako akceptovatelné.

Hodnocení zdravotních rizik je zpracováno v souladu s obecnými metodickými postupy WHO a autorizačními návody Státního zdravotního ústavu Praha AN/14/03 verze 2¹ a AN 15/04 VERZE 2² pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/00 Sb., v platném znění. U autorizačního návodu AN 15/04 VERZE 2 je přihlédnuto k tomu, že je od podzimu 2008 vzhledem k novým poznatkům do doby aktualizace stažen a tyto nové aktuální poznatky jsou v provedeném hodnocení zdravotních rizik hluku aplikovány.

Problematika zdravotních rizik hluku v mimopracovním prostředí spadá do náplně oboru hygieny obecné a komunální. Zpracovatel hodnocení má v tomto oboru nástavbovou atestaci, licenci ČLK k výkonu funkce lektora a vedoucího lékaře a třicetiletou praxi. Je spoluautorem výše uvedených autorizačních návodů. V současné době zastává funkci vedoucího odboru hygieny obecné a komunální KHS Pardubického kraje.

II. Metodika a základní pojmy v hodnocení zdravotních rizik

V hodnocení závažnosti nepříznivých vlivů na veřejné zdraví je standardně využívána metoda hodnocení zdravotních rizik (Health Risk Assessment). Tato metoda je využívána především při přípravě podkladů ke stanovení přípustných limitů škodlivých látek v prostředí. Je též jediným způsobem, jak z hlediska ochrany zdraví hodnotit expozici lidí látkám, pro které nejsou stanoveny závazné limity jejich výskytu v prostředí.

¹Autorizační návod AN/14/03 verze 2 – Autorizující osobou doporučené zdroje informací pro hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha, 2007

²Autorizační návod AN 15/04 VERZE 2 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, SZÚ Praha, leden 2007

Základní metodické postupy hodnocení zdravotních rizik z kontaminace jednotlivých složek prostředí byly vypracované Agenturou pro ochranu životního prostředí USA (US EPA) a Světovou zdravotnickou organizací (WHO). Z nich vycházejí i metodické podklady pro hodnocení zdravotních rizik v České republice.

Jedná se především Základy hodnocení zdravotních rizik (Manuál prevence v lékařské praxi díl VIII. SZÚ Praha, 2000), Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území - Příloha č.4 Principy hodnocení zdravotních rizik (Věstník MŽP září 2005) a metodické materiály hygienické služby k hodnocení zdravotních rizik.

Metodické postupy vypracované US EPA byly sice primárně určeny k hodnocení rizika chemických látek z prostředí, ale principiálně je možné je využít i pro hodnocení rizika fyzikálních faktorů prostředí.

V ČR je metodika hodnocení zdravotních rizik předmětem akreditace dle zákona č. 258/2000 Sb.³ a odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví dle zákona č.100/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů a vyhlášky MZ č. 353/2004 Sb.

Obecný postup hodnocení zdravotního rizika sestává ze čtyř navazujících kroků:

Prvním krokem je **identifikace nebezpečnosti**, kdy se provádí výběr škodlivin, které mají být hodnoceny a soustředí se informace o tom, jakým způsobem a za jakých podmínek mohou nepříznivě ovlivnit lidské zdraví. V případě hluku je obsahem tohoto kroku popis jeho nepříznivých účinků na lidské zdraví.

Druhým krokem je **charakterizace nebezpečnosti**, která má objasnit kvantitativní vztah mezi dávkou dané škodliviny a mírou jejího účinku, což je nezbytným předpokladem pro možnost odhadu míry rizika. V zásadě se přitom rozlišují dva typy účinků.

Takzvaný prahový účinek, většinou spočívající v poškození různých systémů organismu, se projeví až po překročení kapacity fyziologických detoxikačních a reparačních obranných mechanismů. Lze tedy identifikovat míru expozice, která je pro organismus člověka ještě bezpečná a za normálních okolností nevyvolá nepříznivý efekt. Ukazatelem této ještě bezpečné míry expozice je u škodlivin v ovzduší tzv. referenční koncentrace, většinou rozdílná pro akutní a chronické účinky.

U látek podezřelých z karcinogenity u člověka se předpokládá bezprahový účinek. U tohoto účinku nelze stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se při klasickém postupu podle metodiky US EPA vyjadřuje ukazatelem vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky. Tímto ukazatelem je pro inhalační expozici jednotka karcinogenního rizika, kterou US EPA definuje jako horní hranici zvýšení celoživotního karcinogenního rizika v důsledku kontinuální expozice dané látky při koncentraci 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v ovzduší. Odvozuje se extrapolací z výchozího údaje o expozici v experimentu u pokusných zvířat nebo při profesionální expozici u lidí, při které se již projevil karcinogenní účinek.

V případě imisí některých klasických škodlivin, konkrétně oxidu dusičitého a prašných částic je situace složitější. Současné poznatky čerpané z rozsáhlých epidemiologických studií sledujících populaci celých měst neumožňují pro tyto škodliviny odvodit prahovou dávku či expozici a výstupem k hodnocení zdravotních rizik jsou vztahy závislosti účinku na expozici pro různé zdravotní ukazatele.

U hluku je situace specifická, neboť pro některé účinky hluku je obtížné hodnotit míru jejich zdravotní závažnosti.

³Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů

Místo referenčních hodnot se proto pro hluk odvozuje prahové hladiny hlukové expozice, nad kterými se začíná daný účinek objevovat nebo se ukazuje být závislý na velikosti expozice. Hodnocené účinky přitom mohou být zdravotně závažné (jako např. kardiovaskulární onemocnění) nebo jde o přirozeně se vyskytující efekty, jako obtěžování nebo probuzení ze spánku, jejichž zvýšení je považováno za potenciálně nepříznivé.

Třetí etapou standardního postupu je **hodnocení expozice**. Na základě znalosti dané situace se sestavuje expoziční scénář, tedy představa, jakými cestami a v jaké intenzitě a množství je konkrétní populace exponována dané škodlivině. Cílem je postihnout expozici nejen průměrného jedince z exponované populace, nýbrž i reálně možných případů osob s nejvyšší mírou ohrožení.

U hlukové expozice se na rozdíl od expozice chemickým látkám podstatně více uplatňují různé okolnosti a vlivy ekonomického, sociálního či psychologického charakteru, které modifikují a spoluurčují výsledné zdravotní účinky působení hluku. Významně se zde též projevuje odlišný charakter hluku z různých zdrojů.

Čtvrtým konečným krokem v hodnocení rizika, který shrnuje všechny informace získané v předchozích etapách, je **charakterizace rizika**, při které se snažíme dospět ke kvantitativnímu vyjádření míry reálného konkrétního zdravotního rizika za dané situace, která může sloužit jako podklad pro rozhodování o opatřeních, tedy pro řízení rizika.

U toxických nekarcinogenních látek je míra rizika většinou vyjádřena pomocí poměru zjištěné nebo předpokládané míry expozice k expozici, považované za ještě bezpečnou. Tento poměr se nazývá kvocient nebezpečí (Hazard Quotient – HQ), popřípadě při součtu kvocientů nebezpečí u současně se vyskytujících látek s podobným systémovým toxickým účinkem se jedná o index nebezpečí (Hazard Index – HI).

Při hodnocení rizika imisí se tento postup se běžně používá hlavně u hodnocení specifických chemických látek. Problém zde obvykle bývá s vyhodnocením imisního pozadí, neboť většinou nejde o látky, běžně měřené ve venkovním ovzduší.

Jak již bylo uvedeno, u některých klasických škodlivin v ovzduší, jako je tomu u oxidu dusičitého a suspendovaných částic, současné znalosti neumožňují odvodit prahovou dávku či expozici a k vyjádření míry rizika se používá předpověď výskytu zdravotních účinků u exponovaných lidí s použitím vztahů závislosti účinku na expozici z epidemiologických studií.

V případě možného karcinogenního účinku, jako je tomu v daném případě u benzenu a 1,3-butadienu, je míra rizika vyjadřována jako celoživotní zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění u exponované populace, popř. se při zohlednění i počtu exponovaných osob vyjadřuje populační riziko jako počet případů nádorových onemocnění v dané populaci za rok.

U hluku je kvantitativní charakterizace zdravotních rizik možná v případě kontinuálního dlouhodobého působení hluku z dopravy na větší počet obyvatel. Standardním výstupem je podle aktuálních metodik WHO a Evropské agentury pro životní prostředí především odhad procenta obyvatel u kterých lze očekávat subjektivní pocity rušení spánku a výpočet atributivního rizika kardiovaskulárních onemocnění. Z účinků spíše psychologicko-sociální povahy je prováděn kvantitativní odhad procenta obyvatel s různým stupněm obtěžování hlukem a u dětí školního věku je možné odhadnout procento dětí s možným ovlivněním školní výuky, projevujícím se mírným zpožděním osvojení čtení.

Nezbytnou součástí je **analýza nejistot** se kterými je každé hodnocení rizika nevyhnutelně spojeno. Jejich přehled a kritický rozbor zkvalitní pochopení a posouzení dané situace a je třeba je zohlednit při řízení rizika.

III. ZDRAVOTNÍ RIZIKO HLUKU

III.1. Identifikace nebezpečnosti hluku

Jako hluk se obecně označuje jakýkoliv zvuk, který je nechtěný a obtěžující a to bez ohledu na jeho intenzitu. Kromě psychosociálních účinků spočívajících v rušivém vlivu na různé aktivity, soustředění, hlasovou komunikaci, relaxaci a spánek může mít i závažnější přímé zdravotní účinky, které jsou většinou spojeny s dlouhodobou hlukovou zátěží.

Následující stručný popis vlivů hluku na zdraví vychází převážně z materiálů WHO a je doplněn o některé specifické a nejnovější poznatky týkající se působení leteckého hluku. Aktuální souhrn prokázaných vztahů mezi hlukovou expozicí a nepříznivými účinky na zdraví, které jsou doporučené k použití při hodnocení rizika hluku v zemích EU, je obsažen v návodu Evropské agentury pro životní prostředí (EEA⁴) k hodnocení zdravotních účinků hlukové expozice z října 2010 [1] nebo v publikaci WHO hodnotící vlivy hluku na evropskou populaci metodikou Burden of Disease, vydané začátkem letošního roku [2].

Dlouhodobé nepříznivé účinky hluku na zdraví je obecně možné s určitým zjednodušením rozdělit na specifické, projevující se při ekvivalentní hladině akustického tlaku nad 85-90 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru a na účinky nespecifické (mimosluchové), projevující se ovlivněním funkcí různých systémů organismu.

Tyto nespecifické systémové účinky nejsou způsobeny přímo akustickou energií a projevují prakticky v celém rozsahu vnímané hlukové expozice. Jsou důsledkem stresové reakce a ovlivnění nervové a hormonální regulace fyziologických funkcí a následných biochemických reakcí, ovlivnění spánku a vyšších nervových funkcí, jako je učení a zapamatování. V komplexní podobě se mohou projevit ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž chronický stres způsobený hlukem může přispět ke spuštění nebo urychlení vlastního patogenetického děje.

Za dostatečně prokázané nepříznivé zdravotní účinky hluku je v současnosti podle WHO kromě obtěžování považováno poškození sluchového aparátu, kardiovaskulárního systému, zvýšená spotřeba sedativ a hypnotik, rušení spánku a nespavost a nepříznivé ovlivnění osvojování řeči a čtení u dětí. Omezené důkazy jsou např. pro nepříznivý vliv hluku na výkonnost, činnost hormonálního a imunitního systému, zvýšené riziko obezity a duševních poruch.

Poškození sluchového aparátu projevující se sluchovou ztrátou je dostatečně prokázano u pracovní expozice hluku v závislosti na výši hladiny hluku a trvání expozice. Riziko sluchového postižení však existuje i u hluku v mimopracovním prostředí při různých činnostech spojených s vyšší hlukovou zátěží. Z fyziologického hlediska jsou podstatou poškození zprvu přechodné a posléze trvalé funkční a morfologické změny smyslových a nervových buněk Cortiho orgánu vnitřního ucha. Častým důsledkem vysoké akutní nebo chronické hlukové expozice je též tinitus (ušní šelest).

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

Je též známo, že zvýšená hlučnost v místě bydliště přispívá k rozvoji sluchových poruch u osob profesionálně exponovaným rizikovým hladinám hluku na pracovišti. Závažné následky pro sluchové ústrojí ovšem mohou mít i některé zájmové aktivity (střelba, automobilové závody, poslech hlasitě reprodukované nebo elektroakusticky zesilované hudby).

⁴ EEA – European Environment Agency

Při nárazovém působení vysokých hladin akustického tlaku hrozí akutní akustické trauma s poškozením bubínku a struktur středního a vnitřního ucha při hodnotách akustického tlaku nad 130 dB. Práh bolestivosti při vnímání hlukových podnětů u zdravých osob je udáván mezi 110 – 130 dB, avšak vykazuje značnou individuální variabilitu. Práh nepříjemného vnímání hluku je mezi 80 – 100 dB.

V některých případech, jako jsou např. zánětlivá onemocnění bubínku a středního ucha, nebo Menierova nemoc, však práh bolestivého nebo nepříjemného vnímání hlukových impulsů může být i nižší. Toto platí i u osob používajících některé typy naslouchadel. K prevenci akutních sluchových poškození by hodnoty maximální hladiny akustického tlaku L_{Amax} měly být nižší, nežli 110 dB [3].

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

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 řadu negativních emočních stavů, jako jsou pocity rozmrzelosti, nespokojenosti a špatné nálady, deprese nebo úzkostnost. U každého člověka existuje určitý stupeň senzitivity, respektive tolerance k rušivému účinku hluku, jako významně osobnostně fixovaná vlastnost. V normální populaci je 10-20 % vysoce senzitivních osob, stejně jako velmi tolerantních, zatímco u zbylých 60-80 % populace víceméně platí kontinuální závislost míry obtěžování na intenzitě hlukové zátěže [4].

Četné 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 výrazné tónové složky. Hodnocení obtěžujícího účinku kombinované expozice hluku z různých zdrojů je velmi obtížné a doposud k tomu neexistuje obecně přijatý model [3].

Výsledky výzkumů ukazují, že obtěžující účinek kombinovaného hluku z různých zdrojů není funkcí celkového akustického tlaku. Konkrétně pro kombinaci hluku z letecké a silniční dopravy bylo v terénních studiích v oblastech s různým podílem hluku z obou zdrojů zjištěno, že obtěžující účinek kombinovaného hluku při srovnání s hlukem pouze leteckým nebo silničním je i při stejných hladinách hluku určován hlukem z letadel s jen velmi malým příspěvkem silniční dopravy [5].

Při působení hluku kromě senzitivity a fyzikálních vlastností hluku velmi záleží i na řadě dalších neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy.

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

Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v exponovaném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace se prohlubuje a fixuje. Kromě toho může být významně ovlivněna zdravotním stavem.

K objasnění vztahů mezi hlukovou expozicí a intenzitou obtěžování exponovaných lidí byla provedena řada studií a pokusů dospět k odvození kvantitativního vztahu mezi expozicí a účinkem. V EU jsou v současné době k hodnocení obtěžování obyvatel hlukem z různých typů dopravy doporučeny vztahy mezi hlukovou expozicí v L_{dn}^5 nebo L_{dvn}^6 a procentem obtěžovaných obyvatel, které byly v roce 2001 odvozeny odborníky TNO (Holandský institut pro aplikovaný vědecký výzkum) [6].

Potvrzují poznatek z dotazníkových šetření a průzkumů, že letecký hluk více obtěžuje nežli hluk z automobilové pozemní dopravy. Relativně nejnižší obtěžující účinek má hluk z dopravy železniční. Procento středně a silně obtěžovaných obyvatel při stejné hlukové expozici L_{dvn} 60 dB podle těchto vztahů pro jednotlivé typy dopravy (letecká-silniční-železniční) vychází v hodnotách 38%-26%-15%.

Výraznější účinek leteckého hluku se vysvětluje jeho nepravidelným výskytem a vysokou intenzitou hlukových událostí a též směrem šíření hluku shora, což proti hluku z pozemní dopravy brání možnosti přestěhování klidových místností na neexponovanou stranu domu.

U obyvatel okolí letišť může být přitěžujícím prvkem obava ze zřícení letadla na obydlí. Specifickým problémem může být hluk z helikoptér, který se liší od letadel charakteristickým hlukem rotoru a skutečností, že letí pomaleji, krouží nad zemí a jsou tudíž slyšet delší dobu. Ve srovnání s hlukem z civilního leteckého provozu byl při stejné ekvivalentní hladině akustického tlaku zjištěn podstatně vyšší stupeň obtěžování způsobovaný hlukem s velkým gradientem růstu akustického tlaku z nízko letících vojenských letadel.

Novější studie provedené po roce 1990 ukazují u leteckého hluku na rozdíl od ostatních typů dopravy posun k vyššímu obtěžujícímu účinku. Aktualizovaný vztah v numerické tabulkové podobě pro hlukovou expozici v L_{dvn} , vycházející z nových evropských studií provedených po roce 1996 byl publikován v říjnu 2010 v návodu Evropské agentury pro životní prostředí [1].

Kromě negativních emocí je možné obtěžování hlukem hodnotit i podle nepřímých projevů, jako je zavírání oken, nepoužívání balkonů, stěhování, stížnosti a petice. Pro letecký hluk uvádí WHO na základě průzkumů v okolí holandského letiště Schiphol prahovou hladinu hlukové expozice, od které se začínají stížnosti objevovat 45 dB L_{dvn} , resp. 35 dB L_{night}^7 [7].

Vysoké hladiny hluku vedou i k nepříznivým projevům v sociálním chování, mohou u predisponovaných jedinců zvyšovat agresivitu a redukují 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 (poradit v orientaci, upozornit na nehodu), než k pomoci fyzické.

Prahová hladina hluku ve dne, od které se u průměrně citlivých osob začíná projevovat mírné obtěžování je podle WHO 50 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku.

Prahová hladina pro silné obtěžování je dle WHO 55 dB [3]. Pro hluk z různých druhů dopravy nyní uvádí EEA shodnou prahovou hladinu obtěžování 42 dB L_{dvn} [1].

⁵ L_{dn} (Day-night level) ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin se zvýšením (penalizací) hladiny akustického tlaku v noční době o 10 dB k zohlednění vyššího obtěžujícího účinku nočního hluku.

⁶ L_{dvn} (Day-evening-night level) ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin se zvýšením (penalizací) večerní hladiny akustického tlaku o 5 dB a noční hladiny o 10 dB k zohlednění vyššího obtěžujícího účinku hluku v této době.

⁷ L_{night} - průměrná roční ekvivalentní hladina akustického tlaku za 8 nočních hodin na nejvíce exponované fasádě

Nepříznivé ovlivnění spánku hlukem je u spících osob objektivně prokazatelné hodnocením jednotlivých stádií spánkového rytmu a různých dalších fyziologických funkcí. Spánek je základní biologickou potřebou a jeho narušení a deficit nepříznivě ovlivňuje základní životní funkce a souvisí s řadou závažných zdravotních problémů, jako jsou kardiovaskulární onemocnění, snížená obranyschopnost vůči infekcím, diabetes, obezita a pochopitelně i snížená výkonnost, úrazovost a nehodovost.

Evropská úřadovna WHO vydala v roce 2009 směrnici pro noční hluk, ve které na základě vyhodnocení současných odborných poznatků doporučuje zdravotně zdůvodněné hladiny hluku jako podklad pro budoucí vývoj legislativy členských zemí v oblasti kontroly a usměrňování noční hlukové expozice obyvatel [7].

Za dostatečně prokázaný WHO dnes považuje vztah nočního hluku k subjektivnímu rušení spánku, k užívání sedativ a léků na spaní, k subjektivně udávaným zdravotním problémům a potížím s nespavostí. Pro další závažné nepříznivé účinky narušení spánku hlukem se sice současné důkazy z epidemiologických studií považují za omezené, avšak lze věrohodně vysvětlit jejich mechanismus. Kromě únavy, sníženého výkonu a zvýšeného rizika úrazů a nehod, jde o zvýšení rizika kardiovaskulárních onemocnění, depresí a dalších duševních nemocí a obezity [7].

Jako více citlivé skupiny populace k rušení spánku hlukem WHO uvádí děti, seniory, těhotné ženy, chronicky nemocné a osoby pracující na směny.

Děti jsou zde zařazeny přesto, že mají vyšší práh probuzení, nežli dospělí a bývají proto považovány za méně citlivé k nočnímu hluku. Jsou však ve velmi citlivém období vývoje a i relativně malé narušení spánku u nich může mít nepříznivý efekt. Kromě toho spí déle a obvykle usínají a vstávají v hodinách mimo klasickou noční dobu promítnutou do hlukových limitů letišť [8].

Zatímco k subjektivnímu vnímání rušení spánkem a vědomému probouzení může vzniknout po několika dnech až týdnech určitá tolerance, na fyziologické reakce typu změn srdečního rytmu, krevního tlaku nebo zvýšené frekvence samovolných pohybů během spánku, se adaptace neprojevuje.

K narušení spánku vede jak ustálený, tak i proměnný hluk. Ve zmíněné směrnici WHO pro noční hluk je pro hodnocení noční hlukové expozice doporučena jako jednotný hlukový deskriptor hladina hluku L_{night} . Pro různé účinky byly stanoveny prahové hladiny hluku od kterých se účinky začínají objevovat nebo začínají být závislé na úrovni expozice.

Prahová hodnota L_{night} pro užívání sedativ a prášků na spaní je 40 dB. Pro objektivně prokázanou zvýšenou frekvenci pohybů ve spánku, subjektivní pocit rušení spánku a problémy s nespavostí je prahová hladina hluku 42 dB. Z neúplně prokázaných účinků udává WHO prahovou hladinu hluku 60 dB pro psychické poruchy [7].

Při přerušovaném hluku narůstá rušení spánku s maximální hladinou hluku. I při nízké ekvivalentní hladině akustického tlaku ovlivňuje spánek již malý počet hlukových událostí s vyšší hladinou akustického tlaku. Význam zřejmě má i rozdíl mezi hladinou akustického tlaku pozadí a vlastní hlukové události a taktéž délka intervalu mezi dvěma hlukovými událostmi. Prahovou hodnotou expozice pro zvýšení frekvence samovolných pohybů během spánku a pro narušení spánkového rytmu je dle WHO 32 dB, resp. 35 dB maximální hladiny hluku L_{Amax} uvnitř ložnice. Počet vědomých probuzení narůstá od L_{Amax} hlukových událostí 42 dB. Výsledky jednotlivých experimentálních studií se však podstatně liší zřejmě v důsledku různorodé metodiky.

Konzistentním jevem je častější výskyt indikátorů rušivého vlivu hluku na spánek v pozdější části noci, kdy se snižuje hloubka spánku a užší vztah k hluku měřenému uvnitř místností nežli k hluku venkovnímu.

Bylo též zjištěno, že počet samovolných probuzení nebo probuzení vlivem jiných vnitřních zdrojů hluku je u obyvatel oblastí v okolí letišť mnohem častější, nežli probuzení způsobená leteckým hlukem [9].

Z toho důvodu se v případech nezbytného nočního provozu letiště doporučuje soustředění letů spíše do první části noci, přičemž se předpokládá, že rušivý vliv hluku během první části noci může být částečně kompenzován v další klidnější části noci [10].

Z výše uvedených údajů vyplývá, že měření a vyjadřování hlukové expozice hluku z letecké dopravy ve formě ekvivalentní hladiny akustického tlaku nepostihuje všechny faktory, podléjící se v konkrétních podmínkách na nepříznivém ovlivnění spánku. Proto je vhodné jako doplňující ukazatele hodnotit i počet a intenzitu hlukových událostí. Prahové hodnoty nepříznivých účinků pro tyto hlukové ukazatele však nebyly stanoveny.

Na základě zhodnocení prokázaných i předpokládaných nepříznivých účinků noční hlukové expozice a jako výsledek dohody mezi experty a zástupci průmyslu a vládních a nevládních institucí WHO doporučila v roce 2009 ve směrnici pro noční hluk 40 dB jako cílovou hodnotu L_{night} k ochraně obyvatel včetně citlivých skupin populace.

Z hlediska klasické metodiky hodnocení rizik je tato hladina hluku považována za LOAEL⁸, tedy úroveň expozice, při které se již nepříznivý vliv začíná projevovat. Za NOAEL⁹, tedy úroveň expozice, do které se nepříznivé účinky neprojevují, je považována L_{night} 30 dB. V rozmezí 30 – 40 dB bylo prokázáno ovlivnění spánku ve více ukazatelích, avšak jen mírné úrovně a nebylo prokázáno, že by mělo nepříznivé účinky na zdraví.

Hluková expozice v rozmezí L_{night} 40 – 55 dB již vyvolává nepříznivé zdravotní účinky a ovlivňuje život mnoha lidí. Jako prozatímní cíl pro země, ve kterých z různých důvodů není reálné v krátké době cílovou hodnotu 40 dB dosáhnout, WHO doporučila L_{night} 55 dB, která ovšem nechrání před nepříznivými účinky hluku citlivé skupiny populace.

Hlukovou zátěž nad 55 dB WHO považuje za zvýšené nebezpečí pro veřejné zdraví. Nepříznivé zdravotní účinky při této úrovni hlukové expozice již mají častý výskyt, značná část populace je hlukem vysoce obtěžována a rušena a je prokázáno zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění [7].

Podstatným faktorem při odvození těchto hodnot hlukové expozice je zásada, že má být umožněn spánek s pootevřeným oknem ložnice, neboť při zavřených oknech se sice u obyvatel snižuje rušivý vliv venkovního hluku, ale zvyšuje se rušení spánku vlivem nedostatečného větrání. WHO zde vychází z průměrných údajů o zvyklostech větrání ložnic a výsledků současného měření venkovního a vnitřního hluku a uvažuje průměrné snížení vnitřního hluku vůči venkovnímu o 21 dB [7].

Pro letecký hluk byla opodstatněnost těchto cílových hodnot L_{night} podpořena modelovým odhadem průměrného počtu probuzení. Zatímco pro 30 – 40 dB vychází 3 – 14 probuzení za rok, při 55 dB se jejich počet zvyšuje na 275. Současně tato modelová studie ukazuje na významný vliv počtu hlukových událostí, neboť např. při stejné L_{night} 55 dB se s rostoucím počtem od 20 do 100 přeletů zvyšuje odhadovaný počet probuzení ze 106 na 375 [11].

Z hlediska vztahů expozice a účinku jsou pro dopravní hluk obdobně jako pro obtěžování odvozeny vztahy mezi noční hlukovou expozicí z různých typů dopravy a procentem osob udávajících při dotazníkovém šetření zhoršenou kvalitu spánku, vycházející ze statistického zpracování výsledků terénních studií z různých zemí [7,12].

⁸LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) - Nejnižší expozice, při které je již pozorován nepříznivý zdravotní účinek na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou.

⁹NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) Nejvyšší expozice, při které ještě není pozorován nepříznivý zdravotní účinek na statisticky významné ve srovnání s kontrolní skupinou.

Výraznější účinek letecké dopravy se zde projevuje pouze u procenta obyvatel udávajících vysoký stupeň rušení spánku, které je při stejné hlukové expozici L_{night} 55 dB u hluku z jednotlivých typů dopravy (letecká-silniční-železniční) 10%-8%-4%.

U leteckého hluku indikují podle zprávy EEA novější studie z období po roce 1990 podobně jako u obtěžování, i když v menší míře, určitý posun k vyššímu rušivému účinku [1].

Pro hluk z civilní letecké dopravy bylo odvozeno několik vztahů pro odhad počtu pobuzení v závislosti na intenzitě hlukových událostí. WHO udává ve směrnici po noční hluk orientační vztah pro maximální počet zaznamenaných probuzení, vycházející z L_{night} pro nejhorší možnou kombinaci hlukových událostí, odvozený v roce 2003 na základě 9 studií u komerčních letišť [7,8].

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.

U dětí ve školách v okolí letišť byla v řadě studií při ekvivalentní hladině hluku ve venkovním prostoru školy nad 70 dB popsáno nepříznivé ovlivnění kognitivních funkcí, projevující se sníženou schopností motivace, nižší výkonností při poznávacích úlohách a deficitem 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.

Studii, která sledovala tento efekt v souvislosti s uzavřením a přemístěním starého letiště v Mnichově v roce 1992, bylo zjištěno, že se jedná o účinek přechodný, který v daném případě vymizel do 18 měsíců po snížení hlukové expozice [2].

V roce 2005 byly zveřejněny výsledky zatím nejrozsáhlejší tříleté mezinárodní evropské studie RANCH¹⁰ sponzorované Evropským společenstvím, zaměřené na výzkum účinků chronické expozice hluku z letecké a pozemní dopravy na školní výkonnost a zdraví dětí.

Do studie bylo zařazeno téměř 3000 dětí ve věku 9-10 let z 89 škol z okolí 3 velkých evropských letišť, exponovaných různým hladinám denní ekvivalentní hladiny akustického tlaku v rozmezí 30 – 77 dB [13,14].

Pro letecký hluk v okolí škol i při nižších hladinách, nežli v dřívějších studiích, byl nalezen lineární vztah odpovídající zpoždění úrovně čtení u dětí o 1 – 2 měsíce při 5 dB zvýšení ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době. Pro hluk z pozemní dopravy tento vztah nalezen nebyl. Možným vysvětlením je odlišný charakter hlukové expozice, kde jednotlivé nepravidelné přelety letadel mohou více odvádět pozornost dětí a narušovat jejich komunikaci s učiteli, nežli více ustálený hluk z pozemní dopravy.

V nejnovější publikaci WHO, zabývající se kvantifikací zdravotních dopadů hluku na evropskou populaci, je z výsledků relevantních epidemiologických studií včetně výše uvedené studie odvozen hypotetický vztah mezi hlukovou expozicí v L_{dn} a procentem dětí ve věku 7 – 19 let s předpokládaným nepříznivým ovlivněním kognitivních funkcí. Pro nejnižší expoziční pásmo 55 – 65 dB L_{dn} se předpokládá tento efekt cca u 20 % dětí [2].

K hodnocení ovlivnění výkonu při jiných mimopracovních činnostech není dostatek studií, na základě kterých by bylo možné odvodit vztahy expozice a účinku.

¹⁰ RANCH (Road traffic and aircraft noise exposure and children's cognition and health)

Ovlivnění kardiovaskulárního systému hlukem bylo prokázáno v řadě experimentálních i epidemiologických studií. Hluk aktivuje jako nespecifický stresor autonomní a hormonální systém a vede k přechodným změnám ve fyziologických funkcích, jako je ovlivnění krevního tlaku, tepu, hladiny krevních lipidů, glukózy, vápníku, hořčíku a faktorů krevní srážlivosti. Předpokládá se, že při dlouhodobé expozici může dojít k funkčním změnám a poruchám regulace zvyšujícím riziko kardiovaskulárních onemocnění, tj. hypertenze, arteriosklerózy a ischemické choroby srdeční (nedostatečné prokrvení srdečního svalu, projevující se klinicky jako angina pectoris až infarkt myokardu). Pravděpodobně se zde současně uplatňuje i nedostatek hořčíku, který je vlivem hluku uvolňován z buněk a vylučován z organismu a není u evropské populace dostatečně saturován příjmem z potravy. Deficit hladiny hořčíku v krvi může přispívat k vasokonstrikci a nedostatečnému prokrvení s následnou hypertenzí a srdeční ischemií. Zásadní je, že stejně jako pro další nespecifické účinky hluku zde neplatí vztah dávky a účinku jako u toxického poškození. Nepůsobí zde akumulovaná akustická energie, nýbrž podstatná je konkrétní situace a aktivity, které hluk narušuje. Zvláštní význam proto může mít zejména večerní hluk v době relaxace po práci a noční hluk rušící spánek, který je třeba pohlížet jako na významný potenciální faktor kardiovaskulárního rizika [15]

Ve směrnici pro komunitní hluk v roce 1999 konstatovala WHO na základě existujících studií, že kardiovaskulární účinky jsou spojeny s dlouhodobou expozicí ekvivalentní hladině akustického tlaku $L_{Aeq,24h}$ v rozmezí 65 – 70 dB a více, pokud jde o letecký nebo dopravní hluk. Avšak tato asociace je slabá a je poněkud silnější pro ischemickou chorobu srdeční (dále ICHS) než pro hypertenzi. Nicméně i toto malé riziko bylo považováno za potenciálně závažné vzhledem k velkému počtu takto exponovaných osob [3].

Od té doby byly k objasnění vztahů hlukové expozice z dopravy a rizika kardiovaskulárních onemocnění provedeny desítky studií a publikována řada souborných prací. Pohled na vztah mezi hlukovou expozicí z dopravy a kardiovaskulárním rizikem tak prošel dalším vývojem.

Ve směrnici WHO pro noční hluk z roku 2009 je již konstatováno, že pro vztah k dopravnímu hluku jsou na základě nových studií dostatečné důkazy pro riziko ICHS a omezené až postačující pro riziko hypertenze [7].

Otázkou tedy v současné době již ani tak není, zda hluk představuje kardiovaskulární riziko, nýbrž spíše, jakou má toto riziko velikost a prahovou hladinu expozice [15].

Ve většině novějších studií byla použita jako hlukový deskriptor ekvivalentní hladina akustického tlaku v denní době $L_{Aeq,6-22h}$, popř. 24hodinová L_{dn} nebo L_{dvn} . Tyto 24hodinové hlukové deskriptory jsou založené na obtěžujícím účinku a zahrnují penalizaci nočního, resp. i večerního hluku, což pro předpokládanou etiologii kardiovaskulárního rizika hluku nemá opodstatnění. Za vhodnější pro hodnocení kardiovaskulárního rizika proto WHO považuje samostatné hlukové deskriptory pro denní a noční dobu [2].

Ve vztahu k leteckému hluku byly studie zaměřeny na ovlivnění hodnot krevního tlaku u dětí i dospělých a na prevalenci hypertenze a ICHS u dospělých. U dětí v okolí letišť bylo opakovaně zjištěno malé zvýšení tlaku, které pravděpodobně není významné v dětském věku, avšak není jasné, zda nemůže představovat zdravotní riziko v pozdějším životě. U dospělých je situace komplikovaná např. migrací, neboť senzitivnější lidé mají tendenci se z hlučného prostředí odstěhovat, nebo léčbou již existující hypertenze. Sledování hodnot krevního tlaku proto u dospělých osob neposkytuje konzistentní výsledky a vhodnějším ukazatelem je klinicky diagnostikovaná hypertenze.

Výsledky studií z okolí velkých letišť (Amsterdam, Okinawa, Stockholm) jsou sice příliš nesourodé, než aby je bylo možné sumárně vyhodnotit, avšak shodně popsaly vyšší riziko hypertenze s relativním rizikem 1,4-2,1 v hlučnějších oblastech s expozicí denní ekvivalentní hladině akustického tlaku 60 – 70 dB a více, ve srovnání s oblastmi tiššími. Švédská studie našla relativní riziko 1,6 již při expozici > 55 dB [7,16].

Méně jasná z hlediska rizika hypertenze zůstává situace u hluku z pozemní dopravy, kde však naopak konzistentní výsledky podávají studie zaměřené na riziko ICHS. Při hlukové expozici nad $L_{Aeq, 6-22h}$ 60 dB je popisováno většinou studií, i když zřídka vychází statisticky významné. Ve většině studií dosahuje relativní riziko úrovně 1,1 – 1,5 pro hlukovou zátěž nad 65 – 70 dB a ještě se zvyšuje při zohlednění délky expozice, orientace oken a zvyklosti otevírání oken. Vyšší je též u lidí, kteří se cítí být hlukem obtěžováni. Pozitivně vychází i vztah mezi hlukovou expozicí a spotřebou léků, jak kardiovaskulárních, tak hypnotik a sedativ [16]. Asociace mezi spotřebou kardiovaskulárních léků a hlukovou expozicí byla popsána i v řadě studií věnovaných leteckému hluku v okolí velkých evropských letišť.

Směrnice WHO pro noční hluk z roku 2009 uvádí pro incidenci infarktu myokardu ve vztahu k silničnímu dopravnímu hluku prahovou hodnotu NOAEL 60 dB L_{day} a vztah expozice a účinku vycházející z meta-analýzy epidemiologických deskriptivních a analytických studií, použitý při kvantifikaci zdravotních důsledků zátěže hlukem z prostředí v roce 2005.

Pro odvození vztahů k hodnocení rizika infarktu myokardu ve vztahu k leteckému hluku není v současné době dostatek podkladů. Podle WHO proto nezbyvá jiná alternativa nežli používat výše uvedené vztahy odvozené pro silniční hluk, i když je možné, že účinek leteckého hluku je významnější [2,7].

Z hlediska vztahu noční hlukové expozice ke kardiovaskulárnímu riziku dosud nejsou shromážděny zcela prokazatelné důkazy. Důvodem je malý počet studií používajících jako hlukový deskriptor L_{night} . Podle experimentů u pokusných zvířat i existujících studií však lze předpokládat, že právě noční hluk má silnější vztah k tomuto riziku, nežli hluk denní, což indikují i výsledky nejnovějších epidemiologických studií jak pro silniční, tak i letecký hluk.

WHO uvádí pro noční hlukovou expozici v nové směrnici pro noční hluk prahovou hodnotu hlukové zátěže pro riziko hypertenze a infarktu myokardu 50 dB L_{night} s poznámkou, že toto riziko je podmíněno i denním hlukem. Odvození této prahové hodnoty ovšem více méně vychází ze studií denní hlukové expozice (L_{day}) nebo 24 hodinové expozice (L_{dvn}) s hodnotou NOAEL 60 dB a předpokladu, že noční hladina hluku je u hluku ze silniční dopravy cca o 10 dB nižší.

Evropská agentura pro životní prostředí uvádí ve své zprávě z října 2010 prahové hladiny hluku v L_{dvn} pro ICHS 60 dB a pro hypertenzi 50 dB. K hodnocení rizika ICHS v současné době EEA i WHO doporučují výpočet OR¹¹ incidence infarktu myokardu polynomiální rovnicí, odvozenou na základě meta-analýzy analytických studií pro hlukovou expozici ekvivalentní hladině akustického tlaku v denní době $L_{day, 16 h}$ v rozmezí 55 – 80 dB. Tento vztah se týká pouze hluku z pozemní silniční dopravy [1,2,17].

V budoucnosti lze předpokládat, že pokračující výzkum povede k dalšímu upřesnění vztahů a prahových hodnot hlukové expozice z dopravy a kardiovaskulárního rizika.

Pro hlukovou expozici z letecké dopravy bylo v roce 2002 re-analýzou starší studie z okolí holandského letiště Schiphol metodou kontinuální logistické regrese odvozeno relativní riziko pro hypertenzi RR = 1,26 (1.14 – 1.39) pro nárůst hlukové expozice o 5 dB v rozmezí 55 – 72 dB $L_{Aeq 7-19h}$. [18]. Tento vztah byl zmíněn i v původním autorizačním návodu SZÚ. Je však založen na výsledcích pouze jedné studie.

V roce 2008 byly publikovány výsledky velké mezinárodní evropské studie HYENA¹² podpořené grantem Evropské Komise, jejímž cílem bylo vyhodnocení vztahů mezi expozicí obyvatel v okolí letišť hluku z letecké a pozemní dopravy ve vztahu k riziku hypertenze [19]. Do této studie bylo zapojeno téměř 5000 obyvatel okolí 6 velkých evropských letišť, přičemž byly ve vztahu k hypertenzi zohledněny i hlavní interferující rizikové faktory.

¹¹OR (Odds ratio) – poměr šancí, je mírou relativního rizika

¹²HYENA (Hypertenzion and exposure to noise near airports)

Statistickým zpracováním výsledků byl pro obě pohlaví respondentů zjištěn statisticky významný vztah pro noční hlukovou expozici z letecké dopravy a u mužů i pro 24hodinovou expozici z pozemní dopravy. Pro zvýšení noční ekvivalentní hladiny akustického tlaku L_{night} o 10 dB z letecké dopravy bylo zjištěno pro riziko hypertenze OR 1,14 (95%CI = 1,012 – 1,286) a to od úrovně expozice v hlukovém pásmu 40-44 dB. Pro denní hlukovou expozici tento vztah statisticky významný nebyl, což lze vysvětlit více homogenní hlukovou expozicí v nočních hodinách, které lidé tráví doma a narušením zotavujícího efektu spánku, ke kterému dochází účinkem hluku i bez vědomého probuzení.

V červenci 2009 byla publikována meta-analýza 5 epidemiologických studií z okolí velkých letišť ve vztahu k riziku hypertenze, která odvodila regresním přístupem OR 1,13 (95%CI = 1,00 – 1,28) pro 10 dB nárůst expozice v hlukovém deskriptoru L_{dn} nebo L_{dvn} [20]. Autoři však upozorňují, že současné podklady neumožňují stanovení spolehlivého vztahu asociace mezi leteckým hlukem a kardiovaskulárním rizikem a že jde pouze o pokus o nejlepší možný odhad, přičemž není možné spolehlivě stanovit prahovou expozici, od které je možné tento vztah použít.

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

Možný vliv hluku na nitroděložní vývoj plodu se teoreticky vysvětluje prostřednictvím vasokonstrikce a tím sníženého prokrvení placenty spolu se zvýšenou kontraktilitou dělohy účinkem stresových hormonů. Ve studii z okolí holandského letiště Shiphol se neprokázalo snížení porodní váhy novorozenců při hlukové expozici L_{dn} pod 62 dB. Riziko vrozených vývojových vad vyvolané leteckým hlukem v okolí letišť dostupná data vylučují [21].

Podobně nejsou průkazné ani výsledky studií zaměřených na **vztah hlukové expozice a projevu poruch duševního zdraví**. Současné podklady naznačují, že hluk z prostředí zejména při vysoké úrovni má vztah k psychologickým symptomům a může zvyšovat pocity úzkosti a spotřebu sedativ, avšak je málo důkazů o závažnějších účincích.

Starší studie z okolí letiště Heathrow našla asociaci s nárůstem procenta psychiatrických hospitalizací u populace žijící kolem letiště při vysoké expozici hluku L_{dn} nad 70 dB ve srovnání s oblastí exponovanou úrovní L_{dn} do 65 dB s poměrem prevalence 1,1. Tato studie je kritizována z hlediska použité metodologie a v pozdějším opakování nebyly její výsledky potvrzeny.

Průkazné nejsou ani výsledky dalších studií a je zřejmé, že hospitalizace z důvodu psychiatrických onemocnění jsou ovlivněny mnoha psychosociálními faktory, které jsou významnější nežli expozice hluku.

Nejvíce podkladů je z poslední doby ze studií zaměřených na hluk z vojenských letišť, které naznačují asociaci s psychologickými symptomy při vysoké úrovni denní hlukové expozice nad 70 dB L_{Aeq} . Vzhledem k tomu, že vesměs hodnotí pouze denní hluk, je možné, že noční hluk působící během doby spánku má účinky na duševní zdraví při nižší úrovni, nežli hluk v denní době. Existují i některé doklady o tom, že intenzivní hluk ze silniční dopravy může vést k psychologickým symptomům. Žádné důkazy neexistují o vlivu na duševní zdraví u hluku z železniční dopravy [7].

Obecně se pro letecký hluk zdá být nejvýznamnějším subjektivně vnímaným účinkem narušení odpočinku, rekreace a sledování televize, zatímco např. u hluku ze silniční dopravy je jako dominantní vnímáno rušení při spánku.

Souhrnně byl pro letecký hluk německými experty v roce 2008 publikován výsledek analýzy (review) epidemiologických studií z let 2000 – 2007 zaměřených na zdravotní účinky, obtěžování a poruchy učení. V rámci účinků spojených s denní expozicí byla hodnocena zvýšená spotřeba léků na hypertenzi, poruchy učení u školních dětí a významné obtěžování. Pro noční hlukovou expozici byl hlavní důraz kladen na riziko hypertenze.

V závěrech je uvedeno, že na základě poznatků z nových epidemiologických studií by k vyloučení významných poškození zdraví neměla být v okolí letišť překračována ekvivalentní hladina akustického tlaku 60 dB ve dne a 50 dB v noci. Při zohlednění ochrany i zvláště citlivých skupin populace byly ze zdravotního hlediska za vhodné doporučeny hodnoty 55 dB ve dne a 45 dB v noci [10].

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

V praxi se proto nezdá, že se 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 [4].

Z hlediska fyzikálních parametrů hluku je významné jeho spektrální (kmitočtové) složení. Podle Havránka má širokopásmový hluk výraznější účinky na oběhové funkce a další funkce zprostředkované přes podkoží. Naproti tomu tónový hluk je spojován s vyšší subjektivní rušivostí a má pronikavější účinek na sluchové ztráty. Významnou roli zde hraje také výška, tj. frekvence působícího tónu. Hluky s převahou frekvencí > 2 000 Hz jsou považovány za agresivnější než hluky s frekvencemi < 1 000 Hz [4].

Velmi specifické vlastnosti jak z hlediska šíření, tak i z hlediska účinků a individuálních rozdílů ve vnímavosti má hluk o nízkých frekvencích < 100 Hz. Typickým zdrojem nízkofrekvenčního hluku jsou některá technická zařízení, jako tepelná čerpadla, kompresory, kotle nebo klimatizační systémy, takže se s ním setkáváme např. v okolí průmyslových areálů. Letadla mohou být zdrojem tohoto hluku při přistávání za použití reverzu (obraceče tahu), což však není případ běžného provozu na civilních letištích. Ve studii hodnocení vlivů leteckého provozu letiště Ruzyně na veřejné zdraví, zpracované v rámci dokumentace záměru výstavby paralelní RWY pracovníky Národní referenční laboratoře pro komunální hluk v roce 2009, je konstatováno, že přítomnost nízkofrekvenčního hluku se u hluku z leteckého provozu nepředpokládá.

Z hlediska zvýšené citlivosti některých populačních skupin vůči nepříznivým zdravotním účinkům hluku bylo prokázáno, že lidé vysoce obtěžovaní i nízkou hlukovou zátěží mají zvýšené riziko hypertenze, 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 hypertenze, ischemické choroby srdeční 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 [21].

Vztah mezi hlukem a jeho účinkem na člověka je ovšem velmi komplexní a složitý a všechny faktory a charakteristiky hluku, které zde působí, nejsou dosud dostatečně objasněny.

Pro měření a hodnocení dlouhodobé hlukové zátěže z leteckého hluku v okolí letišť byla v minulosti vyvinuta řada národních postupů, které poněkud odlišně zohledňovaly denní a noční dobu, hladinu a počet hlukových událostí, případně frekvenční složení hluku.

V Holandsku se např. dlouho používalo vyjádření expozice leteckému hluku hodnotou B v Kosten jednotkách (Kosteneenheid, Ke). Tato hodnota byla jako roční průměr vypočtena z maximální hladiny akustického tlaku během přeletu, počtu přeletů a korekcí pro večerní a noční lety a byla určena hlavně k predikci obtěžování.

WHO vzhledem k mnoha dalším nejistotám v predikci účinku hluku na obyvatelstvo nepovažuje použití těchto komplexních postupů za opodstatněné a prosazuje trend ke sjednocení a zjednodušení. Dle směrnice WHO z roku 1999 je u hluku, který je složený z menšího počtu jednotlivých hlukových událostí, jako je právě letecký hluk, doporučeno k charakteristice hlukové zátěže kromě ekvivalentní hladiny akustického tlaku $L_{Aeq,T}$ hodnotit maximální hladinu akustického tlaku L_{Amax} nebo hladinu zvukové expozice, vyjadřující celkovou akustickou energii hlukové události v časové periodě 1 sekundy (Sound exposure level – SEL nebo L_{AE}) a počet hlukových událostí.

V zemích EU byly pro účely jednotného hlukového mapování a hodnocení hluku ve venkovním prostředí včetně hluku z leteckého dopravy sjednoceny hlukové indikátory Směrnicí EP a Rady 2002/49/ES¹³.

Zvolenými společnými indikátory jsou L_{dvn} pro posouzení míry obtěžování hlukem a L_n ¹⁴ pro posouzení míry rušení spánku. Pro potřeby monitorování a kontroly zvláštních hlukových situací je umožněno členskými státy používání doplňkových indikátorů. Mezi příklady těchto situací je uveden i velmi nízký počet hlukových událostí za určité období, např. přeletů letadel v nočních hodinách a jako hlukový indikátor pro ochranu v noci v případě špiček hluku L_{Amax} nebo SEL.

Mezní hodnoty hlukových ukazatelů L_{dvn} a L_n stanovené v ČR vyhláškou MZ č. 523/2006 Sb.¹⁵, jsou pro hluk z letecké dopravy 60 dB L_{dvn} a 50 dB L_n . Tyto mezní hodnoty si podle zmíněné směrnice určují členské státy a při jejich překročení zvažují nebo zavádějí opatření ke zmírnění hluku. Tyto mezní hodnoty v podstatě odpovídají platným limitům, neboť hygienický limit pro hluk z leteckého provozu v chráněném venkovním prostoru staveb (do 2 m od fasády) v ČR stanovený nařízením vlády č. 148/2006 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací, je 60 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku A pro denní dobu (6.00 - 22.00 hod.) a 50 dB pro noční dobu (22.00 - 6.00 hod.).

III.2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku

Potřebným výchozím podkladem k hodnocení expozice hluku a ke kvantitativnímu odhadu míry zdravotního rizika je obecně znalost hlukové zátěže získaná měřením nebo modelovým výpočtem, vztahená ke konkrétnímu počtu exponovaných osob. V daném případě jsou podkladem k hodnocení expozice obyvatel sídel situovaných v širším okolí letiště Vodochody výstupy akustických studií hlukové zátěže z letecké a pozemní dopravy.

Akustický vliv silniční dopravy je hodnocen ve 3 variantách a sice pro srovnávací stav roku 2009, výhledový stav v roce 2015 pro dopravní situaci s přivaděčem na dálnici D8 bez rozšíření letiště a pro tento stav po rozšíření letiště, tedy s navýšením o vyvolanou obslužnou dopravu .

¹³Směrnice Evropského parlamentu a rady 2002/49/ES ze dne 25. června 2002 o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí

¹⁴ L_n (noc) ekvivalentní hladina akustického tlaku za 8 hodin od 22.00 do 6.00 hod.

¹⁵ Vyhláška č. 523/2006 Sb., kterou se stanoví mezní hodnoty hlukových ukazatelů, jejich výpočet, základní požadavky na obsah strategických hlukových map a akčních plánů a podmínky účasti veřejnosti na jejich přípravě (vyhláška o hlukovém mapování)

U železniční dopravy po koridoru Praha – Kralupy nad Vltavou se po rozšíření letiště nepředpokládá zvýšení frekvence vlaků. Hodnoceny jsou varianty pro srovnávací stav v roce rok 2009 a pro výhledový stav v roce 2015, kdy je na základě dostupných podkladů zohledněn vliv uvažované vysokorychlostní tratě (VRT) Praha –Dresden.

Výstupem výpočtu jsou ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní a noční době ve zvolených výpočtových bodech, které zohledňují hlukovou expozici obytné zástavby u komunikací v obcích v okolí letiště. Z výsledků vyplývá, že vlivem záměru rozšíření letiště nedojde k významným změnám akustické situace z pozemní dopravy. Přírůstek vlivem obslužné dopravy letiště Vodochody se pohybuje v hodnotách do 0,6 dB.

Akustická studie leteckého provozu hodnotí vliv leteckého provozu ve srovnávacím roce 2009 a ve výhledu roku 2015. Výpočet ekvivalentních hladin akustického tlaku pro denní a noční dobu vychází v souladu s platnou metodikou z údajů charakteristického letového dne.

Proti původní studii z roku 2010 je výpočet proveden i pro ekvivalentní hladinu akustického tlaku v noční době $L_{Aeq\ N}$ a jako hlukový deskriptor, zpracovaný pro účely hodnocení zdravotních rizik, byla zvolena 24hodinová ekvivalentní hladina akustického tlaku L_{dvn} , která zohledňuje vyšší rušivý efekt provozu ve večerních hodinách a pro kterou jsou stanoveny nové aktuální vztahy pro obtěžování leteckým hlukem.

Výstupem akustické studie leteckého provozu je grafické znázornění izolinií ekvivalentních hladin akustického tlaku $L_{Aeq\ D}$ a $L_{Aeq\ N}$ s odstupem po 5 dB, které ohraničují hlukové zóny s různou mírou hlukové zátěže ve vztahu k platným hygienickým limitům hluku. Nejistota výpočtů akustické studie je odhadnuta v rozmezí maximálně ± 3 dB.

Ze znázorněných izolinií a hlukových zón pro výhledový stav 2015 vyplývá, že i když dojde k nárůstu hlukového zatížení okolí letiště, převážná většina území s obytnou zástavbou nebude zasažena nadlimitním hlukem.

Hluková zátěž nad úroveň hlukového limitu $L_{Aeq\ D}$ 60 dB vychází u stávající zástavby pouze v okrajové části Panenských Břežan a u Zlončic (u části obce Dolánky, kde však jsou pouze objekty určené k rekreaci). Ve výhledovém stavu budoucího rozvoje obcí by částečně zasahovala do rozvojových ploch zástavby v těchto obcích a v obci Bašť. Limitní hladina $L_{Aeq\ N}$ 50 dB se týká pouze jednoho objektu k trvalému bydlení v zahrádkářské kolonii panenských Břežan.

V grafických přílohách akustické studie je pro hlukové deskriptory $L_{Aeq\ N}$ a L_{dvn} zobrazeno i kumulované celkové hlukové zatížení ze všech známých zdrojů hluku v okolí letiště.

Závěrem akustické studie jsou navrženy zásady kontrolního kontinuálního monitoringu akustické situace pro kontrolu dodržování hlukových limitů. V samostatné akustické studii je předložen návrh stanovení ochranného pásma, ohraničeného izofonou 57 dB $L_{Aeq\ D}$, zohledňujícího nejistotu výpočtu ± 3 dB akustické studie ve vztahu k hlukovému limitu 60 dB.

Pro kvantitativní hodnocení rizika hluku je potřebným podkladem konkrétní počet obyvatel exponovaných hladinám hluku v hlukových pásmech z jednotlivých typů zdrojů hluku.

Výstupem akustických studií, určeným pro kvantitativní hodnocení rizika hluku, jsou proto počty obyvatel v jednotlivých dotčených sídlech v zájmovém území, exponovaných v hlukových pásmech ekvivalentních hladin akustického tlaku odstupňovaných po 5 dB, počínaje 50 dB v denní době, 40 dB v noční době, resp. 45 dB L_{dvn} .

Počty obyvatel stávající zástavby v hlukových pásmech vyhodnotil zpracovatel akustické studie podle metodiky strategického hlukového mapování pomocí nástrojů GIS. Na základě územních plánů jednotlivých obcí byl proveden i hrubý odhad výhledového počtu obyvatel nové zástavby v plánovaných rozvojových územích.

Tabulky s těmito údaji, převzaté z akustických studií, jsou uvedeny v samostatné příloze znaleckého posudku.

Hlukové pozadí tichých okrajových částí nejbližších okolních obcí (Panenské Břežany, Zlončice, Dolany, Bašť, Vodochody) bez leteckého provozu bylo zjištěno 24hodinovým měřením v červnu 2008. Zjištěné ekvivalentní hladiny akustického tlaku se v jednotlivých lokalitách pohybovaly v rozmezí 45 – 53 dB v denní době a 39 – 50 dB v noční době.

Původní akustické studie, zpracované jako podklad k oznámení záměru v roce 2008, zahrnovaly hlukové pásmo noční ekvivalentní hladiny akustického tlaku $L_{Aeq,N}$ až od 45 dB, resp. pásmo 24hodinové hladiny hluku L_{dn} až od 50 dB. Tím nebyly pokryty těsně nadprahové hladiny hluku, které již teoreticky mohou mít obtěžující a rušivý účinek. Nyní je stejně jako v loňském hodnocení k dokumentaci EIA použit maximálně konzervativní postup zahrnující i prahové hladiny hlukové expozice, což vede ke zvýšení počtu exponovaných obyvatel, aniž by došlo ke zvýšení hlukového dosahu provozu letiště. Pro skutečný stav je však třeba počítat s tím, že jde o údaj spíše nadhodnocený, neboť nižší hladiny hlukové zátěže mohou být do jisté míry překryty hlukovým pozadím, jak je dokladováno výše uvedenými výsledky měření.

Významnou změnou proti hodnocení k dokumentaci, provedeném v roce 2010, je nyní zahrnutí i nočního hluku z omezeného leteckého provozu v nočních hodinách a použití ekvivalentní 24hodinové hladiny akustického tlaku L_{dvn} , zohledňující vyšší rušivý efekt hluku i ve večerních hodinách, jako hlukového deskriptoru k hodnocení rizika hluku. Tím se opět zvýšil počet obyvatel s hodnocenou hlukovou expozicí a tím i výsledný počet obtěžovaných obyvatel, aniž by došlo ke zvýšení hlukového dosahu provozu letiště.

Při kvalitativní charakteristice zdravotních účinků hluku je možné orientačně vycházet z tabulek č. 1 a 2, ve kterých jsou vybarvením znázorněny prahové hodnoty hlukové expozice pro nepříznivé účinky hluku ve venkovním prostředí, které se v současné době považují za dostatečně, popř. omezeně prokázané. Prahové hodnoty jsou převzaty z hlukových směrnic WHO [3,7] a platí obecně bez specifikace zdroje hluku. Platí pro větší část populace s průměrnou citlivostí vůči účinkům hluku. V okolí frekventovaných komunikací a letišť ovšem jejich plné dodržení není reálně dosažitelné.

Ve spodní části tabulek je pro hluk z pozemní a letecké dopravy uveden souhrnný počet obyvatel dotčených sídel exponovaných hladině hluku v příslušné hlukové zóně podle výstupů akustické studie.

Pro hluk ze silniční dopravy se uvedený souhrnný počet exponovaných obyvatel týká těchto sídel:

Bašť, Dolany, Chvatěruby, Klíčany, Kozomín, Líbeznice, Máslovice, Odolena Voda, Panenské Břežany, Postřížín, Vodochody a Zlončice.

Pro hluk z železniční dopravy se souhrnný počet exponovaných obyvatel týká těchto sídel: Bašť, Dolany, Chvatěruby, Líbeznice, Máslovice, Měšice, Odolena Voda, Předboj a Zlončice. V akustické studii je přitom orientačně zohledněn i výhledový zdroj hluku – vysokorychlostní železnice Praha – Ústí n.L. – Dresden (VRT), avšak bez protihlukových opatření.

Pro hluk z letecké dopravy se uvedený souhrnný počet exponovaných obyvatel týká těchto sídel:

Bašť, Blevice, Brázdim, Dolany, Chvatěruby, Klíčany, Kozomín, Kralupy nad Vltavou, Libice, Líbeznice, Máslovice, Měšice, Neuměřice, Odolena Voda, Olovnice, Otvovice, Panenské Břežany, Podlešín, Postřížín, Předboj, Slatina, Sluhy, Vodochody, Zlončice, Zlonín a Zvoleněves.

Tab. 1 - Prahové hodnoty prokázaných účinků hlukové expozice – den ($L_{Aeq, 6-22 h}$) a počty exponovaných obyvatel							
Nepříznivý účinek	dB(A)						
	40-45	45-50	50-55	55-60	60-65	65-70	70+
Sluchové postižení *							
Ischemická choroba srdeční včetně infarktu myokardu							
Zhoršená komunikace řečí							
Zhoršené osvojení řeči a čtení u dětí **							
Silné obtěžování							
Mírné obtěžování							
Pozemní doprava – silnice – počet exponovaných obyvatel							
2009 – srovnávací stav	-	-	1670	555	146	44	2
2015 – stávající zástavba	-	-	1739	514	86	7	0
2015 – s vývojem dle ÚP	-	-	2822	923	155	12	0
Pozemní doprava – železnice – počet exponovaných obyvatel							
2009 – stávající zástavba	-	-	351	122	57	59	17
2015 s VRT – stávající zástavba	-	-	935	208	76	59	17
2015 s VRT – s vývojem dle ÚP	-	-	1649	274	79	59	17
Letecká doprava – letiště Vodochody – počet exponovaných obyvatel							
2009 – srovnávací stav	-	-	0	0	0	0	0
2015 – stávající zástavba	-	-	3831	1941	35	0	0
2015 – s vývojem dle ÚP	-	-	7253	3014	189	9	0

*přímá expozice hluku v interiéru, $L_{Aeq,24h}$ **pouze u leteckého hluku

Pokud vycházíme z výše uvedené tabulky účinků denní hlukové expozice, můžeme pro hodnocení záměr letiště Vodochody dospět k několika obecnějším závěrům:

- § Hluková expozice z letecké dopravy v obývaném území s rezervou nedosahuje prahovou hladinu hluku pro poškození sluchu.
- § Zvýšené riziko ischemické choroby srdeční a infarktu myokardu teoreticky přichází do úvahy pouze při překročení hygienického limitu ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době 60 dB. U současné zástavby by se teoreticky týkalo 35 lidí obce Panenské Břežany. Při dalším vývoji obcí podle územních plánů by se počet takto dotčených obyvatel v roce 2015 zvýšil v Panenských Břežanech na 149 obyvatel a v obcích Bašť a Zlončice by bylo nadprahové hladině hluku exponováno 49 obyvatel.
- § Další účinky se již týkají většího počtu obyvatel. Překročení prahových hladin hluku pro rušení verbální komunikace a silné obtěžování hlukem v roce 2015 se týká 1976 obyvatel v obcích Bašť, Dolany, Kralupy n.V., Panenské Břežany a Zlončice. Práh mírného obtěžování hlukem 50 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době ovšem bude překročen v širším území a zahrne dalších 3831 obyvatel. Tyto počty potenciálně dotčených obyvatelů se opět teoreticky dále zvyšují při územním a demografickém vývoji dle územních plánů jednotlivých obcí. V reálné situaci se však při subjektivním vnímání obtěžujícího vlivu hluku uplatňuje řada dalších faktorů a tento účinek se může projevat i při nižší úrovni hlukové expozice.

§ U dětské populace školního věku je prokázaným specifickým účinkem leteckého hluku nepříznivé ovlivnění procesu učení v hlukově exponovaných školách, které se projevuje hlavně mírným zpožděním v řádu několika měsíců v osvojení čtení. Tento účinek byl známý již dříve, avšak na základě nových studií došlo ke snížení prahové hladiny hluku, která se původně předpokládala kolem 70 dB. Nyní uvedená hodnota 55 dB je převzata z nejnovějšího hodnocení WHO z letošního roku, které též uvádí hypotetický vztah mezi hlukovou expozicí v L_{dn} a procentem dětí ve věku 7 – 19 let s předpokládaným nepříznivým ovlivněním školní výkonnosti. Pro nejnižší expoziční pásmo 55 – 65 dB L_{dn} se předpokládá tento efekt cca u 20 % dětí [2].

V tomto hlukovém pásmu je ZŠ v Dolanech. Na uvedeném efektu se pravděpodobně částečně podílí i hluková expozice v místě bydliště dětí. V daném hlukovém pásmu bydlí podle výstupů akustické studie (rozdíl mezi hodnotou L_{dn} a L_{dvn} není významný) cca 96 % obyvatel obce Dolany, 80 % obyvatel obce Bašť a 45 % obyvatel obce Panenské Břežany. Jde ovšem o efekt zjistitelný pouze cílenými studiemi s použitím specializovaných testů, který nelze považovat za významné zdravotní riziko. Zlepšení podmínek výuky školních dětí však může být jednou z oblastí případných kompenzací hlukově exponovaným obcím ze strany provozovatele letiště.

Tab. 2 – Prahové hodnoty účinků hlukové expozice – noc ($L_{Aeq, 22-6 h}$) a počty exponovaných obyvatel							
Nepříznivý účinek	dB(A)						
	35-40	40-45	45-50	50-55	55-60	60-65	65+
Psychické poruchy*							
Hypertenze a IM*							
Subjektivně hodnocená horší kvalita spánku							
Zvýšené užívání sedativ							
Pozemní doprava – silnice – počet exponovaných obyvatel							
2009 – srovnávací stav	-	2096	1435	336	108	9	0
2015 – stávající zástavba	-	2137	1389	335	32	6	0
2015 – s vývojem dle ÚP	-	5487	2395	625	57	7	0
Pozemní doprava – železnice – počet exponovaných obyvatel							
2009 – stávající zástavba	-	354	471	275	93	64	63
2015 s VRT – stávající zástavba	-	1055	618	291	100	64	63
2015 s VRT – s vývojem dle ÚP	-	1621	954	497	102	67	63
Letecká doprava – letiště Vodochody – počet exponovaných obyvatel							
2009 – srovnávací stav	-	0	0	0	0	0	0
2015 – stávající zástavba	-	2521	1186	2	0	0	0
2015 – s vývojem dle ÚP	-	4185	1968	205	9	0	0

*účinky s omezenou váhou důkazů

Pro letecký hluk z tabulky účinků noční hlukové expozice pro hodnocený záměr letiště Vodochody vyplývají tyto obecnější závěry:

§ Hluková expozice z letecké dopravy v obývaném území s rezervou nedosahuje prahovou hladinu hluku pro psychické poruchy.

§ Zvýšené riziko ischemické choroby srdeční a infarktu myokardu teoreticky přichází do úvahy při překročení hygienického limitu ekvivalentní hladiny akustického tlaku v noční době 50 dB. U současné zástavby by se ve vztahu k leteckému hluku teoreticky týkalo 5ti lidí obce Panenské Břežany. Při dalším vývoji obcí podle územních plánů by se počet takto dotčených obyvatel v roce 2015 zvýšil v Panenských Břežanech na 108 obyvatel a přibýlo by dalších 106 obyvatel v obci Bašť.

Prahová hladina hluku pro riziko hypertenze může být podle některých studií nižší, nežli uváděných 50 dB, což bude dále zohledněno při kvantitativní charakterizaci rizika.

§ Prahové hladiny hluku pro ovlivnění spánku původní akustické studie, zpracované k oznámení záměru v roce 2008 plně nepokrývaly, neboť noční hluk hodnotily až od ekvivalentní hladiny akustického tlaku 45 dB. Nyní je uplatněn maximálně konzervativní postup se zohledněním i prahového rozmezí 40 – 45 dB i když se teoreticky překrývá s hlukovým pozadím. Teoretická možnost rušení spánku tak vychází u relativně významného počtu obyvatel v řadě obcí. Ve skutečnosti je tento účinek zásadně ovlivněn počtem nočních letů a jejich časovým rozložením. K minimalizaci rušivého vlivu se doporučuje omezení nočních letů do prvních nočních hodin do půlnoci, což bude provoz letiště Vodochody, kde se počítá pouze s opožděnými lety, splňovat.

Provozem letiště bude bezprostředně ovlivněn areál Střední školy letecké a výpočetní techniky zahrnující budovy školy, domov mládeže a tělocvičny spolu s bytem správce. Podle akustické studie se na fasádách orientovaných k letištní ploše budou hladiny hluku v denní době pohybovat okolo 63 – 65 dB, v noční době okolo 52 – 53 dB. Kritickým účinkem hluku zde bude ve dne zhoršení komunikace řečí při výuce a v noci rušení spánku, resp. zhoršení možnosti větrání ložnici okny.

Podle WHO by pro dostatečně srozumitelné vnímání složitějších zpráv a informací měl být rozdíl mezi hlukovým pozadím a hlasitostí vnímané řeči 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 (ve vztahu k prahové hodnotě 55 dB uvedené v tabulce č. 1 se přitom uvažuje útlum venkovního hluku polootevřeným oknem). Tento ukazatel je při zvýšené neprůzvučnosti oken splnitelný.

V technických opatřeních k minimalizaci hlukového zatížení okolí letiště je navržena protihluková stěna a počítá se s tím, že bude prověřen stavebně technický stav fasády objektů školy a navržena případná další úprava. Tyto úpravy by však měly zahrnout i zajištění dostatečné ventilace především vnitřních prostor internátu.

Kvantitativní charakterizace míry zdravotního rizika hluku vychází z tabulkových údajů akustických studií o počtech obyvatel jednotlivých dotčených sídel trvale žijících v hlukových pásmech vyznačených izofonami ekvivalentní hladiny akustického tlaku.

Druhým nezbytným podkladem k této charakterizaci rizika je znalost kvantitativního vztahu závislosti míry expozice a odezvy u populace. Zde je nezbytné odlišení jednotlivých zdrojů hluku, tedy jednotlivých druhů dopravy, neboť jejich obtěžující a rušivý účinek není stejný.

Obtěžování hlukem WHO nepovažuje za přímé zdravotní riziko. Přesto bývá do hodnocení vlivu hluku na obyvatelstvo kvantitativní odhad obtěžování zařazen, neboť ovlivňuje duševní a sociální pohodu ve smyslu široké definice zdraví WHO, jakožto stavu fyzické, duševní a sociální pohody [2]. Ke kvantitativnímu odhadu obtěžování obyvatel hlukem z různých typů dopravy jsou v zemích EU standardně používány vztahy mezi hlukovou expozicí v L_{dn} nebo L_{dvn} v rozmezí 45 – 75 dB a procentem obtěžovaných obyvatel, odvozené na základě meta-analýzy epidemiologických studií v roce 2001 odborníky TNO (Holandský institut pro aplikovaný vědecký výzkum) [6].

Vztahy pro obtěžování hlukem jsou odvozeny pro tři úrovně obtěžování vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity obtěžování. První úroveň LA (Little Annoyed) zahrnuje procento všech obtěžovaných od 28. stupně škály, tedy „přínejmenším mírně obtěžovaných“. Druhá úroveň A (Annoyed) se týká střední a vysoké intenzity obtěžování od 50 stupně škály a třetí úroveň HA (Highly Annoyed) zahrnuje pouze osoby s vysokou úrovní obtěžování od 72. stupně škály. Většinou je jako ukazatel obtěžování hodnocen nejvyšší stupeň, tedy HA. Dále jsou uvedeny kompletní rovnice pro všechny tři stupně obtěžování a to pro deskriptor L_{dvn} .

Vztahy pro obtěžování hlukem ze silniční dopravy:

$$\%LA = -6,235 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dvn} - 32)^3 + 5,509 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dvn} - 32)^2 + 0,6693 \cdot (L_{dvn} - 32)$$

$$\%A = 1,795 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dvn} - 37)^3 + 2,110 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dvn} - 37)^2 + 0,5353 \cdot (L_{dvn} - 37)$$

$$\%HA = 9,868 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dvn} - 42)^3 + 1,436 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dvn} - 42)^2 + 0,5118 \cdot (L_{dvn} - 42)$$

Vztahy pro obtěžování hlukem ze železniční dopravy:

$$\%LA = -3,229 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dvn} - 32)^3 + 4,871 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dvn} - 32)^2 + 0,1673 \cdot (L_{dvn} - 32)$$

$$\%A = 4,538 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dvn} - 37)^3 + 9,482 \cdot 10^{-3} \cdot (L_{dvn} - 37)^2 + 0,2129 \cdot (L_{dvn} - 37)$$

$$\%HA = 7,239 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dvn} - 42)^3 - 7,851 \cdot 10^{-3} \cdot (L_{dvn} - 42)^2 + 0,1695 \cdot (L_{dvn} - 42)$$

Vztahy pro obtěžování hlukem z letecké dopravy:

$$\%LA = -6,158 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{dvn} - 32)^3 + 3,410 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dvn} - 32)^2 + 1,738 \cdot (L_{dvn} - 32)$$

$$\%A = 8,588 \cdot 10^{-6} \cdot (L_{dvn} - 37)^3 + 1,777 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dvn} - 37)^2 + 1,221 \cdot (L_{dvn} - 37)$$

$$\%HA = -9,199 \cdot 10^{-5} \cdot (L_{dvn} - 42)^3 + 3,392 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{dvn} - 42)^2 + 0,2939 \cdot (L_{dvn} - 42)$$

Jak již bylo uvedeno, u vztahů pro obtěžování hlukem z letecké dopravy prokazují novější studie provedené po roce 1990 na rozdíl od ostatních typů dopravy posun k vyššímu obtěžujícímu účinku [24,25].

Aktualizované vztahy pro obtěžování hlukem z leteckého provozu, již vycházející z nových evropských studií provedených po roce 1996, byly v numerické tabulkové podobě pro hlukovou expozici v L_{dvn} publikovány v loňském návodu Evropské agentury pro životní prostředí (EEA) pro hodnocení zdravotních účinků hlukové expozice s upozorněním, že lze očekávat jejich další úpravy vlivem dalších studií [1].

Doposud jsou však standardně využívány původní vztahy a to i v posledním souborném hodnocení vlivů hluku na evropskou populaci, publikovaném WHO v letošním roce.

Z tohoto důvodu a též z důvodu návaznosti na předchozí hodnocení záměru letiště Vodochody, popř. nedávné hodnocení vlivů nové RWY Letiště Ruzyně, je kvantitativní odhad obtěžujících účinků hluku dále proveden ve dvou variantách a to nejprve s využitím původních vztahů doporučených WHO a v druhé variantě s využitím aktualizovaných vztahů doporučených EEA.

Pro subjektivní rušení spánku jsou používány vztahy odvozené pro expozici vyjádřenou v L_{night} v rozmezí 45 – 65 dB s extrapolací do nižší a vyšší expozice 40-45 dB, resp. 65-70 dB. Vycházejí ze statistického zpracování obsáhlé databáze výsledků z 12 terénních studií z různých zemí a představují vztahy mezi noční hlukovou expozicí z letecké, automobilové a železniční dopravy a procentem osob udávajících při dotazníkovém šetření zhoršenou kvalitu spánku pro tři úrovně intenzity rušení spánku. Vyjadřují závislost udávaného rušení spánku na hlukové expozici bez vlivu jiných faktorů. I když subjektivní pocity rušení spánku nemusí odpovídat závažnosti skutečného ovlivnění kvality spánku ve vztahu ke zdravotnímu riziku, jsou jediným efektem noční hlukové expozice, pro který jsou v současné době vztahy expozice a účinku k dispozici [2].

Stejně jako u vztahů pro obtěžování hlukem jsou pro rušení hlukem ve spánku odvozeny tři stupně rušivého účinku vztažené k teoretické 100 stupňové škále intenzity rušivého účinku a sice LSD (Lowly Sleep Disturbed) od 28. stupně škály (tedy „přinejmenším mírně rušení“), SD (Sleep Disturbed) pro rušení od 50 stupně škály intenzity a HSD (Highly Sleep Disturbed) pro vysoký stupeň rušení od 72.bodu stostupňové škály intenzity rušení. Hladina hluku od které se začíná objevovat silné obtěžování (HSD) a která je obecně považována WHO za prahovou hodnotu pro subjektivní rušení hlukem ve spánku je L_{night} 42 dB [7,12].

Vztahy pro rušení spánku hlukem ze silniční dopravy:

$$\%LSD = -8,4 - 0,16 \cdot L_{night} + 0,0108 \cdot (L_{night})^2$$

$$\%SD = 13,8 - 0,85 \cdot L_{night} + 0,01670 \cdot (L_{night})^2$$

$$\%HSD = 20,8 - 1,05 \cdot L_{night} + 0,01486 \cdot (L_{night})^2$$

Vztahy pro rušení spánku hlukem ze železniční dopravy:

$$\%LSD = 4,7 - 0,31 \cdot L_{night} + 0,01125 \cdot (L_{night})^2$$

$$\%SD = 12,5 - 0,66 \cdot L_{night} + 0,01121 \cdot (L_{night})^2$$

$$\%HSD = 11,3 - 0,55 \cdot L_{night} + 0,00759 \cdot (L_{night})^2$$

Vztahy pro rušení spánku hlukem z letecké dopravy:

$$\%LSD = 4,465 - 0,411 \cdot L_{night} + 0,01395 \cdot (L_{night})^2$$

$$\%SD = 13,714 - 0,807 \cdot L_{night} + 0,01555 \cdot (L_{night})^2$$

$$\%HSD = 18,147 - 0,956 \cdot L_{night} + 0,01482 \cdot (L_{night})^2$$

U leteckého hluku sice podle EEA novější studie z období po roce 1990 též indikují určitý posun k vyššímu rušivému účinku, avšak v menší míře, nežli u obtěžování. Vzhledem k tomu, že nové konkrétní vztahy v numerické podobě dosud nebyly publikovány, jsou použity výše uvedené rovnice, ze kterých s vědomím možného podhodnocení skutečného účinku vycházeli i experti WHO v hodnocení zdravotních dopadů hluku na evropskou populaci, publikovaném začátkem letošního roku [2].

V následující tabulce č. 3 je uveden konkrétní počet obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem z jednotlivých druhů dopravy (S-silnice, Ž-železnice, L-letecký provoz) v dotčených sídlech v zájmovém území okolí letiště Vodochody, vycházející z výše uvedených podkladů a vztahů expozice a účinku. Hodnoceny jsou varianty dle akustických studií – tedy srovnávací rok 2009, výhledový rok 2015 pro stávající zástavbu (2015 - SZ) a pro výhled dle územních plánů obcí (2015 – ÚP). U hluku z letecké dopravy je srovnávací rok 2009 hodnocen pouze u obcí Bašť, Dolany, Panenské Břežany a Zlončice, neboť u ostatních obcí nedosahuje do hodnocených hlukových pásem. Výsledek výpočtu je zaokrouhlený na celá čísla.

Jak již bylo uvedeno, pro hodnocení obtěžování hlukem z letecké dopravy obsahuje tato tabulka variantu 1 výpočtu s použitím původních a doposud standardně používaných vztahů expozice a účinku.

Při vnímání a interpretaci výše uvedených údajů o počtech obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem je třeba vycházet z reality. Hluk je v oblasti obtěžujících a rušivých účinků v podstatě bezprahově působící faktor, neboť jakýkoliv slyšitelný zvuk může být za určité situace vnímán jako nežádoucí.

Obtěžující a rušivý efekt má proto u části populace i hluk zdaleka nedosahující hranici závazných hygienických limitů hluku, stanovených k ochraně zdraví Nařízením vlády č. 148/2006 Sb., o ochraně zdraví před nepříznivými účinky hluku a vibrací.

Tab. č. 3 – Odhad počtu obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem ze silniční, železniční a letecké dopravy (varianta 1)

Sídlo	Zdroj hluku a varianta	Počet obyvatel hlukem obtěžovaných			Počet obyvatel hlukem rušených ve spánku			
		LA	A	HA	LSD	SD	HSD	
BAŠŤ	S – 2009	71	31	11	22	10	4	
	S - 2015 - SZ	58	24	8	16	7	3	
	S - 2015 - ÚP	89	38	12	24	11	4	
	Ž – 2115 - SZ	153	51	12	42	17	6	
	Ž – 2115 - ÚP	219	71	16	46	19	6	
	L - 2009	40	18	3	0	0	0	
	L - 2015 - SZ	842	484	201	228	145	85	
	L - 2015 - ÚP	1 451	842	356	399	254	150	
	L - 2015 - SZ	78	35	7	0	0	0	
BLEVICE	L - 2015 - ÚP	91	41	8	0	0	0	
	L - 2015 - SZ	184	83	16	0	0	0	
BRÁZDIM	L - 2015 - ÚP	234	105	20	0	0	0	
	L - 2015 - SZ	184	83	16	0	0	0	
DOLANY	S – 2009	47	21	7	15	7	3	
	S - 2015 - SZ	49	21	7	17	8	3	
	S - 2015 - ÚP	56	25	8	20	9	3	
	Ž - 2009	243	116	43	138	64	26	
	Ž – 2015 - SZ	243	116	43	138	64	26	
	Ž - 2015 - ÚP	264	125	45	151	70	28	
	L - 2009	96	43	8	0	0	0	
	L - 2015 - SZ	452	261	109	53	33	19	
	L - 2015 - ÚP	507	292	122	61	37	21	
	CHVATĚRUBY	S – 2009	26	11	4	10	4	2
		S - 2015 - SZ	26	11	4	10	4	2
		S - 2015 - ÚP	43	19	6	15	7	3
Ž - 2009		104	38	10	66	28	10	
Ž - 2015 - SZ		104	38	10	66	28	10	
Ž - 2015 - ÚP		152	55	14	97	40	14	
L - 2015 - SZ		116	53	11	0	0	0	
L - 2015 - ÚP		157	72	14	0	0	0	
KLÍČANY		S – 2009	149	78	31	92	45	19
	S - 2015 - SZ	149	77	31	93	46	20	
	S - 2015 - ÚP	739	330	116	312	145	60	

	L - 2015 - SZ	101	47	10	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	188	89	21	0	0	0
KRALUPY n. V.	L - 2015 - SZ	1 908	919	230	7	4	2
	L - 2015 - ÚP	3 151	1 547	413	110	67	39
KOZOMÍN	S – 2009	76	33	11	27	12	5
	S - 2015 - SZ	81	35	12	29	13	5
	S - 2015 - ÚP	120	50	17	36	17	7
	L - 2015 - SZ	1	0	0	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	1	0	0	0	0	0
LIBČICE	L - 2015 - SZ	16	7	1	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	16	7	1	0	0	0
LÍBEZNICE	S – 2009	303	144	54	141	68	29
	S - 2015 - SZ	183	80	28	64	29	12
	S - 2015 - ÚP	261	115	40	100	46	18
	Ž - 2015 - SZ	153	50	12	42	17	6
	Ž - 2015 - ÚP	284	95	22	88	35	12
	L - 2015 - SZ	364	176	45	36	22	13
	L - 2015 - ÚP	551	270	72	65	40	23
MÁSLOVICE	S – 2009	18	7	2	4	2	1
	S - 2015 - SZ	18	7	2	4	2	1
	S - 2015 - ÚP	40	17	6	11	5	2
	Ž - 2009	7	2	1	4	2	1
	Ž - 2015 - SZ	7	2	1	4	2	1
	Ž - 2015 - ÚP	16	5	1	4	2	1
	L - 2015 - SZ	100	45	9	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	283	134	32	0	0	0
MĚŠICE	Ž - 2015 - SZ	115	39	10	26	11	4
	Ž - 2015 - ÚP	169	59	15	51	21	7
	L - 2015 - SZ	523	264	77	112	69	40
	L - 2015 - ÚP	767	381	106	140	86	49
NEUMĚŘICE	L - 2015 - SZ	2	1	0	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	2	1	0	0	0	0
ODOLENA VODA	S – 2009	907	391	133	347	158	63
	S - 2015 - SZ	980	421	143	380	173	69
	S - 2015 - ÚP	1921	834	285	866	392	155
	Ž - 2015 - SZ	8	2	1	0	0	0

	Ž - 2015 - ÚP	8	2	1	0	0	0
	L - 2015 - SZ	178	81	15	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	282	127	24	0	0	0
OLOVNICE	L - 2015 - SZ	47	21	4	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	52	24	4	0	0	0
OTVOVICE	L - 2015 - SZ	228	105	22	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	319	149	32	0	0	0
PAN. BŘEŽANY	S – 2009	108	47	16	53	24	9
	S - 2015 - SZ	123	54	19	57	26	10
	S - 2015 - ÚP	211	96	34	111	51	20
	L - 2009	31	14	3	0	0	0
	L - 2015 - SZ	288	160	62	42	26	15
	L - 2015 - ÚP	508	286	114	71	45	27
PODLEŠÍN	L - 2015 - SZ	105	47	9	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	114	52	10	0	0	0
POSTŘÍŽÍN	S – 2009	197	89	32	98	45	18
	S - 2015 - SZ	201	91	33	103	48	19
	S - 2015 - ÚP	348	158	57	188	86	35
	L - 2015 - SZ	175	79	15	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	253	115	23	0	0	0
PŘEDBOJ	Ž - 2015 - SZ	3	1	0	0	0	0
	Ž - 2015 - ÚP	23	7	1	0	0	0
	L - 2015 - SZ	3	1	0	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	3	1	0	0	0	0
SLATINA	L - 2015 - SZ	172	84	22	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	249	121	31	0	0	0
SLUHY	L - 2015 - SZ	244	119	31	24	15	8
	L - 2015 - ÚP	426	203	49	27	17	10
VODOCHODY	S – 2009	96	44	16	44	20	8
	S - 2015 - SZ	99	46	17	45	21	8
	S - 2015 - ÚP	183	81	29	68	31	13
	L - 2012 - SZ	132	60	11	0	0	0
	L - 2012 - ÚP	293	133	25	0	0	0
ZLONÍN	Ž - 2015 - ÚP	1	0	0	0	0	0
	L - 2015 - SZ	69	31	6	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	112	50	10	0	0	0

ZLONČICE	S – 2009	30	13	4	6	3	1
	S - 2015 - SZ	28	12	4	6	3	1
	S - 2015 - ÚP	29	12	4	6	3	1
	Ž - 2009	47	16	4	23	10	3
	Ž - 2015 - SZ	47	16	4	23	10	3
	Ž - 2015 - ÚP	112	42	11	64	28	10
	L - 2009	6	3	1	0	0	0
	L - 2015 - SZ	225	116	36	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	353	186	62	7	4	2
ZVOLENĚVES	L - 2015 - SZ	105	48	9	0	0	0
	L - 2015 - ÚP	105	48	9	0	0	0
CELKEM	S – 2009	2 028	909	321	859	398	162
	S - 2015 - SZ	1 995	879	308	824	380	153
	S - 2015 - ÚP	4040	1 775	614	1 757	803	321
	Ž - 2009	401	172	58	231	104	40
	Ž - 2015 - SZ	833	315	93	341	149	56
	Ž - 2015 - ÚP	1 248	461	126	501	215	78
	L - 2009	173	78	15	0	0	0
	L - 2015 - SZ	6 658	3 327	958	502	314	182
	L - 2015 - ÚP	10 468	5 276	1 558	881	551	321

Vysvětlivky: LA - počet obtěžovaných celkem LSD - počet rušených ve spánku celkem
 A - středně a vysoce obtěžovaní SD - středně a vysoce rušení ve spánku
 HA - vysoce obtěžovaní HSD - vysoce rušení ve spánku
 S - silnice Ž - železnice L - letadla SZ - stávající obytná zástavba
 ÚP - zahrnutý rozvojové plochy nové výstavby a počet obyvatel dle územních plánů

Přehlednějším orientačním ukazatelem celkové míry hlukové zátěže jednotlivých sídel může být procento obtěžovaných obyvatel hlukem z celkového počtu zde žijících obyvatel. K tomuto vyhodnocení byly použity údaje o počtu obyvatel v objektech stávající zástavby a výhledu podle územních plánů jednotlivých obcí, použité zpracovatelem akustické studie při hodnocení expozice obyvatel v hlukových pásmech.

Z takto provedeného hodnocení byly vypuštěny výsledky, ve kterých hluk z jednotlivých druhů dopravy nepřesahuje 20 % obyvatel obtěžovaných hlukem, což odpovídá spodní hranici rozpětí hlukového pozadí, zjištěného měřením v roce 2008 (45/39 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní/noční době). Nižší úroveň obtěžování obyvatel hlukem je v reálných podmínkách těžko dosažitelná, neboť i pro prahové hodnoty obtěžování a rušení spánku pro průměrně citlivou populaci 50/42 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku pro den/noc vychází u silniční dopravy 28,5 % obtěžovaných obyvatel.

Výsledky jsou zaokrouhleny na celá čísla. K výsledkům uvedeným v tabulce č. 4 je ovšem třeba uvést, že jde o zcela orientační popisný ukazatel, který nemá oporu v legislativě a pro který není stanoven žádný doporučený ani závazný limit.

Tab. č. 4 – Procento obyvatel jednotlivých sídel, oběžovaných a rušených hlukem

Sídlo	Počet obyvatel	Doprava	% obtěžovaných (z toho silně)	% rušených ve spánku (z toho silně)
BAŠŤ	1550	L – 2015 - SZ	54 (13)	15 (5)
	2619	L – 2015 - ÚP	55 (14)	15 (6)
BLEVICE	288	L – 2015 - SZ	27 (2)	0
	335	L – 2015 - SZ	27 (2)	0
BRÁZDIM	649	L – 2015 - SZ	28 (2)	0
	800	L – 2015 - ÚP	29 (3)	0
DOLANY	814	Ž – 2009	30 (5)	17 (3)
	814	Ž – 2015 - SZ	30 (5)	17 (3)
	910	Ž – 2015 - ÚP	29 (5)	17 (3)
	814	L – 2015 - SZ	56 (13)	7 (2)
CHVATĚRUBY	910	L – 2015 - ÚP	56 (13)	7 (2)
	473	Ž – 2009	22 (2)	14 (2)
	473	Ž – 2015 - SZ	22 (2)	14 (2)
	700	Ž – 2015 - ÚP	22 (2)	14 (2)
KLÍČANY	473	L – 2015 - SZ	25 (2)	0
	700	L – 2015 - ÚP	22 (2)	0
	338	S - 2009	44 (9)	27 (6)
	338	S – 2015 - SZ	44 (9)	28 (6)
KOZOMÍN	3300	S – 2015 - ÚP	22 (4)	9 (2)
	338	L – 2015 - SZ	30 (3)	0
	3300	L – 2015 - ÚP	6 (1)	0
	362	S – 2009	21 (3)	7 (1)
MÁSLOVICE	362	S – 2015 - SZ	22 (3)	8 (1)
	550	S – 2015 - ÚP	22 (3)	7 (1)
	311	L – 2015 - SZ	32 (3)	0
MĚŠICE	796	L – 2015 - ÚP	36 (4)	0
	1655	L – 2015 - SZ	32 (5)	7 (2)
OTVOVICE	2 800	L – 2015 - ÚP	27 (4)	5 (2)
	721	L – 2015 - SZ	32 (3)	0
P.BŘEŽANY	1000	L – 2015 - ÚP	32 (2)	0
	566	S – 2015 - SZ	22 (3)	10 (2)
	985	S – 2015 - ÚP	21 (3)	12 (2)
	566	L – 2015 - SZ	51 (11)	7 (3)
PODLEŠÍN	985	L – 2015 - ÚP	52 (12)	7 (3)
	320	L – 2015 - SZ	33 (3)	0
POSTŘIŽÍN	350	L – 2015 - ÚP	33 (3)	0
	694	S - 2009	28 (5)	14 (3)
	694	S – 2015 - SZ	29 (5)	15 (3)
	1200	S – 2015 - ÚP	32 (5)	16 (3)
SLATINA	694	L – 2015 - SZ	25 (2)	0
	1200	L – 2015 - ÚP	21 (2)	0
VODOCHODY	444	L – 2015 - SZ	39 (5)	0
	654	L – 2015 - ÚP	38 (5)	0
	574	L – 2015 - SZ	23 (2)	0

	1528	L – 2015 - ÚP	19 (2)	0
SLUHY	666	L – 2015 - SZ	37 (5)	4 (1)
	1200	L – 2015 - ÚP	36 (4)	2 (1)
ZLONČICE	521	L – 2015 - SZ	43 (7)	0
	800	L – 2015 - ÚP	44 (8)	0
ZLONÍN	336	L – 2015 - SZ	21 (2)	0
	668	L – 2015 - ÚP	17 (1)	0

Vysvětlivky: S - silnice Ž - železnice L - letadla SZ - stávající obytná zástavba
 ÚP - zahrnutý rozvojové plochy nové výstavby a počet obyvatel dle územních plánů

Pro základní orientaci o vztahu současných hlukových limitů k obtěžujícímu a rušivému účinku hluku podle výše uvedených vztahů je v tabulce č. 5 uvedeno odpovídající procento obtěžovaných a rušených obyvatel pro hlukové limity silniční a letecké dopravy. U limitů pro hluk ze silniční dopravy se jedná o ekvivalentní hladinu akustického tlaku v denní, resp. noční době 70/60 dB při korekci na starou hlukovou zátěž, 60/50 dB pro hluk z hlavních komunikací a 55/45 dB pro hluk z veřejných komunikací. Limit pro hluk z leteckého provozu je 60 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době a 50 dB v noční době.

Tab. č. 5 – Procento obyvatel obtěžovaných a rušených ve spánku odpovídající prahovým hodnotám a hygienickým limitům hluku z dopravy			
L_{Aeq,T} (dB)	Doprava	% obtěžovaných (z toho silně)	% rušených ve spánku (z toho silně)
Limit 70/60	Silniční	71 (25)	40 (11)
Limit 60/50	Silniční	49 (11)	27 (5,5)
Limit 60/50	Letecká	63 (19)	19 (7)
Limit 55/45	Silniční	38 (7)	21 (4)

Z výsledků je zřejmé, že hygienické limity hluku z pozemní i letecké dopravy představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a pohody obyvatel a reálnou situací a ekonomickými možnostmi. Kromě toho zde hraje významnou roli i velká variabilita ve vnímavosti lidí vůči hluku a faktory neakustické povahy. Proto je nevyhnutelné, že určité procento obyvatel cítí obtěžování a rušení hlukem i při podlimitní úrovni hluku, resp. i pod úrovní prahových hodnot obtěžujících a rušivých účinků hluku pro průměrně citlivou populaci. Docílit stavu, kdy by nedocházelo k obtěžování hlukem, není proto v urbanizované krajině reálné. Podle poslední zprávy WHO je v Evropě hlukem z dopravy ve dne obtěžován každý třetí obyvatel a každý pátý obyvatel je v nočních hodinách rušen ve spánku.

Použité vztahy expozice a účinku byly odvozeny pro obtěžování vyvolané dlouhodobou hlukovou expozicí a jsou zprůměrnovány na celou populaci. Nelze je tedy vztahovat na jednotlivé osoby nebo malé soubory exponovaných osob na jednotlivých fasádách domů a neplatí též pro přechodnou hlukovou expozici. V takových případech může být obtěžující a rušivý účinek hluku významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku, tak jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku i dalšími faktory a významně se lišit od vypočtených údajů.

Jak již bylo uvedeno, novější studie indikují u leteckého hluku posun směrem k výraznějšímu obtěžujícímu účinku. Na to bylo v hodnocení, provedeném k dokumentaci EIA záměru Letiště Vodochody v roce 2010 upozorněno, avšak aktualizované vztahy v té době ještě nebyly publikovány. Výše uvedený kvantitativní odhad provedený s využitím doposud standardně používaných a doporučených vztahů expozice a účinku jako varianta 1 je proto pro skutečný stav pravděpodobně podhodnocený.

Ve druhé variantě kvantitativního odhadu jsou proto poprvé v ČR využity aktualizované vztahy, publikované v loňském roce v návodu pro hodnocení potenciálních zdravotních účinků hlukové expozice, vydaném Evropskou agenturou pro životní prostředí (EEA).

Na rozdíl od původních vztahů, které byly odvozeny ze zahraničních studií zejména z USA a Austrálie, realizovaných před rokem 1990, jsou nové vztahy odvozeny z novějších, již pouze evropských studií ze Švýcarska, Německa a Holandska, realizovaných po roce 1996. Podle EEA by proto měly poskytovat pro země EU lepší možnost odhadu. Je však třeba počítat s tím, že se dále mohou upravovat podle výsledků dalších studií [1].

Procento obyvatel, kteří se podle dotazníkových studií cítí obtěžováni hlukem z letadel podle těchto nových vztahů vychází zejména u vysokého stupně obtěžování výrazně vyšší. Jako možné vysvětlení se uvažují jak psychologické neakustické faktory, jako změna v postoji obyvatel k letectví jakožto ukazateli moderního života a technického pokroku a nižší ochota akceptovat jeho nepříznivé vlivy, tak i faktory akustické, kde došlo ke změně v charakteru akustického vlivu letišť na okolí, kdy se sice snížila hlučnost letadel, avšak podstatně se zvýšil počet pohybů letadel, což změnilo vzájemný poměr počtu hlukových událostí a celkové akustické energie [25].

Procento obtěžovaných obyvatel hlukem z leteckého provozu podle aktualizovaných vztahů publikovaných EEA pro hluková pásma L_{dvn} , relevantní pro hlukovou expozici v okolí letiště Vodochody EEA, jsou uvedeny v tabulce č. 6, (zaokrouhлено na celá čísla):

Tab. č. 6 – Procento obyvatel obtěžovaných hlukem podle nových studií [EEA, 2010]			
L_{dvn} (dB)	LA (%)	A (%)	HA (%)
45 - 50	46 - 60	24 - 37	10 - 18
50 - 55	50 - 73	37 - 50	18 - 28
55 - 60	73 - 83	50 - 64	28 - 41
60 - 65	83 - 90	64 - 76	41 - 55
65 - 70	90 - 95	76 - 86	55 - 68

V další tabulce č. 7 je obdobně jako v tabulce č. 3 uveden počet obyvatel, u kterých je možné předpokládat různý stupeň obtěžování hlukem z letecké dopravy v dotčených sídlech v zájmovém území okolí letiště Vodochody. Hodnoceny jsou varianty dle akustických studií – tedy srovnávací rok 2009, výhledový rok 2015 pro stávající zástavbu (2015 - SZ) a pro výhled dle územních plánů obcí (2015 – ÚP). Výsledky jsou zaokrouhleny na celá čísla.

V další části tabulky je pro tuto variantu odhadu uvedeno obdobně jako v tabulce č. 4 jako další orientační popisný ukazatel procento obtěžovaných obyvatel hlukem z celkového počtu obyvatel jednotlivých sídel.

Tab. č. 7 – Odhad počtu obyvatel obtěžovaných hlukem z letecké dopravy (varianta 2) a procento obyvatel jednotlivých sídel obtěžovaných hlukem							
Sídlo	Počet obyvatel	Zdroj hluku a varianta	Počet obyvatel hlukem obtěžovaných			% obtěžovaných v obci	
			LA	A	HA	% LA	% HA
BAŠŤ	1550	L - 2009	65	38	17	4	1
	1550	L - 2015 - SZ	1169	853	511	75	33
	2619	L - 2015 - ÚP	2005	1475	892	77	34

BLEVICE	288	L - 2015 - SZ	126	73	33	44	11
	335	L - 2015 - ÚP	146	84	38	44	11
BRÁZDIM	649	L - 2015 - SZ	297	172	77	46	12
	800	L - 2015 - ÚP	377	218	98	47	12
DOLANY	814	L - 2009	155	89	40	19	5
	814	L - 2012 - SZ	628	459	275	77	34
	910	L - 2012 - ÚP	703	515	309	77	34
CHVATĚRUBY	473	L - 2012 - SZ	186	109	50	39	11
	700	L - 2012 - ÚP	252	147	67	36	10
KLÍČANY	338	L - 2012 - SZ	162	95	44	48	13
	3300	L - 2012 - ÚP	294	178	85	9	3
KRALUPY n.V.	17205	L – 2015 - SZ	2971	1817	881	17	5
	20800	L – 2015 - ÚP	4849	3018	1492	23	7
KOZOMÍN	362	L – 2015 - SZ	1	1	0	0	0
	550	L – 2015 - ÚP	1	1	0	0	0
LIBČICE	3302	L – 2015 - SZ	25	15	7	1	0
	3300	L – 2015 - ÚP	25	15	7	1	0
LÍBEZNICE	1881	L – 2015 - SZ	564	347	169	30	9
	3000	L – 2015 - ÚP	849	528	261	28	9
MÁSLOVICE	311	L – 2015 - SZ	160	93	43	51	14
	796	L – 2015 - ÚP	444	268	128	56	16
MĚŠICE	1655	L – 2015 - SZ	790	506	257	48	16
	2800	L – 2015 - ÚP	1171	737	369	42	13
NEUMĚŘICE	408	L – 2015 - SZ	3	2	1	1	0
	-	L – 2015 - ÚP	3	2	1	-	-
ODOLENA VODA	5454	L – 2015 - SZ	288	166	75	5	1
	10000	L – 2015 - ÚP	455	263	119	5	1
OLOVNICE	501	L – 2015 - SZ	76	44	20	15	4
	530	L – 2015 - ÚP	85	49	22	16	4
OTVOVICE	721	L – 2015 - SZ	363	214	99	50	14
	1000	L – 2015 - ÚP	507	301	140	51	14
PAN. BŘEŽANY	566	L - 2009	51	29	13	9	2
	566	L – 2015 - SZ	409	288	166	72	29
	985	L – 2015 - ÚP	716	509	298	73	30
PODLEŠÍN	320	L – 2015 - SZ	170	98	44	53	14

	350	L – 2015 - ÚP	185	107	48	53	14
POSTRŽÍŽÍN	694	L – 2015 - SZ	283	164	74	41	11
	1200	L – 2015 - ÚP	407	237	108	34	9
PŘEDBOJ	589	L – 2015 - SZ	5	3	1	1	0
	1025	L – 2015 - ÚP	5	3	1	0	0
SLATINA	444	L – 2015 - SZ	265	164	81	60	18
	654	L – 2015 - ÚP	385	238	116	59	18
SLUHY	666	L – 2015 - SZ	376	233	115	56	17
	1200	L – 2015 - ÚP	666	404	193	56	16
VODOCHODY	574	L – 2015 - SZ	214	124	56	37	10
	1528	L – 2015 - ÚP	473	274	124	31	8
ZLONÍN	336	L – 2015 - SZ	112	65	29	33	9
	688	L – 2015 - ÚP	180	104	47	26	7
ZLONČICE	521	L - 2009	10	6	2	2	0
	521	L – 2015 - SZ	336	219	114	64	22
	800	L – 2015 - ÚP	520	347	187	65	23
ZVOLENĚVES	862	L – 2015 - SZ	170	98	44	20	5
	1004	L – 2015 - ÚP	170	98	44	17	4
CELKEM	3451	L - 2009	281	162	72	8	2
	41484	L – 2015 - SZ	10149	6422	3266	24	8
	60874	L – 2015 - ÚP	15873	10120	5194	26	9

Vysvětlivky: LA - počet obtěžovaných celkem A - středně a vysoce obtěžovaní
 HA - vysoce obtěžovaní L - letadla SZ - stávající obytná zástavba
 ÚP - zahrnutý rozvojové plochy nové výstavby a počet obyvatel dle územních plánů

Ze srovnání s výsledky výpočtu podle původních vztahů expozice a účinku ve variantě 1 je při použití vztahů z nových studií zřejmé výrazné snížení tolerance obyvatel okolí letišť k rušícímu účinku leteckého hluku.

Jestliže podle původních vztahů převyšoval předpokládaný počet obtěžovaných obyvatel nejvíce zatížených obcí Bašť, Dolany a Panenské Břežany 50 %, podle nyní doporučených vztahů se toto procento zvyšuje cca o dalších 20 % a celkový počet obyvatel obtěžovaných hlukem v těchto obcích se pohybuje kolem 75%. Nad 50 % obtěžovaných obyvatel se dostává řada dalších obcí, konkrétně Máslovice, Otovice, Podlešín, Slatina, Sluhy a Zlončice. Hlukovému limitu 60/50 dB by podle vztahů z nových studií teoreticky odpovídalo cca 83 % obtěžovaných obyvatel (LA), z toho 41 % silně obtěžovaných (HA).

Pro hluk z civilní letecké dopravy bylo odvozeno několik vztahů pro odhad počtu pobuzení v závislosti na intenzitě hlukových událostí. WHO uvádí ve směrnici po noční hluk orientační vztah pro maximální počet zaznamenaných pobuzení (n_{max}), vycházející z L_{night} pro nejhorší možnou kombinaci hlukových událostí, odvozený v roce 2003 na základě 9 studií u komerčních letišť [7,8]. Vzorec pro výpočet: $n_{max} = 0,3504 * 10^{(L_{night}-35,2)/10}$

Na základě tohoto vztahu je v tabulce č. 8 uveden maximální počet probuzení odpovídající hlukovým pásmům expozice $L_{Aeq, 22-6}$ hod. 45 – 60 dB.

Tab.č. 8 – Maximální počet probuzení za 1 rok odpovídající noční hlukové expozici z leteckého provozu	
L_{night}	Max. počet probuzení za 1 rok
45 – 50 dB	3 – 11
50 – 55 dB	11 – 33
55 – 60 dB	33 – 106

Tento výpočet tedy uvádí maximální počet hlukem způsobených probuzení n_{max} , který při nejhorší kombinaci hlukových událostí může být očekáván u exponovaného obyvatele okolí letiště za rok při dané hodnotě L_{night} . V daném případě letiště Vodochody se uvedená hluková pásma L_{night} podle akustické studie týkají částí obcí Bašť a Panenské Břežany. K uvedenému počtu vědomých probuzení v důsledku hluku z přeletů letadel je třeba poznamenat, že v průměru se uvádí 600 spontánních probuzení z jiných než hlukových důvodů na osobu a rok. U vědomých probuzení jde ovšem o velmi hrubý ukazatel, neboť k narušení spánku prokazatelnému např. záznamem na EEG¹⁶ nebo zvýšením frekvence spontánních pohybů dochází i bez vědomého probuzení.

Dalším možným indikátorem účinku hluku z dopravy na veřejné zdraví je atributivní riziko kardiovaskulární nemoci. Při hodnocení se používají vztahy expozice a rizika ICHS a hypertenze, vycházející z meta-analýz epidemiologických studií. V etiologii zvýšeného rizika kardiovaskulárních onemocnění se podle současné představy významně uplatňuje rušivý vliv nočního hluku, kterému je na rozdíl od denní doby homogenně exponována většina obyvatel a kdy se uplatňují hlukové události i nižší intenzity, které objektivně ruší spánek a vyvolávají okamžitou fyziologickou odezvu. Hodnocení tohoto rizika je však stále zatíženo významnou nejistotou a doporučené metodiky procházejí rychlým vývojem.

V hodnocení k dokumentaci EIA záměru Letiště Vodochody v loňském roce byly použity vztahy expozice dopravnímu hluku a rizika infarktu myokardu, vycházející z aktualizované meta-analýzy epidemiologických studií, které byly uvedeny ve zprávě pracovní skupiny WHO, zabývající se kvantifikací zdravotních důsledků zátěže hlukem z prostředí v roce 2005 a převzaty do směrnice WHO z roku 2009 [7].

Od doby zpracování loňského hodnocení byly publikovány nové metodické materiály Evropské agentury pro životní prostředí a WHO [1,2] ve kterých je k hodnocení rizika ICHS doporučen výpočet OR^{17} incidence infarktu myokardu polynomiální rovnicí, odvozenou na základě meta-analýzy analytických studií pro hlukovou expozici ekvivalentní hladině akustického tlaku v denní době $L_{day, 16h}$ v rozmezí 55 – 80 dB:

$$OR = 1,63 - 0,000613(L_{day,16h})^2 + 0,000007357(L_{day,16h})^3$$

Tento vztah byl sice odvozen na základě studií hluku z pozemní silniční dopravy, avšak podle mínění expertů WHO do doby získání dalších údajů nezbývá jiná alternativa nežli k hodnocení rizika leteckého hluku používat výše uvedené vztahy odvozené pro silniční hluk, i když je možné, že účinek leteckého hluku je významnější [2,7].

Prahová hladina hluku pro riziko ICHS je dle WHO 60 dB. Odpovídající hodnoty OR pro jednotlivá hluková pásma a souhrnný počet obyvatel, exponovaných dle výsledků akustické studie denní hlukové expozici nad 60 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku jsou uvedeny v tabulce č.9.

¹⁶ EEG – Elektroencefalograf (přístroj snímající elektrické potenciály vznikající při mozkové činnosti)

¹⁷OR (Odds ratio) – poměr šancí, je mírou relativního rizika

U silničního hluku se jedná o obyvatele obcí Klíčany, Líbeznice, Odolena Voda, Panenské Břežany, Postřižín a Vodochody. U hluku z letecké dopravy se jedná o obyvatele obcí Bašť, Panenské Břežany a Zlončice. Jako celkový počet obyvatel je v tabulce uveden celkový počet obyvatel těchto obcí.

S použitím výše uvedených hodnot OR a na základě hlukové expoziční distribuce u exponovaného souboru obyvatel je proveden výpočet tzv. populační atributivní frakce (PAF), která vyjadřuje jaký podíl (frakci) onemocnění IM u této populace je možné přisoudit dlouhodobému vlivu dopravního hluku. Výsledné hodnoty PAF jsou uvedeny ve spodním řádku tabulky č. 9.

Vzorec pro výpočet PAF:

$$PAF = \sum(P_i \times RR_i) - 1 / \sum(P_i \times RR_i)$$

Kde:

P_i = podíl populace v expozičním pásmu i

RR_i = relativní riziko v expozičním pásmu i

$$\sum P_i = 1$$

Tab.č. 9 – Riziko ICHS – populační atributivní frakce (PAF)

Hlukové pásmo $L_{Aeq,6-22}$ hod	ICHS	Silniční doprava			letecká doprava	
	OR	2009 SZ	2015 SZ	2015 ÚP	2015 SZ	2015 ÚP
60 – 65 dB	1.031	146	86	155	35	189
65 – 70 dB	1.099	44	7	12	0	9
70 – 75 dB	1.211	2	0	0	0	0
Celkový počet obyvatel		9507	9507	20013	2637	4004
PAF (%)		0,10	0,03	0,03	0,04	0,17

Vysvětlivky: SZ - stávající obytná zástavba ÚP - zahrnutý rozvojové plochy nové výstavby a počet obyvatel dle územních plánů

Z výsledků výpočtu uvedeného v tabulce č. 9 vyplývá, že atributivní frakce, tedy zvýšení výskytu onemocnění ICHS které je možné předpokládat vlivem dlouhodobé expozice hluku ze silniční a letecké dopravy se u hodnoceného souboru obyvatel výše uvedených obcí pohybuje v zanedbatelné úrovni < 0,2%.

U rizika zvýšeného krevního tlaku (hypertenze) byl studii z okolí letišť zjištěn prokazatelný vztah především k nočnímu hluku, což lze vysvětlit více homogenní hlukovou expozicí v nočních hodinách, které lidé tráví doma a narušením zotavujícího efektu spánku, ke kterému dochází účinkem hluku i bez vědomého probuzení.

Nové metodické materiály Evropské agentury pro životní prostředí a WHO nyní doporučují k orientačnímu hodnocení rizika hypertenze vztah, odvozený meta-analýzou 5 epidemiologických studií z okolí velkých letišť, udávající OR 1,13 (95% CI = 1,00 – 1,28) pro 10 dB nárůst expozice v hlukovém deskriptoru L_{dn} nebo L_{dvn} [1,2]. Autoři této analýzy však upozorňují, že současné podklady neumožňují stanovení spolehlivého vztahu asociace mezi leteckým hlukem a kardiovaskulárním rizikem a že jde pouze o pokus o nejlepší možný odhad, přičemž není možné spolehlivě stanovit prahovou expozici, od které je možné tento vztah použít [20]. Doporučují proto vycházet z prahové hladiny 50 nebo 55 dB. V daném případě je zvolen konzervativnější přístup vycházející z prahové hladiny 50 dB, kterou udává pro riziko hypertenze Evropská agentura pro životní prostředí.

Odpovídající hodnoty OR pro jednotlivá hluková pásma a souhrnný počet obyvatel, exponovaných dle výsledků akustické studie denní hlukové expozici nad 50 dB 24hodinové ekvivalentní hladiny akustického tlaku L_{dvn} jsou uvedeny v tabulce č. 10.

Hodnocený soubor exponovaných obyvatel zahrnuje obce Bašť, Dolany, Chvatěruby, Klíčany, Kralupy nad Vltavou, Líbeznice, Máslovce, Měšice, Otovice, Panenské Břežany, Postřížín, Slatina, Sluhy, Vodochody a Zlončice.

Kvantitativní odhad rizika hypertenze je proveden identickým způsobem výpočtem populační atributivní frakce (PAF) jako u rizika ICHS. Výsledné hodnoty PAF jsou uvedeny ve spodním řádku tabulky a indikují u hodnoceného souboru obyvatel mírné cca 2 % zvýšení výskytu onemocnění hypertenzí, které je možné předpokládat vlivem dlouhodobé expozice hluku z letecké dopravy na Letišti Vodochody.

Tab.č. 10 – Riziko hypertenze – populační atributivní frakce (PAF)			
	hypertenze	letecká doprava	
Hlukové pásmo L_{dvn}	OR	2015 - SZ	2015 - ÚP
50 – 55 dB	1,06	4708	8302
55 – 60 dB	1,13	2214	3243
60 – 65 dB	1,20	187	524
65 – 70 dB	1,26	0	18
celkový počet obyvatel		28413	42292
PAF (%)		2,09	2,38

Vysvětlivky: SZ - stávající obytná zástavba ÚP - zahrnutý rozvojové plochy nové výstavby a počet obyvatel dle územních plánů

Riziko kumulované hlukové expozice :

V grafických přílohách akustické studie leteckého provozu je pro hlukové deskriptory $L_{Aeq,N}$ a L_{dvn} zobrazeno i kumulované celkové hlukové zatížení ze všech známých zdrojů hluku v okolí letiště Vodochody. Tato hluková zátěž dosahuje nejvyšší úroveň > 50 dB $L_{Aeq,N}$, resp. 55 – 65 dB L_{dvn} u kumulovaného hluku ze silniční a letecké dopravy především v lokalitách obcí Panenské Břežany a Klíčany a u hluku z železniční a letecké dopravy v obci Dolany a částečně v obci Zlončice a Chvatěruby.

Jak metody hodnocení zdravotních rizik, tak i z nich vycházející hygienické limity hluku pro ochranu zdraví, jsou stanoveny pouze pro hluk z jednotlivých typů zdrojů. Pro hodnocení zdravotních dopadů kumulované hlukové expozice z různých zdrojů nejsou k dispozici ověřené metodiky a proto nejsou pro tento kumulovaný hluk stanoveny ani hygienické limity. Vychází se tedy z předpokladu, že při dodržení limitů pro jednotlivé zdroje hluku nedochází ke kumulaci hluku v takové úrovni, která by představovala významné zdravotní riziko.

Pro obtěžování hlukem byl sice publikován postup matematického přepočtu na základě ekvivalentu obtěžování, avšak terénní studie z oblastí se současnou expozicí silničnímu a leteckému hluku tento předpoklad nepotvrdily, neboť bylo zjištěno, že obtěžující účinek kombinovaného hluku je i při stejných hladinách hluku určován dominantně hlukem z letadel s jen velmi malým příspěvkem silniční dopravy [5]. Není tedy předpoklad k tomu, že by počet obtěžovaných obyvatel byl v území s kumulovanou expozicí hluku z více zdrojů významně vyšší.

Riziko hypertenze bylo zatím prokázáno pouze u hluku z letecké dopravy. Totéž platí o vlivu na školní výkonnost u dětí. Hluk z železniční dopravy má nejnižší subjektivní obtěžující a rušivý účinek a nemá prokázané zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění. Hodnocení aditivního efektu by bylo možné u rizika ICHS, avšak výsledek výše provedeného odhadu by byl ovlivněn pouze nepatrně. Na základě současných omezených důležitých poznatků tedy není důvod k předpokladu významného zkrácení provedeného hodnocení vlivů hluku na veřejné zdraví z důvodu kumulované hlukové expozice z různých zdrojů hluku.

III.3. Závěry k riziku hluku

Při hodnocení zdravotních rizik hluku byly zohledněny nejnovější odborné poznatky o vlivech hluku z pozemní a letecké dopravy na zdraví. Podle aktuálních metodik doporučených pro země EU bylo do hodnocení zahrnuto subjektivní rušení spánku nočním hlukem a riziko kardiovaskulárních onemocnění. Z účinků spíše psychologicko-sociální povahy bylo zahrnuto obtěžování hlukem a ovlivnění školní výuky a rozvoje poznávacích funkcí u dětí školního věku.

Podkladem k hodnocení byly výstupy akustických studií ve formě tabulkových údajů o distribuci hlukové expozice obyvatel jednotlivých obcí v hlukových pásmech.

Proti hodnocení k oznámení záměru v roce 2008 byla v rámci maximálně konzervativního postupu vyhodnocena i nižší hluková pásma, zahrnující prahové hladiny hluku pro obtěžující a rušivý účinek, čímž došlo ke zvýšení teoretického počtu obyvatel, u kterých je možné předpokládat pocity obtěžování a rušení hlukem, aniž by došlo ke zvýšení hlukového dosahu provozu letiště. Pro skutečný stav je však třeba počítat s tím, že jde o údaj nadhodnocený, neboť lze předpokládat, že nižší hladiny hlukové zátěže budou částečně překryty hlukovým pozadím.

Významnou změnou proti hodnocení k dokumentaci, provedeném v loňském roce, je zahrnutí i nočního hluku z opožděných doletů a použití ekvivalentní 24hodinové hladiny akustického tlaku L_{dvn} , zohledňující vyšší rušivý efekt hluku i ve večerních hodinách. Tím se opět významně zvýšil počet obyvatel s hodnocenou hlukovou expozicí a tím i výsledný počet obtěžovaných obyvatel.

Z provedeného kvantitativního hodnocení vyplývá, že v důsledku noční hlukové expozice je teoreticky možné předpokládat v cílovém stavu subjektivní pocity narušení spánku cca u 1000 obyvatel stávající obytné zástavby.

Zvýšení rizika ischemické choroby srdeční včetně infarktu myokardu v důsledku dlouhodobého působení hluku z pozemní i výhledové letecké dopravy je u obyvatel hlukově dotčených obcí zanedbatelné. Mírné, cca 2% vychází teoretické zvýšení rizika hypertenze v důsledku působení hluku z letecké dopravy.

Pro nepříznivé ovlivnění kvality spánku a pro riziko hypertenze je podstatná hluková zátěž v nočních hodinách, kde je důležitým faktorem časové rozložení nočních letů. K minimalizaci těchto účinků se všeobecně doporučuje omezení nočních letů pouze do prvních nočních hodin 22.00 - 24.00. Toto opatření bude u letiště Vodochody splněno, neboť se předpokládají pouze opožděné přílety v době do 24.00 hodin.

Další oblastí kvantitativního hodnocení vlivů hluku na obyvatelstvo je obtěžování hlukem, které sice není považováno za přímý zdravotní účinek, ale zařazuje se do hodnocení vlivů hluku na obyvatelstvo, neboť ovlivňuje duševní a sociální pohodu ve smyslu široké definice zdraví podle Světové zdravotnické organizace, jako stavu fyzické, duševní a sociální pohody.

K tomuto hodnocení jsou doposud v zemích EU standardně používány vztahy expozice a účinku odvozené před 10 lety. Novější studie z okolí velkých evropských letišť však indikují u leteckého hluku výrazné snížení tolerance obyvatel k leteckému hluku.

Odhad obtěžujících účinků hluku byl proto proveden ve dvou variantách, jak s využitím původních, dosud používaných vztahů, tak i poprvé v ČR s použitím aktualizovaných vztahů, odvozených z nových evropských studií.

Podle původních vztahů by bylo možné v cílovém stavu leteckého provozu teoreticky předpokládat obtěžování hlukem cca u 6660 obyvatel stávající obytné zástavby. Podle nových vztahů expozice a účinku se počet potenciálně obtěžovaných obyvatel zvyšuje cca o 50% na 10 150. Ještě podstatně výraznější je ve druhé variantě odhadu zvýšení předpokládaného počtu silně obtěžovaných obyvatel a to z cca 960 na 3270 obyvatel.

Podle původních vztahů převyšoval předpokládaný počet obtěžovaných obyvatel v nejvíce zatížených obcích Bašť, Dolany a Panenské Břežany 50 %. Podle nových vztahů by se celkový počet obyvatel obtěžovaných hlukem v těchto obcích mohl pohybovat až kolem 75% a nad 50 % obtěžovaných obyvatel se dostává řada dalších obcí. Potvrzuje se tak, že subjektivní pocity obtěžování hlukem úzce závisí na řadě proměnlivých faktorů psychologické, sociální i ekonomické povahy a jejich odhad v konkrétních podmínkách je zatížen významnou nejistotou.

Nově hodnoceným specifickým účinkem leteckého hluku je nepříznivé ovlivnění procesu učení v hlukově exponovaných školách, které se projevuje hlavně mírným zpožděním v řádu několika měsíců v osvojení čtení. V hlukovém pásmu 24hodinové ekvivalentní hladiny akustického tlaku 55 – 65 dB, kde se tento efekt již může podle nejnovějších odhadů začít projevovat, a to cca u 20 % dětí školního věku, je ZŠ v Dolanech a bydliště většiny obyvatel v obcích Dolany, Bašť a cca poloviny obyvatel Panenských Břežan.

I když jde o efekt zjistitelný pouze cílenými studiemi s použitím specializovaných testů, který nelze považovat za přímé zdravotní riziko, může být zlepšení podmínek výuky školních dětí k eliminaci tohoto účinku hluku jednou z oblastí případných kompenzací těmto hlukově nejvíce exponovaným obcím ze strany provozovatele letiště.

U hlukové expozice z pozemní dopravy nedojde podle akustické studie vůči současnému stavu ke změnám, které by byly z hlediska zdravotních dopadů podstatné.

Z výše uvedených výsledků hodnocení v souhrnu vyplývá, že přímé zdravotní dopady realizace záměru na obyvatele dotčeného území nebudou významné. Významné budou dopady v oblasti psychologické a sociální, především ve formě subjektivního obtěžování hlukem, způsobené vnesením hlukové zátěže z letecké dopravy do dosud převážně klidného území. Celé hodnocení je přitom zatíženo významnou nejistotou danou použitím vztahů expozice a účinku odvozených z výzkumů u největší světových a evropských letišť s celonočním provozem, zcela nesrovnatelných s letišťem Vodochody. Skutečné vlivy na obyvatelstvo v okolí letiště Vodochody proto mohou být podstatně příznivější.

Únosnost zatížení území hlukem z hlediska společensky přijatelného a akceptovatelného rizika je dána hlukovými limity, stanovenými podle zákona o ochraně veřejného zdraví. Posouzení dodržení těchto limitů na základě zpracovaných pokladů je v kompetenci orgánu ochrany veřejného zdraví.

Smyslem hodnocení vlivů na veřejné zdraví v dokumentaci EIA je doplnění informačního obsahu dokumentace pro potřebu orgánu ochrany veřejného zdraví i dalších účastníků procesu EIA včetně veřejnosti o zdravotní charakteristiku hluku podle aktuálních odborných poznatků a odhad možných vlivů hlukové expozice na obyvatele dotčeného území.

Pokud je výsledkem tohoto vyhodnocení kvantifikace zdravotního rizika, je třeba si uvědomit, že za stavu dodržení platných limitů nejde o riziko odporující zákonem dané ochraně zdraví obyvatel, neboť právě limity pro hluk z dopravy představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nezaručují úplnou ochranu zdraví a pohody obyvatel.

IV. ZDRAVOTNÍ RIZIKO ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ

IV.1. Podklady a výběr škodlivin k hodnocení rizika znečištění ovzduší

Podkladem k hodnocení rizika znečištění ovzduší je rozptylová studie, zpracovaná v červenci 2011 firmou ECO-ENVI-CONSULT modelovým programem SYMOS 97, verze 2006.

Studie hodnotí imisní příspěvek provozu letiště Vodochody v pravidelné výpočtové síti a dále ve 28 bodech mimo pravidelnou síť, zohledňujících obytnou zástavbu nejbližších obcí. Výška výpočtových bodů odpovídá dýchací zóně člověka, tj. 1,6 m. Výpočet imisních koncentrací je proveden v 6 výpočtových variantách, které jsou z hlediska hodnocených emisních zdrojů podrobně specifikovány v rozptylové studii. Subvarianty hodnotí imisní vliv pouze letecké dopravy.

Varianta 1 - příspěvky záměru v roce 2008 se subvariantou 1a

Varianta 2 - příspěvky záměru v roce 2009 se subvariantou 2a

Varianta 3 - příspěvky záměru v roce 2015 s přivaděčem se subvariantou 3a

Varianta 4 - příspěvky záměru a AERO Vodochody včetně celkové dopravy v roce 2008

Varianta 5 - příspěvky záměru a AERO Vodochody včetně celkové dopravy v roce 2009

Varianta 6 - příspěvky záměru a AERO Vodochody včetně celkové dopravy v roce 2015 s přivaděčem

Jako vstupní údaje do modelového výpočtu jsou použita data o emisních zdrojích bodových energetických (kotelny) a technologických, o plošných zdrojích (parkování) a emisní data letecké a automobilové dopravy. Výpočet pro leteckou dopravu vychází z charakteristických údajů o leteckém provozu, dodaných provozovatelem letiště. Výpočet pro automobilovou dopravu postihuje vliv dopravy na nejbližším komunikačním systému, přičemž vychází z intenzit dopravy podle provedeného dopravně inženýrského průzkumu a u silnic vyšší třídy z výsledků statistického sčítání ŘSD přepočtených výhledovými koeficienty. Podkladem pro výhled roku 2015 je dopravně- inženýrská studie.

Rozptylová studie hodnotí předpokládané imisní koncentrace NO₂, CO, PM₁₀ a sumy těkavých organických látek (VOC). U suspendovaných částic je zohledněna i sekundární prašnost z automobilové dopravy. Těkavé organické látky (VOC - Volatile Organic Compounds) představují z hlediska zdravotních účinků heterogenní skupinu látek, kterou nelze sumárně toxikologicky popsat ani hodnotit a jsou používány jako souhrnný indikátor znečištění ovzduší. K účelu hodnocení zdravotních rizik bylo proto provedeno základní screeningové vyhodnocení dostupných údajů o procentuálním složení VOC z letecké dopravy a zdravotní významnosti jednotlivých komponent. K detailnímu vyhodnocení byly vybrány 4 látky (benzen, formaldehyd, acetaldehyd a 1,3-butadien), u kterých je možné na základě existující emisních dat vyhodnotit i příspěvek ze související automobilové dopravy. Tento výběr nejvýznamnějších těkavých organických látek v emisích z letecké dopravy se shoduje i s výsledky projektu APEX¹⁸, realizovaného americkou NASA a dalšími ústavy k získání emisních dat pro komerční letecké motory [26].

Samostatnou studií je pro imise NO₂ a PM₁₀ hodnocen vliv výstavby včetně související dopravy. Ve výpočtu imisí PM₁₀ je přitom zohledněna i sekundární prašnost.

Vzhledem k tomu, že v hodnoceném území není situována žádná monitorovací stanice kvality ovzduší, byla v dokumentaci EIA v roce 2010 úroveň imisního pozadí zájmového území odhadnuta pomocí extrapolace z výsledků měření okolních nejbližších stanic s přihlédnutím k charakteru lokality. Vzhledem k pochybnostem o spolehlivosti tohoto odhadu, vyjádřeným v některých připomínkách uplatněných k dokumentaci, stanovil v květnu 2011 hodnoty imisního pozadí PM₁₀, NO₂, CO a benzenu v lokalitě letiště Vodochody pro zpracovanou dokumentaci Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ).

APEX¹⁸ - Aircraft Particle Emissions eXperiment

Jako důležitý podklad k odhadu imisní situace zájmového území uvádí rozptylová studie i výsledky krátkodobých měření, provedených v červenci 2008 a květnu 2011.

Formaldehyd, acetaldehyd a 1,3-butadien jsou látky, které nejsou v ovzduší standardně sledovány. V ČR byly pouze v rámci mezinárodního programu EMEP¹⁹ měřeny pozadové koncentrace formaldehydu a acetaldehydu na Observatoři Košetice v období 1994 – 2005 [27]. Tyto výsledky však nejsou pro hodnocené území reprezentativní. Jinak jsou k dispozici pouze údaje ze zahraniční odborné literatury.

Pro základní orientaci jsou nejvyšší hodnoty imisního pozadí dle ČHMÚ a zaokrouhlené nejvyšší hodnoty imisního příspěvku, vypočtené rozptylovou studií v nepravidelných bodech sítě, zohledňujících obytnou zástavbu nejbližších obcí, uvedeny v tabulkách č. 11 a 11a. Tyto nejvyšší hodnoty imisního pozadí a příspěvku záměru jsou dále použity pro hodnocení expozice obyvatel při kvantitativním hodnocení zdravotních rizik.

Tab. č. 11 – Imisní pozadí a nejvyšší imisní příspěvek základních škodlivin podle rozptylové studie v nejbližší obytné zástavbě v okolí letiště (mg/m³)							
	NO ₂		CO	VOC		PM ₁₀	
	1hod	Rp	8hod	1hod	Rp	24hod	Rp
<i>Imisní pozadí</i>	< 130	26	1750	?	?	< 120	31
<i>V1 – záměr 2008</i>	21,9	0,52	41,3	8,4	0,01	2,1	0,02
<i>V1a – 2008 jen letadla</i>	21,8	0,52	41,1	8,4	0,01	2,1	0,02
<i>V2 – záměr 2009</i>	28,0	1,58	59,9	12,2	0,04	3,0	0,05
<i>V2a – 2009 jen letadla</i>	27,9	1,58	59,7	12,2	0,04	3,0	0,05
<i>V3 – záměr 2015 s přivaděčem</i>	37,4	3,09	87,3	17,7	0,07	4,4	0,10
<i>V3a – 2015 jen letadla</i>	37,1	3,07	86,7	17,6	0,07	4,4	0,10
<i>V4 – záměr, AERO, doprava 2008</i>	22,0	0,52	41,4	8,5	0,01	2,1	0,02
<i>V5 – záměr, AERO, doprava 2009</i>	28,1	1,59	60,1	12,2	0,04	3,1	0,05
<i>V6 – dtto 2015 s přivaděčem</i>	42,4	3,50	88,0	17,7	0,07	5,5	0,13
<i>Imisní limity</i>	200	40	10000	-	-	50	40

Vysvětlivky: 1hod = maximální 1hodinová koncentrace 24hod = nejvyšší 24hodinová průměrná koncentrace
Rp = roční průměrná koncentrace 8hod = nejvyšší koncentrace jako klouzavý 8hodinový průměr

Tab. č. 11a – Imisní pozadí a nejvyšší imisní příspěvek vybraných organických látek podle rozptylové studie v nejbližší obytné zástavbě v okolí letiště (µg/m³)							
	benzen	formaldehyd		acetaldehyd		1,3-butadien	
	Rp	1hod	Rp	1hod	Rp	1hod	Rp
<i>Imisní pozadí</i>	1,5	?	1-10	?	5	?	1,5
<i>V1 – záměr 2008</i>	0,00024	1,3	0,002	0,4	0,0006	0,2	0,0002
<i>V1a – 2008 jen letadla</i>	0,00024	1,3	0,002	0,4	0,0006	0,2	0,0002
<i>V2 – záměr 2009</i>	0,00073	1,8	0,006	0,6	0,0018	0,2	0,0007
<i>V2a – 2009 jen letadla</i>	0,00073	1,8	0,006	0,6	0,0018	0,2	0,0007
<i>V3 – záměr 2015 s přivaděčem</i>	0,00142	2,7	0,011	0,8	0,0034	0,3	0,0013
<i>V3a – 2015 jen letadla</i>	0,00142	2,6	0,011	0,8	0,0034	0,3	0,0013
<i>V4 – záměr, AERO, doprava 2008</i>	0,00024	1,3	0,002	0,4	0,0006	0,2	0,0002
<i>V5 – záměr, AERO, doprava 2009</i>	0,00073	1,8	0,006	0,6	0,0018	0,2	0,0007
<i>V6 – dtto 2015 s přivaděčem</i>	0,00142	2,7	0,011	0,8	0,0034	0,3	0,0013
<i>Imisní limity</i>	5	60*	-	-	-	-	-

*referenční koncentrace (MZ ČR 2003)

¹⁹EMEP – Co-operative programme for monitoring and evaluation of long-range transmission of air pollutants in Europe

Z hodnot imisních příspěvků uvedených v tabulkách jednoznačně vyplývá, že pro ovlivnění kvality ovzduší v okolí letiště Vodochody má určitý význam pouze letecká doprava. Hodnocená související pozemní doprava ovlivňuje kvalitu ovzduší zcela nepatrně. Vzhledem k minimálním rozdílům imisního příspěvku v některých variantách výpočtů rozptylové studie, které nejsou z hlediska zdravotního rizika postižitelné, bude dále kvantitativní hodnocení rizika znečištění ovzduší hodnoceno pouze pro 3 základní varianty a sice pro celkový stav v roce 2008 (varianta V4), celkový stav v roce 2009 (varianta V5) a celkový stav v roce 2015 po zprovoznění letiště s cílovou kapacitou a přivaděčem (varianta V6).

Z hlediska imisních limitů může být podle odhadu imisního pozadí zpracovaného ČHMÚ v zájmovém území záměru jako na většině území v ČR zatíženém dopravou, průmyslem nebo lokálními topeništi za nepříznivých rozptylových podmínek překračován imisní limit pro průměrnou denní koncentraci suspendovaných částic PM₁₀. Tato škodlivina je v současné době hlavním výchozím podkladem metodik kvantitativního hodnocení rizika nepříznivých zdravotních účinků znečištěného ovzduší.

Výsledky rozptylové studie odpovídají poznatkům z monitorování kvality ovzduší v okolí velkých evropských letišť, podle kterých je kvalita ovzduší v těchto lokalitách podobná jiným urbanizovaným a dopravně zatíženým oblastem a nebyly zde zjištěny žádné toxické nebo karcinogenní látky, která by byly specifické pro vlivy leteckého provozu.

Komplexním hodnocením vlivů velkých letišť na veřejné zdraví se např. v roce 1999 zabývala Zdravotní rada Nizozemí. V závěru souborné zprávy konstatuje, že nebyly zjištěny důvody k předpokladu, že by znečištění ovzduší v okolí letišť představovalo zvláštní riziko ve srovnání s jinými urbanizovanými oblastmi [28].

Celkově je k hodnocení expozice imisí použit konzervativní přístup, který zčásti eliminuje nevyhnutelné nejistoty a možnost podhodnocení skutečného rizika.

Při tomto přístupu se v podstatě předpokládá nepřetržitá 24 hodinová expozice obyvatel koncentracím látek ve vnějším ovzduší, vypočteným pro imisně nejvíce zatížené výpočtové body. Pokud jde o použití venkovních koncentrací, jde o běžný postup, který vychází z výsledků provedených porovnávacích studií, které vesměs prokazují korelaci venkovních koncentrací škodlivin s koncentracemi ve vnitřním ovzduší budov a s celkovou expozicí obyvatel a který je používán i při odvození vztahů expozice a účinku a referenčních hodnot k hodnocení rizika a stanovení imisních limitů.

K odhadu možného rizika akutních nebo subakutních účinků oxidu dusičitého, oxidu uhelnatého a vybraných těkavých organických látek jsou k dispozici vypočtené průměrné krátkodobé koncentrace. Tyto imisní koncentrace však představují maximum, které může být v jednotlivých výpočtových bodech teoreticky dosaženo za nejhorších rozptylových podmínek a reálně nemusí být dosaženy. Jde tedy o odhad zatížený vysokou nejistotou. Věrohodnější jsou průměrné roční koncentrace, na základě kterých se odhaduje riziko chronických toxických, event. pozdních (karcinogenních) účinků na zdraví.

Hodnocení zdravotních rizik působení imisí jednotlivých škodlivin vycházející z výsledků měření kvality ovzduší nebo modelových výpočtů jejich imisních koncentrací nevyhnutelně vede ke značnému zjednodušení skutečné situace, při které působí složitá směs látek. Jiný postup však na základě současných znalostí a možností není možný.

IV.2. Základní škodliviny z dopravy

IV.2.1. Oxid dusičitý

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Oxid dusičitý (NO_2) je dráždivý plyn červenohnědé barvy s charakteristickým štiplavým zápachem, čichově postřehnutelným od koncentrace $188 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,1 ppm) [29].

Oxid dusičitý je ze zdravotního hlediska nejvýznamnějším oxidem dusíku. Jeho význam je dán nejen přímými účinky na zdraví, ale i významnou úlohou při sekundárním vzniku dalších škodlivých polutantů v ovzduší, jako jsou ozón a jemná frakce pevných částic.

Hlavními antropogenními zdroji NO_2 jsou emise ze spalování fosilních paliv ve stacionárních zařízeních při vytápění a získávání energie a v motorech dopravních prostředků. Většinou je emitován oxid dusnatý (NO), který je ve vnějším ovzduší rychle oxidován přítomnými oxidanty na oxid dusičitý.

Přírodní pozadí NO_2 představují roční průměrné koncentrace v rozmezí $0,4 - 9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V městských oblastech se celosvětově průměrné roční koncentrace NO_2 pohybují v rozmezí $20 - 90 \mu\text{g}/\text{m}^3$, maximální hodinové koncentrace se pohybují v rozmezí $75 - 1015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [30]. V čistých oblastech ČR pozadíové koncentrace NO_2 nepřekračují $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V ovzduší sledovaných sídel se v roce 2009 průměrné roční koncentrace NO_2 podle závěrečné zprávy subsystému 1 Monitoringu HS²⁰ pohybovaly cca od $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na dopravně nezatížených lokalitách přes $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ u středně zatížených stanic až k cca $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v dopravně velmi významně exponovaných lokalitách. Majoritním zdrojem je doprava, která se ve městech kombinuje s energetickými zdroji a znečištění ovzduší oxidem dusičitým má v podstatě plošný charakter [31].

Na nejbližší monitorovací stanici č. 792 Veltrusy, vzdálené cca 8 km od lokality záměru, byly v letech 2009 a 2010 naměřeny nejvyšší 1hodinové koncentrace NO_2 $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. $129,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Průměrné roční koncentrace NO_2 se pohybovaly v rozmezí $21 - 22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [32].

Oxid dusičitý patří mezi významné škodliviny i ve vnitřním ovzduší budov, kde jsou hlavním zdrojem plynové sporáky a topení bez přímého odtahu a kuřáci a kde mohou být dosahovány vyšší koncentrace, nežli ve vnějším prostředí. Několikadenní průměrné koncentrace NO_2 zde mohou přesahovat $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a hodinová maxima mohou být až $2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [30].

Při inhalaci je NO_2 vzhledem k omezené rozpustnosti ve vodě jen zčásti zadržen v horních cestách dýchacích a proniká až do plicní periferie, kde je zřejmě hlavním místem působení oblast spojení bronchiolů s plicními sklípky. V účinku NO_2 na plicní tkáň se předpokládá hlavní úloha oxidačního stresu po vyčerpání kapacity antioxidačních obranných mechanismů. V experimentech u pokusných zvířat má subchronická a chronická expozice NO_2 řadu účinků od ovlivnění metabolismu až k poškození plicní tkáně a snížení její odolnosti vůči infekci. Dosud však není objasněno, do jaké míry je možné tyto účinky vztahovat na obvyklou úroveň expozice u lidí.

Při kontrolovaných klinických studiích u dobrovolníků se akutní účinky v podobě ovlivnění plicních funkcí a reaktivity dýchacích cest u zdravých osob projevují až při vysoké koncentraci NO_2 nad $1880 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Podstatně citlivější jsou osoby s chronickou obstrukční chorobou plic, chronickou bronchitidou a zejména astmatici. Ovlivnění plicních funkcí bylo u astmatiků opakovaně popsáno při krátkodobé expozici $560 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Zvýšení reaktivity dýchacích cest na jiné podněty u mírných astmatiků indikují výsledky studií již při úrovni expozice NO_2 kolem $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. WHO proto doporučuje z hlediska prevence akutních účinků jako limitní koncentraci NO_2 ve venkovním ovzduší hodnotu $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [30].

²⁰Monitoring hygienické služby - Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí, prováděný Státním zdravotním ústavem v Praze a pracovišti hygienické služby ve vybraných městech ČR od roku 1994. Subsystém 1 se zabývá zdravotními důsledky a riziky znečištění ovzduší.

U epidemiologických studií expozice NO₂ ve vnějším i vnitřním ovzduší nelze spolehlivě odlišit, zda jsou zjištěné účinky vyvolány přímo toxickým účinkem NO₂, nebo jinými souběžně působícími složkami imisí, zejména jemnou frakcí částic, taktéž pocházející ze spalovacích procesů. Nicméně nové poznatky vedou ke zvýšené pozornosti věnované účinkům působení směsí škodlivin obsahujících oxid dusičitý v běžně nalézáných koncentracích v městských oblastech nebo vnitřním prostředí.

Relativně nejspolehlivější výsledky poskytují studie sledující akutní účinky NO₂ při přechodném zvýšení imisní koncentrace. V mnoha studiích v amerických i evropských městech byla prokázána souvislost s frekvencí akutních ošetření a hospitalizací zejména u astmatiků, která byla zachována i při zohlednění možného vlivu dalších škodlivin. Poslední studie v evropských městech naznačily asociaci denních koncentrací NO₂ ve venkovním ovzduší i s úmrtností obyvatel, zejména na kardiovaskulární a respirační onemocnění.

Studie zaměřené na dlouhodobé účinky oxidu dusičitého poskytují spíše rozporné výsledky, nicméně též naznačují možnou souvislost mezi průměrnou roční koncentrací NO₂ a incidencí astma a respiračními příznaky. Za významné zjištění se považují výsledky kalifornské studie, která prokázala deficit ve vývoji plicních funkcí u dětí v oblastech s vyšší koncentrací NO₂ v ovzduší.

Významné výsledky ve výzkumu zdravotních účinků oxidu dusičitého přinášejí studie zaměřené na expozici z vnitřního ovzduší v bytech nebo školách. WHO v roce 2000 stanovila pro průměrnou roční koncentraci NO₂ ve venkovním ovzduší směrnice hodnotu 40 µg/m³. Tato hodnota byla odvozena z meta-analýzy epidemiologických studií účinků vnitřního ovzduší u starších dětí, konkrétně na základě nejnižší výchozí koncentrace 15 µg/m³ NO₂ a navýšení o 28 µg/m³ (průměrný rozdíl mezi domácnostmi s plynovými a elektrickými sporáky), při kterém bylo zjištěno zvýšení respirační nemocnosti o 20 %. Zdůraznila přitom však fakt, že nebylo možné stanovit prahovou úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla [33].

Novější studie konzistentně prokazují asociaci mezi expozicí NO₂ ve vnitřním ovzduší a frekvencí respiračních symptomů u astmatických dětí a dětí s geneticky podmíněným zvýšeným rizikem astma [29,30].

Současné poznatky proto podporují názor, že pro dlouhodobou imisní zátěž NO₂ jako ukazatele směsi imisí ze spalovacích procesů, by měla být doporučena limitní koncentrace nižší. K revizi této koncentrace však podle WHO dosud nebyly v dostupné vědecké literatuře shromážděny dostatečné podklady, takže při aktualizaci směrnice pro kvalitu venkovního ovzduší v roce 2005 zůstala zachována původní doporučená průměrná roční koncentrace 40 µg/m³ a WHO ji v roce 2011 doporučilo i pro vnitřní ovzduší [29,30].

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES z května 2008 stanoví pro země EU pro NO₂ mezní hodnoty pro ochranu zdraví 200 µg/m³ průměrné 1hodinové koncentrace a 40 µg/m³ průměrné roční koncentrace, které odpovídají současným imisním limitům v ČR. Jako varovná prahová hodnota v aglomeracích, při jejímž překročení existuje při krátkodobé expozici riziko pro zdraví obyvatelstva a vyžaduje se informování veřejnosti, je stanovena koncentrace 400 µg/m³, naměřená po tři po sobě následující hodiny (tato hodnota je stanovena jako signál regulace vyhláškou č.553/2002 Sb., i v ČR).

V USA je od roku 1971 stanoven imisní limit NO₂ 100 µg/m³ průměrné roční koncentrace. V roce 2008 navrhla US EPA na základě zhodnocení současných poznatků zvýšení ochrany zejména citlivých skupin populace doplněním o limit pro 1hodinovou maximální koncentraci v rozmezí 100 – 380 µg/m³ [34].

Při hodnocení zdravotních rizik imisí NO₂ je standardním postupem hodnocení rizika akutních účinků s použitím doporučené 1hodinové koncentrace WHO 200 µg/m³ jako referenční hodnoty, spolehlivě stanovené na základě klinických studií u astmatiků.

K hodnocení rizika chronických účinků se u nás dlouhou dobu využívaly vztahy pro ukazatele respirační nemoci u dětí, odvozené z epidemiologických studií a statisticky zpracovaných v rámci programu CICERO Kristin Aunanovou z University Oslo v Norsku, publikované v roce 1995 [35]. Výpočty prevalence respiračních symptomů na základě těchto vztahů sice působily exaktním dojmem, ale ve skutečnosti byly zatíženy velkou nejistotou, danou jak nízkou spolehlivostí výchozích starších studií (vztah pro chronické respirační příznaky byl odvozen z meta-analýzy studií sledujících účinky expozice NO₂ ve vnitřním prostředí z roku 1992, vztah pro astmatické symptomy byl odvozen z přehledů o nemoci u školních dětí a znečištění ovzduší v Japonsku v 80. letech), tak i jeho statistickým zpracováním, které umožňovalo extrapolaci zjištěného vztahu i do oblasti velmi nízkých úrovní expozice.

Tyto vztahy nebyly nikdy verifikovány WHO a naopak podle současného názoru expertů WHO pro riziko imisí NO₂ nejsou v současné době k dispozici spolehlivé vztahy expozice a účinku a vhodnější je komplexní hodnocení rizika na základě vztahů pro suspendované částice, ve kterých je zahrnut i vliv dalších komponent znečištěného ovzduší [36].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Rozptylová studie uvádí nejvyšší hodnoty imisního příspěvku NO₂ souvisejícího s provozem letiště Vodochody pro výhledový stav roku 2015 v prostoru obytné zástavby cca do 43 µg/m³ maximální 1hodinové koncentrace (Měšice), resp. do 3,5 µg/m³ průměrné roční koncentrace (Bašť). Pro etapu výstavby vychází u nejbližší zástavby zcela nepatrný příspěvek v desetinách µg/m³ maximální 1hodinové koncentrace, resp. tisícinách až setinách µg/m³ průměrné roční koncentrace.

Imisní pozadí bylo pro dopracovanou dokumentaci EIA Letiště Vodochody stanoveno v květnu 2011 ČHMÚ na základě imisních map kvality ovzduší a výsledků okolních monitorovacích stanic. Průměrná roční koncentrace imisního pozadí NO₂ se v letech 2007 – 2010 pohybovala v podlimitních hodnotách 24 – 26 µg/m³. Jako výrazně podlimitní jsou hodnoceny i maximální hodinové koncentrace, ČHMÚ zde odhaduje nejvyšší 19. koncentraci v daném roce v hodnotách 69 – 101 µg/m³.

Nejcitlivějším akutním účinkem oxidu dusičitého, zjištěným v klinických studiích, je přechodné zvýšení reaktivity dýchacích cest na různé podněty (chlad, cvičení, alergen v ovzduší) u astmatiků. Tato zvýšená pohotovost ke spasmům průdušek je jedním z významných faktorů v patofyziologii a klinické manifestaci astmatu. Meta-analýza 20 studií u astmatiků a 5 studií u zdravých osob prokázala statisticky významné zvýšení reaktivity na tyto podněty při expozici od 200 µg/m³ u astmatiků a od 1900 µg/m³ u kontrolních zdravých osob [30] a tyto závěry potvrdila i US EPA v obsáhlém vyhodnocení existujících poznatků o zdravotních aspektech expozice NO₂ z roku 2008 [34].

WHO proto doporučuje z hlediska prevence akutních účinků 1hodinovou koncentraci 200 µg/m³ jako limitní koncentraci NO₂ ve venkovním i vnitřním ovzduší a tato hodnota je standardně používána jako referenční koncentrace pro akutní riziko této škodliviny v ovzduší. Z výsledků rozptylové studie vyplývá, že tato referenční koncentrace nebude v hodnoceném území okolní obytné zástavby dosahována vlivem provozu letiště Vodochody při zohlednění imisního pozadí ani za nepříznivých rozptylových podmínek.

Z údajů rozptylové studie a odhadované úrovně imisního pozadí je též zřejmé, že v hodnoceném území nehrozí ani při vlivu provozu letiště dosažení WHO doporučené hodnoty průměrné roční koncentrace NO₂ a současně i imisního limitu 40 µg/m³.

Tuto hodnotu ovšem nelze považovat za referenční koncentraci, která by zaručovala, že při nižší úrovni expozice nedochází k nepříznivým účinkům na zdraví.

Jak již bylo uvedeno, pro riziko chronických účinků oxidu dusičitého v ovzduší podle současných názorů WHO nejsou ke kvantifikaci rizika k dispozici spolehlivé podklady a doporučuje se hodnotit riziko na základě vztahů pro suspendované částice, ve kterých je zahrnut i vliv dalších komponent znečištěného ovzduší.

V hodnocení rizika imisí provedeném k oznámení záměru v roce 2008 byly i s vědomím vysoké míry nejistoty ještě použity výše zmíněné vztahy závislosti expozice a účinku odvozené v roce 1995 v rámci programu CICERO Univerzitou v Oslu, neboť rozptylová studie nehodnotila imisní příspěvek pevných částic. V současné rozptylové studii je již výpočet příspěvku suspendovaných částic zahrnut.

Vliv znečištění ovzduší z hlediska účinků na nemocnost a úmrtnost je proto v tomto posudku hodnocen komplexně na základě expozice suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}.

IV.2.2. Oxid uhelnatý

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Oxid uhelnatý je bezbarvý nedráždivý plyn bez zápachu a chuti, o něco málo lehčí nežli vzduch. Hlavním zdrojem emisí CO je nedokonalé spalování fosilních paliv a biomasy, ale vzniká též fotochemickou oxidací uhlovodíků v atmosféře a hraje důležitou roli v cyklu atmosférického ozónu. Konverzní faktor při 25°C: 1 ppm CO = 1,15 mg/m³.

Globální imisní pozadí CO v čistých oblastech se obecně pohybuje v rozmezí 60 - 140 µg/m³ [33]. Ve znečištěném ovzduší v městských oblastech závisí koncentrace CO na intenzitě dopravy a na meteorologických podmínkách, mění se značně v závislosti na čase a vzdálenosti od emisních zdrojů. Nejvyšší koncentrace jsou obvykle měřeny u hlavních komunikací, avšak se vzdáleností velmi rychle klesají a již ve vzdálenosti 70 m od komunikace jsou neodlišitelné od lokálního pozadí [37].

Ve velkých evropských městech jsou obvykle průměrné 8hodinové koncentrace CO pod 20 mg/m³ s krátkodobými píky pod 60 mg/m³ [33].

Hodnoty 8hodinové klouzavé průměrné koncentrace CO měřené na monitorovacích stanicích ovzduší v ČR se i na nejzatíženější stanicích většinou pohybují pod 4 mg/m³.

Oxid uhelnatý jako relativně nereaktivní plyn dosahuje i v interiérech bez vlastních zdrojů koncentrací přibližně stejných jako ve venkovním ovzduší. V případě emisních zdrojů zde však mohou být koncentrace CO mnohem vyšší. U kuřáků přispívá největším dílem k expozici oxidu uhelnatému kouření.

Při expozici z ovzduší CO rychle difunduje přes alveolární a kapilární membrány a přes placentu. Přibližně 80-90 % absorbovaného CO se váže na hemoglobin červených krvinek a vzniká karboxyhemoglobin (COHb). Afinity hemoglobinu k oxidu uhelnatému je 200-250 x vyšší, než ke kyslíku. Vazba CO na hemoglobin je reversibilní.

Během expozice stabilní koncentraci CO procento COHb nejprve rychle narůstá, po 3 hodinách se začíná vyrovnávat a po 6-8 hodinách expozice dosahuje rovnovážného stavu. Z organismu se CO vylučuje opět plícemi vydechaným vzduchem, poločas eliminace je v 2-6,5 hodin podle iniciační koncentrace.

Z těchto důvodů se imisní limity pro CO často stanoví jako osmihodinový klouzavý průměr, neboť tak nejlépe vystihují odpověď lidského organismu a současně při nízké zátěži v běžném prostředí po dosažení rovnovážného stavu mohou sloužit i jako 24hodinové koncentrace.

K vyjádření vztahu mezi expozicí CO a koncentrací COHb byly zpracované různé modely, z nichž nejznámější je Coburn-Foster-Kanova exponenciální rovnice, která zahrnuje všechny známé fyziologické proměnné veličiny v příjmu CO.

Oxid uhelnatý vzniká v malém množství endogenně v organismu při rozpadu hemoproteinů, hlavně hemoglobinu, což vede k bazální koncentraci COHb 0,4-0,7 % i u zdravých lidí. Při zvýšeném rozpadu krvinek, např. u pacientů s hemolytickou anémií, může zvýšená endogenní produkce CO vést ke koncentraci COHb až 4 %. Ke zvýšené enzymatické destrukci hemoproteinů a tím vyšší bazální koncentrace COHb dochází i při stresové zátěži [38].

Vazba CO s železem hemoglobinu redukuje přenosovou kapacitu krve pro kyslík a brání uvolňování kyslíku, což je hlavní příčinou tkáňové hypoxie (nedostatku kyslíku) při expozici nízkým koncentracím CO. Toxický účinek oxidu uhelnatého se proto projevuje především v orgánech a tkáních s vysokou spotřebou kyslíku, jako je mozek, srdce, zatěžované kosterní svalstvo a vyvíjející se plod. Při vyšších koncentracích se zbytek absorbovaného CO váže na další bílkoviny obsahující železo, jako je myoglobin, cytochromoxidáza a cytochrom P-450. Tím je narušen přenos elektronů a produkce energie v buňkách s možnými neurologickými a vývojovými efekty.

Akutní expozice CO se projevuje různými účinky podle výše a délky trvání expozice od nepatrných kardiovaskulárních a neurologických příznaků až po rychlou ztrátu vědomí a smrt. Zvláště citlivou populační skupinu vůči hypoxickému efektu CO představují pacienti s ischemickou chorobou srdeční (IHS). Aterosklerotické zúžení srdečních tepen a omezená možnost jejich rozšíření snižuje přísun krve do myokardu a brání fyziologické kompensaci při sníženém přísunu kyslíku vlivem zvýšené hladiny COHb. Ischemické změny na křivce EKG a urychlení nástupu příznaků anginy pectoris jsou u těchto pacientů pozorovány již při hladině COHb mezi 2 – 6 %.

Mnoho novějších epidemiologických studií našlo vztah mezi výkyvy koncentrací CO ve venkovním ovzduší a denními počty hospitalizací pro kardiovaskulární onemocnění [37,38].

Ve vztahu k dlouhodobé chronické expozici nízkým koncentracím CO z venkovního ovzduší nejsou k dispozici dostatečně validní informace. Řada možných nepříznivých účinků je však vztahována k expozici z vnitřního ovzduší [29].

Podle epidemiologických studií je velmi pravděpodobný kauzální vztah mezi kouřením matek a nízkou porodní váhou dětí. Kouření v těhotenství patrně souvisí i se zvýšenou perinatální úmrtností a účinky na chování kojenců a malých dětí [33].

Vztah k porodní váze a vývojovým defektům byl v některých epidemiologických studiích nalezen i pro dlouhodobou expozici CO z venkovního ovzduší, nelze jej však považovat za spolehlivě prokázaný [29,37].

V poslední dekádě byla získána řada poznatků i o možném nehypoxickém působení CO na buněčné úrovni, který by vysvětloval některé účinky pozorované v epidemiologických studiích při dlouhodobé nízké úrovni expozice, těžko vysvětlitelné na bázi COHb a hypoxie. Podle doporučení WHO z roku 2000 by k ochraně nekuřácké a populace středního až staršího věku s manifestním nebo latentním postižením srdečních tepen před ataky akutní srdeční ischemie a k ochraně plodů nekuřících matek před následky hypoxie neměla být překročena hladina COHb 2,5 %. Podle Coburn-Foster-Kanovy exponenciální rovnice není tato hladina COHb překročena ani při lehké a střední tělesné zátěži při dodržení doporučených limitů max. koncentrace CO 100 mg/m³ po dobu 15 minut, 60 mg/m³ po dobu 30 minut, 30 mg/m³ pro 1 hodinu a 10 mg/m³ jako osmihodinový průměr [33].

Ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší, vydané v roce 2010, WHO k prevenci rizika z dlouhodobé expozice rozšířilo tyto doporučené hodnoty o 24hodinovou průměrnou koncentraci 7 mg/m³ [29].

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES z května 2008 stanoví pro země EU mezní hodnotu pro ochranu zdraví pro CO₂ 10 mg/m³ jako maximální 8hodinový průměr, která odpovídá současnému imisnímu limitu v ČR.

V Kanadě je jako dlouhodobý cíl pro kvalitu ovzduší stanoveno 15 mg/m^3 max. 1hodinové koncentrace, resp. 6 mg/m^3 klouzavě 8hod. průměrné koncentrace CO, odpovídající % COHb <1%, tedy hornímu okraji rozmezí bazální fyziologické úrovně, dané endogenní produkcí CO. Jako akceptovatelná koncentrace byly stanoveny hodnoty 35 mg/m^3 , resp. 15 mg/m^3 , odpovídající % COHb <2% u lidí při lehké pracovní činnosti [39].

Stejně doporučení cílových koncentrací obsahuje i závěrečná zpráva výzkumného centra Evropské komise z roku 2005, zabývající se otázkami stanovení a implementace expozičních limitů ve vnitřním ovzduší v EU [38].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Pro lokalitu letiště Vodochody ČHMÚ odhaduje na základě výsledků měření okolních monitorovacích stanic imisní pozadí CO v úrovni nejvyšších 8hodinových průměrných koncentrací $1,3 - 1,75 \mu\text{g/m}^3$.

Příspěvek související s provozem letiště Vodochody vypočtený rozptylovou studií v okolních obcích se pohybuje řádově v desítkách $\mu\text{g/m}^3$, tedy v desetinách procenta imisního limitu.

Tento limit, konkrétně 8hodinová průměrná koncentrace 10 mg/m^3 , je odvozen na základě doporučení WHO ze vztahu mezi koncentrací CO v ovzduší a tvorbou karboxyhemoglobinu v krvi k zajištění ochrany zdraví kardiaků jakožto citlivé části populace a je považován za referenční hodnotu z hlediska ochrany zdraví.

Podle některých zdrojů je WHO použitý model odvození vztahů expozice a koncentrace COHb zatížen nejistotou v důsledku malého počtu reprezentativních měření a nelze vyloučit, že spolehlivý práh nepříznivých účinků CO u osob s anginou pectoris a jinými chronickými kardiovaskulárními nemocemi je poněkud nižší. Spolu s hypotézou o nehypoxickém mechanismu účinků CO se to promítá do závěrů novějších toxikologických hodnocení oxidu uhelnatého i odvození doporučených hodnot koncentrace této noxy v ovzduší v úrovni kolem 6 mg/m^3 8hodinové průměrné koncentrace. Nicméně i ve vztahu k této hodnotě je jisté, že provoz letiště Vodochody a jím vyvolané dopravy bude z hlediska zdravotního rizika imisí CO nevýznamný.

III.2.3. Suspendované částice PM₁₀

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Pevné částice v ovzduší nemají na rozdíl od plyných látek specifické složení, nýbrž představují komplexní směs různých komponent s odlišnými chemickými a fyzikálními vlastnostmi. I když je z hlediska zdravotních účinků specifickému složení částic věnována velká pozornost, výzkumy zde ještě nedospěly k možnosti spolehlivě odlišit nebezpečnost částic podle jejich zdrojů a složení a základní klasifikace je založena na velikosti částic, která je rozhodující pro jejich průnik a depozici v dýchacím traktu.

Nejčastěji sledovaná je frakce PM₁₀ s průměrem do $10 \mu\text{m}$, která při vdechování proniká do dýchacího traktu a které se přisuzují hlavní zdravotní účinky. PM₁₀ zahrnuje jak hrubší frakci v rozmezí $2,5 \mu\text{m} - 10 \mu\text{m}$, tak jemnou frakci PM_{2,5} s průměrem do $2,5 \mu\text{m}$, pronikající až do plicních sklípků. Poměr obou frakcí je proměnlivý podle místních podmínek. Třetí, ze zdravotního hlediska intenzivně studovanou frakcí, jsou ultrajemné částice s průměrem pod $0,1 \mu\text{m}$. Z dosavadních poznatků je zřejmé, že částice v ovzduší představují významný rizikový faktor s mnohočetným efektem na lidské zdraví.

Z hlediska původu, složení i chování se jednotlivé velikostní frakce částic významně liší. Hrubší částice vznikají nekontrolovaným spalováním, mechanickým rozpadem zemského povrchu, při demolicích, dopravě na neupravených komunikacích a sekundárním vířením prachu.

V oblastech s intenzivní dopravou je významným zdrojem hrubší frakce pevných částic otěr pneumatik, brzdových obložení a povrchu vozovek, tedy emise nepocházející přímo z výfukových plynů. Významný je zde i podíl bioaerosolu (pylová zrna, spory, fragmenty plísní a bakterií). Hrubší částice podléhají rychlé sedimentaci během minut až hodin s přenosem řádově do kilometrových vzdáleností.

Menší částice s průměrem pod 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$) kromě přímé emise ze spalovacích procesů včetně dopravy typicky vznikají sekundárně koagulací ultrajemných částic nebo reakcemi plynných škodlivin v ovzduší, zejména SO_2 , NO_x , NH_3 a VOC. Obsahují jak uhlíkaté látky, které mohou zahrnovat řadu organických sloučenin s možnými mutagenními účinky, tak i soli, hlavně sulfáty a nitráty. Mohou též obsahovat těžké kovy, z nichž některé mohou mít karcinogenní účinek. V ovzduší jemné částice perzistují dny až týdny a vytvářejí více či méně stabilní aerosol, který může být transportován stovky až tisíce km. Tím dochází k jejich rozptýlení na velkém území a stírání rozdílů mezi jednotlivými oblastmi. Velmi důležité z hlediska expozice obyvatel je pronikání jemných částic do interiéru budov, kde lidé tráví většinu času. Obecně frakce PM_{10} obsahuje 40 – 90 % $\text{PM}_{2,5}$ a zbytek tvoří hrubší frakce.

Ultrajemné částice jsou v ovzduší velmi nestabilní a rychle podléhají koagulaci. Jsou významně zastoupeny v emisích z dopravy a dosahují nejvyšší koncentrace v těsné blízkosti frekventovaných komunikací.

Z výsledků subsystému 1 Monitoringu HS jasně vyplývá, že dominantním zdrojem znečištění ovzduší suspendovanými částicemi PM_{10} ve městech je doprava. Ze srovnání výsledků jednotlivých typů měřících stanic je zřejmá přímá závislost na intenzitě dopravy, kdy se emise z liniových zdrojů přičítají k městskému pozadí ovlivňovanému lokálními malými zdroji – topeništi. V roce 2009 se průměrné roční koncentrace PM_{10} v ovzduší sledovaných sídel v ČR pohybovaly v závislosti na intenzitě okolní dopravy od 23,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v dopravně nezatížených lokalitách přes 26,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ u dopravně středně zatížených lokalit, 32,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v dopravně extrémně exponovaných místech až po více než 37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v lokalitách silně exponovaných průmyslem. K překročení 24hodinové průměrné koncentrace 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ došlo během roku 2009 ve všech 27 monitorovaných sídlech. Hodnota 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, doporučená WHO, byla překročena na 54 ze 77 zahrnutých městských stanic [31].

Pro lokalitu záměru odhaduje ČHMÚ na základě imisních map kvality ovzduší a výsledků okolních monitorovacích stanic imisní pozadí PM_{10} v posledních 4 letech v rozmezí 27 – 31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace a 44 – 54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 24 hodinové koncentrace.

Suspendované částice PM_{10} vznikají i ve vnitřním prostředí v budovách, významným zdrojem je kouření. Podle výsledků průzkumů se však částice z vnějšího ovzduší významně podílejí i na zátěži vnitřního ovzduší a na celkové expozici, takže výsledky měření venkovního ovzduší se běžně používají k hodnocení celkové expozice v epidemiologických studiích.

Úzká souvislost mezi koncentrací částic ve vnitřním a venkovním ovzduším je též jedním z faktorů, kterými se vysvětlují podstatně konzistentnější výsledky studií zdravotních účinků této složky znečištěného ovzduší ve srovnání s plynnými škodlivinami, jejichž koncentrace ve vnitřním a venkovním ovzduší jsou mnohem variabilnější.

Akutní účinky suspendovaných částic ve znečištěném ovzduší na dýchací trakt zahrnují především dráždění a zánětlivou reakci sliznice dýchacích cest, exacerbaci existujících onemocnění, ovlivnění řasinkového epitelu horních dýchacích cest, zvýšenou sekreci hlenu v průduškách a snížení samočisticí funkce a obranyschopnosti dýchacího traktu vůči infekci.

Tím vznikají vhodné podmínky pro rozvoj virových a bakteriálních respiračních infekcí a postupně možný přechod recidivujících akutních zánětlivých změn do chronické fáze.

Tento proces je ovšem současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory počínaje stavem imunitního systému jedince, alergickou dispozicí, profesními vlivy, kouřením apod.

Expozice částicím v ovzduší má ovšem i řadu mimořádných zdravotních účinků, které se vysvětlují různými mechanismy. Důležitou roli zde zřejmě hrají mediátory vznikající při zánětlivé reakci a oxidační stres, ovlivnění krevní srážlivosti, může se však např. jednat i o přímé působení rozpustných látek a ultrajemných částic, které pronikají do krevního oběhu a nervového systému a ovlivňují nervovou regulaci srdeční činnosti. Mezi chronické účinky patří i urychlení procesu aterosklerózy cév.

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

Prokázanými účinky krátkodobé expozice výkyvům imisních koncentrací je přechodné zvýšení respiračních a kardiovaskulárních potíží, vyšší počet akutních hospitalizací, vyšší spotřeba léků a zvýšení úmrtnosti.

Postižena je především citlivá část populace, tedy především lidé s vážnými nemocemi srdečně-cévního systému a plic, starší lidé a kojenci a malé děti. Účinky jsou pozorovány během a několik dní po epizodě výrazného zvýšení denní imisní koncentrace. WHO uvádí na základě vyhodnocení epidemiologických studií zvýšení celkové úmrtnosti zhruba o 0,5 % při nárůstu 24hodinové průměrné koncentrace PM_{10} o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nad $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Hodnotu $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (jako 99. percentil, tedy 4 nejvyšší hodnotu v roce) WHO nyní doporučuje jako limit pro průměrnou 24hodinovou koncentraci, která by měla sloužit k prevenci výskytu imisních výkyvů, vedoucích k podstatnému zvýšení nemocnosti a úmrtnosti. Nepředstavuje ovšem plnou ochranu pro celou populaci [30].

Tyto akutní účinky krátkodobých zvýšení imisní zátěže ovšem představují pouze menší podíl na celkovém ovlivnění zdravotního stavu populace vlivem znečištěného ovzduší. Studie věnované dlouhodobým chronickým účinkům pevných částic v ovzduší prokazují daleko významnější ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti především na onemocnění respiračního a kardiovaskulárního systému.

Riziko zde narůstá s expozicí a projevuje se i při velmi nízkých koncentracích nedaleko nad přírodním pozadím, které se v USA a Západní Evropě odhaduje v úrovni $3 - 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$. Je proto nepravděpodobné, že jakýkoliv imisní limit zajistí univerzální ochranu každého jedince před nepříznivými účinky suspendovaných částic v ovzduší [30].

Zvýšení průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zvyšuje podle současného odhadu WHO na základě výsledků epidemiologických studií celkovou úmrtnost exponované populace cca o 6 %. WHO doporučila v roce 2005 v aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší jako limitní roční průměrnou koncentraci PM_{10} $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedná se o nejnižší úroveň expozice, od které se s více než 95% mírou spolehlivosti zvyšuje úmrtnost v závislosti na imisní zátěži. WHO zde vychází z americké studie American Cancer Society sledující imise $PM_{2,5}$ a k přepočtu je použit poměr $PM_{2,5}/PM_{10}$ 0,5 (tento poměr je typický pro městské oblasti rozvojových zemí, zatímco ve vyspělých zemích je spodním okrajem rozmezí 0,5 – 0,8 a je doporučeno použít poměr obou frakcí podle místních dat). Opět je konstatováno, že nejde o prahovou úroveň expozice a doporučený limit neznamená plnou ochranu veškeré populace před nepříznivými účinky suspendovaných částic [30].

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES z května 2008 stanoví pro země EU mezní hodnoty pro ochranu zdraví PM_{10} $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro průměrnou 24hodinovou koncentraci a $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro průměrnou roční koncentraci, které odpovídají současným imisním limitům v ČR.

Pro jemnou frakci částic PM_{2,5} byl výše uvedenou směrnicí s ohledem na předpokládaný bezprahový účinek stanoven postup poněkud modifikovaný se zvláštním zaměřením na snížení expozice ve městech a tím dosažení příznivého efektu pro velkou část obyvatelstva. Průměrná expozice městské populace by neměla od roku 2015 překročit maximální expoziční koncentraci 20 µg/m³ (jako roční průměr). Mezní hodnota pro roční průměrnou koncentraci, která nesmí být překračována od 1.1.2015, je 25 µg/m³ a od 1.1.2020 by měla být snížena na 20 µg/m³.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Suspendované částice PM₁₀, resp. PM_{2,5} představují z hlediska současných poznatků o zdravotních aspektech kvality ovzduší nejdůležitější složku znečištěného ovzduší a jsou základem kvantitativního hodnocení zdravotních rizik imisí.

Rozptylová studie uvádí pro výchozí referenční rok 2008 nejvyšší hodnoty imisního příspěvku PM₁₀ z provozu letiště Vodochody v prostoru nejbližších okolních obcí 2,1 µg/m³ průměrné 24hodinové koncentrace (Měšice), resp. do 0,02 µg/m³ průměrné roční koncentrace (Bašť). Navýšením leteckého provozu v roce 2009 se tento příspěvek zvyšuje na hodnoty do 3,1 µg/m³, resp. 0,05 µg/m³ a konečném cílovém stavu roku 2015 by se mělo jednat o hodnoty do 5,5 µg/m³ nejvyšší 24hodinové koncentrace, resp. do 0,13 µg/m³ průměrné roční koncentrace. Nepatrně vyšší vychází u nejbližší zástavby imisní příspěvek ze stavební činnosti a související dopravy, který se pohybuje v rozmezí cca 3 – 13 µg/m³ nejvyšší 24hodinové koncentrace, resp. do 0,19 µg/m³ průměrné roční koncentrace.

Imisní pozadí lokality záměru odhaduje ČHMÚ na základě imisních map kvality ovzduší a výsledků okolních monitorovacích stanic v posledních 4 letech v rozmezí 27 – 31 µg/m³ průměrné roční koncentrace a 44 – 54 µg/m³ 36. nejvyšší 24 hodinové koncentrace.

V zájmovém území okolí letiště se tedy nepředpokládá překročení imisního limitu 40 µg/m³ pro průměrnou roční koncentraci suspendovaných částic PM₁₀. Stejně jako v mnoha jiných oblastech v ČR zde však expozice suspendovaným částicím převyšuje hodnoty průměrné roční koncentrace 20 µg/m³ PM₁₀, doporučené WHO k ochraně zdraví a je jisté, že za zhoršených nepříznivých podmínek může docházet k překračování i doporučené 24hodinové koncentrace PM₁₀ 50 µg/m³. Tyto doporučené koncentrace nelze považovat za klasické referenční hodnoty, neboť ani jejich dodržení nezaručuje podle současných poznatků plnou ochranu zdraví citlivé části populace. Je však možné s využitím vztahů z epidemiologických studií orientačně kvantifikovat míru zdravotního rizika expozice převyšující tyto hodnoty.

Metodiky kvantitativního hodnocení zdravotních rizik imisí vycházejí ze vztahů odvozených z epidemiologických studií z posledních 10 let a jako ukazatel expozice jsou používány průměrné roční koncentrace PM_{2,5} nebo PM₁₀, přičemž se předpokládá, že tak je zohledněna i větší část účinků krátkodobých výkyvů imisních koncentrací.

Ke kvantitativnímu vyhodnocení rizika jsou v tomto posudku použity postupy publikované WHO a Evropskou Komisí v rámci programů CAFE (Clean Air for Europe) a ExternE (Externalities of Energy) [36,40,41]. Používají 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. Tyto lineární vztahy byly odvozeny pro celkovou úmrtnost a některé ukazatele nemocnosti. U úmrtnosti vychází ze vztahu odvozeného z kohortové studie American Cancer Society z USA, zahrnující 1,2 milionu dospělých obyvatel, který udává zvýšení celkové úmrtnosti u dospělé populace nad 30 let o 6% při zvýšení chronické expozice koncentraci PM_{2,5} o 10 µg/m³. Tento vztah se statisticky významně projevuje cca od 10 µg/m³ průměrné roční koncentrace PM_{2,5}.

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 a smysluplnějším ukazatelem dlouhodobého efektu je celkový počet let ztráty života (YOLL²¹), který sice neudává teoretický počet postižených obyvatel, ale lépe kvantifikuje velikost tohoto účinku u celé exponované populace. K přesnému výpočtu tohoto ukazatele jsou zapotřebí podrobné statistické údaje, které pro exponovanou populaci nejsou obvykle reálně k dispozici.

Provedené analýzy míry nejistot však ukazují, že rozdíly v těchto údajích u různých populačních souborů nejsou pro orientační výpočet tohoto ukazatele zásadní a podle vztahu odvozeného pro země EU vede navýšení průměrné roční koncentrace PM_{2,5} o 1 µg/m³ k průměrné ztrátě délky života o 0,22 dne na osobu [42].

V aktualizované metodice projektu ExternE Evropské Komise je tento vztah používán v přepočtu na expozici PM₁₀ jako 4,0E-4 YOLL na osobu, rok a průměrnou koncentrací 1 µg/m³. V přepočtu na 1 milion exponovaných obyvatel pak vychází 400 let ztráty délky života pro expozici 1 µg/m³ PM₁₀ pro dobu 1 roku [41].

Vzhledem k tomu, že zde dosud není stanoven jednotný postup, jsou dále použity obě možnosti, tedy jak výpočet počtu předčasných úmrtí, tak i let ztráty života. Je však třeba upozornit, že jde jen o velmi hrubý odhad skutečného stavu, který má význam hlavně pro porovnání jednotlivých variant. V absolutních číslech může být skutečnost významně odlišná, což platí zejména pro orientační odhad v ukazateli YOLL prováděném bez zohlednění konkrétních demografických dat.

Vztahy pro ukazatele nemocnosti jsou méně přesné, nežli vztah pro úmrtnost. Je to dáno méně rozsáhlou databází podkladových studií i rozdíly v definici jednotlivých ukazatelů, avšak jsou používány, neboť demonstrují možný rozsah účinků znečištěného ovzduší na zdraví obyvatel. Vyjadřují přímo počet nových případů, událostí nebo dnů v jednom roce na určitý počet obyvatel dané věkové skupiny, odpovídající 10 µg/m³ průměrné roční koncentrace PM₁₀ (nebo PM_{2,5}). Konkrétně jsou tyto vztahy uvedeny v následujícím přehledu:

- 26,5 nových případů chronické bronchitidy na 100 000 dospělých ³ 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)²² na 1000 obyvatel věku 15-64 let (vztah pro PM_{2,5})
- 180 dní s léčbou (bronchodilatans) u dětí s astma (asi 15% dětí) na 1000 dětí věku 5-14 let
- 912 dní s léčbou (- “-“) u dospělých s astma (asi 4,5 % dospělých) na 1000 osob ³ 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 chron. respiračním onemocněním (asi 30 % dospělé populace) na 1 dospělého člověka

Základem kvantitativní charakterizace zdravotního rizika znečištění ovzduší vlivem provozu letiště Vodochody pro obyvatele obcí situovaných v okolí letiště je výpočet atributivního rizika imisí PM₁₀ výše uvedenými metodikami, vycházející z průměrné roční koncentrace. Výpočet je proveden ve výše uvedených ukazatelích pro horní hranici odhadu imisního pozadí 31 µg/m³ a pro zaokrouhlenou hodnotu nejvyššího vypočteného imisního příspěvku ve variantách V4, V5 a V6 ve výpočtových bodech umístěných v jednotlivých obcích.

²¹YOLL (years of life lost)

²²RADs (restricted activity days) – dny ve kterých člověk potřebuje ze zdravotních důvodů změnit svoji normální aktivitu. Jsou zjišťovány dotazníkovým průzkumem. Podle závažnosti se dělí na dny s upoutáním na lůžko, dny s absencí v zaměstnání nebo ve škole a na dny jen s mírným omezením normální aktivity, u kterých se odhaduje, že tvoří asi dvě třetiny celkového počtu RADs.

Konkrétní hodnoty imisního příspěvku, vypočtené pro jednotlivé obce v uvedených variantách hodnocených rozptylovou studií, jsou uvedeny v tabulce č. 12.

Tab. č. 12 – Příspěvek průměrné roční koncentrace PM₁₀ podle rozptylové studie (µg/m³)					
Číslo bodu	Název obce	Počet obyvatel	Varianta 4 (2008)	Varianta 5 (2009)	Varianta 6 (2015)
5001	Veltrusy	1862	0,001407	0,004278	0,010371
5002	Dřínov	434	0,001784	0,005424	0,013148
5003	Libiš	2021	0,001273	0,003869	0,009378
5004	Kralupy nad Vltavou	17635	0,002766	0,008409	0,020385
5005	Úžice	885	0,003194	0,009709	0,023534
5006	Neratovice	16494	0,001485	0,004514	0,010943
5007	Chvatěruby	462	0,010182	0,030955	0,075038
5008	Odolena Voda	5492	0,009294	0,028255	0,068493
5009	Kozomín	472	0,008231	0,025025	0,060662
5010	Postřižín	600	0,010728	0,032616	0,079064
5011	Zlončice	457	0,013451	0,040894	0,099130
5012	Veliká Ves	271	0,003655	0,011111	0,026935
5013	Kojetice	718	0,002435	0,007404	0,017947
5014	Dolany	798	0,016252	0,049408	0,119770
5015	Předboj	557	0,008192	0,024906	0,060376
5016	Čakovičky	515	0,001982	0,006024	0,014602
5017	Máslovice	278	0,011845	0,036013	0,087297
5018	Panenské Břežany	571	0,015652	0,047584	0,115348
5019	Vodochody	541	0,009719	0,029548	0,071627
5020	Zlonín	270	0,004282	0,013018	0,031558
5021	Libčice nad Vltavou	3285	0,002929	0,008904	0,021585
5022	Tursko	669	0,002109	0,006413	0,015546
5023	Bašť	1289	0,017254	0,052458	0,127162
5024	Klíčany	370	0,011975	0,036409	0,088258
5025	Nová Ves	423	0,002423	0,007366	0,017857
5026	Mratín	1098	0,002216	0,006739	0,016335
5027	Větrušice	471	0,004603	0,013994	0,033922
5028	Měšice	1495	0,012356	0,037564	0,091060

Nejvyšší imisní příspěvek vychází ve všech variantách pro výpočtový bod č. 5023 v obci Bašť. Do výpočtu je dosazen celkový počet obyvatel jednotlivých obcí, uvedený v rozptylové studii, což je 60 433 obyvatel. Jde tedy o maximálně konzervativní postup s rezervou na straně bezpečnosti, kdy je nejvyšší příspěvek vztažen na celou hodnocenou oblast a její počet obyvatel. Důvodem je i zohlednění určité nejistoty výstupů rozptylové studie, neboť současné modely nezahrnují sekundární vznik jemné frakce částic z emitovaných plynných škodlivin a mohou proto poskytovat nižší hodnoty, nežli je skutečná situace.

V posledním sloupci tabulky č. 13 je pro základní orientaci o úrovni legislativní ochrany zdraví uveden výsledek téhož výpočtu pro expozici v úrovni stávajícího imisního limitu 40 µg/m³ průměrné roční koncentrace PM₁₀.

Od uvedených průměrných ročních koncentrací je ve vlastním výpočtu odečtena hodnota $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, která odpovídá základní hodnotě $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ při podílu frakce $\text{PM}_{2,5}$ ve frakci PM_{10} 0,82, doporučeném v rozptylové studii.

U zdravotních ukazatelů, pro které je odvozen vztah expozice a účinku na základě expozice jemné frakci částic $\text{PM}_{2,5}$ (předčasná úmrtí, dny s omezenou aktivitou), je při výpočtu považován imisní příspěvek záměru, vypočtený rozptylovou studií, za velikostní frakci $\text{PM}_{2,5}$ (tedy podíl $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ 1,0). Tento postup je zdůvodněn tím, že v primárních emisích z automobilových i leteckých motorů je dominantní podíl jemné frakce částic.

Celkem je takto hodnocena expozice 60 433 obyvatel žijících k 1.1.2010 v dotčených obcích. Ve výhledu roku 2015 budou jistě aktuální počty obyvatel v jednotlivých obcích odlišné, avšak vzhledem k nepatrné úrovni imisního příspěvku a nevyhnutelné nejistotě ohledně dalšího vývoje úrovně imisního pozadí, to není pro výsledek podstatné.

K odhadu věkové struktury obyvatel byla použita věková struktura obyvatel ze zdravotnické ročenky Středočeského kraje UZIS 2009. Z tohoto zdroje byla do výpočtu použita i celková úmrtnost populace starší 30 let, od které byla s použitím ročenky UZIS „Zemřelí 2009“ odečtena úmrtí na vnější příčiny (výsledná hodnota: 14,7 úmrtí na 1000 obyvatel a rok).

Souhrnné výsledky výpočtu atributivního rizika imisí suspendovaných částic v ovzduší pro obyvatele všech výše uvedených dotčených obcí jsou uvedeny v tabulce č. 13.

Výpočet udává pro příslušný počet exponovaných obyvatel a jednotlivé kategorie zdravotních ukazatelů přímo míru vlivu znečištěného ovzduší, tedy absolutní počet zdravotních ukazatelů, který je možné přisoudit vlivu znečištěného ovzduší. S výjimkou počtu let ztráty života jsou výsledky zaokrouhlené podle matematických pravidel na celá čísla.

Tab.č. 13 - Zdravotní riziko imisí PM_{10} (ukazatele atributivního rizika za 1 rok pro 60 433 obyvatel dotčených obcí)					
	Pozadí	V4	V5	V6	Limit
Celková úmrtnost					
Počet úmrtí u populace ve věku nad 30 let	54	54	54	54	80
YOLL (souhrnný počet let ztráty života)	367,2	367,7	368,4	370,3	534,1
Nemocnost - celá populace					
Hospitalizace pro srdeční onemocnění:	5	5	5	5	7
Hospitalizace pro respirační onemocnění:	8	8	8	8	12
Nemocnost - dospělí					
Nové případy chronické bronchitis:	21	21	21	21	30
Počet dní s příznaky u chron. nemocných:	34384	34421	34476	34622	50845
Počet dní s léčbou u astmatiků:	3616	3620	3626	3641	5347
Počet dní s omezenou aktivitou:	59328	59405	59520	59828	87729
Nemocnost - děti					
Počet dní s respiračními příznaky:	19442	19462	19493	19576	28749
Počet dní s léčbou u astmatických dětí:	282	283	283	284	417

Z výsledku výpočtu vyplývá, že k nepříznivému ovlivnění zdravotního stavu obyvatel znečištěným ovzduším dochází i při významně podlimitní úrovni znečištění a je tedy v současném světě v rozvinutých zemích do určité míry nevyhnutelné.

Jak již bylo uvedeno, vliv znečištění ovzduší na úmrtnost je vyhodnocen ve dvou ukazatelích. U počtu předčasných úmrtí se předpokládá, že jde o účinek 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. Druhým ukazatelem je souhrnný počet let ztraceného života pro celou hodnocenou populaci jako ukazatel YOLL (years of live lost).

Oba ukazatele vzhledem k odlišné metodice výpočtu nelze spojovat, neboť u ukazatele YOLL se předpokládá, že se na něm podílí podstatně větší počet obyvatel, nežli je vypočtený údaj o konkrétním počtu předčasných úmrtí (viz kapitola V. Analýza nejistot).

Podle prvního ukazatele by bylo možné znečištěnému ovzduší v hodnocené oblasti přisoudit ročně cca 54 předčasných úmrtí. Podle statistiky ÚZIS přitom odpovídá počtu obyvatel starších 30 let hodnocené oblasti 582 úmrtí za rok, vliv znečištěného ovzduší na úmrtnost by se tedy teoreticky mohl pohybovat cca kolem 9 %.

Podle druhého orientačního ukazatele teoreticky vychází průměrná ztráta života cca 3,4 dne na 1 obyvatele a rok. Expozici v úrovni současného imisního limitu $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace PM_{10} by v tomto hodnocení odpovídala průměrná ztráta života cca 4,9 dne na 1 obyvatele a rok. Tyto údaje nejsou ve vztahu ke kvalitě ovzduší nijak výjimečné. SZÚ Praha udává v hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší za rok 2009 na základě imisní zátěže částicemi $\text{PM}_{2,5}$ zvýšení celkové úmrtnosti populace ČR ve městech v rozmezí od 2% v čistých oblastech až po 17,5 % v oblastech intenzivně zatížených dopravou a průmyslem. Znečištění ovzduší je bezesporu jedním z nejvýznamnějších vlivů životního prostředí na zdraví lidí. Velikost těchto vlivů je však obvykle přeceňována. Podstatně větší zdravotní důsledky mají rizikové faktory životního stylu. Zkrácení délky života o 5 dní v roce např. představuje jen 10 % průměrné ztráty života vlivem kouření cigaret, která je podle spolehlivého epidemiologického výzkumu (Doll et al. 2004) 10 let, tedy v průměru cca 50 dní v roce.

U ukazatelů nemocnosti je často hodnoceným ukazatelem vlivu znečištěného ovzduší chronická respirační nemocnost u dětí. Základní prevalence výskytu respiračních příznaků dolních cest dýchacích včetně kašle u dětí ve věku 5 – 14 dní v evropských zemích, ze které se vycházelo při odvození vztahu použitého při předcházejícím výpočtu, je 15 %, což v daném případě v souhrnném hodnocení představuje ročně cca 304 410 dní s příznaky.

Podle výsledků provedeného výpočtu lze předpokládat, že vlivem odhadovaného imisního pozadí je v hodnocené lokalitě riziko výskytu těchto potíží u dětí zvýšené vůči teoretické situaci zcela čistého ovzduší cca o 6,4 % (konkrétně o 19 442 dní s příznaky), tedy teoreticky průměrně cca o 3,5 dne s příznaky na jedno dítě a rok.

Vliv imisního příspěvku záměru v cílovém stavu roku 2015 vychází u obou výše uvedených ukazatelů v nepatrných hodnotách setin dne za rok.

Pokud jde o zdravotní účinky prašnosti z výstavby, vyhodnocené samostatnou rozptylovou studií, lze předpokládat obdobný nepatrný vliv na respirační nemocnost. U úmrtnosti a nemocnosti na kardiovaskulární onemocnění se u hrubší frakce částic, pocházejících převážně ze sekundární prašnosti, podle současných poznatků předpokládá na rozdíl od částic ze spalovacích procesů podstatně nižší nepříznivý účinek. Tím se ovšem nijak nesnižuje nezbytnost a důležitost důsledné realizace protiprašných opatření v organizaci stavby i provozu staveništní dopravy.

Provedený výpočet sice působí exaktním dojmem, ale vzhledem k mnoha nejistotám v jeho výchozích podkladech i v odvození vlastních vztahů jde pouze o hrubý odhad skutečného stavu.

IV.2.4. Benzen

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Benzen je bezbarvá kapalina, charakteristického aromatického zápachu, která se při pokojové teplotě rychle odpařuje. Čichový práh benzenu se udává při koncentraci $4,8 \text{ mg}/\text{m}^3$ (1,5 ppm). Konverzní faktor při 20°C: 1 ppm benzenu = $3,24 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Je obsažen v surové ropě a ropných produktech. Hlavní využití benzenu je jako suroviny v chemickém průmyslu. Pohonné hmoty mají limitovaný obsah benzenu do 1 %. Hlavními zdroji benzenu v ovzduší jsou výfukové plyny, vypařování z pohonných hmot, cigaretový kouř, petrochemie a spalovací procesy. Ve výfukových plynech je obsažena směs zbytků nespáleného benzenu a benzenu vznikajícího během spalovacího procesu v motoru dealkylací toluenu a xylenů [38]. Poločas degradace benzenu v ovzduší reakcemi s hydroxylovými radikály je asi 13,4 dne, což postačuje k možnosti transportu na velké vzdálenosti. Průměrné roční koncentrace benzenu se dle závěrečné zprávy Monitoringu HS v roce 2009 pohybovaly v průmyslem nezatížených lokalitách sledovaných sídel ČR v rozmezí 0,9 – 2,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V městských dopravně nezatížených lokalitách se roční střední hodnota pohybovala kolem 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Vyšší hodnoty byly zjišťovány v lokalitách v okolí průmyslových zdrojů [31].

Na monitorovací stanici č. 792 Veltrusy, nejbližší lokalitě záměru, byly v letech 2009 a 2010 naměřeny průměrné roční koncentrace benzenu 1,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [32].

Vyšší koncentrace benzenu nežli ve vnějším ovzduší jsou nalézány ve vnitřním prostředí budov, kde jsou hlavním zdrojem benzenu kuřáci. Dalším zdrojem mohou být vestavěné a nedostatečně odvětrané garáže, používání různých přípravků obsahujících benzen a výpary z dřevotřísek. Průměrné koncentrace zjištěné hygienickou službou v bytech a mateřských školách v ČR se pohybují kolem 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, maxima však dosahovala desítek, v extrémních případech až stovek $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Toto zjištění koreluje s výsledky evropských studií, udávajících průměrné koncentrace benzenu ve vnitřním ovzduší ve středoevropských městech v rozmezí 2,3 – 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. K expozici též přispívá pravidelné cestování motorovými vozidly. Průměrná koncentrace benzenu uvnitř automobilů je asi do 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [38].

Individuální expozici benzenu nejvíce ovlivňuje kuřáctví. Vykouření 20 cigaret denně představuje příjem cca 600 μg benzenu, což vysoce převyšuje celkový běžný příjem ze všech ostatních zdrojů.

Hlavní cestou příjmu benzenu do organismu je inhalace z ovzduší, v plicích se absorbuje cca 50 % vdechovaného benzenu. Kožní absorpce je nízká. Benzen je v játrech a kostní dřeni metabolizován oxidačními reakcemi za vzniku metabolitů, které jsou zodpovědné za toxické a karcinogenní účinky benzenu. U lidí byly pozorovány značné individuální rozdíly v citlivosti vůči nepříznivým účinkům benzenu, což se vysvětluje individuální geneticky podmíněnou variabilitou ve schopnosti biotransformace a detoxikace benzenu [29].

Benzen má nízkou akutní toxicitu. Akutní otrava inhalační a dermální cestou vyvolává po počáteční stimulaci a euforii útlum centrálního nervového systému. Dochází též k podráždění kůže a sliznic. Kožní senzibilizace nebo respirační alergie na benzen není známá ani z profesionální expozice [43].

Kritickým orgánem při chronické expozici benzenu je kostní dřev. Účinkem metabolitů benzenu zde dochází ke vzniku různých poruch krvetvorby až pancytopenii. Pozorovány byly též imunologické změny, především pokles lymfocytů a snížená rezistence vůči infekcím. Přestože benzen přechází přes placentární bariéru, nebyla u něho zjištěna teratogenita. Toxické účinky na plod byly v experimentech pozorovány až při vysokých koncentracích toxických i pro mateřská zvířata. Spolehlivé podklady k hodnocení případné vývojové a reprodukční toxicity benzenu pro člověka nejsou k dispozici [44].

Epidemiologické studie u lidí dlouhodobě profesionálně exponovaných vysokým koncentracím benzenu poskytly jasné důkazy o kauzálním vztahu k vyššímu výskytu akutní myeloidní leukémie. Omezené důkazy existují i pro vztah k některým dalším typům nádorů lymfatické tkáně. 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.

Výsledky laboratorních testů naznačují, že benzen a jeho metabolity jsou genotoxické. Předpokládá se zde však spíše klastogenní účinek (poškození chromosomů), nežli přímé bodové mutace [29]. Vzhledem k těmto podkladům je benzen zařazen Mezinárodní agenturou WHO pro výzkum rakoviny IARC²³ do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny. US EPA jej též řadí do kategorie A jako známý lidský karcinogen pro všechny cesty expozice.

Epidemiologické studie dokládají hematotoxický a imunotoxický účinek benzenu, projevující se snížením počtu bílých krvinek i při nízké úrovni chronické profesionální expozice kolem 1 ppm. Tyto nálezy podporují i výsledky experimentů u pokusných zvířat.

Americká ATSDR²⁴ stanovila v roce 2007 na základě těchto poznatků pro inhalační expozici benzenu chronickou MRL²⁵ v úrovni 10 µg/m³ (0,003 ppm). Pro kratší trvání expozice byla na základě výsledků experimentů u pokusných zvířat odvozena subchronická a akutní MRL v hodnotě 20, resp. 30 µg/m³ [44].

Při hodnocení rizika benzenu se však hlavní pozornost věnuje karcinogennímu účinku, spolehlivě prokázanému při vysoké profesionální expozici. Spolehlivé kvantifikaci tohoto rizika při nízké expozici z vnějšího ovzduší však zatím stále brání nejistota ohledně mechanismu tohoto účinku. US EPA vyhodnotila existující podklady o karcinogenním účinku benzenu v roce 1998 a dospěla ke stanovení rozmezí jednotky karcinogenního rizika UCR²⁶ 2,2 – 7,8x10⁻⁶. Úrovní karcinogenního rizika 1x10⁻⁶ (1 případ na 1 000 000 celoživotně exponovaných osob) pak odpovídá koncentrace benzenu v ovzduší 0,13 – 0,45 µg/m³ [45]. V databázi RBC²⁷ uvádí US EPA jako únosnou koncentraci benzenu v ovzduší odpovídající karcinogennímu riziku 1x10⁻⁶ koncentraci 0,31 µg/m³ [46].

WHO doporučila ve Směrnici pro ovzduší v Evropě z roku 2000 pro odvození limitní koncentrace benzenu v ovzduší UCR = 6x10⁻⁶, která představuje geometrický průměr z rozmezí hodnot odvozených různými modely z aktualizované epidemiologické studie u profesionálně exponované populace. Karcinogennímu riziku 1x10⁻⁶ pak odpovídá roční průměrná koncentrace 0,17 µg/m³ [33].

Základní studií, ze které se při kvantifikaci karcinogenního rizika benzenu vycházelo, je tzv. „kohorta Pliofilm“ studující úmrtnost na leukémii u dělníků v USA, exponovaných v padesátých letech vysoké koncentraci benzenu (průměr 128 mg/m³).

Novější studie s koncentracemi benzenu do 3,2 mg/m³ zvýšený výskyt leukémie neprokázaly. Spolu s dílčími poznatky o mechanismu účinku benzenu to naznačuje, že aplikace bezprahového přístupu formou lineární extrapolace dat z kohorty Pliofilm na nižší koncentrace ve vnějším ovzduší může vést k nadhodnocení skutečného karcinogenního rizika benzenu [47].

²³IARC (International Agency for Research on Cancer) Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny se sídlem v Lyonu. Na základě dostupných poznatků z epidemiologických studií u lidí, účinků na pokusná zvířata a výsledků testů genotoxicity klasifikuje různé chemické látky do 4 skupin z hlediska průkaznosti jejich karcinogenity pro člověka.

²⁴ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) - Společnost pro toxické látky a registr nemocí USA

²⁵MRL (Minimal risk Level) - Úroveň denní expozice hodnocené látky, která je pravděpodobně bez rizika nepříznivých zdravotních účinků pro člověka. Stanoví je ATSDR pro akutní (< 15 dní), subakutní (15 – 364 dní) a chronickou expozici. Týkají se pouze nekarcinogenních zdravotních účinků. Slouží jako pomůcka pro rychlou identifikaci rizika.

²⁶UCR (Unit Cancer Risk) - Jednotka karcinogenního rizika, vyjadřující karcinogenní potenciál dané látky vztahovaný při standardním celoživotním expozičním scénáři ke koncentraci v ovzduší 1 µg/m³. Je odvozena ze směrnice karcinogenního rizika.

²⁷RBC (Risk-based Concentration) - Koncentrace látky ve vodě, vzduchu a půdě, představující při standardním expozičním scénáři ještě přijatelnou míru rizika toxického nebo karcinogenního účinku. Nepočítá se s příjmem dané látky jinými expozičními cestami, ani s příjmem jiných podobně působících látek. Jsou uvedeny v databázi US EPA RBC Tables.

Pracovní skupina expertů Evropské komise, která v roce 1998 vyhodnotila dosavadní poznatky z hodnocení zdravotního rizika benzenu včetně novějších epidemiologických studií, dospěla k závěru, že přes uvedené nejistoty je třeba zachovat bezprahový přístup k hodnocení rizika benzenu, ale přesné kvantitativní hodnocení rizika provést nelze. Dospěla však k rozmezí, ve kterém se dle jejího názoru riziko benzenu pravděpodobně nachází.

Hodnota UCR doporučená WHO (6×10^{-6}) je experty považována za horní mez odhadu rizika, dolní mez hodnoty jednotky karcinogenního rizika s použitím sublineární křivky extrapolace odhadnuta na 5×10^{-8} . Tento rozsah hodnot UCR znamená, že riziko leukémie 1×10^{-6} by se mělo pohybovat v rozmezí roční průměrné koncentrace benzenu v ovzduší cca 0,2 – 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a toto rozmezí by mělo být východiskem pro stanovení imisního limitu benzenu [47].

Ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší, vydané v roce 2010, WHO konstatuje, že běžně dosahované koncentrace pod 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ jsou výrazně nižší, nežli expozice s prokázanými nepříznivými účinky v epidemiologických nebo experimentálních studiích. Jelikož však není známý expoziční práh rizika benzenu, doporučuje i pro vnitřní ovzduší vycházet ze současné UCR pro venkovní ovzduší [29]

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES z května 2008 stanoví pro země EU mezní hodnotu pro ochranu zdraví pro benzen 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ jako roční průměrnou koncentraci, která odpovídá současnému imisnímu limitu v ČR.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Rozptylová studie uvádí nejvyšší hodnoty imisního příspěvku benzenu souvisejícího se záměrem letiště Vodochody v cílovém stavu roku 2015 v obytné zástavbě okolních obcí do 0,00142 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace.

Imisní pozadí pro lokalitu letiště Vodochody v posledních 4 letech ČHMÚ udává v rozmezí 0,5 - 1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace. Na nejbližší monitorovací stanici č. 792 Veltrusy byly v letech 2009 a 2010 naměřeny průměrné roční koncentrace benzenu 1,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Při krátkodobém měření v květnu 2011 byly v lokalitách letiště Vodochody, Dolany a Panenské Břežany naměřeny průměrné 24hodinové koncentrace benzenu 0,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. 1,2 a 1,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Jako reálný odhad imisního pozadí průměrné roční koncentrace je proto dále použita hodnota 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

U benzenu je hodnocení rizika založeno na kvantifikaci míry karcinogenního rizika. Jelikož jde o pozdní účinek na základě dlouhodobé chronické expozice, hodnocení rizika vychází z průměrných ročních koncentrací.

Míra karcinogenního rizika se vyjadřuje jako individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny. Výpočet této míry pravděpodobnosti (v anglické literatuře nazývaná ILCR – Individual Lifetime Cancer Risk) se provádí pomocí jednotky karcinogenního rizika UCR.

Při použití jednotky karcinogenního rizika WHO odpovídá při celoživotní expozici odhadovanému imisnímu pozadí 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ míra rizika ILCR 9×10^{-6} . Imisnímu příspěvku z provozu letiště Vodochody do 0,00142 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ odpovídají hodnoty ILCR $8,5 \times 10^{-9}$.

Při hodnocení bezprahového karcinogenního účinku se vychází z principu společensky přijatelného rizika, tedy míry navýšení celoživotního rizika onemocnění v populaci, která je považována za nevýznamnou a ještě akceptovatelnou. Toto společensky přijatelné riziko se v různých zemích uvádí v rozmezí od 1×10^{-4} , tedy 1 případ onemocnění na 10 000 exponovaných osob (tuto hodnotu rizika používá při stanovení tolerovatelných koncentrací např. holandský národní ústav pro zdraví a životní prostředí) až 1×10^{-6} , tedy jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob, používaný např. US EPA a často uváděný v různých metodických materiálech.

Podle MZ ČR je prakticky vzhledem k nejistotě odhadu expozice i vlastního stanovení referenční hodnoty možné za hraniční přijatelné rozmezí rizika považovat řádovou úroveň pravděpodobnosti 10^{-6} (tedy do 10 případů onemocnění na milion exponovaných osob) [48].

Jak již bylo uvedeno, v případě hodnocení karcinogenního rizika benzenu přetrvávají nejistoty týkající se mechanismu tohoto účinku a opodstatněnosti použití konzervativního lineárního vícestupňového modelu extrapolace dat z profesionálních epidemiologických studií při odvození karcinogenního potenciálu nízkých koncentrací benzenu, reálně se vyskytujících ve venkovním ovzduší. Tato nejistota se promítla i do závěrů pracovní skupina expertů Evropské komise a stanovení současného imisního limitu $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, který by při použití jednotky karcinogenního rizika WHO odpovídal již neakceptovatelné úrovni karcinogenního rizika 3×10^{-5} . Podle závěrů zmíněné skupiny expertů Evropské komise na základě současných znalostí nelze provést přesné kvantitativní hodnocení rizika imisí benzenu. Bylo však odhadnuto rozmezí, ve kterém se dle riziko benzenu pravděpodobně nachází. Riziko celoživotní expozice imisní koncentraci $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ by se pak nacházelo v rozmezí hodnot ILCR $7,5 \times 10^{-8}$ - 9×10^{-6} .

Pro hodnocení záměr je možné konstatovat, že ani při konzervativním přístupu odhadovaná celková imisní zátěž po realizaci záměru nepřekračuje horní hranici přijatelné míry rizika. Vlastní imisní příspěvek benzenu v ovzduší z leteckého provozu letiště Vodochody i související pozemní dopravy vyhodnocený rozptylovou studií bude jak z hlediska ovlivnění imisní situace, tak z hlediska zdravotních rizik zanedbatelný.

IV.3. VOC z letecké dopravy

IV.3.1. Formaldehyd, CH_2O , CAS No: 50-00-0

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Formaldehyd je bezbarvý plyn s ostrým štiplavým zápachem. Používá se hlavně ve výrobě pryskyřic, užívaných jako pojivo u dřevěných, papírenských a skelných výrobků. Dále při výrobě plastických hmot a nátěrů, v úpravě textilií a jako meziproduct pro další chemickou výrobu. Ve vodném roztoku má též široké použití jako dezinfekční a konzervační prostředek (formalin). Konverzní faktor ($25 \text{ }^\circ\text{C}$): $1 \text{ ppm} = 1,23 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Formaldehyd je přítomen jako přírodní produkt v prostředí a živých organismech. Hlavními antropogenními zdroji jsou emise z dopravy a z provozů používajících formaldehyd. Nejvyšší koncentrace formaldehydu jsou nalézány v interiéru některých staveb, kde se uvolňuje z dřevotřískových materiálů, izolací, tkanin a nátěrů. Významným zdrojem je cigaretový kouř. Formaldehyd je obsažen i v různých přípravcích používaných v domácnostech.

Průměrné pozadové koncentrace formaldehydu v ovzduší jsou kolem $1\text{--}4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Souborná data ze zprávy programu HEXPOC z Brazílie, Kanady, Německa, Itálie, Mexika, Nizozemí a USA poskytují průměrnou koncentraci $1,5 \text{--} 16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ s průměrem $7,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [29]

V ČR byly v rámci mezinárodního programu EMEP měřeny pozadové koncentrace formaldehydu na Observatoři Košetice v období 1994 – 2005. Průměrné roční koncentrace se zde pohybovaly v rozmezí $0,9 \text{--} 1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nejvyšší průměrné měsíční koncentrace jen ojediněle přesáhly $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [27].

V městském ovzduší WHO uvádí roční průměrné koncentrace $1 \text{--} 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ s tím, že krátkodobá maxima při intenzivní dopravě nebo za inverzí mohou dosáhnout až $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [49]. Koncentrace formaldehydu typické pro vnitřní prostředí v domech jsou v rozmezí $20 \text{--} 60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [50].

V ovzduší je formaldehyd rychle foto-oxidován na CO₂ nebo reaguje s hydroxylovými radikály za vzniku kyseliny mravenčí. Poločas těchto reakcí je kolem 1 hodiny. Formaldehyd může v ovzduší vznikat i sekundárně oxidací těkavých organických látek (VOC) a reakcí mezi ozonem a alkeny, zejména terpeny [29].

Formaldehyd ve venkovním prostředí není v ČR rutinně měřenou škodlivinou. Jsou však k dispozici výsledky měření ve vnitřním ovzduší bytů získané v rámci Monitoringu HS, které ukazují relativně častý výskyt vysokých koncentrací formaldehydu. V letech 2002 – 2003 bylo proměřeno 90 bytů ve pěti městech ČR a i když průměrná hodnota 3hodinových koncentrací formaldehydu nepřekročila 40 µg/m³, byla hodnota 60 µg/m³ překročena ve 14 % měřených místností [51].

Při inhalaci se formaldehyd vzhledem k vysoké rozpustnosti ve vodě vstřebává v horních cestách dýchacích, kde je rychle metabolizován na mravenčan, který je dále využit v rámci metabolických reakcí nebo oxidován na CO₂, takže ani při expozici vysoké koncentraci nedochází ke zvýšení jeho hladiny v krvi. V malém množství je formaldehyd v organismu produkován i v rámci normálních metabolických pochodů. Pro dráždivý a toxický účinek formaldehydu je proto v důsledku jeho rychlého metabolismu, vysoké reaktivity a rozpustnosti důležitější koncentrace, nežli délka expozice.

Dominantní cestou expozice formaldehydu je inhalace, která je významně vyšší u kuřáků. Příjem inhalací průměrného člověka z vnějšího ovzduší se odhaduje na 2 – 40 µg/den, z vnitřního prostředí v budovách na 300 – 600 µg/den. Příjem kuřáka kouřícího 20 cigaret denně je navíc 900 – 2000 µg/den [49]. Příjem potravou je sice relativně vysoký, avšak formaldehyd je zde převážně vázaný a vyloučí se ve formě neškodných metabolitů.

Cílovým orgánem účinku formaldehydu jsou horní partie dýchacího traktu, především nosní sliznice. V experimentech u zvířat vyvolává její degeneraci, zánik buněk a regenerativní hyperplazii, což je zřejmě podkladem vzniku slizničních karcinomů.

Hlavními příznaky akutní expozice formaldehydu u člověka je pachový vjem a dráždění očí a dýchacího ústrojí. Jako čichový práh byla odvozena řada hodnot v širokém rozmezí 50 – 500 µg/m³, poslední dvě olfaktometrické studie indikují rozmezí 200 – 400 µg/m³. Vzhledem k rozdílným podmínkám studií a individuální variabilitě v citlivosti však WHO předpokládá, že významná část populace může vnímat zápach formaldehydu při koncentraci 100 µg/m³ nebo nižší. Prahová koncentrace pro subjektivní pocity dráždění sliznic je podle WHO 380 µg/m³, pro objektivní příznaky 630 µg/m³. Nejsou přitom důkazy pro vyšší citlivost některých skupin populace včetně dětí a astmatiků, ani pro kumulativní účinek opakované expozice. Plicní funkce nejsou ovlivněny při koncentraci pod 1 mg/m³ [29].

Některé studie sice naznačují, že formaldehyd může hrát roli při alergizaci, vzhledem k dalším faktorům včetně současné přítomnosti jiných látek, je však WHO nepovažuje za průkazné [29]. Průkazné nejsou ani doklady o reprodukční a vývojové toxicitě formaldehydu. Zprávy o vztahu mezi rizikem potratů a snížené porodní váhy u dětí u profesionálně exponovaných žen jsou rozporné. Při expozici nižší, nežli toxické dávky pro mateřská zvířata, nebyl nepříznivých účinek formaldehydu na vývoj plodu prokázán ani u pokusných zvířat [50]. Formaldehyd však vykazuje v testech mutagenní a genotoxický účinek. U potkanů a opic vede inhalace formaldehydu k tvorbě vazeb proteinů s DNA v buňkách nosní sliznice se sublineárním vztahem koncentrace a účinku. V testech in vitro vyvolává formaldehyd i chromosomální aberace, sesterské výměny chromatid a genové mutace [49].

IARC vyhodnotila v roce 2004 výsledky posledních epidemiologických studií se závěrem, že poskytují dostatečné důkazy vztahu mezi profesionální inhalační expozicí formaldehydu a zvýšeným rizikem karcinomu nosohltanu, omezené důkazy pro zvýšené riziko karcinomu nosní dutiny a paranasálních dutin a silné, ale ne dostatečné důkazy pro zvýšené riziko leukémie.

Spolehlivé jsou též důkazy o zvýšeném riziku karcinomů nosní dutiny při inhalační expozici u pokusných zvířat. IARC proto přehodnotila klasifikaci formaldehydu zařazením do skupiny 1 mezi prokázané karcinogeny pro člověka. Z hlediska mechanismu vzniku karcinomů nasálních tkání IARC předpokládá, že zde hraje důležitou roli účinek jak účinek genotoxický, tak i cytotoxický. Mechanismus možného účinku formaldehydu ve vztahu k riziku leukémie není možné na základě současných poznatků objasnit [50].

Ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší, vydané v roce 2010, WHO uvádí, že u lidí nebyl zvýšený výskyt nasofaryngeálních karcinomů pozorován při průměrné expozici $1,25 \text{ mg/m}^3$ a nižší s maximy pod 5 mg/m^3 . Vztah ke zvýšenému riziku leukémie je omezen na vysoké profesionální expozice, kdy lze předpokládat zvýšení endogenní koncentrace formaldehydu v krvi, přičemž do koncentrace formaldehydu $2,5 \text{ mg/m}^3$ je vliv na hladinu formaldehydu v krvi nepatrný [29].

California EPA odvodila na základě inhalační studie u potkanů v roce 1992 jednotku karcinogenního rizika $UCR = 6,0 \times 10^{-6}$ [52].

V roce 1999 publikoval Chemical Industry Institute of Toxicology (CIIT) nový postup v hodnocení karcinogenního rizika inhalace formaldehydu založený na integraci modelování místní dávky formaldehydu v horní části dýchacího traktu u zvířat a člověka s biologicky podloženým modelem karcinogeneze. Míra karcinogenního rizika pak vychází podstatně nižší, např. u celoživotního rizika z vnějšího ovzduší při koncentraci formaldehydu $20 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ by měla činit u nekuřáka $4,8 \times 10^{-9}$, u kuřáka $1,2 \times 10^{-7}$, v kombinaci 1×10^{-7} [53].

Tento postup vychází z představy lokálního mechanismu karcinogenního účinku převážně v důsledku cytotoxického poškození a následné regenerativní hyperplazie tkáně.

Model CIIT byl použit při hodnocení karcinogenního rizika formaldehydu, provedeném v roce 2000 Ministerstvem zdravotnictví Kanady (Health Canada). Pro reálné rozmezí koncentrací formaldehydu $1,2 - 120 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ v prostředí byla stanovena míra karcinogenního rizika $2,3 \times 10^{-10}$ až $2,7 \times 10^{-8}$ [54].

Z hlediska nekarcinogenního dráždivého a toxického účinku byly pro formaldehyd odvozeny referenční koncentrace pro akutní i chronickou expozici různými odbornými institucemi.

ATSDR stanovila v roce 1999 pro inhalační expozici akutní, subakutní i chronickou MRL v úrovni 50, 36 a $10 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Kritickým účinkem byly účinky na nosní sliznici v experimentu u dobrovolníků (hodnoty LOAEL). K odvození MRL byly použity faktory nejistoty 9, 30 a 30 pro použití LOAEL a individuální rozdíly v citlivosti [55]. V současné době probíhá aktualizace toxikologického hodnocení formaldehydu včetně revize MRL.

Pro akutní 1hodinovou expozici stanovil Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí (OEHHA) Kalifornské EPA v roce 1999 akutní REL²⁸ v úrovni $94 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, vycházející z dráždivého účinku na sliznice při experimentu u dobrovolníků [56].

Pro chronickou expozici byla odvozena chronická REL $3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ na základě epidemiologické studie u profesionálně exponovaných pracovníků (Wilhelmsson and Holmstrom, 1992), při které byly při dlouhodobé expozici formaldehydu zjištěny kromě subjektivních potíží i objektivní histopatologické změny nosní sliznice při průměrné koncentraci $260 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. K odvození REL z hodnoty NOAEL $32 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ po přepočtu na kontinuální expozici byl použit faktor nejistoty 10 pro individuální rozdíly v citlivosti. Této REL odpovídá i rozmezí hodnot $2 - 7 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ odvozených na základě poškození nosní sliznice z chronických studií u potkanů [57].

²⁸REL (Reference Exposure Level) - Referenční úroveň expozice, která představuje koncentraci dané látky v ovzduší, při které by ani citlivé osoby neměly být na základě současných poznatků vystaveny riziku vzniku nepříznivých zdravotních účinků.

US EPA v roce 2010 zveřejnila koncept (draft) toxikologického hodnocení inhalační expozice formaldehydu. Považuje jej za prokazatelně karcinogenní pro člověka a navrhuje jednotku karcinogenního rizika $6,6 \times 10^{-5}$. Uvažované referenční koncentrace pro několik nekarcinogenních kritických účinků spadají do rozmezí $3,5 - 13,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [45].

WHO vychází ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě z roku 2000 i v nové směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší z roku 2010 ze závěru, že pro karcinogenní účinek formaldehydu na nosní sliznici je klíčovým mechanismem podstatné toxické poškození buněk a následné reparační pochody. K prevenci dráždivého účinku na sliznice doporučuje pro venkovní i vnitřní ovzduší limit 30 minutové koncentrace formaldehydu $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$. Pro prevenci dlouhodobých účinků formaldehydu včetně karcinogenního účinku WHO odvodila doporučenou koncentraci ve vnitřním ovzduší $0,21 \text{ mg}/\text{m}^3$. Vycházela z NOAEL chronické expozice $1,25 \text{ mg}/\text{m}^3$ pro toxické poškození buněk s následnou proliferací s použitím faktorů nejistoty 3×2 (extrapolace na člověka a rozdíly v citlivosti). Tato ochrana je tedy zajištěna již při respektování krátkodobé koncentrace $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ [29].

V seznamu referenčních koncentrací vybraných znečišťujících látek v ovzduší pro účely hodnocení a řízení rizik, vydaném MZ ČR v roce 2003, je uvedena též 1hodinová koncentrace formaldehydu $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tato hodnota referenční koncentrace byla stanovena Národní referenční laboratoří pro venkovní ovzduší Státního zdravotního ústavu v Praze [58].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Rozptylová studie uvádí nejvyšší hodnoty imisního příspěvku formaldehydu související se záměrem letiště Vodochody v obytné zástavbě okolních obcí v cílovém stavu do $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ maximální 1hodinové koncentrace, resp. $0,011 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace.

Imisní pozadí v hodnocené lokalitě u této škodliviny není známé, podle zahraniční literatury se roční průměrné koncentrace v městském prostředí obvykle pohybují mezi $1 - 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, krátkodobá maxima při intenzivní dopravě nebo za inverzí mohou dosáhnout až $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V hodnoceném území lze předpokládat hodnoty nižší.

Kritickým účinkem, na základě kterého jsou u formaldehydu odvozeny referenční koncentrace, je dráždění a poškození sliznic dýchacího traktu. Tomuto prahovému mechanismu se převážně přisuzuje i karcinogenní účinek formaldehydu. Předpokládá se proto, že referenční koncentrace chrání i před rizikem karcinogenního účinku formaldehydu.

K hodnocení rizika prahových toxických účinků při akutní nebo chronické expozici se obecně používá kvocient nebezpečí HQ (Hazard Quocient), získaný srovnáním měřené nebo vypočtené imisní koncentrace v ovzduší s referenční koncentrací podle vzorce :

$$\text{HQ} = \frac{\text{Cair}}{\text{RfC}}$$

Pokud HQ (popř. HI - Hazard Index získaný součtem kvocientů nebezpečí jednotlivých látek u směsi látek s podobným systémovým účinkem, kdy předpokládáme aditivní působení) dosahuje hodnoty < 1 , neočekává se riziko toxických účinků.

Zaokrouhlené hodnoty HQ pro akutní a chronický účinek formaldehydu na základě nejvyšší vypočtené hodnoty imisního příspěvku v obytné zástavbě (obec Bašť) jsou uvedeny v tabulce č. 14. Ve výpočtu je jako referenční koncentrace pro akutní účinek použita 1hodinová koncentrace $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ stanovená MZ ČR v roce 2003 v seznamu referenčních koncentrací vybraných znečišťujících látek v ovzduší pro účely hodnocení a řízení rizik.

Jako referenční koncentrace pro chronický účinek je použita konzervativnější chronická REL $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ stanovená California EPA v roce 1999, odpovídající spodnímu okraji rozmezí nových referenčních koncentrací navržených US EPA.

Podle WHO však k prevenci nepříznivých účinků formaldehydu v ovzduší postačuje dodržení referenční hodnoty pro akutní účinek.

Hodnocení není pro imisní pozadí, které je v daném případě pouze teoretickým údajem z literatury a v hodnoceném území není známé.

Tab. č. 14 – Kvocient nebezpečí (HQ) pro akutní a chronický účinek imisí formaldehydu

Varianta	HQ - akutní účinek	HQ - chronický účinek
V4 – 2008	0,02	0,001
V5 – 2009	0,03	0,002
V6 – 2015	0,05	0,004

Z hodnoty kvocientu nebezpečí vyplývá, že riziko akutních i chronických toxických účinků imisí formaldehydu v ovzduší v souvislosti s posuzovaným záměrem letiště Vodochody nehrozí. Imisní příspěvek provozu letiště Vodochody včetně související pozemní dopravy vyhodnocený rozptylovou studií bude jak z hlediska ovlivnění imisní situace, tak z hlediska zdravotních rizik zanedbatelný.

Z hlediska potenciálního rizika karcinogenního účinku imisí formaldehydu považuje WHO za dostatečnou ochranu dodržení referenční koncentrace stanovené pro dráždivý a toxický účinek na sliznice dýchacího traktu. Názory mimoevropských vědeckých institucí na míru rizika karcinogenního účinku jsou značně rozdílné. Ministerstvo zdravotnictví Kanady vyhodnotilo v roce 2000 pro běžné koncentrace formaldehydu ve venkovním ovzduší v rozmezí 1,2 – 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zanedbatelnou míru celoživotního karcinogenního rizika $2,3 \times 10^{-10}$ až $2,7 \times 10^{-8}$. Podle nejnovějšího extrémně konzervativního návrhu jednotky karcinogenního rizika US EPA by však toto rozmezí spadalo do vysoké míry rizika $7,9 \times 10^{-5}$ až $7,9 \times 10^{-3}$.

Pro imisní příspěvek související s provozem letiště Vodochody však v každém případě vychází riziko nevýznamné. Pro nejvyšší hodnotu průměrné roční koncentrace 0,011 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i při použití návrhu jednotky karcinogenního rizika US EPA by se jednalo o hodnotu ILRC $7,3 \times 10^{-7}$.

IV.3.2. Acetaldehyd, C₂H₄O, CAS No :75-07-0

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Acetaldehyd je pronikavě páchnoucí, velmi těkává kapalina. Čichový práh acetaldehydu udává WHO při koncentraci 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Zřetelně je cítit od koncentrace 25 ppm (45 mg/m^3). Konverzní faktor : 1 ppm = 1,8 mg/m^3 .

Používá se v chemickém průmyslu k výrobě kyseliny octové, 1-butanolu a dalších látek. Je obsažen ve výfukových plynech a jiných emisích ze spalování fosilních paliv, i v tabákovém kouři. Je produktem alkoholického kvašení a nachází se i v nápojích a potravinách. V ovzduší též může vznikat fotochemickou oxidací organických látek.

Koncentrace acetaldehydu ve venkovním ovzduší jsou obecně v průměru kolem 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, poločas rozkladu v atmosféře je asi 10 – 60 hodin [60]. V ČR byly v rámci mezinárodního programu EMEP měřeny požadové koncentrace acetaldehydu na Observatoři Košetice v období 1994 – 2005. Průměrné roční koncentrace se zde pohybovaly v rozmezí 1 – 1,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, nejvyšší průměrné měsíční koncentrace jen ojediněle přesáhly 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [27].

Hlavním zdrojem acetaldehydu pro člověka je metabolismus alkoholu, významným zdrojem je též kouření. Obecně je populace exponována acetaldehydu hlavně z potravin a nápojů, inhalace z ovzduší hraje menší roli. Koncentrace acetaldehydu v ovzduší ve vnitřním prostředí budov bývá vyšší nežli ve vnějším ovzduší.

Jako většina aldehydů působí na centrální nervový systém a má dráždivé účinky na sliznice. Akutní toxicita acetaldehydu je nízká. Při nižších koncentracích převažuje účinek dráždivý a hlavními obtížemi je slzení, světlolachost, dráždění sliznice nosu a bronchitis. Při kontaktu též dráždí kůži a vyvolává alergii. Celkové účinky se projevují spíše po požití, vyvolává stav opilosti až bezvědomí, může dojít k poškození jater a ledvin.

V organismu vzniká i jako metabolit glycidů a etanolu. Metabolizován je na kyselinu octovou. Vstřebávání a průnik acetaldehydu do krevního oběhu při inhalaci jsou zřejmě významně redukovány jeho vazbou a rychlým metabolismem v respiračním traktu.

Ze studií u pokusných zvířat vyplývá, že při inhalaci je cílovou tkání horní dýchací trakt, kde dochází vlivem acetaldehydu k degenerativním změnám epitelu. Nejnižší účinná dávka (LOAEL) činila u potkanů 437 mg/m^3 , ještě neúčinná dávka (NOAEL) byla 275 mg/m^3 . Při vyšších koncentracích 1350 mg/m^3 a více byl u pokusných zvířat zjištěn vyšší výskyt nádorů.

WHO v EHC č. 167 v roce 1995 doporučuje u acetaldehydu tolerovatelnou koncentraci (TC) pro volné ovzduší $2000 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ jako průměrnou 24hodinovou koncentraci. Vychází přitom z koncentrace 45 mg/m^3 , která u lidských dobrovolníků ještě nevyvolala žádný účinek a dělí ji faktorem nejistoty 20 pro rozdíly v citlivosti v rámci populace a špatnou kvalitu výchozích dat. Při odvození tolerovatelné průměrné roční koncentrace $50 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ WHO zohlednila potenciální karcinogenitu acetaldehydu. Jedná se o koncentraci, které po extrapolaci vícestupňovým lineárním modelem odpovídá míra karcinogenního rizika 10^{-5} . WHO současně zvážila i odvození tolerovatelné koncentrace pro prahový mechanismus karcinogenního účinku v souvislosti s dráždivým účinkem na respirační trakt. Podle tohoto přístupu pak vychází tolerovatelná průměrná roční koncentrace $\text{TC} = 300 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, odvozená z hodnoty NOAEL pro hlodavce (275 mg/m^3) a faktoru nejistoty 1000 [60].

US EPA stanovila v roce 1991 v databázi IRIS referenční koncentraci acetaldehydu v ovzduší v úrovni $9 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Vycházela přitom z výsledků inhalační čtyřtýdenní studie u krys, kde kritickým účinkem byla degenerace čichového epitelu v nosní dutině. Jako hodnota NOAEL byla stanovena po přepočtu na nepřetržitou expozici a parametry lidského respiračního traktu koncentrace $8,7 \text{ mg/m}^3$, hodnota LOAEL byla v úrovni $16,9 \text{ mg/m}^3$. Tento kritický účinek odpovídá i výsledkům dlouhodobých chronických studií a to při vyšších úrovních expozice. Při vyšších koncentracích byly kromě změn sliznice respiračního traktu zjištěny i příznaky celkové v podobě růstové retardace a změny váhy orgánů. Pro odvození referenční koncentrace byly použity faktory nejistoty $10 \times 10 \times 10$ pro rozdíly v citlivosti v rámci lidské populace, pro extrapolaci ze zvířat na člověka a použití krátkodobé studie. US EPA přisuzuje této referenční koncentraci nízký stupeň spolehlivosti z důvodu nedostatku dat o účincích acetaldehydu při chronické expozici včetně absenci studií zaměřených na vývojovou a reprodukční toxicitu [45].

Kanadské ministerstvo zdravotnictví (Health Canada) stanovilo v roce 1998 pro acetaldehyd na základě vyhodnocení jeho toxických účinků přijatelnou koncentraci TC (Tolerable concentration) $390 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Vycházelo ze stejné inhalační toxikologické studie u krys jako US EPA, avšak použilo jiný postup odvození. Byla vypočtena koncentrace, způsobující zvýšení kritického účinku na čichový epitel o 5 % v hodnotě 218 mg/m^3 . Tato koncentrace (BMC_5) byla upravena na nepřetržitou expozici a vydělena faktorem nejistoty 100 pro možné rozdíly v citlivosti jak mezi živočišnými druhy, tak i v rámci lidské populace. Rozdíl proti referenční koncentraci US EPA spočívá hlavně v tom, že expoziční koncentrace z pokusu nebyla přepočtena na odlišné parametry dýchacího traktu u lidí, neboť Health Canada soudí, že v případě přímého účinku v místě vstupu do organismu to není nutné. Dále není uplatněn faktor nejistoty na kratší trvání experimentu, neboť zjištěné účinky odpovídají i studiím s chronickou expozicí.

Dále konstatuje, že dosud nebyly pozorovány jiné účinky acetaldehydu při nižší koncentraci, nežli poškození sliznice horních cest dýchacích. Z tohoto pohledu je hodnota TC o dva řády nižší, nežli práh sensorické čichové iritace, který je 45 mg/m^3 [54].

Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) řadí acetaldehyd na základě dostatečných důkazů karcinogenity u experimentálních zvířat do kategorie 2B mezi možné karcinogeny pro člověka. Zvýšený výskyt nádorů průdušek a ústní dutiny byl zjištěn v jedné studii u lidí profesionálně exponovaných různým aldehydům. Zvýšený výskyt nádorů jícnu byl zjištěn u těžkých alkoholiků s genetickou metabolickou odchylkou vedoucí k vysokým interním dávkám acetaldehydu v důsledku metabolické přeměny etanolu. Tyto důkazy u lidí však IARC zatím nepovažuje za dostatečně průkazné [61].

Podobně klasifikovala v roce 1991 z hlediska karcinogenity acetaldehyd i US EPA zařazením do skupiny B2 mezi pravděpodobné karcinogeny pro člověka. Podkladem byla epidemiologická studie u profesionálně exponované populace, která naznačila celkově zvýšený výskyt nádorů, avšak je zatížena řadou nedostatků a možných vedlejších vlivů. Proto se vycházelo hlavně z výsledků inhalačních studií u pokusných zvířat, ve kterých bylo spolehlivě prokázáno zvýšení výskytu nádorů nosní dutiny u potkanů a nádorů hrtanu u křečků. Bylo též přihlédnuto k tomu, že v testech genotoxicity vykazuje acetaldehyd pozitivní výsledky u bakteriálních i savčích buněk a jeho chemická struktura je podobná formaldehydu, který též vyvolává nádory nosní dutiny u zvířat. Karcinogenní potenciál vyhodnotila US EPA na základě extrapolace z výsledků inhalační studie u potkanů jednotkou karcinogenního rizika pro inhalační příjem $UCR = 2,2 \times 10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)$. Této hodnotě odpovídá pro karcinogenní riziko 1×10^{-6} koncentrace ve vnějším ovzduší $0,5 \mu\text{g/m}^3$ [45].

Obdobnou hodnotu jednotky karcinogenního rizika $UCR = 2,7 \times 10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)$ odvodila na základě inhalačních studií u potkanů a křečků v roce 1993 i Kalifornie EPA [52].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Rozptylová studie uvádí nejvyšší hodnoty imisního příspěvku acetaldehydu související se záměrem letiště Vodochody v obytné zástavbě okolních obcí v cílovém stavu $0,8 \mu\text{g/m}^3$ maximální 1hodinové koncentrace, resp. $0,0034 \mu\text{g/m}^3$ průměrné roční koncentrace. Imisní pozadí v hodnoceném území u této škodliviny není známé, podle zahraniční literatury se roční průměrné koncentrace ve venkovním prostředí obvykle pohybují kolem $5 \mu\text{g/m}^3$.

Kritickým účinkem, na základě kterého jsou u acetaldehydu odvozeny referenční koncentrace, je podobně jako u formaldehydu dráždění a poškození sliznic dýchacího traktu. Tomuto prahovému mechanismu se přisuzuje i možný karcinogenní účinek acetaldehydu. Podobně jako u formaldehydu se i u této látky předpokládá spíše prahový mechanismus možného karcinogenního účinku v důsledku regenerativních změn poškozené sliznice.

Hodnoty HQ pro akutní a chronický účinek acetaldehydu v nejvíce exponované zástavbě v okolí letiště jsou uvedeny v tabulce č. 15. Ve výpočtu je jako referenční koncentrace pro akutní účinek použita tolerovatelná koncentrace $2000 \mu\text{g/m}^3$, doporučená WHO v roce 1995. Jako referenční koncentrace pro chronický účinek je použita starší konzervativní hodnota $9 \mu\text{g/m}^3$, kterou stanovila US EPA v roce 1991 v databázi IRIS. Podobně jako u formaldehydu není hodnocen HQ pro imisní pozadí, které je v daném případě pouze teoretickým údajem z literatury a v hodnoceném území není známé.

Tab. č. 15 – Kvocient nebezpečí (HQ) pro akutní a chronický účinek imisí acetaldehydu		
Varianta	HQ - akutní účinek	HQ - chronický účinek
V4 – 2008	0,0002	0,0001
V5 – 2009	0,0003	0,0002
V6 – 2015	0,0004	0,0004

Z hodnoty kvocientu nebezpečí vyplývá, že riziko akutních ani chronických toxických účinků imisí acetaldehydu v ovzduší v souvislosti s posuzovaným záměrem letiště Vodochody nehrozí. Imisní příspěvek provozu letiště Vodochody včetně související pozemní dopravy vyhodnocený rozptylovou studií je jak z hlediska ovlivnění imisní situace, tak z hlediska zdravotních rizik zcela bezvýznamný.

Z hlediska možného rizika karcinogenního účinku imisí acetaldehydu lze provést kvantitativní vyhodnocení s použitím jednotky karcinogenního rizika 2×10^{-7} odvozené WHO v roce 1995 při návrhu tolerovatelné koncentrace pro volné ovzduší, kdy koncentraci $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ odpovídalo karcinogenní riziko 1×10^{-5} . Míra celoživotního karcinogenního rizika imisí acetaldehydu (ILCR) pro nejvyšší příspěvek (varianta 6) pak vychází v zanedbatelné úrovni 7×10^{-10} .

I při použití starší konzervativní jednotky karcinogenního rizika $2,2 \times 10^{-6}$, uvedené v roce 1991 US EPA v databázi IRIS, by vycházelo riziko karcinogenních účinků imisí acetaldehydu v zanedbatelné hodnotě ILCR $7,5 \times 10^{-9}$.

IV.3.3. 1,3-butadien, C₄H₆, CAS No: 106-99-0

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

1,3-butadien je bezbarvý hořlavý plyn s mírným aromatickým zápachem. Vzniká při zpracování nafty a nedokonalém spalování organických látek. Přírodním zdrojem jsou lesní požáry. Konverzní faktor: 1 ppm = 2,21 mg/m³.

1,3-butadien jako monomer snadno polymerizuje a používá se v chemickém průmyslu, zejména k produkci syntetického kaučuku k výrobě pneumatik. Dominantním zdrojem 1,3-butadienu v ovzduší jsou emise z chemického průmyslu. Menším, ale konstantním a plošným zdrojem, je doprava, kde se uplatňují hlavně automobily bez katalyzátorů. Podle US EPA představuje 1,3-butadien asi 0,35 % z celkového množství uhlovodíků v emisích z dopravy.

V atmosféře je 1,3-butadien destruován foto-oxidačními procesy za vzniku formaldehydu a akroleinu a reakcemi s ozonem a nitrátovými radiály. Poločas rozkladu 1,3-butadienu v atmosféře je za slunečního světla asi 6 hodin, v noci asi 15 hodin [62].

Ačkoliv je těmito procesy z atmosféry rychle odstraňován, je v ovzduší městských a příměstských oblastí téměř vždy přítomen. Zjištěné průměrné koncentrace se pohybují v rozmezí 0,1 – 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V blízkosti průmyslových oblastí byly měřeny koncentrace až 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. US EPA odhaduje průměrné pozadí 1,3-butadienu v ovzduší v USA 0,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [62]. Podle WHO se koncentrace 1,3-butadienu v městském ovzduší v Evropě podle omezených informací pohybují v rozmezí 2 – 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [63]. V Japonsku byla ve venkovním ovzduší v roce 2003 zjištěna průměrná koncentrace 0,29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [64].

Významnější je expozice 1,3-butadienu z ovzduší uvnitř budov, kde je hlavní zdrojem cigaretový kouř (jedna cigareta uvolní ve vedlejším proudu kouře cca 400 μg 1,3-butadienu). V Británii byla zjištěna průměrná koncentrace v domech nekuřáků 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a v domech kuřáků 1,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V automobilech byla naměřena průměrná koncentrace 7,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Podle údajů z Irsku došlo po zákazu kouření ve veřejných budovách v roce 2004 k poklesu průměrné koncentrace 1,3-butadienu ze 4,15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na 0,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [64].

Nejvýznamnější je ovšem profesionální expozice této látky při výrobě syntetického kaučuku a polymerů, kde se dřívější úroveň expozice pohybovala cca mezi 8 – 20 mg/m³, v moderních závodech již klesla pod 2 mg/m³ [64].

1,3-butadien je velmi těkavý a inhalace jeho par je hlavní cestou expozice pro člověka. Po vstřebání je distribuován v organismu a metabolizován za vzniku genotoxických epoxidových metabolitů. K vyloučení dochází močí a vydechaným vzduchem. V procesu detoxikace 1,3-butadienu jsou významné kvantitativní mezidruhové rozdíly. U člověka jsou dosahované koncentrace metabolitů významně nižší, nežli u myší, ale mohou se zde projevovat geneticky podmíněné rozdíly v kapacitě metabolických procesů [65].

1,3-butadien vykazuje jen nízkou akutní toxicitu. V chronických studiích u pokusných zvířat byly popsány zejména účinky na krvetvorbu a projevy reprodukční a vývojové toxicity.

Zdravotní účinky expozice 1,3-butadien u člověka jsou známé z pracovního prostředí. Akutní expozice vysokým koncentracím působí dráždění sliznic a ovlivňuje funkce centrálního nervového systému. Při nižší expozici byly pozorovány změny krevního obrazu.

Hlavním kritickým účinkem této látky, zvažovaným při hodnocení zdravotních rizik, je karcinogenita. V experimentech u pokusných zvířat 1,3-butadien způsobuje vznik nádorů různého typu a lokalizace. V karcinogenním potenciálu této látky se projevují významné mezidruhové rozdíly, kde myši jsou podstatně citlivější nežli potkani, což se vysvětluje různou rychlostí metabolismu a hladinou vznikajících metabolitů. Důsledkem je rozdílnost referenčních hodnot, odvozených ze studií na myších a potkanech a otevřená otázka jejich validity pro člověka. Pro karcinogenitu 1,3-butadienu svědčí pozitivní výsledky široké řady testů mutagenity a genotoxicity, týkající se i jeho metabolitů.

Karcinogenita 1,3-butadienu, ve formě vyššího výskytu leukémie a dalších nádorů krvetvorného a lymfatického systému, byla popsána i v několika epidemiologických studiích u profesionálně exponovaných pracovníků. Na průkaznost těchto studií není jednotný názor, neboť kromě 1,3-butadienu byli pracovníci exponováni i jiným látkám, takže některé vědecké instituce je považují jen za omezený důkaz karcinogenity 1,3-butadienu pro člověka, jiné za průkaz dostatečný, splňující i kritéria kauzality.

IARC zařadil 1,3-butadien v roce 1999 na základě dostatečných důkazů o karcinogenitě u zvířat a omezených důkazů u lidí do kategorie 2A mezi látky pravděpodobně karcinogenní pro člověka. V roce 2008 bylo zveřejněno nové hodnocení, ve kterém se již výsledky studií profesionální expozice ve vztahu k leukémii považují za dostatečné a 1,3-butadien je překlasifikován do kategorie 1 mezi prokázané karcinogeny pro člověka [64].

US EPA vyhodnotila 1,3-butadien v roce 2002 jako prokázaný inhalační karcinogen pro člověka a lineární extrapolací z retrospektivní kohortové studie zvýšeného výskytu leukémie při profesionální expozici (Delzell et al. 1995) odvodila jednotku karcinogenního rizika UCR = 3×10^{-5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Při odvození UCR byl výsledek extrapolace vynásoben faktorem 2 k zohlednění i možných jiných typů nádorů a senzitivních skupin populace, neboť výchozí studie se týkala pouze leukémie a mužů v produktivním věku [45,66].

Řádové úrovni celoživotního karcinogenního rizika 10^{-6} by při použití této UCR odpovídala koncentrace 1,3-butadienu v ovzduší 0,03 – 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, která je ovšem až o dva řády překračována obecně udávanou úrovní imisního pozadí v městských a příměstských oblastech.

Informace o účincích 1,3-butadienu na reprodukci nebo vývoj plodu u člověka nejsou k dispozici. U myši byly tyto účinky experimentálními studiemi při inhalační expozici prokázány. Nejcitlivějším účinkem byla atrofie vaječnicků u myších samic a na základě tohoto kritického účinku odvodila US EPA v databázi IRIS referenční koncentraci pro chronickou expozici $\text{RfC} = 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Podkladem byla koncentrace $\text{LEC}_{10} 0,88 \text{ ppm}$, odpovídající 10% výskytu kritického účinku a faktor nejistoty 1000 (3x pro mezidruhovou extrapolaci, 10x pro individuální variabilitu v citlivosti, 3x pro neúplnou databázi a 10x pro extrapolaci k expozici NOAEL). Této referenční koncentraci přisuzuje US EPA střední stupeň spolehlivosti. Pro akutní a subchronickou expozici byla podobným způsobem odvozena referenční hodnota 15,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (7 ppb), kritickým účinkem bylo ovlivnění tělesné hmotnosti plodu u myši [66].

ATSDR vydala draft toxikologického hodnocení 1,3-butadienu v září 2009. Z referenčních hodnot navrhuje pouze akutní MRL 220 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,1 ppm), odvozenou z experimentu u myši, kde kritickým účinkem byla vývojová toxicita (snížení tělesné hmotnosti plodu při inhalační expozici v kritickém období březosti).

LOAEL $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ byla převedena na nepřetržitou expozici a LOAEL_{HEC} 10 ppm a vydělena faktorem nejistoty 90 (3x pro minimální nepříznivý účinek, 3x pro extrapolaci na člověka a 10 pro variabilitu citlivosti u člověka). Subchronická a chronická MRL navržená nebyla, což ATSDR nedostatkem podkladů (LOAEL pouze pro závažné účinky ve studiích reprodukční a vývojové toxicity u zvířat) [62].

Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí Kalifornské EPA (OEHHA) stanovil pro 1,3-butadien v roce 2000 chronickou REL $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na základě stejné studie a kritického účinku u myši jako US EPA, avšak jiným postupem odvození (BMC₀₅ 0,25 ppm a faktor nejistoty 30) [67].

WHO se sice 1,3-butadienem ve Směrnici pro kvalitu ovzduší v roce 2000 samostatně zabývala, avšak z důvodu variability výsledků kvantitativního hodnocení karcinogenního rizika doporučenou limitní koncentraci pro venkovní ovzduší nestanovila [63].

Spojené výzkumné centrum Evropské Komise se hodnocením rizika 1,3-butadienu zabývalo v roce 2002. Pro expozici z venkovního ovzduší se uvažovala průměrná koncentrace $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, v okolí specifických emisních zdrojů (chemický průmysl) až $222 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V závěrech hodnocení je uvedeno, že jediným potenciálním rizikem je mutagenita a karcinogenita a i když pro tyto účinky nelze v současné době stanovit bezpečnou prahovou úroveň expozice, zdravotní riziko je velmi nízké [68].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Rozptylová studie uvádí nejvyšší hodnoty imisního příspěvku 1,3-butadienu související se záměrem letiště Vodochody v obytné zástavbě okolních obcí v cílovém stavu kolem $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ maximální 1hodinové koncentrace, resp. $0,0013 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace.

Imisní pozadí ve venkovním ovzduší v ČR u této škodliviny není známé, v poslední zprávě spojeného výzkumného centra Evropské Komise z roku 2002 se pro expozici z venkovního ovzduší uvažovala průměrná koncentrace $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Referenční koncentrace odvozené pro tuto látku americkými vědeckými institucemi, jsou založeny na reprodukční a vývojové toxicitě pozorované v experimentech u zvířat.

Hodnoty HQ pro akutní a chronický účinek 1,3-butadienu jsou uvedeny v tabulce č. 16. Ve výpočtu jsou jako referenční koncentrace pro akutní a chronický účinek použity referenční koncentrace $15,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, odvozené v roce 2002 US EPA. Stejně jako u ostatních VOC není hodnocen HQ pro imisní pozadí, které je v daném případě pouze teoretickým údajem z literatury a v hodnoceném území není známé.

Tab. č. 16 – Kvocient nebezpečí (HQ) pro akutní a chronický účinek imisí 1,3-butadienu

Varianta	HQ - akutní účinek	HQ - chronický účinek
V4 – 2008	0,01	0,0001
V5 – 2009	0,01	0,0004
V6 – 2015	0,02	0,0007

Z hodnoty kvocientu nebezpečí vyplývá, že riziko akutních i chronických toxických účinků imisí 1,3-butadienu v ovzduší v souvislosti s posuzovaným záměrem letiště Vodochody nehrozí. Imisní příspěvek provozu letiště Vodochody včetně související pozemní dopravy vyhodnocený rozptylovou studií bude jak z hlediska ovlivnění imisní situace, tak z hlediska zdravotního rizika toxických účinků zanedbatelný.

U 1,3-butadienu se však za kritický účinek považuje karcinogenní riziko. Výsledky hodnocení míry karcinogenního potenciálu této látky různými vědeckými institucemi nejsou konzistentní, což je důvodem, proč WHO pro 1,3-butadien zatím nestanovila doporučený limit pro venkovní ovzduší.

Podle závěrů posledního hodnocení Spojeného výzkumného centra Evropské Komise z roku 2002 obvyklé imisní koncentrace této látky představují i z pohledu mutagenity a karcinogenity jen velmi nízké zdravotní riziko. Naopak US EPA odvodila v roce 2002 pro 1,3-butadien velmi konzervativní jednotku karcinogenního rizika 3×10^{-5} , podle které by i běžná úroveň imisního pozadí představovala významné riziko karcinogenního účinku.

Jednou ze zásad autorizovaného hodnocení zdravotních rizik, stanovených Státním zdravotním ústavem Praha, je přednostní volba referenčních hodnot WHO a vědeckých institucí zemí Evropské unie, pokud jsou k dispozici.

V daném případě je však ke kvantifikaci míry karcinogenního rizika k dispozici pouze UCR stanovená US EPA. Přesto, že je její hodnota v rozporu s názorem vědeckého orgánu Evropské komise, je pro úplnost hodnocení s použitím této UCR proveden výpočet míry celoživotního karcinogenního rizika imisí 1,3-butadienu pro jednotlivé varianty výpočtu rozptylové studie. Výsledky jsou uvedeny v tabulce č. 17.

Z výsledku výpočtu vyplývá, že i při použití velmi konzervativní jednotky karcinogenního rizika US EPA by se i nejvyšší příspěvek imisí 1,3-butadienu vypočtený rozptylovou studií pohyboval v zanedbatelné úrovni karcinogenního rizika.

Tab. č. 17 – Celoživotní karcinogenní riziko (ILCR*) imisí 1,3-butadienu při použití jednotky karcinogenního rizika US EPA UCR = 3×10^{-5} (mg/m³)

Varianta	Koncentrace (mg/m ³)	ILCR
V4 – 2008	0,000228	$6,8 \times 10^{-9}$
V5 – 2009	0,000693	$2,1 \times 10^{-8}$
V6 – 2012	0,001345	$4,1 \times 10^{-8}$

Vysvětlivky: ILCR - Individual Lifetime Cancer Risk (individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny).

IV.4. Závěry k riziku znečištění ovzduší

Při hodnocení zdravotních rizik imisí škodlivin v ovzduší byly použity aktuální odborné poznatky o nebezpečnosti hodnocených látek a vztazích expozice a účinku s uplatněním zásady přednostní volby referenčních hodnot Světové zdravotnické organizace a vědeckých institucí zemí Evropské unie. Podkladem k hodnocení expozice byly výstupy rozptylové studie, hodnoty imisního pozadí stanovené ČHMÚ a výsledky měření monitorovacích stanic kvality ovzduší.

Kromě standardně hodnocených škodlivin z dopravy byly do hodnocení zahrnuty i těkavé organické látky, ze kterých byl na základě procentuálního zastoupení a zdravotní významnosti včetně potenciální karcinogenity k detailnímu vyhodnocení vybrán benzen, formaldehyd, acetaldehyd a 1,3-butadien.

Na základě podkladů o imisním pozadí je možné předpokládat, že v zájmovém území okolí letiště jsou jako ve většině lokalit nejvýznamnější škodlivinou prašné částice (suspendované částice frakce PM₁₀), u kterých dochází k překračování imisních koncentrací doporučených k ochraně zdraví Světovou zdravotnickou organizací s následnými nepříznivými zdravotními důsledky zejména pro citlivou část exponované populace.

Pro úroveň znečištění ovzduší suspendovanými částicemi PM₁₀ a příspěvek z provozu letiště bylo standardní metodikou provedeno kvantitativní vyhodnocení zdravotního rizika v ukazatelích úmrtnosti a nemocnosti.

Pro horní odhad imisního pozadí vychází vlivem znečištění ovzduší pro obyvatele hodnoceného území zvýšení rizika celkové úmrtnosti dospělé populace cca o 9 %, což představuje asi 54 předčasných úmrtí ročně. V orientačním odhadu ukazatele ztráty let dožití vychází vlivem imisního pozadí průměrná ztráta 3,4 dne za rok na jednoho obyvatele. U ukazatele chronické respirační nemoci u dětí vychází vlivem imisního pozadí zvýšení nemoci cca o 6,4%, což teoreticky představuje 3,5 dne s příznaky na jedno dítě a rok. Tyto údaje nejsou ve vztahu ke kvalitě ovzduší v ČR nijak výjimečné. Předpokládaný příspěvek z provozu letiště Vodochody v cílovém stavu se v těchto ukazatelích pohybuje v řádu setin dne za rok, je tedy zanedbatelný.

Imisní zátěž hodnoceného zájmového území v okolí letiště benzenem, jakožto látky s prokázaným karcinogenním účinkem, nepřekračuje hranici přijatelné míry rizika a předpokládaný imisní příspěvek z letecké dopravy, vypočtený v rozptylové studii, je zcela zanedbatelný.

Totéž platí i pro ostatní hodnocené složky imisí těkavých organických látek a to bez ohledu na neznámou úroveň stávajícího imisního pozadí. Toto konstatování platí i pro možný aditivní účinek hodnocených škodlivin.

U dočasného imisního vlivu výstavby, který je vyhodnocený samostatnou rozptylovou studií, lze předpokládat u citlivé části populace možnost nepatrného nepříznivého ovlivnění respirační nemoci vlivem zvýšené prašnosti. I když nejde o významné zdravotní riziko, opodstatňuje důležitost důsledné realizace protiprašných opatření v organizaci stavby i provozu staveništní dopravy.

Výše uvedené výsledky hodnocení odpovídají obecným poznatkům z monitorování kvality ovzduší v okolí letišť, podle se úroveň znečištění ovzduší leteckým provozem v těchto lokalitách neliší od běžné úrovně kvality ovzduší zatíženého emisemi z pozemní dopravy a nepředstavuje mimořádné riziko.

V. Analýza nejistot

Každé hodnocení zdravotního rizika je nevyhnutelně spojeno s určitými nejistotami, danými úplností a spolehlivostí použitých dat, spolehlivostí odvozených vztahů mezi expozicí a účinkem, apod. Proto je jednou z jeho neopominutelných součástí popis a analýza nejistot, které jsou s ním spojené a kterých si je zpracovatel vědomý.

Nejistotami je zatíženo i provedené hodnocení zdravotního rizika hluku a imisí z provozu letiště Vodochody. V souhrnu se jedná hlavně o tyto oblasti nejistot:

1. Nejistota výstupů akustické studie. Tato nejistota je dána jak validitou vstupních dat výpočtu, tak i vlastním matematickým modelem. Nejistota studie hluku z pozemní dopravy má rozsah ± 2 dB a v roce 2008 byla ověřena synchronními 24 hodinovými měřeními hluku. Nejistota studie hluku z letecké dopravy má rozsah ± 3 dB. Výpočet zde v souladu s metodikou vychází z charakteristického letového dne a podílu využití jednotlivých drah. V některých dnech roku tedy skutečnost může být horší. Nevyhnutelnou nejistotu je zatížen odhad počtu obyvatel v jednotlivých hlukových pásmech. Ještě mnohem vyšší nejistotou je zatížen odhad počtu exponovaných obyvatel v rozvojových plochách obytné výstavby podle územních plánů obcí. Proti hodnocení k oznámení záměru, provedeném v roce 2008, jsou v akustické studii k dokumentaci zpracovány podklady i k expozici v nižších hlukových pásmech od 40 dB v noční době, resp. od 45 dB 24hodinové hladiny hluku.

Tím byly podchyceny i těsně nadprahové hladiny hluku pro obtěžující účinek u obyvatel v okolí letiště a bylo možné v rámci maximálně konzervativního postupu provést pro tento účinek detailní vyhodnocení. Proti původnímu hodnocení k oznámení záměru se tím významně zvýšil počet obyvatel s hodnocenou expozicí a tím i výsledný počet obtěžovaných obyvatel, aniž by došlo ke zvýšení hlukového dosahu provozu letiště. Pro skutečný stav je však třeba počítat s tím, že tento postup může vést k nadhodnocení odhadovaného účinku, neboť nižší hladiny hlukové zátěže mohou být do jisté míry překryty hlukovým pozadím.

Proti hodnocení k dokumentaci záměru, provedeném v roce 2010, je nyní v akustické studii hodnocen i noční hluk z omezeného leteckého provozu v nočních hodinách a jako podklad k hodnocení rizika hluku byl zvolen deskriptor ekvivalentní 24hodinové hladiny akustického tlaku L_{dvn} , zohledňující vyšší rušivý efekt hluku i ve večerních hodinách. Tím se opět zvýšil počet obyvatel s hodnocenou hlukovou expozicí a tím i výsledný počet obtěžovaných obyvatel.

2. Nejistota výstupů rozptylové studie. Tato nejistota je dána jak validitou vstupních emisních údajů, tak i vlastním matematickým modelem. Z hlediska výpočtového modelu je u rozptylových studií nejvyšší nejistota při modelování maximálních krátkodobých imisních koncentrací. Nejistotou je zatíženo hlavně modelování imisních koncentrací suspendovaných částic, neboť u vlivu dopravy není v současných rozptylových modelech do výpočtu zahrnuta sekundární prašnost a nespalovací emise pevných částic, představované částicemi z otěru pneumatik, brzdového obložení, spojky a povrchu silnic. V daném případě je však ve výpočtech rozptylové studie sekundární prašnost z pozemní dopravy zahrnuta a zcela dominantním zdrojem emisí je letecký provoz. Přesto byl při kvantitativním hodnocení rizika zvolen maximálně konzervativní přístup k hodnocení expozice, vycházející z nejvyššího příspěvku v nejvíce exponovaném sídle.
3. Nejistoty ve znalosti hlukového a imisního pozadí hodnocené lokality. Méně významná je v daném případě nejistota znalosti hlukového pozadí. Dominantní je zde hluk ze současné pozemní dopravy, který byl ověřen provedeným měřením. Významnější nejistotou je zatížen provedený odhad imisního pozadí, neboť přímo v hodnoceném území není provozována žádná monitorovací stanice kvality ovzduší. Z tohoto důvodu byl stanovil v květnu 2011 hodnoty imisního pozadí PM_{10} , NO_2 , CO a benzenu v lokalitě letiště Vodochody Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ). Vycházel přitom z imisních map kvality ovzduší a výsledků okolních monitorovacích stanic. Jako dílčí podklad k odhadu imisní situace zájmového území byly k dispozici i výsledky krátkodobých měření, provedených v červenci 2008 a květnu 2011. S výjimkou benzenu nebylo možné provést odhad úrovně imisního pozadí pro hodnocené těžké organické látky, které v ČR nejsou ve venkovním ovzduší monitorovány. Výsledky měření imisních koncentrací formaldehydu a acetaldehydu prováděné v období 1994 – 2005 na hlavní pozadové monitorovací stanici ČR Košetice nejsou pro hodnocené území reprezentativní.
4. Jako podíl velikostních frakcí částic $PM_{2,5}/PM_{10}$, podstatný pro kvantitativní hodnocení rizika úmrtnosti, byla použita hodnota 0,82 doporučená zpracovateli rozptylové studie. U imisního příspěvku záměru, daném především související automobilovou a leteckou dopravou, je však použit poměr 1,0. Tento poměr je zdůvodněn tím, že v primárních emisích z automobilových i leteckých motorů, které jsou vstupním údajem rozptylové studie, je podle dostupných údajů dominantní podíl jemné frakce částic.

5. Výběr škodlivin k hodnocení rizika těkavých organických látek vycházel z dostupných údajů o zastoupení konkrétních látek v emisích z leteckých motorů. Při volbě bylo přihlédnuto ke zdravotní významnosti těchto látek včetně potenciální karcinogenity. Tento výběr nejvýznamnějších těkavých organických látek v emisích z letecké dopravy se shoduje i s výsledky projektu APEX, realizovaného v USA k získání emisních dat pro komerční letecké motory.
- Ve všech případech se jedná o reaktivní sloučeniny, které vstupují do složitých reakcí v atmosféře a hodnocení expozice na základě výstupů rozptylové studie je značným zjednodušením skutečné situace.
6. Nejistota při aplikaci vztahů mezi expozicí a účinky hluku získaných ze zahraničních epidemiologických studií, kde přenesení těchto vztahů z prostředí s jinou skladbou zdrojů, zástavby a populací může vést ke zkreslení výsledků.
- Vztahy pro obtěžování hlukem, doporučené v zemích EU a použité i v posledním hodnocení WHO z roku 2011, byly odvozeny v roce 2001 a některé výchozí studie jsou více než 20 let staré. Zatímco i nové studie potvrzují platnost vztahů pro hluk ze silniční dopravy, jiná je situace u letecké dopravy, u které nejnovější studie ukazují na posun k vyššímu hodnocení obtěžujícího účinku hluku obyvateli okolí evropských letišť. Na to bylo v analýze nejistot hodnocení k dokumentaci EIA záměru Letiště Vodochody v roce 2010 upozorněno, avšak aktualizované vztahy v té době ještě nebyly publikovány.
- Nyní je kvantitativní odhad obtěžujících účinků hluku proveden ve dvou variantách a to nejprve z důvodu návaznosti na předchozí hodnocení s využitím původních vztahů a v druhé variantě s využitím aktualizovaných vztahů, které byly pro hlukovou expozici v L_{dvn} publikovány v loňském návodu Evropské agentury pro životní prostředí (EEA). Výsledek první varianty odhadu s využitím dosud standardně používaných původních vztahů expozice a účinku je pro skutečný stav pravděpodobně podhodnocený. Ve druhé variantě kvantitativního odhadu, vychází procento obtěžovaných obyvatel zejména u vysokého stupně obtěžování výrazně vyšší. Potvrzuje se tím názor WHO, podle kterého tento účinek hluku, subjektivně hodnocený obyvateli okolí letišť v dotazníkových studiích, nelze považovat za přímý zdravotní efekt, nýbrž spíše za projev narušení psychické a sociální pohody, který je významně ovlivněn řadou neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy.
- Používané vztahy expozice a účinku hluku byly odvozeny pro obtěžování vyvolané dlouhodobou hlukovou expozicí a jsou zprůměrnovány na celou populaci. V daném případě letiště Vodochody by bylo třeba v prvním období počítat s obvyklou zvýšenou reakcí obyvatel na změnu hlukové situace vůči výchozímu stavu, kdy má obtěžující pocity vyšší procento obyvatel, nežli by odpovídalo vztahům expozice a účinku pro ustálený stav.
- Vztahy expozice a účinku také nelze přesně vztahovat na jednotlivé osoby nebo malé soubory exponovaných osob v jednotlivých domech. V takových případech může být obtěžující a rušivý účinek hluku významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku, tak jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku i dalšími neakustickými faktory a významně se lišit od vypočtených údajů.
- Významnou roli zde hraje i individuální vnímavost. Vždy existuje určité procento vysoce senzitivních osob (Havránek udává 10 - 20 %), u kterých může docházet k nepříznivým účinkům hluku již při nižších hodnotách, nežli u většiny průměrně citlivé populace. V tomto smyslu je třeba hluk v podstatě považovat za bezprahově působící noxu.

Standardně je nyní v metodických materiálech vydaných WHO a Evropskou agenturou pro životní prostředí stanovena metodika hodnocení kardiovaskulárního rizika hluku formou výpočtu populační atributivní frakce. Přesto je toto hodnocení zatíženo významnou nejistotou používaných vztahů hlukové expozice a účinku a lze očekávat, že se bude dále aktualizovat a zpřesňovat.

Vzhledem k výše zmíněným nejistotám vstupních podkladů i vlastních vztahů expozice a účinku je nevyhnutelnou skutečností, že při kvantitativní charakterizaci rizika hluku nemůže jít o přesný exaktní výpočet, nýbrž spíše o kvalifikovaný odhad.

Pro hodnocení záměr letiště Vodochody je navíc specifickým významným zdrojem nejistoty skutečnost, že použité vztahy expozice a účinku byly odvozeny na základě studií provedených u největších světových a evropských letišť vesměs s celonočním intenzivním provozem, která jsou zcela nesrovnatelná s letištem Vodochody. Skutečné vlivy na obyvatelstvo v okolí letiště Vodochody proto mohou být podstatně příznivější.

7. Účinky hluku z letecké a pozemní dopravy jsou hodnoceny samostatně. Ve skutečnosti pochopitelně jde o současný kombinovaný účinek hluku ze všech zdrojů. Podklady k hodnocení efektu kombinované expozice s případným kumulativním nebo synergickým vlivem nejsou k dispozici, neboť studie, které slouží jako podklad k odvození vztahů expozice a účinku jsou většinou zaměřeny pouze na jeden převažující zdroj hluku.

Pro obtěžování hlukem byl publikován model ekvivalentu obtěžování, který používá postup známý u toxických látek s aditivním účinkem, např. dioxinů. Hluk z jednotlivých zdrojů je nejprve přepočten na hladinu akustické energie referenčního zdroje vyvolávající stejný stupeň obtěžování. Jako referenční zdroj slouží hluk ze silniční dopravy. Výsledná celková hladina akustického tlaku je pak vztažena k obtěžování obyvatel podle vztahu pro silniční dopravu. Tento model byl uveden v nyní již neplatném autorizačním návodu SZÚ AN 15/04 VERZE 2. V podstatě se však jedná o matematický postup, který vychází z poznatků o rozdílném obtěžujícím účinku jednotlivých typů dopravy a není potvrzen v praxi. Naopak pro kombinaci hluku z letecké a silniční dopravy bylo v terénních studiích v oblastech s různým podílem hluku z obou zdrojů zjištěno, že obtěžující účinek kombinovaného hluku při srovnání s hlukem pouze leteckým nebo silničním je i při stejných hladinách hluku určován hlukem z letadel s jen velmi malým příspěvkem silniční dopravy [5].

Z těchto důvodů nebyl uvedený model použit ani při hodnocení zdravotních rizik hluku z letiště Ruzyně v rámci dokumentace záměru výstavby paralelní RWY pracovníky Národní referenční laboratoře pro komunální hluk v roce 2010.

8. Přeceňovat nelze ani přesnost kvantitativní charakterizace rizika u hodnocených škodlivin v ovzduší, neboť již pouze nepřesnost stanovených referenčních koncentrací se odhaduje v rozsahu jednoho řádu. S velkou nejistotou je spojené např. odvození reálných jednotek karcinogenního rizika na základě znalosti mechanismu účinku u látek s potenciálním karcinogenním účinkem, tedy u benzenu, 1,3-butadienu, acetaldehydu a formaldehydu. Doposud převládající postup extrapolace z údajů z experimentů nebo studií profesionální expozice víceetapovým linearizovaným modelem do oblasti reálné mimopracovní expozice v životním prostředí, používaný z principu předběžné opatrnosti, je velmi konzervativní a u látek s prahovým mechanismem účinku v oblasti nízkých dávek může vést k vysokému nadhodnocení skutečného rizika.

V případě hodnocení rizika imisí částic PM_{10} byla nejistota snížena použitím poslední poměrně konzervativní metodiky HIA WHO, vyvinuté v rámci evropského programu čistého ovzduší CAFE. Nicméně i toto hodnocení má své problémy. Pro kvantitativní hodnocení rizika znečištění ovzduší je nejspolehlivějším ukazatelem ovlivnění úmrtnosti, prokázané epidemiologickými studiemi na obyvatelích velkých měst v USA a Evropě.

K využití výsledků těchto studií k charakterizaci rizika je však nezbytné vycházet z jejich vypovídací schopnosti. Krátkodobé studie prokazují nárůst úmrtnosti exponované populace po krátkodobém zvýšení imisní zátěže. Ukazují tedy počet předčasných úmrtí, avšak nevypovídají o délce zkrácení života a postihují pouze akutní účinky znečištěného ovzduší u zvláště citlivé části populace.

Celkový vliv na úmrtnost hodnotí dlouhodobé kohortové studie u obyvatel měst s různou kvalitou ovzduší. Ze srovnání výsledků těchto dvou základních typů studií vyplývá, že akutní ovlivnění úmrtnosti sledované krátkodobými studiemi představuje pouze malý podíl na celkovém ovlivnění délky života celé populace. Výsledky dlouhodobých studií umožňují výpočet délky ztráty života u celé exponované populace, avšak nevypovídají o konkrétním počtu předčasných úmrtí.

Nelze tedy odlišit, zda se jedná o výsledek ovlivnění velkého počtu jedinců v malém rozsahu nebo naopak o významný vliv u malého počtu osob.

Multifaktoriální etiologie kardiopulmonálních onemocnění, která představují hlavní podíl úmrtnosti ovlivněné kvalitou ovzduší, však nasvědčuje spíše plošnému vlivu znečištěného ovzduší na každého jedince nebo každého příslušníka více citlivých skupin populace, úměrný velikosti a délce expozice. Vhodným indikátorem tohoto účinku je proto výpočet ztráty z očekávané délky života [69].

V daném případě vzhledem k tomu, že dosud není stanoven jednotný postup, byly použity oba postupy, tedy jak výpočet počtu předčasných úmrtí, tak i let ztráty života.

VI. CELKOVÝ ZÁVĚR

Při hodnocení vlivů záměru letiště Vodochody na veřejné zdraví byly použity aktuální odborné poznatky o zdravotních aspektech hluku a imisí škodlivin z dopravy a metodiky hodnocení zdravotních rizik

Podkladem k hodnocení imisní a hlukové expozice obyvatel zájmového území v okolí letiště byly výstupy rozptylových a akustických studií.

Z výsledků hodnocení v souhrnu vyplývá, že vliv provozu letiště na kvalitu ovzduší v okolí nebude představovat významné zdravotní riziko.

Významné nebudou ani přímé zdravotní dopady hlukové expozice z letecké a související pozemní dopravy.

Významné budou dopady v oblasti psychologické a sociální, především ve formě subjektivního obtěžování hlukem, způsobené vnesením hlukové zátěže z letecké dopravy do dosud převážně klidného území.

Únosnost zatížení území hlukem z hlediska společensky přijatelného a akceptovatelného rizika dopadů na zdraví obyvatel je dána hlukovými limity, stanovenými podle zákona o ochraně veřejného zdraví. Posouzení dodržení těchto limitů na základě zpracovaných pokladů je v kompetenci orgánu ochrany veřejného zdraví.

Na základě provedeného hodnocení a nevyhnutelných nejistot, kterými je spolu s použitými podklady zatíženo, doporučuji k zamezení významným negativním vlivům na veřejné zdraví tato opatření:

- **Důsledný akustický monitoring leteckého hluku k průběžné kontrole dodržování hygienických limitů hluku v obydleném území. Toto opatření je v akustické studii obsaženo, je navržen kontinuální monitoring v měřicích bodech situovaných v prostoru výpočtové limitní izofóny 60 dB $L_{Aeq, D}$.**
- **Nepřipouštět rozvoj dalších ploch chráněné zástavby dotčených obcí, ve kterých vychází podle akustické studie hluková zátěž z leteckého provozu v cílovém stavu nad prahovou hladinou významného obtěžování. Toto opatření je z větší části zohledněno návrhem ochranného hlukového pásma ohraničeného vypočtenou izofónou 57 dB $L_{Aeq, D}$ při uvažování nejistoty výpočtu 3 dB ve vztahu k limitu hluku 60 dB.**
- **Spíše jen z psychologických důvodů zamezení obav obyvatel zavést stabilní imisní monitoring k ověření skutečné úrovně imisního pozadí zájmového území a sledování imisního vlivu provozu letiště do dosažení jeho cílové kapacity. Do monitoringu doporučuji zařadit NO_2 , CO, suspendované částice PM_{10} a $PM_{2,5}$, z těkavých organických látek benzen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd a akrolein. Toto opatření je v rozptylové studii a dokumentaci akceptováno s tím, že konkrétní projekt a rozsah monitoringu bude konzultován s příslušnými orgány ochrany ovzduší a ochrany veřejného zdraví.**
- **Případné kompenzace nejvíce hlukově exponovaným obcím Dolany, Bašť a Panenské Břežany ze strany provozovatele letiště směřovat i do zlepšení podmínek školní výuky dětí (protihluková opatření na objektech, nižší počet dětí ve třídách, vybavení k výuce, apod.)**
- **V budově internátu Střední školy letecké a výpočetní techniky zajistit v rámci protihlukových úprav možnost dostatečného větrání při dodržení limitů hluku pro chráněný vnitřní prostor.**

Výsledky a závěry hodnocení vlivů na veřejné zdraví jsou platné za předpokladu platnosti poskytnutých výchozích podkladů, především distribuce hlukové expozice obyvatel v hlukových pásmech.

VII. Seznam citované a použité literatury

1. EEA: *Good practice guide on noise exposure and potential health effects*, EEA Technical report No 11/2010, EEA Kopenhagen, October 2010
2. WHO: *Burden of disease from environmental noise*, 2011
3. WHO: *Guidelines for Community Noise*, 1999
4. Havránek J. a kol.: *Hluk a zdraví*, Avicenum Praha, 1990
5. Hong J., Kim J., Kim K., Jo Y., Lee S.: *Annoyance cause by single and combined noise exposure from aircraft and road traffic*, *J.Temporal Des. Arch. Environ.* 9(1), 2009, 137-140
6. European Commission: *Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*, 2002
7. WHO, Regional Office for Europe: *Night noise guidelines for Europe*, WHO, 2009
8. Basner M., Griefahn B., Berg M.: *Aircraft noise effects on sleep: Mechanismus, mitigation and research needs*, *Noise&Health* 2010, 12:47, 95-109
9. Michaud D.S., Fidell S., Pearsons K., Campbell K.C., Stephen E.K.: *Review of field studies of aircraft noise-induced sleep disturbance*, *J.Acoust. Soc Am.* 121 (1), 2007
10. Kaltenbach M., Maschke Ch., Klinker R.: *Health Consequences of Aircraft Noise*, *Dtsch Arztebl Int* 2008, 105(31-32): 548-56
11. Basner M., Müller U., Griefahn B.: *Practical guidance for risk assessment of traffic noise effects on sleep*, *Applied Acoustics*, 71(6): 518-522
12. European Commission Working Group on Health and Socio-Economic Aspects: *Position Paper on Dose-Effects Relationships for Night Time Noise*, 2004
13. Stansfeld S.A., Berglund B., Clark Ch., Lopez-Barrio I., Fischer P., Öhrström E., Haines M.M., Head J., van Kamp I., Berry B.F.: *Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study*, *Lancet* 2005, 365, 1942-49
14. Clark Ch., Martin R., van Kempen E., Alfred T., Head J., Davies H.W., Haines M.M., Barrio I.L., Matheson M., Stansfeld S.A.: *Exposure-Effect Relations between Aircraft and Road Traffic Noise Exposure and Reading Comprehension*, *The RANCH Project*, *Am J of Epidemiology*, 2006, 163(1):23-27
15. Babish W.: *Cardiovascular effects on noise*, *Noise&Health* 2011, 13:52,201-204
16. Babisch, W.: *Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased*. *Noise & Health* 2006, 8:30, 1-29
17. Babisch, W.: *Road traffic noise and cardiovascular risk*, *Noise&Health* 2008, 10:38, 27-33
18. Kempen EEMM van, Kruijze H, Boshuizen HC, Ameling B, Staatsen BAM, Hollander AEM de: *The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis*. *Environmental Health Perspectives*, 2002, 110(3), pp. 307-317
19. 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, 116(3), pp. 329-333
20. Babisch W., Kamp I.: *Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension*, *Noise & Health* 2009, 11:44, 161-168
21. HCN: *Noise and Health. Report of a committee of the Health Council of the Netherlands*. Report No.1994/15E. The Hague, 15 September, 1994

22. Leventhall G.: *A Review of Published Research on Low Frequency Noise and its Effects*, Defra, 2003
23. Hodgdon K.K., Atchley A.A., Bernard R.J.: *Low Frequency Noise Study, Partnership for AIR Transportation Noise and Emission Reduction Massachusetts Institute of Technology, USA, 2007*
24. Babisch W., Houthuijs D., Pershagen G. et al.: *Annoyance due to aircraft noise has increased over years – Result of the HYENA study*, *Environment International* 2009, 35 (8):1169-76
25. Brink M., Wirth K.E., Schierz Ch., Thomann G., Bauer G.: *Annoyance response to stable and changing aircraft noise exposure*, *J.Acoust.Soc.Am.* 2008, 124 (5):2930-2941
26. US EPA: *Charakterization of Emissions from Commercial Aircraft Engines during the Aircraft Particle Emissions eXperiment (APEX) 1 to 3*, US EPA, October 2009
27. Váňa M., Pekárek J., Čech J.: *Monitoring aldehydů a ketonů na Observatoři Košetice v rámci programu EMEP*, *Ochrana Ovzduší*, 2010, (2).23-28
28. Health Council of the Netherlands: *Committee on the Health Impact of Large Airports. Public health impact of large airports*, The Hague: Health Council of the Netherlands, 1999;1999/14E
29. WHO: *WHO Guidelines for indoor air quality: selected pollutants*, WHO 2010
30. WHO: *Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*, Global update 2005
31. SZÚ Praha: *Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k venkovnímu a vnitřnímu ovzduší“ – odborná zpráva za rok 2009*, SZÚ Praha, 2010
32. ČHMÚ: *Tabelární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika“*, 2010 – internetový zdroj
33. WHO: *Air Quality Guidelines for Europe, second edition*, Copenhagen, 2000
34. 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
35. 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
36. Hurley, F et al.: *Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment*, European Commission 2005
37. US EPA: *Integrated Science Assessment for Carbon Monoxide – First External review Draft*, U.S. EPA, Office of Research and Development, 2009
38. European Commission, Joint Research Centre, 2004, *The INDEX Project: Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU*, Final Report, 331 pp, 2005
39. Health Canada: *National Ambient Air Quality Objectives for Carbon Monoxide - Desirable, Acceptable & Tolerable Levels*, 1995
40. WHO: *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*, WHO Regional Office for Europe, 2006
41. ExternE: *Externalities of Energy, Methodology 2005 Update*, European Commission, Directorate-General for Research Sustainable Energy Systems, European Communities, 2005
42. Leksell I., Rabl A.: *Air Pollution and Mortality: Quantification and Valuation of Years of Live Lost*, *Risk Analysis*, Vol.21(5),pp.843-857, 2001

43. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection: *European Union Risk Assessment Report, Benzene*, 2008.
44. ATSDR, Division of Toxicology : *Toxicological Profile for Benzene*, 2007
45. U.S.EPA: *Integrated Risk Information System, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, internetový zdroj*
46. U.S.EPA: *Risk-Based Concentration Table, US EPA – Region III Superfund Technical Section*, 2011
47. European Commission: *Council Directive on Ambient Air Quality Assessment and Management, Working Group on Benzene, Position Paper*, 1998
48. MZ ČR: *Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální, HEM-300-19.9.05/31639*, 2005
49. WHO: *Air Quality Guidelines for Europe, Chapter 5.8 Formaldehyde, second edition, Copenhagen*, 2001
50. IARC Monographs on the Evaluation of carcinogenic Risk to Humans, Volume 88, *Formaldehyde, Summary of Data Reported and Evaluation, WHO*, 2006
51. SZÚ Praha: *Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k venkovnímu a vnitřnímu ovzduší“ – odborné zprávy za roky 2003 a 2004, SZÚ Praha*
52. 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
53. CIIT (Chemical Industry Institute of Toxicology): *Formaldehyde – Hazard characterization and dose-response assessment for carcinogenicity by route of inhalation, Revised edition, Research Triangle Park, North Carolina, September 1999*
54. Toxicology Excellence for Risk Assessment & Concurrent Technologies Corporation: *International Toxicity Estimates for Risk (TERA – ITER) Databáze (internetový zdroj)*
55. ATSDR, Division of Toxicology : *Toxicological Profile for Formaldehyde*, 1999.
56. California EPA, OEHHA: *Determination of Acute Reference Exposure Levels for Airborne Toxicants, Acute Toxicity Summary, Formaldehyde*, 1999
57. California EPA, Office of Environmental Health Hazard Assessment: *Chronic Toxicity Summary, Formaldehyde*, 2000
58. MZ ČR: *Seznam referenčních koncentrací znečišťujících látek v ovzduší, HEM-323-17.4.03/11300, Praha 2003*
59. IPCS 2002: *Formaldehyde. Geneva, World Health Organization (Concise International Chemical Assessment Document No. 40).*
60. WHO : *Environmental Health Criteria No.167, Acetaldehyde*, 1995
61. IARC Monographs on the Evaluation of carcinogenic Risk to Humans, Volume 71, *Acetaldehyde, Summary of Data Reported and Evaluation, WHO*, 1999
62. ATSDR, Division of Toxicology : *Draft Toxicological Profile for 1,3-butadien*, 2009
63. WHO: *Air Quality Guidelines for Europe, Chapter 5.3, 1,3-Butadiene, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen*, 2000
64. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: *Volume 97, 1,3-Butadiene*, 2008
65. WHO: *Concise International Chemical Assessment Dokument 30, 1,3-Butadiene: Human Health Aspects*, 2001
66. US EPA: *Health Assessment of 1,3-butadiene, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, US EPA, Washington, DC*, 2002

67. California EPA, Office of Environmental Health Hazard Assessment: Determination of Chronic Reference Exposure Levels Batch 2A, Chronic Toxicity Summary, 1,3-Butadiene, 2000
68. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection: 1,3-butadiene, European Union Risk Assessment Report, 2002
69. Rabl A.: Interpretation of Air Pollution Mortality: Numer of Death or Years of Life Lost?, Journal of the Air&Waste Management Association, Vol.53(1), pp. 41-50, 2003
70. Doll R., Peto R., Boreham J., Sutherland I.: Mortality in relation to smoking: 50 years' observations on male British doctors, BMJ, doi:10.1136/bmj.38142.554479.AE, 2004
71. Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES ze dne 21.5.2008 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu
72. IPCS/WHO: Environmental Health Criteria No.210, Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals, Ženeva, 1999
73. SZÚ Praha : Manuál prevence v lékařské praxi díl VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik, Praha, 2000

Tento znalecký posudek nesmí být bez písemného souhlasu zpracovatele reprodukován jinak než celý. Na souhlas zpracovatele je vázáno i další využití znaleckého posudku nad rámec původního určení nebo jeho předání třetí osobě.

Ve Svitavách 26.8.2011

MUDr.Bohumil Havel
Soudní znalec v oboru zdravotnictví, odvětví hygiena se specializací
hygiena životního prostředí, hodnocení zdravotních rizik
jmenovaný rozhodnutím krajského soudu v Hradci Králové
ze dne 5.11.2002 č.j. Spr. 2706/2002

Z n a l e c k á d o l o ž k a

Znalecký posudek jsem podal jako znalec, jmenovaný rozhodnutím krajského soudu v Hradci Králové ze dne 5.11.2002 č.j. Spr. 2706/2002 pro základní obor zdravotnictví, odvětví hygiena se specializací hygiena životního prostředí, hodnocení zdravotních rizik.

Znalecký úkon je zapsán pod poř. číslem 366/25/11 znaleckého deníku. Posudek obsahuje celkem 81 stránek včetně této doložky a je zadavateli předán ve dvou vyhotoveních v tištěné formě a ve formě elektronické.

Znalečné účtuji podle připojené likvidace podle platných předpisů a dle dohody se zadavatelem.

Podpis znalce:

Svitavy dne 26.8.2011

MUDr.Bohumil Havel

***Příloha: Počty exponovaných obyvatel v hlukových páslech
(převzato z akustických studií pro pozemní a leteckou dopravu)***

SILNIČNÍ DOPRAVA:

- ✓ srovnávací stav (rok 2009): počty obyvatel ve stávajících objektech
- ✓ výhledový stav s MÚK (rok 2015): počty obyvatel ve stávajících objektech
- ✓ výhledový stav s MÚK (rok 2015): počty obyvatel včetně výhledu rozvoje obcí dle územních plánů

ŽELEZNIČNÍ DOPRAVA:

- ✓ srovnávací stav (rok 2009): počty obyvatel ve stávajících objektech
- ✓ výhledový stav (rok 2015) včetně VRT: počty obyvatel ve stávajících objektech
- ✓ výhledový stav (rok 2015): počty obyvatel včetně výhledu rozvoje obcí dle územních plánů

LETECKÁ DOPRAVA:

- ✓ srovnávací stav (rok 2009): počty obyvatel ve stávajících objektech
- ✓ výhledový stav (rok 2015): počty obyvatel ve stávajících objektech
- ✓ výhledový stav (rok 2015): počty obyvatel včetně výhledu rozvoje obcí dle územních plánů