

*Dokumentace podle zákona č.100/2001 Sb., o posuzování
vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů*

Eco9 - Mondi Štětí a.s.

Hodnocení vlivů na veřejné zdraví - zdravotní rizika hluku a imisí

Zadavatel:

AQUATIS a.s.
Botanická 834/56
602 00 Brno

Zpracoval:

MUDr. Bohumil Havel, Větrná 9, 568 02 Svitavy

Tel.: 602 482 404 E-mail: bohumil.havel@centrum.cz

**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 pod pořadovým číslem 2/2019.**

Svitavy, listopad 2020

Obsah:

I. Zadání a výchozí podklady	2
II. Metodika a základní pojmy.....	5
III. Zdravotní riziko hluku.....	7
III. 1. Nebezpečnost hluku a vztahy expozice a účinku	7
III. 2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku	11
III. 3. Závěr k riziku hluku.....	17
IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší.....	17
IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice	17
IV. 2. Oxid dusičitý (NO₂).....	19
IV.3. Oxid uhelnatý	22
IV. 4. Oxid siřičitý (SO₂).....	24
IV. 5. Suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}	27
IV. 6. Benzen	34
IV. 7. Benzo(a)pyren	36
IV. 8. Sirovodík (sulfan, H₂S).....	39
IV. 9. TRS – suma sloučenin redukované síry	43
IV. 10. Závěr k riziku znečištění ovzduší	48
V. Analýza nejistot	49
VI. Celkový závěr	50
VII. Příloha – citovaná a použitá literatura.....	51

I. Zadání a výchozí podklady

Na základě objednávky společnosti AQUATIS a.s. Brno má být jako součást dokumentace, zpracované podle zákona č. 100/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů, k záměru „Eco9 – Mondi Štětí a.s.“, provedeno hodnocení vlivů na veřejné zdraví, zaměřené na vyhodnocení údajů akustické a rozptylové studie a doplňujících podkladů z hlediska zdravotních rizik.

K vypracování tohoto hodnocení byly zadavatelem poskytnuty tyto **podklady**:

- ✓ Akustická studie pro venkovní prostor, EIA „Mondi Štětí, a.s., záměr PS-9“, č. 5745-S44-20, datum vydání 20.10.2020, zpracovatel REVITA Engineering – Libor Brož, Litoměřice.
- ✓ Rozptylová studie „Mondi Štětí a.s. - Projekt Eco9“, zpracovatel Ing. Martin Vejr, Křeštinská 412, Jince, říjen 2020
- ✓ Imisní charakteristiky H₂S, TRS z monitoringu Mondi Štětí a.s. ve městě Štětí za roky 2015–2019 pro zdravotní posouzení Eco9 v rámci posuzování EIA (Jan Koubský, 12.11.2020).

Stručný popis záměru a poskytnutých podkladů:

Předmětem posuzovaného záměru Eco9 - Mondi Štětí a.s. je rozšíření kapacity výroby (v návaznosti na probíhající projekt EcoFlex) o výrobu papíru na bázi sběrového papíru jako zdroje vlákniny. Celková výroba papíru na papírenských strojích tím vzroste na 1 261 000, tj. o 15,6 % oproti současnému povolenému stavu.

Stávající celkové výrobní kapacity nebělené a bělené buničiny v provozu Mondi Štětí a.s. zůstanou zachovány. Tento záměr zahrnuje instalaci nových nebo úpravy stávajících souvisejících a podpůrných provozů, procesů a činností, které jsou podrobně popsány v dokumentaci.

Průmyslový areál papírny ve Štětí je situován na severním okraji Města Štětí na pravém břehu Labe. V areálu působí několik podnikatelských subjektů. Město Štětí má 8 695 obyvatel (podle údaje ČSÚ k 1.1.2020).

Podkladem k hodnocení rizika hluku je akustická studie, zpracovaná akreditovanou laboratoří fyzikálních faktorů REVITA Engineering Litoměřice.

Studie zahrnuje měření hluku z technologie výroby, železniční dopravy a automobilové dopravy v referenčních bodech v chráněném venkovním prostoru nejexponovanějších obytných staveb v okolí areálu Mondi Štětí a.s. a výpočet hlukové expozice těchto staveb pro současný stav a pro stav po realizaci záměru.

Měření hluku z technologie výroby v chráněném venkovním prostoru obytných staveb bylo provedeno v noční době v 10 referenčních bodech, umístěných u nejexponovanějších obytných zón v okolí papírny. Výsledné hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku se po korekci na hluk pozadí a na odraz hluku od fasády budov pohybovaly v rozmezí 39,4–50,1 dB. Provoz papírny je kontinuální po 24 hodin denně. V denní době dle studie hluk z výroby v okolí papírny zaniká v hlukovém pozadí z dopravy po veřejných komunikacích.

Vypočtené hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku ze zdrojů hluku posuzovaného záměru vycházejí z doporučených emisních limitů hluku těchto zdrojů a pohybují se v rozmezí 27,4–30,6 dB. V součtu s výsledky měření současného stavu se odhadovaná budoucí expozice nejbližší obytné zástavby v 10 referenčních bodech pohybuje v rozmezí 40–50,1 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v nejhlučnější hodině v noční době.

Měření hluku z obslužné železniční dopravy po používané vlečce z ŽST Hněvice bylo provedeno měřením průjezdů ve vybraném referenčním bodě a následným stanovením hlukové zátěže podle poskytnuté intenzity dopravy. K dodržení limitů hluku u přilehlé obytné zástavby je navržena protihluková stěna podél vjezdu vlečky do areálu. Výsledná hluková zátěž okolní zástavby z obslužné železniční dopravy je vypočtena v 6 referenčních bodech a pohybuje se v rozmezí 51,7–53,7 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, resp. 47,7–49,8 dB v noční době. Bez realizace protihlukové stěny by tato hluková zátěž dosahovala až 58 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, resp. 54 dB v noční době.

Posuzovaný záměr je spojený s poměrně výrazným nárůstem nákladní automobilové dopravy. Výpočet hlukového zatížení z automobilové dopravy je proveden v referenčních bodech umístěných na nejexponovanějších obytných objektech při komunikaci II/261. K validaci výpočtového modelu byly použity výsledky měření a sčítání dopravy z roku 2016.

Pro současný stav se vypočtené hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku pohybují v denní době v rozmezí 54,9–59,6 dB, v noční době v rozmezí 48–53 dB. Ve výhledovém po započtení navýšení obslužné dopravy vlivem posuzovaného záměru a vlivu sousední provozovny Pila Štětí a zohlednění změn vyvolaných dokončením obchvatu Roudnice n/L. vychází rozmezí ekvivalentních hladin akustického tlaku z automobilové dopravy v denní době 53,9–61,4 dB, resp. 47,3–53,8 dB v noční době.

Rozptylová studie hodnotí imisní vliv záměru rozptylovým modelem SYMOS'97. Ve výpočtu imisních koncentrací jsou uvažovány emisní zdroje, kterých se týká změna v souvislosti s řešeným záměrem, včetně související dopravy. Další zdroje znečišťování ovzduší v areálu Mondi Štětí a.s., které s hodnoceným záměrem nesouvisejí, jsou zahrnuty ve stávajícím stavu ovzduší v zájmové lokalitě (imisní pozadí).

Výpočet imisních koncentrací byl proveden ve dvou variantách. Nulová varianta 1 hodnotí stávající stav rok 2019 (v kumulaci s vlivy projektu EcoFlex a dalšími záměry Pila Štětí a Mondi Štětí a.s. - prodloužení vlečky).

Aktivní varianta hodnotí znečištění ovzduší z řešených zdrojů po realizaci záměru jako výhled pro rok 2025, zohledňuje všechny změny realizované v souvislosti s řešeným záměrem a jsou též zohledněny vlivy všech uvažovaných záměrů v širším okolí.

Hodnocenými škodlivinami z dopravy a technologie jsou oxid dusičitý, oxid uhelnatý, suspendované částice frakcí PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen, benzo(a)pyren, oxid siřičitý a sloučeniny redukované síry (TRS)¹.

Konkrétní emisní parametry hodnocených zdrojů a metodika výpočtu jsou uvedeny v rozptylové studii. Z přehledu bilance ročních hmotnostních toků emisí znečišťujících látek z řešených stacionárních zdrojů vyplývá určité zvýšení u tuhých znečišťujících látek, oxidů dusíku a oxidu uhelnatého. Ke snížení má naopak dojít u oxidu siřičitého. U sloučenin redukované síry se předpokládají v obou variantách výpočtu rozptylové studie víceméně stejné celkové roční hmotnostní toky emisí do ovzduší. K navýšení dojde u emisí z obslužné dopravy, které se u nákladní dopravy vlivem projektu Eco9 předpokládá v průměru o 222 vozidel za den.

Výstupem výpočtu rozptylové studie jsou maximální krátkodobé a průměrné roční imisní koncentrace v pravidelné síti výpočtových bodů, doplněné o 8 bodů cíleně umístěných u nejbližší obytné zástavby.

Jako podklad k hodnocení současné imisní situace lokality záměru je v rozptylové studii uveden odhad imisního pozadí v oblasti města Štětí, vycházející z mapových podkladů pětiletých průměrné koncentraci ČHMÚ a výsledků měření na monitorovacích stanicích kvality ovzduší v okolí. Z hlediska dodržení imisních limitů tyto údaje signalizují překročení limitu průměrné roční koncentrace benzo(a)pyrenu a hraniční hodnoty kolem limitu nejvyšší 36. průměrné 24hodinové koncentrace PM₁₀ a průměrné roční koncentrace PM_{2,5}.

Jako podklad k hodnocení současného imisního pozadí H₂S a sumy TRS byly zadavatelem poskytnuty výsledky imisního monitoringu, realizovaného společností Mondi Štětí a.s. ve městě Štětí na dvou stacionárních stanicích „Knihovna a „Učiliště“ v letech 2015–2019. Jsou zde vyhodnoceny maximální půlhodinové a 24hodinové koncentrace a průměrné roční koncentrace H₂S a sumy TRS.

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

Úkolem hodnocení zdravotních rizik je proto především 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 postupů použitých při stanovení jejich limitů a v rámci možností o vyhodnocení možných zdravotních dopadů expozice obyvatel zájmového území a její změny vlivem hodnoceného záměru.

Pokud je obsahem tohoto vyhodnocení kvantifikace zdravotního rizika, je třeba si uvědomit, že za stavu dodržení platných limitů nejde o riziko nepřipustné, neboť některé limity představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu zdraví a pohody obyvatel. Příkladem mohou být limity pro hluk z dopravy nebo imisní limity pro některé znečišťující látky v ovzduší. Související zdravotní riziko bylo vyhodnoceno a posouzeno již při stanovení těchto limitů a shledáno jako akceptovatelné. Přesto je užitečné toto riziko znát a zohlednit při rozhodování, např. při výběru z více variant.

¹TRS - total reduced sulfides

Jiná situace je v případě hodnocení škodlivin v ovzduší, pro které nejsou závazné imisní limity k ochraně zdraví stanoveny, v daném případě H₂S a TRS. U těchto škodlivin je hodnocení zdravotních rizik v rámci procesu EIA podkladem k posouzení míry souvisejícího rizika a jeho akceptovatelnosti orgánem ochrany veřejného zdraví.

Zdravotní význam mohou mít kromě potenciálních přímých zdravotních rizik hlukové a imisní zátěže z dopravy a technologických zdrojů výroby i případné nepřímé vlivy sociálně ekonomických a jiných faktorů ovlivňujících životní podmínky a způsob života, rizikové faktory chování, vyvolání stresových reakcí apod. a tím zprostředkovaně působících na zdraví obyvatel. U posuzovaného záměru jde již historicky především o pachové problémy, dané emisemi sloučenin redukované síry do ovzduší, nárazově ovlivňující široké okolí areálu papírny. Podle rozptylové studie nemá posuzovaný záměr současnou imisní situaci u těchto látek nepříznivě ovlivnit, celkové roční hmotnostní toky emisí vycházejí i po jeho realizaci víceméně stejné.

Hodnocení zdravotních rizik je v souladu se zadáním zaměřeno na hlukovou a imisní expozici obyvatel dotčeného území. Je zpracováno v souladu s obecnými metodickými postupy WHO a autorizačními návody Státního zdravotního ústavu Praha, AN 15/04 VERZE 5² a AN 17/15³ pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/00 Sb., v platném znění, s použitím aktuálních poznatků o nebezpečnosti hodnocených látek pro lidské zdraví. Problematika zdravotních rizik hluku a imisí látek znečišťujících ovzduší spadá do náplně oboru hygieny obecné a komunální. Zpracovatel hodnocení má v tomto oboru nástavbovou atestaci, licenci ČLK k výkonu funkce odborného zástupce a pro poskytování poradenských služeb a čtyřicetiletou praxi. Je spoluautorem zmíněných autorizačních návodů.

II. Metodika a základní pojmy

V hodnocení závažnosti nepříznivých vlivů na veřejné zdraví je standardně využívána metoda hodnocení zdravotních rizik (Health Risk Assessment).

Tato metoda se používá 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.

Jak již bylo uvedeno, stanovené přípustné limity některých faktorů představují nezbytný kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu, zejména skupin populace se zvýšenou citlivostí. Metoda hodnocení zdravotních rizik pak umožňuje v konkrétních situacích získání hlubší informace o jejich možném vlivu na zdraví a pohodu obyvatel, nežli je možné pouhým srovnáním expozice s limitními hodnotami. Metodické postupy hodnocení zdravotních rizik 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.

K hodnocení rizik pro účely ochrany veřejného zdraví je povinná autorizace dle zákona č.258/2000 Sb., resp. v procesu EIA odborná způsobilost pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví dle zákona č.100/2001 Sb., a vyhlášky MZ č. 490/2000 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 soustřeďují se informace o tom, jakým způsobem a za jakých podmínek mohou nepříznivě ovlivnit lidské zdraví. V případě hluku je obsahem tohoto kroku popis možných nepříznivých účinků hluku na lidské zdraví.

²Autorizační návod AN 15/04 VERZE 5 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, SZÚ Praha, září 2020

³Autorizační návod AN 17/15 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší, SZÚ Praha, říjen 2015

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 chemických látek.

Takzvaný prahový účinek, spočívající v toxickém 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 inhalační expozice je tzv. referenční koncentrace, většinou rozdílná pro akutní a chronické účinky.

U látek podezřelých z karcinogenity u člověka se většinou předpokládá bezprahový účinek, u kterého nelze stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se při klasickém postupu dle metodiky US EPA vyjadřuje ukazatelem vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky. Tímto ukazatelem je nejčastěji 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 vysoké profesionální expozici u lidí, při které se již projevil karcinogenní účinek.

V případě imisí některých klasických škodlivin, zejména prашných částic je situace složitější. Současné poznatky, čerpané z epidemiologických studií sledujících velké soubory převážně městské populace s velkou variabilitou individuální citlivosti, neumožňují zjistit prahovou expozici a poskytují pouze vztahy expozice a účinku pro různé zdravotní ukazatele.

Obdobně je tomu u hluku, kde je situace specifická i v tom, že pro některé účinky hluku je obtížné hodnotit míru jejich zdravotní závažnosti. Místo referenčních hodnot je proto snaha odvodit vztahy expozice a účinků, které mohou být použity k jejich kvantifikaci, případně prahové hladiny, nad kterými se účinky začínají objevovat nebo se ukazují být závislé na velikosti expozice. Hodnocené účinky přitom mohou být zdravotně závažné (jako např. kardiovaskulární onemocnění) nebo jde o přirozeně se vyskytující efekty, jako obtěžování hlukem a rušení spánku, jejichž navýšení 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 nejen průměrného jedince z exponované populace, nýbrž i reálně možné případy osob s nejvyšší expozicí. Za tímto účelem se identifikují nejvíce citlivé podskupiny populace, u kterých předpokládáme zvýšenou expozici nebo zvýšenou zranitelnost.

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**, kdy se pro danou situaci snažíme dospět ke kvantitativnímu vyjádření míry reálného konkrétního rizika.

U toxických nekarinogenních látek je míra rizika většinou vyjádřena pomocí poměru expozice k referenční ještě podprahové expozici. Tento poměr se nazývá koeficient nebezpečnosti (Hazard Quotient – HQ), popřípadě při součtu koeficientů nebezpečnosti u současně se vyskytujících látek s podobným účinkem se jedná o index nebezpečnosti (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 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.

Při hodnocení karcinogenního účinku, jako je tomu v daném případě u benzo(a)pyrenu, je míra rizika vyjadřována jako celoživotní zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění u exponované populace, popř. se při zohlednění počtu exponovaných osob může vypočítat 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 podle aktuální verze 5 autorizačního návodu SZÚ, vycházející z nejnovějších poznatků, obsažených v nové hlukové směrnici WHO⁴, je odhad procenta obyvatel, u kterých lze očekávat vysoké subjektivní pocity obtěžování, rušení spánku a výpočet atributivního rizika ischemické choroby srdeční.

Nezbytnou součástí hodnocení rizika je **analýza nejistot**, kterými je každé hodnocení rizika nevyhnutelně zatíženo. 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. Nebezpečnost hluku a vztahy expozice a účinku

Jako hluk se obecně označuje jakýkoliv slyšitelný 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 z odborné literatury a hlukových směrnic WHO, z nichž nejnovější směrnice pro Evropu byla publikována v roce 2018 [1]. Souhrn vztahů mezi hlukovou expozicí a nepříznivými účinky na zdraví, dříve doporučených k použití při hodnocení rizika hluku v zemích EU, je obsažen např. ve zprávě Evropské agentury pro životní prostředí (EEA⁵) z října 2010 [2].

Vyhodnocení spolehlivosti podkladů a aktualizace těchto vztahů na základě nových epidemiologických studií obsahuje již zmíněná nová hluková směrnice WHO, která tak představuje současný aktuální vědecký rámec pro hodnocení zdravotních rizik hluku.

Dlouhodobé nepříznivé účinky hluku na zdraví je obecně možné s určitým zjednodušením rozdělit na specifické, projevující se při ekvivalentní hladině akustického tlaku nad 80 dB poruchami činnosti sluchového analyzátoru a na účinky nespecifické (mimo sluchové), 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 převážně 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.

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

⁴Environmental Noise Guidelines for the European Region, WHO, 2018

⁵EEA – European Environment Agency

Mezi závažné zdravotní účinky, ale s nižší kvalitou důkazů WHO v současné době zařazuje metabolické účinky hluku (zvýšené riziko diabetes, obesity) nepříznivý vliv hluku na těhotenství a vývoj plodu, na kvalitu života, pohodu a duševní zdraví [1].

Poškození sluchového aparátu projevující se sluchovou ztrátou je záležitostí především vysokých pracovních expozic hluku. 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 24hodinové ekvivalentní hladiny akustického tlaku $L_{Aeq,24h}$ 70 dB. S vyšší expozicí hluku v mimopracovním prostředí se můžeme setkat jen ve velmi výjimečných případech.

Závažné následky pro sluchové ústrojí ovšem mohou mít i některé zájmové aktivity. Nová směrnice WHO obsahuje i doporučení pro prevenci poškození sluchového aparátu hlukem z volnočasových aktivit s vysokou hladinou hluku (návštěvy nočních klubů, koncertů a festivalů, fit center, sportovních událostí, poslech elektroakusticky zesilované hudby), podle kterého by roční průměrná $L_{Aeq,24h}$ z těchto zdrojů hluku neměla přesáhnout 70 dB.

Směrnice obsahuje tabulku, umožňující přepočítání hodinových L_{Aeq} v rozmezí 70–100 dB během týdne na průměrnou roční $L_{Aeq,24h}$.

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 [3].

Obtěžování hlukem je nejobecnější reakcí lidí na hlukovou zátěž. Uplatňuje se zde jak emoční složka vnímání, tak složka poznávací při rušení hlukem při různých činnostech. Vyvolává celou řadu negativních emočních stavů, mezi které patří pocity rozmrzelosti, nespokojenosti a špatné nálady, deprese nebo úzkost.

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].

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 a hluku obsahujícím nízké frekvenční složky. Nepříjemnější je hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující výrazné tónové složky.

Při působení hluku však kromě senzitivity a fyzikálních vlastností hluku velmi záleží i na řadě dalších neakustických faktorů sociální, psychologické nebo ekonomické povahy. Významnou úlohu hraje vztah ke zdroji hluku, pocit, do jaké míry jej člověk může ovlivňovat nebo zda pro něj má nějaký ekonomický význam. Menší rozmrzelost působí hluk, u něž je předem známo, že bude trvat jen po určité vymezenou dobu. Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v témže bytě či jiném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace se prohlubuje a fixuje.

V EU byly doposud k hodnocení obtěžování obyvatel hlukem z různých typů dopravy používány vztahy mezi hlukovou expozicí v L_{dn} ⁶ nebo L_{den} ⁷ a procentem obtěžovaných obyvatel, publikované v roce 2002 holandským institutem pro aplikovaný vědecký výzkum.

⁶ L_{dn} (Day-night level) – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin s penalizací noční hladiny akustického tlaku o 10 dB.

⁷ L_{den} (Day-evening-night level) – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin s penalizací večerní hladiny akustického tlaku o 5 dB a noční hladiny o 10 dB.

Ukazovaly, že letecký hluk více obtěžuje nežli hluk z automobilové pozemní dopravy a hluk z automobilové dopravy má výraznější účinek, nežli hluk z dopravy železniční [2,5].

V nové směrnici WHO byly vyhodnoceny výsledky novějších epidemiologických studií a odvozeny nové vztahy pro jednotlivé typy dopravního hluku a vysoké úrovně obtěžování. Ve srovnání s doposud používanými vztahy indikují vyšší stupeň obtěžování, zejména u hluku z letecké a železniční dopravy.

V doporučení nová směrnice vychází ze zásady, že by hluk neměl vysoce obtěžovat více než 10 % exponovaných obyvatel. Tomuto účinku odpovídá podle směrnice WHO expozice hluku z automobilové dopravy 53 dB L_{den} [1]. Podkladem k odvození nového vztahu expozice a účinku pro obtěžování hlukem z automobilové dopravy byly výsledky 25 studií, publikovaných od roku 2002. Procento vysoce obtěžovaných osob zde vychází vyšší, nežli podle doposud používaného vztahu expozice a účinku z roku 2002, odvozeného ze starších studií [6].

Analýza časového trendu výsledků 61 starších i novějších studií obtěžování hlukem z období 1969–2014, provedená různými statistickými metodami a publikovaná v letošním roce však neprokázala narůstající trend obtěžujícího efektu hluku ze silniční dopravy a nutnost revize doposud používaných vztahů [7].

V letošní aktualizované verzi 5 autorizačního návodu SZÚ je proto doporučeno provést výpočet s použitím původních i nových vztahů a výsledek uvádět jako rozmezí, ve kterém se obtěžující účinek hluku pohybuje podle různých metod.

Pro hluk z některých stacionárních zdrojů publikovali Miedema a Vos v roce 2004 modely obtěžování zpracované obdobným způsobem, jako pro hluk z dopravy, a vycházející ze studií provedených v Holandsku [8]. Tyto vztahy zůstávají i v současné době jako jediná možnost alespoň orientačního kvantitativního odhadu obtěžujících účinků hluku ze stacionárních zdrojů. Nová hluková směrnice tyto zdroje hluku s výjimkou větrných elektráren nezahrnula z důvodu jejich příliš velké rozmanitosti, specifických rysů a velmi lokálního charakteru.

Jako prahové hladiny hlukové expozice v denní době, od kterých se u průměrně citlivých osob začíná projevat obtěžující účinek, uváděla první hluková směrnice WHO z roku 1999 ekvivalentní hladinu akustického tlaku 50 dB pro mírné a 55 dB pro silné obtěžování [3]. EEA v roce 2010 uváděla pro hluk z dopravy shodnou prahovou hladinu silného obtěžování 42 dB L_{den} [2]. Nově odvozené vztahy pro silné obtěžování jsou použitelné pro rozmezí 45–75 dB L_{den} avšak indikují obtěžující účinek i pod spodním okrajem tohoto rozmezí [1].

Nepříznivé ovlivnění spánku hlukem je 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.

Doporučené zdravotně zdůvodněné hladiny hluku jako podklad pro legislativu členských zemí v oblasti kontroly a usměrňování noční hlukové expozice obyvatel bez rozlišení zdrojů hluku byly stanoveny ve směrnici WHO pro noční hluk z roku 2009 [9].

K ochraně obyvatel včetně citlivých skupin populace zde byla doporučena cílová hodnota L_{night} ⁸ 40 dB. V rozmezí 30–40 dB dochází k 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} 40–50 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 doporučovalo L_{night} 55 dB, která ovšem nechrání před nepříznivými účinky hluku citlivé skupiny populace.

⁸ L_{night} – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku A v časovém úseku 8 hodin v noci na nejvíce exponované fasádě domu.

Hlukovou zátěž nad 55 dB WHO ve směrnici z roku 2009 označila za zvýšené nebezpečí pro veřejné zdraví, neboť nepříznivé zdravotní účinky při této úrovni hlukové expozice již mají častý výskyt, značná část populace je hlukem vysoce obtěžována a rušena a je prokázáno zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění [9].

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. Podle hlukové směrnice WHO z roku 2009 je prahová hladina expozice pro zvýšení frekvence samovolných pohybů během spánku a pro narušení spánkového rytmu 32 dB, resp. 35 dB maximální hladiny hluku L_{Amax} uvnitř ložnice. Počet vědomých probuzení narůstá od L_{Amax} hlukových událostí 42 dB [9].

Ke kvantitativnímu odhadu rušivého účinku hluku na spánek byly doposud používány 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 [2,10].

V nové směrnici WHO byly vyhodnoceny výsledky novějších epidemiologických studií a byly odvozeny nové vztahy mezi L_{night} a vysokým stupněm subjektivně pocíťovaného narušení spánku.

Ve srovnání s doposud používanými vztahy indikují vyšší rušivý vliv železničního hluku, nežli hluku ze silniční dopravy a pro hluk z železniční a letecké dopravy ukazují vyšší procento rušených osob. V doporučení nová směrnice vychází ze zásady, že hluk by v noci neměl vysoce rušit ve spánku více než 3 % exponovaných obyvatel. Tomuto účinku odpovídá podle směrnice WHO expozice hluku z automobilové dopravy 45 dB L_{night} . Podkladem k odvození nového vztahu expozice a účinku pro narušení spánku hlukem z automobilové dopravy byly výsledky 12 studií, publikovaných v letech 2002–2015. Procento vysoce rušených osob hlukem vypočtené podle tohoto vztahu se však významně neliší od výpočtu dle doposud používaného vztahu, odvozeného ze starších studií [1,11].

Jako prahové hladiny hlukové expozice v noční době, od kterých se u průměrně citlivých osob začínají projevoval nepříznivé účinky, uváděla hluková směrnice WHO z roku 2009 L_{night} 40 dB pro užívání sedativ a prášků na spaní, 42 dB pro objektivně prokázanou zvýšenou frekvencí pohybů ve spánku, subjektivní pocit rušení spánku a problémy s nespavostí. Z neúplně prokázaných účinků byla prahová hladina hluku 60 dB L_{night} pro psychické poruchy [9]. Nově byly odvozené vztahy pro silný stupeň rušení ve spánku pro rozmezí 40–65 dB L_{night} a indikují prahovou hladinu hluku pro tento účinek i pod 40 dB L_{night} [1,11].

Z přímých zdravotních účinků hluku je za nejzávažnější považováno **ovlivnění funkce kardiovaskulárního systému**. Akutní hluková expozice aktivuje jako nespecifický stresor autonomní nervový a hormonální systém a tím vyvolává přechodné změny fyziologických funkcí, jako je krevní tlak, srdeční tep, hladina krevních lipidů, glukózy, vápníku, hořčiku a faktorů krevní srážlivosti.

Předpokládá se, že po dlouhodobé expozici mohou u citlivých jedinců tyto změny a dysregulace vést ke zvýšenému riziku kardiovaskulárních onemocnění, tj. hypertenze, ischemické choroby srdeční (nedostatečné prokrvení srdečního svaly, projevující se klinicky jako angina pectoris až infarkt myokardu) a cévních mozkových příhod.

Nejnovější studie indikují, že zejména noční hluková zátěž může vést k poškození endotelu cév oxidačním stresem a zánětlivou reakcí a tím přispívat k progresi aterosklerózy [12].

V posledním desetiletí byly k objasnění vztahů hluku z dopravy a rizika kardiovaskulárních onemocnění provedeny desítky studií a byla publikována řada souborných prací. Zvýšené riziko ICHS bylo nalezeno ve většině studií při hlukové expozici $L_{Aeq, 6-22h} > 60$ dB, nové studie však ukazují na mírné zvýšení rizika již mezi 55–60 dB.

K hodnocení kardiovaskulárního rizika hluku ze silniční dopravy metodické materiály EEA i WHO doporučovaly výpočet OR^9 incidence infarktu myokardu polynomiální rovnicí, odvozenou na základě OR 1,17 pro 10 dB nárůst hlukové expozice v $L_{day,16h}$ na základě meta-analýzy 5 studií, provedené v roce 2008 [13].

V roce 2014 byla publikována nová meta-analýza 14 studií, kterou bylo pro širší skupinu diagnóz ICHS a 10 dB nárůst hluku ze silniční dopravy v rozmezí cca 52–77 dB L_{dn} odvozeno relativní riziko 1,08 (95 % CI = 1,04–1,13). Dříve předpokládaná prahová hladina pro riziko ICHS se tím snížila na 55 dB L_{dn} [14].

V rámci tvorby nové směrnice WHO byla zhodnocena váha důkazů o kardiovaskulárním riziku hluku z různých zdrojů a na základě meta-analýzy novějších epidemiologických studií byly odvozeny nové vztahy expozice a účinku. Jako hlukový deskriptor je použita L_{den} . Nejspolehlivější podklady podle WHO existují pro vztah mezi hlukem ze silniční dopravy a rizikem ischemické choroby srdeční v úrovni RR 1,08 (95 % CI = 1,01–1,15) pro 10 dB nárůst expozice s prahovou hladinou cca 53 dB. Byly též odvozeny vztahy pro další ukazatele kardiovaskulárních onemocnění, jako je hypertenze a cévní mozkové příhody, avšak s nízkým stupněm spolehlivosti [1,15].

V doporučení pro jednotlivé zdroje hluku nová směrnice WHO vychází ze zásady, že hluk by u exponovaných obyvatel neměl zvyšovat riziko ICHS o více než 5 % a riziko hypertenze o více než 10 %. Pro hluk ze silniční dopravy odpovídá podle nového vztahu 5% nárůst rizika ICHS dlouhodobá expozice L_{den} 59,3 dB [1].

Některé studie se zabývaly i otázkou kombinovaného efektu hluku a znečištění ovzduší v okolí silnic. Jejich výsledky shodně ukázaly spíše vzájemně nezávislý účinek obou těchto faktorů.

III. 2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku

Podkladem k hodnocení hlukové expozice obyvatel zástavby potenciálně dotčené posuzovaným záměrem jsou výstupy akustické studie, která ve vztahu k hygienickým limitům hluku hodnotí hluk ze stacionárních zdrojů výrobní technologie a z obslužné automobilové a železniční dopravy.

Jak již bylo uvedeno, aktuální podklady k hodnocení zdravotních rizik hluku na základě zhodnocení váhy současných důkazů o hlavních nepříznivých zdravotních účincích hluku včetně aktualizace dosavadních vztahů expozice a účinku přinesla nová hluková směrnice WHO z října 2018.

Na rozdíl od dřívějších směrnic se nezabývá hlukem obecně, nýbrž samostatně jednotlivými typy zdrojů hluku, v případě hluku z dopravy tedy hlukem z dopravy silniční, železniční a letecké. Pro každý z těchto typů hluku byly zhodnoceny nové poznatky pro rozhodující zdravotní účinky a na jejich základě stanoveny doporučené hladiny akustického tlaku v hlukových deskriptorech L_{den} a L_{night} .

Tyto doporučené hodnoty se vztahují na dlouhodobou hlukovou expozici. Nepředstavují přímo prahové hladiny zdravotních účinků hluku a nevedou k plné ochraně populace včetně citlivých skupin. Jejich překročení však podle současných poznatků vede k zvýšení rizika nepříznivých zdravotních účinků, které je již považováno za významné.

Pro hodnocení zdravotních účinků hlukové expozice ze stacionárních zdrojů výrobních areálů však hluková směrnice nové podklady nepřinesla z důvodu jejich příliš velké rozmanitosti, specifických rysů a velmi lokálního charakteru. Jako jediná možnost alespoň orientačního kvantitativního odhadu obtěžujících účinků tohoto typu hluku proto nadále zůstávají vztahy expozice a obtěžování, které na základě několika studií publikovali Miedema a Vos v roce 2004 [8].

⁹OR (Odds ratio) – poměr šancí, je mírou relativního rizika

Pro odhad procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem (*Highly Annoyed*) byla odvozena rovnice: $\% HA = 36,307 - 1,886 \cdot L_{den} + 0,02523 \cdot L_{den}^2$

Akustická studie hodnotí hluk z výrobního areálu Mondí Štětí a.s. na základě provedeného měření současného stavu a výpočtu hlukového příspěvku nových zdrojů posuzovaného záměru. Hlukovou expozici udává v 10 referenčních bodech v okolí areálu v chráněném venkovním prostoru nejexponovanějších obytných staveb.

Změřené ekvivalentní hladiny akustického tlaku v noční době se po korekci na hluk pozadí a na odraz hluku od fasády budov pohybovaly v rozmezí 39,4–50,1 dB. Provoz papírny je kontinuální po 24 hodin denně. V denní době dle studie hluk z výroby v okolí papírny zaniká v hlukovém pozadí z dopravy po veřejných komunikacích.

Vypočtené hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku ze zdrojů hluku posuzovaného záměru při zohlednění doporučené protihlukové ochrany se pohybují v rozmezí 27,4–30,6 dB, takže současnou hlukovou expozici okolní obytné zástavby prakticky neovlivní. Vypočtená navýšení hluku se pohybuje od nuly do 0,6 dB.

Vypočtené změny v řádu desetin dB mohou mít význam pouze z hlediska posuzování ve vztahu k hlukovým limitům. K subjektivně vnímané změně hlukové expozice dochází vzhledem k rozlišovací citlivosti sluchového orgánu v průměru až při změnách minimálně o 2–3 dB. Změny hlukové zátěže v řádu desetin dB jsou proto subjektivně nepostřehnutelné a z hlediska zdravotního rizika bezvýznamné a nehodnotitelné.

Podle výše uvedené rovnice rozmezí hlukové expozice nejbližší okolní zástavby ze stacionárních zdrojů výrobní technologie po přepočtu na 24hodinovou L_{den} teoreticky odpovídá vysoký stupeň obtěžování hlukem u 3–10 % exponovaných obyvatel. Doporučení nové hlukové směrnice WHO u dopravního hluku vychází ze zásady, že by hluk neměl vysoce obtěžovat více než 10 % exponovaných obyvatel.

Vzhledem k převyšujícímu hlukovému pozadí z dopravy v denní době je hluk z areálu podstatně významnější v noční době, kdy je postřehnutelný a může vést k rušení kvality spánku. Pro kvantitativní odhad tohoto účinku však u hluku ze stacionárních zdrojů v současné době nejsou k dispozici podklady.

V podstatě se může vycházet z hygienického limitu pro stacionární zdroje 50/40 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku pro denní/noční dobu, který víceméně vychází z prahových hladin hluku pro obtěžování a rušení spánku u průměrně citlivé části populace. Z hlediska překročení prahové hladiny hluku pro rušení spánku v noční době je tedy současný vliv výrobní technologie poměrně významný. Pro posuzovaný záměr je proto podstatné, že při dodržení předpokládaných emisních hodnot nových zdrojů současný stav v postřehnutelné míře nezhorší.

Pro nepříznivé účinky hluku je ovšem podstatná celková úroveň hlukové zátěže i z dalších působících zdrojů hluku, což je v daném případě hluk z dopravy po veřejných komunikacích. Posuzovaný záměr je spojený s poměrně výrazným nárůstem nákladní automobilové dopravy. Výpočet hlukového zatížení z automobilové dopravy je proveden v 6 referenčních bodech umístěných na nejexponovanějších obytných objektech při komunikaci II/261.

Pro současný stav se vypočtené hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku pohybují v denní době v rozmezí 54,9–59,6 dB, v noční době v rozmezí 48–53 dB. Ve výhledovém stavu po započtení navýšení obslužné dopravy vlivem posuzovaného záměru, vlivu sousední provozovny Pila Štětí a zohlednění změn vyvolaných dokončením obchvatu Roudnice n/L. vychází rozmezí ekvivalentních hladin akustického tlaku z automobilové dopravy v denní době 53,9–61,4 dB, resp. 47,3–53,8 dB v noční době. Změna proti současnému stavu se v jednotlivých referenčních bodech v denní nebo noční době pohybuje od poklesu o 1,5 dB až po nárůst o 1,8 dB.

Ke kvantitativní charakteristice zdravotního rizika této hlukové expozice byly vybrány bytové domy, jejichž hlukové zatížení dopravním hlukem je možné vztáhnout k referenčním bodům Dop-1 a Dop-2 akustické studie, u kterých je vypočtená změna hlukové expozice ve výhledovém stavu nejvyšší a které mají nejvyšší počet obyvatel.

U ref. bodu Dop-1 se jedná o bytové domy Litoměřická ul. 503 a 502 s počtem cca 120 obyvatel podle údajů ČSÚ. U ref. bodu Dop-2 se jedná o bytovou zástavbu Dohnalova ul. 668–664 s počtem cca 250 obyvatel.

Hluková expozice této zástavby z automobilové dopravy podle akustické studie je uvedena v tabulce č. 1. K výpočtu L_{den} z ekvivalentních hladin akustického tlaku pro denní a noční dobu je použitý přepočít přes L_{dn} podle doporučení SZÚ¹⁰.

Tab. 1 – hluková expozice obytné zástavby z automobilové dopravy dle akustické studie				
Ref. body	Stávající stav (dB)		Výhledový stav (dB)	
	L_{night}	L_{den}	L_{night}	L_{den}
Dop-1 Litoměřická	53,0	61,7	53,8	63,0
Dop-2 Dohnalova	48,8	57,3	47,3	56,0

Pro hluk ze silniční dopravy nová směrnice WHO doporučuje redukovat průměrnou hlukovou expozici pod L_{den} 53 dB, která podle aktualizovaných vztahů expozice a účinku odpovídá 10% obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem. Přitom tato hladina hluku pravděpodobně nepředstavuje zvýšené riziko ostatních kritických účinků, především kardiovaskulárních onemocnění.

Pro noční hlukovou expozici nová směrnice WHO doporučuje redukovat noční hlukovou zátěž pod L_{night} 45 dB, která podle aktualizovaných vztahů expozice a účinku odpovídá 3% obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku.

Tyto doporučené hodnoty se vztahují na dlouhodobou hlukovou expozici. Nepředstavují přímo prahové hladiny zdravotních účinků hluku a nevedou k plné ochraně populace včetně citlivých skupin. Jejich překročení však podle současných poznatků vede k zvýšení rizika nepříznivých zdravotních účinků, které je již považováno za významné.

Rušení spánku i obtěžování hlukem považuje WHO v souladu s definicí zdraví za významné zdravotní účinky. Toto hodnocení je dle WHO podpořeno i důkazy o možném podílu těchto účinků na kauzálním mechanismu hlukem vyvolaných kardiovaskulárních a metabolických onemocnění [1].

Pro praktické výpočty při kvantitativní charakterizaci rizika hluku aktualizovaná verze 5 Autorizačního návodu SZÚ AN 15/04 k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku doporučuje v zájmu sjednocení postupů používat vztahy expozice a účinku, uvedené v příloze III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí, která obsahuje vzorce vybraných vztahů expozice a účinku pro hodnocení rizika hluku v rámci strategického hlukového mapování, převzatých z nové hlukové směrnice WHO [16].

K odhadu míry obtěžujícího účinku hluku z dopravy se doposud používaly vztahy expozice a účinku, odvozené z meta-analýz starších zahraničních epidemiologických studií pro hlukovou expozici v L_{den} v rozmezí 45–75 dB pro tři stupně obtěžování [2,5].

Vztah pro odhad procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem (HA-Highly Annoyed) ze silniční dopravy na základě dlouhodobé expozice v deskriptoru L_{den} udává rovnice:

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

¹⁰Pozn.: Přepočít L_{dn} na L_{den} je proveden s použitím vztahu $L_{den} = L_{dn} + 0,645$, který byl odvozen SZÚ Praha na základě dlouholetých výsledků hlukového monitoringu v českých městech [17].

Při použití tohoto vztahu expozice a účinku teoreticky vychází v zaokrouhlených hodnotách pro hodnocenou zástavbu na Litoměřické ulici za současného stavu 12 % vysoce obtěžovaných obyvatel se zvýšením na necelých 14 % ve výhledovém stavu. V absolutních číslech se jedná o zvýšení z cca 15 na 16 obtěžovaných obyvatel. Pro zástavbu na ulici Dohnalova se naopak procento obtěžovaných obyvatel hlukem snižuje z 8 % na 7 %, což představuje pokles z 20 na 18 obtěžovaných obyvatel.

Nová směrnice WHO používá pro odhad procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem ze silniční dopravy rovnici: $\%HA = 78,9270 - 3,1162 \cdot L_{den} + 0,0342 \cdot L_{den}^2$ odvozenou na základě systematického posouzení a meta-analýzy novějších epidemiologických studií [1,6]. Ve srovnání s původními vztahy indikuje vyšší stupeň obtěžování hlukem ze silniční dopravy i při nižší hlukové expozici.

Při použití tohoto vztahu expozice a účinku teoreticky vychází pro hodnocenou zástavbu na Litoměřické ulici za současného stavu 17 % vysoce obtěžovaných obyvatel se zvýšením na 18 % ve výhledovém stavu, což představuje zvýšení z cca 20 na 22 obtěžovaných obyvatel. Pro zástavbu na ulici Dohnalova se naopak procento obtěžovaných obyvatel hlukem snižuje z 13 % na 12 %, což představuje pokles z 32 na 30 obtěžovaných obyvatel.

Aby to bylo ještě komplikovanější byl vzhledem k odlišnosti podmínek a metodiky v některých podkladových studiích v podkladech směrnice odvozen i alternativní vztah pro obtěžování silničním hlukem pro evropský plochý terén (s vyloučením alpských a asijských studií) na základě 10 studií pouze z evropských zemí, vyjádřený rovnicí: $\%HA = 116,4304 - 4,7342 \cdot L_{den} + 0,0497 \cdot L_{den}^2$. Pro tuzemské podmínky je vhodnější tento vztah, při jehož použití teoreticky vychází pro hodnocenou zástavbu na Litoměřické ulici za současného stavu 13,5 % vysoce obtěžovaných obyvatel se zvýšením na 14,5 % ve výhledovém stavu, což představuje zvýšení z cca 16 na 18 obtěžovaných obyvatel. Pro zástavbu na ulici Dohnalova se naopak procento obtěžovaných obyvatel hlukem snižuje z 8 % na 7 %, což představuje pokles z 20 na 18 obtěžovaných obyvatel.

Analýza časového trendu výsledků 61 starších i novějších studií obtěžování hlukem z období 1969–2014, provedená různými statistickými metodami a publikovaná v letošním roce však neprokázala narůstající trend obtěžujícího efektu hluku ze silniční dopravy a nutnost revize doposud používaných vztahů [7]. V letošní aktualizované verzi 5 autorizačního návodu SZÚ je proto doporučeno provést výpočet s použitím původních i nových vztahů a výsledek uvádět jako rozmezí, ve kterém se obtěžující účinek hluku pohybuje podle různých metod.

Lze tedy konstatovat, že v bytových domech na Litoměřické ulici čp. 503 a 502, kde v akustické studii vychází nejvyšší úroveň hlukové zátěže z automobilové dopravy, je za současného stavu hlukem významně obtěžováno cca 12–17 % obyvatel. V budoucím stavu po realizaci záměru se toto procento zvyšuje na 14–18 % obyvatel. Toto zvýšení hlukové zátěže se teoreticky promítá do navýšení počtu obtěžovaných obyvatel těchto domů o 1–2 osoby.

U obytných domů na Dohnalově ulici dojde vlivem předpokládané změny dopravní situace ve výhledovém stavu naopak ke snížení hluku a teoretickému snížení počtu obtěžovaných obyvatel cca o 2 osoby. V reálném pohledu jsou však tyto změny hlukové expozice prakticky zanedbatelné, neboť jak již bylo uvedeno, pohybují se v úrovni, která není subjektivně sluchově postižitelná.

Pro odhad procenta obyvatel subjektivně vysoce rušených hlukem ve spánku ze silniční dopravy uvádí příloha III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES rovnici:

$\%HSD = 19,4312 - 0,9336 \cdot L_{night} + 0,0126 \cdot (L_{night})^2$, převzatou z hlukové směrnice WHO. Tato rovnice byla odvozena na základě systematického posouzení a meta-analýzy novějších epidemiologických studií publikovaných v letech 2002–2015 [1,11].

Vztah byl odvozen pro hlukovou zátěž v L_{night} v rozmezí 40–65 dB. Spodní hodnota 40 dB, která byla zvolena z důvodu možných nepřesností v odhadu nízkých hladin hluku, odpovídá 2 % vysoce rušených obyvatel. Nelze jí tedy považovat za prahovou hladinu hluku pro tento účinek.

Podle tohoto vztahu teoreticky vychází podíl obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku za současného stavu pro hodnocenou zástavbu na Litoměřické ulici cca 5 % a pro zástavbu na ulici Dohnalova cca 4 %. Změny vypočtené pro výhledový stav jsou v řádu desetin procenta a v absolutním počtu obyvatel nejvýše o 1 osobu.

V reálném pohledu jsou tyto změny hlukové expozice zanedbatelné, neboť jak již bylo uvedeno, pohybují se v úrovni, která není subjektivně sluchově postřehnutelná, a tudíž z hlediska obtěžujících a rušivých vlivů prakticky nehodnotitelná.

Pro subjektivní obtěžující a rušivé účinky hluku prakticky nelze stanovit prahové hladiny hluku, neboť při slyšitelné úrovni hluku je určitý podíl obyvatel pociťujících obtěžování a rušení hlukem vzhledem k velkému rozptylu individuální vnímavosti a dalších podmínek prakticky nevyhnutelný. Obtěžující a rušivý účinek má proto pro část populace i hluk splňující hlukové limity.

Tento stav je běžný, neboť limity představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a reálnou situací a technickými a ekonomickými možnostmi.

V tabulce č. 2 je pro znázornění úrovně legislativní ochrany před obtěžujícím a rušivým účinkem hluku, dané platnými hlukovými limity, uvedeno zaokrouhlené procento obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem, které teoreticky odpovídá současným limitům pro hluk z automobilové dopravy.

K výpočtu jsou použity nové vztahy ze směrnice WHO doporučené v příloze III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí. Výsledky tedy představují společensky akceptovanou míru těchto nepříznivých účinků hluku.

Tab. č. 2 – Procento obyvatel vysoce obtěžovaných (HA) a vysoce rušených hlukem ve spánku (HSD) odpovídající hygienickým limitům hluku z dopravy			
$L_{Aeq,T \text{ den/noc}}$ (dB)	silniční doprava	HA(%)	HSD(%)
55/45	komunikace III. třídy	11	3
60/50	komunikace I. a II. třídy	16	4
70/60	stará hluková zátěž	29	9

Jak již bylo uvedeno, dalším možným indikátorem účinků hluku z dopravy na veřejné zdraví je výpočet atributivního rizika kardiovaskulární nemoci. Při hodnocení tohoto rizika se používají vztahy expozice a rizika incidence ischemické choroby srdeční (ICHS), vycházející z meta-analýz epidemiologických studií.

V nové směrnici WHO byly jako nejspolehlivější vyhodnoceny důkazy o vztahu mezi hlukem ze silniční dopravy a rizikem ischemické choroby srdeční v podobě relativního rizika RR 1,08 (95%CI = 1,01–1,15) pro 10 dB nárůst expozice v L_{den} s prahovou hladinou cca 53 dB. Za významné považuje WHO zvýšení zdravotního rizika ICHS nad 5 %, ke kterému podle výše uvedeného vztahu dochází při dlouhodobé hlukové zátěži od L_{den} 59,3 dB.

S použitím tohoto vztahu je možné provést výpočet atributivní frakce (AF), která vyjadřuje, jaký podíl (frakci) onemocnění ICHS u takto exponovaných obyvatel je možné přisoudit dlouhodobému vlivu dopravního hluku. Významnější překročení prahové hladiny hluku pro tento účinek vychází podle akustické studie pouze v referenčním bodě Dop-1.

Pro současnou hlukovou expozici obyvatel bytových domů na Litoměřické ulici u tohoto referenčního bodu vychází atributivní frakce 0,069, tj. 6,9 %. Pro výhledový stav se zvyšuje na 0,08, tj. 8 %.

Z posledních údajů UZIS za rok 2018 vychází v ČR průměrná roční incidence ischemické choroby srdeční (diagnózy I20-I25 Mezinárodní klasifikace nemocí MKN-10) 9,275/1000 osob a rok. Podíl 6,9 %, resp. 8 % incidence ICHS u 120 obyvatel exponovaných bytových domů představuje po zaokrouhlení 0,077, resp. 0,089 případu onemocnění za 1 rok. Navýšení incidence ICHS proti současné situaci tedy v daném případě představuje 1 onemocnění ICHS za 84 let.

Akustická studie samostatně na základě provedeného měření vyhodnocuje hlukovou zátěž nejbližší obytné zástavby i z obslužné železniční dopravy po vlečce z ŽST Hněvice. Bez realizace protihlukové ochrany by tato zátěž převyšovala hlukový limit. K ochraně přilehlé obytné zástavby je proto podél vjezdu vlečky do areálu navržena protihluková stěna. Výsledná hluková zátěž okolní zástavby z obslužné železniční dopravy je vypočtena v 6 referenčních bodech a pohybuje se v rozmezí 51,7–53,7 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, resp. 47,7–49,8 dB v noční době, po přepočtu na L_{dn} v rozmezí 54,7–56,8 dB.

Pro hluk ze železniční dopravy nová směrnice WHO doporučuje redukovat průměrnou hlukovou expozici pod L_{den} 54 dB, která podle aktualizovaných vztahů expozice a účinku odpovídá 10% obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem. Pro noční hlukovou expozici tomuto hluku nová směrnice WHO doporučuje redukovat noční hlukovou zátěž pod L_{night} 44 dB, která podle aktualizovaných vztahů expozice a účinku odpovídá 3% obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku. Doporučené hladiny hlukové expozice jsou tedy u nejbližší zástavby v okolí vlečky překračovány, zejména v noční době.

Ke kvantitativní charakteristice účinků této hlukové expozice byly vybrány bytové domy, jejichž hlukové zatížení dopravním hlukem je možné vztáhnout k referenčnímu bodu VL-1 akustické studie, ve kterém byla vypočtena nejvyšší hluková expozice a týká se nejvyššího počtu obyvatel, jedná se o bytové domy Litoměřická ul. 503 a 502 s počtem cca 120 obyvatel podle údajů ČSÚ. Pro odhad procenta obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem (HA – *Highly Annoyed*) z železniční dopravy směrnice udává rovnici: $\%HA = 38,1596 - 2,05538 \cdot L_{den} + 0,0285 \cdot L_{den}^2$, odvozenou na základě meta-analýzy novějších epidemiologických studií [1,6]. Pro hlukovou zátěž obyvatel hodnocených dvou domů na Litoměřické ulici vychází 13,4 % obtěžovaných obyvatel, což představuje 16 osob.

Pro odhad procenta obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku (HSD – *Highly Sleep Disturbed*) byla na základě meta-analýzy novějších epidemiologických studií odvozena rovnice: $\%HSD = 67,5406 - 3,1852 \cdot L_{night} + 0,0391 \cdot (L_{night})^2$ [1,11].

Pro hlukovou zátěž obyvatel hodnocených dvou domů na Litoměřické ulici vychází 5,9 % obyvatel významně rušených hlukem ve spánku, což představuje 7 osob.

Na celkové hlukové zátěži hodnocených bytových domů na Litoměřické ulici se kombinuje hluk z automobilové a železniční dopravy. Vypočtené teoretické procento obyvatel pro oba typy dopravního hluku nelze jednoduše sčítat. Metodika pro hodnocení takto kombinovaného působení hluku z různých zdrojů včetně různých typů dopravy v současnosti neexistuje, což je konstatováno i v autorizačním návodu SZÚ.

Hodnocení rizika kardiovaskulární nemoci pro hluk z železniční dopravy hodnotit nelze, neboť podkladové studie se doposud týkaly převážně hlukové expozice ze silniční, popř. letecké dopravy a přesvědčivé důkazy o kardiovaskulárním riziku pro méně obtěžující železniční hluk neposkytují. Též podle nové směrnice WHO a jejích podkladů důkazy pro riziko kardiovaskulárních onemocnění a hluk z železniční dopravy nebyly nalezeny [1,15].

Výše uvedené výsledky kvantitativní charakterizace rizika hluku ukazují, že hluk z dopravy je v městských lokalitách nevyhnutelně zdrojem určitého zdravotního rizika, což dokládají i stanovené limity pro hluk z dopravy, které představují nevyhnutelný kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a pohody obyvatel a reálnou situací a ekonomickými možnostmi. Odhadované procento obyvatel nejbližší a hlukem souvisejícím s posuzovaným záměrem nejvíce ovlivněné zástavby, obtěžovaných hlukem a rušených hlukem ve spánku, stejně jako zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění, je relativně významné, avšak odpovídá současné reálné situaci ve městských lokalitách s intenzivní dopravou. Pro posuzovaný záměr je podstatné, že současnou úroveň hlukové expozice obyvatel okolní obytné zástavby výrazně neovlivní a předpokládané změny převážně v řádu desetin dB ekvivalentních hladin akustického tlaku nepovedou k významnému zvýšení zdravotního rizika hluku.

III. 3. Závěr k riziku hluku

Hodnocení zdravotního rizika hluku bylo provedeno v souladu s požadavky autorizačního návodu SZÚ Praha AN 15/04 verze 5, který zohledňuje aktuální poznatky a vztahy expozice a účinku z nové hlukové směrnice WHO z roku 2018.

Podkladem byly výsledky akustické studie, která hodnotí současnou a předpokládanou budoucí hlukovou zátěž obyvatel nejbližší a hlukem souvisejícím s posuzovaným záměrem nejvíce exponované obytné zástavby. K ověření současné situace bylo v rámci akustické studie provedeno měření hluku ze stacionárních zdrojů hluku a z dopravy.

Z výsledků vyplývá, že stacionární zdroje z výrobní technologie papírny jsou významným zdrojem hlukové expozice obyvatel přilehlé obytné zástavby v noční době. Hluk z areálu papírny v nočních hodinách významně převyšuje prahovou hladinu pro rušení spánku a tento účinek je z hlediska zdravotního rizika hluku z provozu papírny nejvýznamnější. V denní době tato úroveň hluku není zdravotně významná a podle údajů studie se prakticky ztrácí v celkovém hlukovém pozadí.

Celkově je z hlediska zdravotního rizika hluku pro lokalitu dotčenou posuzovaným záměrem nejvýznamnější hluk z automobilové dopravy po veřejných komunikacích, který pro obyvatele hodnocené zástavby představuje zvýšené riziko nepříznivých zdravotních účinků, hodnocených v ukazatelích obtěžování, rušení spánku a zvýšeného výskytu kardiovaskulárních onemocnění. Tento stav však není v městských lokalitách s intenzivní dopravou nijak neobvyklý.

Pro posuzovaný záměr je podstatné, že současnou úroveň hlukové expozice obyvatel okolní obytné zástavby výrazně neovlivní a předpokládané změny převážně v řádu desetin dB ekvivalentních hladin akustického tlaku nepovedou k významnému zvýšení zdravotního rizika hluku.

IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší

IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice

Rozptylová studie hodnotí imisní příspěvek záměru Eco9 pro látky emitované související dopravou a stacionárními technologickými zdroji výroby. Konkrétně se jedná o NO₂, CO, suspendované částice frakcí PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen, benzo(a)pyren, SO₂ a sloučeniny redukované síry (TRS). Hodnocené látky představují relevantní škodliviny, které je možné a účelné zahrnout do hodnocení vlivů imisí daného záměru na zdraví obyvatel.

Podkladem k hodnocení expozice obyvatel města Štětí uvedeným škodlivinám z emisních zdrojů, souvisejících s hodnoceným záměrem, jsou výstupy rozptylové studie včetně odhadu současného imisního pozadí.

Ve výpočtu imisních koncentrací jsou zohledněny stacionární zdroje, kterých týká posuzovaný záměr a související obslužná doprava. Zdroje znečišťování ovzduší v areálu Mondi Štětí, které s hodnoceným záměrem nesouvisejí, jsou zahrnuty ve stávajícím imisním pozadí.

Výpočet imisního příspěvku záměru je proveden ve dvou variantách, a to pro stávající stav 2019 v kumulaci s vlivy projektu EcoFlex a dalšími záměry Pila Štětí a Mondi Štětí a.s. - prodloužení vlečky (nulová varianta) a pro výhledový stav v roce 2025, který zohledňuje i vlivy uvažovaných záměrů v širším okolí.

Výstupem rozptylové studie jsou maximální krátkodobé a průměrné roční imisní koncentrace v pravidelné síti výpočtových bodů, doplněné o 8 bodů cíleně umístěných v místech nejbližší obytné zástavby.

Při hodnocení zdravotního rizika znečištění ovzduší je třeba vycházet z celkové úrovně expozice, kde je většinou rozhodující imisní pozadí hodnocených škodlivin.

V rozptylové studii je uveden odhad imisního pozadí v oblasti města Štětí, vycházející z mapových podkladů ČHMÚ o pětileté průměrné koncentraci za období 2014–2018 a výsledků měření na monitorovacích stanicích kvality ovzduší v okolí. U sloučenin redukované síry slouží jako podklad o imisním pozadí vedle výsledků měření na monitorovací stanici Městského úřadu Štětí i poskytnuté výsledky monitoringu realizovaného ve městě Štětí společností Mondi Štětí a.s., vyhodnocené za období 2015–2019.

V tabulce 3 jsou pro základní orientaci uvedeny hodnoty imisního pozadí (horní okraj odhadovaného rozmezí dle rozptylové studie) a zaokrouhlené hodnoty nejvyššího vypočteného příspěvku záměru ve výpočtových bodech umístěných u nejbližší obytné zástavby. Ve spodním řádku tabulky jsou uvedeny imisní limity jednotlivých škodlivin, stanovené k ochraně zdraví.

Tab. 3 – Imisní pozadí a nejvyšší příspěvek záměru u obytné zástavby ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)							
	NO₂		PM₁₀		PM_{2,5}	benzen	BaP
	1hod	Rp	24hod	Rp	Rp	Rp	Rp
Imisní pozadí	80	18	52*	28	22	1,3	0,0018
Nulová v. 2019	20	0,6	8	0,3	0,3	0,0007	1,0E-06
Aktivní v. 2025	23	0,7	8	0,3	0,4	0,0010	1,4E-06
Imisní limity	200	40	50	40	20	5	0,001
	CO		SO₂		TRS		
	8hod	1hod	24hod	Rp	1hod	24hod	Rp
Imisní pozadí	3000	150	20	7	80**	29	5,6
Nulová v. 2019	36	27	24	0,6	0,6	0,6	0,02
Aktivní v. 2025	36	23	20	0,5	0,4	0,4	0,01
Imisní limity	10000	350	125	20	-	-	-

Vysvětlivky: 1hod = maximální 1hodinová koncentrace, 24hod = nejvyšší 24hodinová průměrná koncentrace, Rp = roční průměrná koncentrace, 8hod = nejvyšší koncentrace jako klouzavý 8hodinový průměr
 *36. nejvyšší hodnota v roce **nejvyšší 30minutová koncentrace

IV. 2. Oxid dusičitý (NO₂)

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Oxid dusičitý (NO₂) je dráždivý plyn červenohnědé barvy s charakteristickým štiplavým zápachem, čichově postřehnutelným od koncentrace 188 µg/m³ (0,1 ppm) [18].

Oxid dusičitý je ze zdravotního hlediska nejvýznamnějším oxidem dusíku. Jeho význam je dán nejen přímým účinkem 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 oxidů dusíku jsou emise ze spalování fosilních paliv, ať již ve stacionárních zařízeních při vytápění a získávání energie, nebo v motorech dopravních prostředků. Ve většině případů je emitován oxid dusnatý, který je ve vnějším ovzduší rychle oxidován na oxid dusičitý.

V nejčistších oblastech ČR pozadové koncentrace NO₂ dlouhodobě nepřekračují 6 µg/m³. Na znečištění ovzduší oxidem dusičitým se kromě dopravy, která je majoritním zdrojem, podílejí i teplárny, výtopy a domácí topeniště.

Ve městech v ČR se podle závěrečné zprávy subsystému 1 Monitoringu HS¹¹ v roce 2019 střední roční hodnota průměrné koncentrace v závislosti na intenzitě okolní dopravy pohybovala v rozsahu od 10 µg/m³ na nezatížených lokalitách, přes 13 až 23 µg/m³ u dopravně středně zatížených stanic, až k 30–35 µg/m³ v dopravně silně zatížených lokalitách. Odhad roční střední hodnoty v dopravě a průmyslem méně zatížených lokalitách pro rok 2019 je 15 µg/m³/rok. Na žádné ze stanic nebylo překročeno 200 µg/m³/hod. Proti roku 2018 došlo prakticky na všech hodnocených stanicích k poklesu ročního průměru v řádu jednotek mikrogramů [19].

Na monitorovací stanici MěÚ Štětí, umístěné v městské zástavbě u křižovatky ulic Dlouhá a Lukešova, byla v roce 2019 naměřena průměrná roční koncentrace NO₂ 14 µg/m³ s nejvyšší krátkodobou 1hodinovou koncentrací 65,6 µg/m³ [20].

Oxid dusičitý patří mezi významné škodliviny i ve vnitřním ovzduší budov, kde jsou hlavním zdrojem plynové sporáky a kuřáci a kde mohou být dosahovány vyšší koncentrace nežli ve vnějším prostředí. Několikadenní průměrné koncentrace NO₂ zde mohou přesahovat 200 µg/m³ a hodinová maxima mohou být až 2000 µg/m³ [21].

Při inhalaci je NO₂ vzhledem k omezené rozpustnosti ve vodě jen zčásti zadržen v horních cestách dýchacích a proniká až do plicní periferie. Nepříznivý účinek se předpokládá hlavně cestou oxidačního stresu a vyvolání zánětlivé reakce.

Zdravotní účinky krátkodobé i chronické expozice NO₂ ve venkovním ovzduší byly studovány v mnoha epidemiologických studiích. Zásadním úskalím tohoto výzkumu je však současná expozice dalším škodlivinám ze spalovacích procesů, především jemné a ultrajemné frakci suspendovaných částic. NO₂ je proto považován za dobrý souhrnný indikátor expozice škodlivinám z dopravy, avšak stále existuje nezodpovězená otázka, které účinky je možné považovat za efekt samotného NO₂ a u kterých pouze zastupuje jiný vyvolávající faktor, nebo se s ním na zjištěném účinku podílí.

Dřívější poznatky shrnula WHO v aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší v roce 2005. Pro krátkodobé účinky konstatovala asociaci výkyvů denních koncentrací NO₂ se zvýšením celkové, kardiovaskulární a respirační úmrtnosti a s počtem akutních hospitalizací pro respirační a kardiovaskulární onemocnění. Pro chronickou expozici byla v kohortových studiích nalezena asociace především k ukazatelům respirační nemoci a k deficitu vývoje plicních funkcí u dětí.

¹¹Monitoring 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. Substém 1 se zabývá zdravotními důsledky a riziky znečištění ovzduší.

Ve studiích expozice NO₂ z vnitřního prostředí byl nalezen vztah k frekvenci respiračních symptomů u astmatických dětí a dětí s geneticky podmíněným zvýšeným rizikem astma. Avšak ani tyto studie nejsou prosté nejistoty možného účinku jiných souběžně vznikajících škodlivin [21].

Nové poznatky a výsledky klinických a epidemiologických studií, publikovaných od roku 2004, shrnuje zpráva expertů WHO k projektu REVIHAAP¹², vydaná v roce 2013 [22].

U krátkodobých účinků expozice NO₂ zejména v oblasti ovlivnění respirační nemoci vyvozuje na základě konzistentních výsledků mnoha studií i po adjustaci na ostatní škodliviny závěr, že je odůvodněné je považovat za přímý samostatný efekt NO₂. Posouzení samostatného nezávislého účinku NO₂ při dlouhodobé expozici považují experti stále za velmi obtížné.

Vzhledem ke zmíněným nejistotám byly jako podklad ke stanovení doporučené směrnice koncentrace NO₂ k prevenci akutních účinků použity výsledky klinických studií expozice čistému NO₂ u dobrovolníků. První známky akutního účinku NO₂ v podobě mírné zánětlivé reakce a zvýšené reaktivity dýchacích cest k zúžení průdušek pravděpodobně bez klinického významu se v těchto studiích u citlivých jedinců začínají projevovat v rozmezí koncentrace 0,2–1 ppm (380–1880 µg/m³). WHO proto v současné době k prevenci akutních účinků NO₂ ve venkovním i vnitřním ovzduší doporučuje jako limit 1hodinovou maximální koncentraci NO₂ 200 µg/m³ [18,21,23] a tato hodnota je používána i jako referenční koncentrace při hodnocení rizika akutních účinků imisí NO₂.

Pro limitní průměrnou roční koncentraci NO₂ ve venkovním ovzduší WHO stanovila v roce 2000 doporučenou hodnotu 40 µg/m³, která byla odvozena z meta-analýzy epidemiologických studií účinků vnitřního ovzduší u dětí. Východiskem byla nejnižší výchozí koncentrace 15 µg/m³ NO₂, navýšená o 28 µg/m³, což je průměrný rozdíl mezi domácnostmi s plynovými a elektrickými sporáky, při kterém bylo zjištěno zvýšení respirační nemoci o 20 %. WHO přitom zdůraznila, že nebylo možné stanovit prahovou úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla [23].

Tato hodnota zatím zůstala zachována při aktualizaci směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší v roce 2005 i ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší vydané v roce 2010 [18,21].

Podle zmíněné zprávy expertů WHO, shrnující nejnovější poznatky výzkumu účinků znečištění ovzduší na zdraví, však nové studie již poskytují dostatečné podklady k aktualizaci současných doporučení, jak pro maximální krátkodobou, tak i průměrnou roční koncentraci NO₂ [22].

Oxid dusičitý byl proto v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazen do první skupiny látek s nejvyšší vahou důkazů a prioritou pro přehodnocení současných doporučení [24].

Současnou standardní metodiku hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší upravuje již zmíněný autorizační návod SZÚ AN 17/15 pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/2000 Sb., vydaný v říjnu 2015. Podle tohoto metodického návodu se při hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší chronické účinky NO₂ z důvodů absence spolehlivých vztahů expozice a účinku nehodnotí a jsou používány vztahy expozice a účinku pro suspendované částice, přičemž se podle současných poznatků předpokládá, že z větší části zahrnují i účinky některých souběžně působících plyných škodlivin, zejména NO₂.

V mimořádných případech nutnosti hodnocení pouze samostatného efektu expozice je možné využít vztahů odvozených v projektu WHO HRAPIE¹³, přičemž je třeba ve výpočtu i interpretaci zohlednit nevyhnutelné nejistoty.

¹²REVIHAAP Project – Review of evidence on health aspects of air pollution

¹³HRAPIE – Health Risk of Air Pollution in Europe

V daném případě imisního vlivu papírny a související dopravy se nejedná o výlučné emise NO₂, takže důvod k samostatnému hodnocení zde není.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES¹⁴ 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. Pro vnitřní prostředí pobytových místností některých staveb stanoví Vyhláška MZ č.6/2002 Sb., jako hygienický limit pro oxid dusičitý průměrnou jednogodinovou koncentraci 100 µg/m³.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Současné imisní pozadí NO₂ v území dotčeném posuzovaným záměrem udává rozptylová studie v rozmezí maximální hodinové koncentrace 60–80 µg/m³, resp. 16–18 µg/m³ průměrné roční koncentrace.

Podle autorizačního návodu Státního zdravotního ústavu Praha AN 17/15 k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší jsou pro imisní pozadí při hodnocení expozice obyvatel zdrojem první volby klouzavé průměrné roční koncentrace za předchozích 5 let, které udává ČHMÚ v mapovém výstupu v síti čtverců 1x1 km. Obytná zástavba města Štětí spadá za období 2014–2018 převážnou částí do dvou čtverců s hodnotou 17,2 a 17,3 µg/m³.

Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek z hodnocených emisních zdrojů papírny včetně související dopravy se ve výpočtových bodech u nejbližší obytné a rekreační zástavby pohybuje ve stávajícím stavu do 20 µg/m³ maximální hodinové koncentrace, resp. 0,61 µg/m³ průměrné roční koncentrace. Ve výhledovém stavu roku 2025 se mírně zvyšuje na 22,5 µg/m³ maximální hodinové koncentrace, resp. 0,65 µg/m³ průměrné roční koncentrace.

Je tedy zřejmé, že u této škodliviny není podíl provozu papírny a související dopravy na celkové imisní situaci a expozici obyvatel oxidu dusičitému z ovzduší významný.

Nejcitlivějším akutním účinkem oxidu dusičitého, zjištěným v klinických studiích, je přechodné zvýšení reaktivity dýchacích cest na různé podněty (chlad, cvičení, alergeny v ovzduší) u astmatiků. Tato zvýšená pohotovost ke spasmům a tím zúžení průdušek je jedním z významných faktorů v patofyziologii a klinické manifestaci astmatu.

WHO doporučuje na základě těchto studií 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 údajů o imisním pozadí a z výsledků rozptylové studie ve srovnání s touto referenční koncentrací vyplývá, že v zájmovém území v okolí papírny riziko akutních účinků oxidu dusičitého na zdraví obyvatel nehrozí.

Pokud jde o riziko chronických účinků oxidu dusičitého, současnou hodnotu imisního limitu 40 µg/m³ nelze považovat za referenční koncentraci, která by zaručovala plnou ochranu zdraví a je pravděpodobné, že i podlimitní imisní zatížení touto škodlivinou spolupůsobí s dalšími komponentami znečištění ovzduší, především suspendovanými částicemi na zvýšeném zdravotním riziku. U odhadované celkové imisní zátěže zájmového území pod polovinou imisního limitu však nelze předpokládat, že by se mohlo jednat o významnější riziko a vliv provozu papírny a související dopravy v řádu desetin µg/m³ průměrné roční koncentrace je zanedbatelný.

Jak již bylo uvedeno, pro kvantifikaci rizika chronických účinků oxidu dusičitého v ovzduší v současné době nejsou k dispozici spolehlivé podklady.

¹⁴ Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES ze dne 21.5.2008 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu

Jak WHO, tak SZÚ Praha proto hodnotí riziko znečištění ovzduší na základě vztahů pro suspendované částice, kde se předpokládá, že zahrnují i převážnou část vlivu dalších komponent znečištěného ovzduší včetně NO₂. Vliv znečištění ovzduší na nemocnost a úmrtnost obyvatel zájmového území záměru bude proto hodnocen komplexně na základě expozice suspendovaným částicím PM₁₀ a PM_{2,5}.

IV. 3. 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. Ve znečištěném ovzduší v městských oblastech závisí koncentrace CO na intenzitě dopravy a na meteorologických podmínkách a 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.

Hodnoty 8hodinové klouzavé průměrné koncentrace CO měřené na monitorovacích stanicích ovzduší v ČR jen výjimečně i na nejzatíženějších stanicích přesahují 3 mg/m³ [20].

Oxid uhelnatý jako relativně nereaktivní plyn dosahuje i v interiérech bez vlastních zdrojů koncentrace přibližně stejné 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). Afinita 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 plicemi vydechovaným vzduchem, poločas eliminace je 2–6,5 hodin podle iniciální 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 zpracovány různé modely, z nichž nejznámější je Coburn-Foster-Kanova exponenciální rovnice, která zahrnuje všechny známé fyziologické proměnné veličiny v příjmu CO.

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 a narušení jejich funkce ne-hypoxickým mechanismem se může též podílet na toxickém efektu oxidu uhelnatého

Akutní expozice CO se projevuje různými účinky podle výše a délky trvání 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 (ICHS). 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 %.

Podle doporučení WHO z roku 2000 by k ochraně nekuřáků 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 [23].

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.

Mnoho novějších epidemiologických studií našlo vztah mezi výkyvy koncentrací CO ve venkovním ovzduší a denními počty hospitalizací pro kardiovaskulární onemocnění [25,26].

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 [18].

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 [23]. Vztah k porodní váze a vývojovým defektům byl v některých epidemiologických studiích nalezen i pro dlouhodobou expozici CO z venkovního ovzduší, nelze jej však zatím považovat za spolehlivě prokázaný [18,26].

V posledních desetiletích také postoupil výzkum úlohy endogenně vznikajícího CO, který se v organismu uplatňuje jako signální molekula mezibuněčných interakcí při regulaci různých fyziologických funkcí [26,27]. Toto možné nehypoxické působení CO na buněčné úrovni by vysvětlovalo některé účinky pozorované v epidemiologických studiích při dlouhodobé nízké úrovni expozice, těžko vysvětlitelné na bázi COHb a hypoxie.

Tyto nové poznatky se promítají do závěrů novějších toxikologických hodnocení oxidu uhelnatého i do odvození doporučených hodnot koncentrace CO ve venkovním ovzduší kolem 6 mg/m³ 8hodinové průměrné koncentrace. WHO ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší, vydané v roce 2010, doporučila k prevenci rizika z dlouhodobé expozice 24hodinovou průměrnou koncentrací CO 7 mg/m³ [18].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Imisní koncentrace CO mapové podklady ČHMÚ nezahrnují. Podle rozptylové studie lze ve městě Štětí odhadovat imisní pozadí oxidu uhelnatého v ovzduší v úrovni cca 2500–3000 µg/m³ maximální klouzavé 8hodinové průměrné koncentrace. Tento odhad je velmi konzervativní, neboť 2019 např. na hot spot dopravní stanici ČHMÚ Ústí nad Labem - Všebořická naměřena nejvyšší klouzavá 8hodinová průměrná koncentrace 1267 µg/m³.

Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek z hodnocených emisních zdrojů papírny včetně související dopravy se ve výpočtových bodech u nejbližší obytné a rekreační zástavby města Štětí pohybuje ve stávajícím i výhledovém stavu kolem 36 µg/m³ klouzavé 8hodinové průměrné koncentrace.

Imisní limit, konkrétně 8hodinová průměrná koncentrace 10 mg/m³, 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.

I při zohlednění novějších toxikologických hodnocení a použití nižší doporučené koncentrace 6 mg/m^3 je jisté, že zdravotní riziko nepříznivých účinků oxidu uhelnatého z venkovního ovzduší obyvatelům Štětí včetně okolí areálu společnosti Mondi Štětí a.s. nehrozí a realizace posuzovaného záměru na tomto stavu nic nezmění.

IV. 4. Oxid siřičitý (SO_2)

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Oxid siřičitý je bezbarvý reaktivní dráždivý plyn, snadno rozpustný ve vodě. Zdrojem emisí do ovzduší je hlavně spalování fosilních paliv a tavení rud obsahujících síru. Konverzní faktor: $1 \text{ ppm SO}_2 = 2860 \text{ } \mu\text{g/m}^3 (20 \text{ }^\circ\text{C}), 2620 \text{ } \mu\text{g/m}^3 (25 \text{ }^\circ\text{C})$.

V ovzduší, zejména na povrchu částic v přítomnosti kovových katalyzátorů, podléhá SO_2 oxidaci na oxid sírový, kyselinu sírovou a sulfáty, tvořící hlavní podíl kyselé složky pevného a kapalného aerosolu. Z ovzduší je oxid sírový a produkty jeho oxidace odstraňován mokrou a suchou depozicí.

Znečištění ovzduší SO_2 v Evropě má všeobecně klesající tendenci. Pozad'ové přírodní koncentrace se v odlehlých venkovských oblastech všeobecně pohybují pod $5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ průměrné roční koncentrace, průměrné 24hodinové koncentrace ve městech pod $100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ [21]. V ČR imisní charakteristiky SO_2 sledované v roce 2019 celkem na 43 stanicích potvrzují dlouhodobě stabilizovaný stav. Roční průměrné koncentrace naměřené na městských stanicích se pohybovaly v rozmezí $2\text{--}11 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ se střední hodnotou pro nezatížené městské lokality $4,2 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, což proti roku 2018 znamená pokles o cca $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Překročení imisního limitu $125 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ průměrné denní koncentrace nebo $350 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ maximální hodinové koncentrace nebylo zaznamenáno na žádné z městských stanic [19].

Na monitorovací stanici v městě Štětí, umístěné u křižovatky ulic Dlouhá a Lukešova, byla v roce 2019 naměřena průměrná roční koncentrace SO_2 $4,9 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ s nejvyšší 24hodinovou koncentrací $16,6 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ a nejvyšší krátkodobou 1hodinovou koncentrací $79,6 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ [20].

V důsledku vysoké reaktivity a rozpustnosti ve vodném prostředí se oxid siřičitý po vdechnutí absorbuje na povrchu sliznice nosní dutiny a horních cest dýchacích a neproniká do nižších partií dýchacích cest a plic. V kombinaci s ultra jemnými pevnými částicemi, které se uplatňují jako nosič, však může pronikat až do plicních sklípků.

Při akutní expozici má SO_2 především dráždivý účinek na sliznici dýchacích cest, vyvolaný chemosenzitivními receptory v průduškách, který vede k přechodné bronchokonstrikci (zúžení průdušek), zvýšené tvorbě hlenu, zvýšení dechového odporu a snížení plicních funkcí, přičemž nejcitlivější část populace představují astmatici. Vůči těmto účinkům oxidu siřičitého jsou však velmi velké individuální rozdíly v citlivosti, a to jak u zdravých lidí, tak u astmatiků. Intenzita účinků je podstatně vyšší při zvýšeném objemu dýchání vyvolaném cvičením, kdy se oxid siřičitý dostává do hlubších partií dýchacího traktu.

Akutní účinky nastávají již po několika minutách a další expozice je nezvyšuje. Z experimentů u dobrovolníků je zřejmé, že pro tyto akutní účinky oxidu siřičitého existuje plynulý vztah závislosti dávky a účinku, aniž by bylo možné jasně definovat ještě bezpečnou a neúčinnou prahovou koncentraci.

První, klinicky ještě nevýznamné změny plicních funkcí (objem usilovného výdechu), byly v cílených klinických studiích zjištěny po krátkodobé expozici koncentraci SO_2 $572 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ($0,2 \text{ ppm}$). Pozdější širší re-analýza těchto studií však neprokázala jejich statistickou významnost, a tak při odvození krátkodobé referenční koncentrace zůstává nejistotou, zda koncentraci $572 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ považovat za neúčinnou, nebo již s minimálním účinkem [22].

Podobné stanovisko zaujímá v aktuálním hodnocení z roku 2018 i US EPA, podle které je 5minutová expozice koncentrací 0,2 ppm nejnižší expoziční koncentrací při které bylo snížení plicních funkcí zjištěno v některých individuálních případech, avšak v průměrném vyhodnocení celých souborů nebylo statisticky významné. Střední až vyšší snížení plicních funkcí i v průměrných výsledcích vyvolává krátkodobá expozice koncentrací $\geq 1144 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,4 ppm), která je u cvičících astmatiků již často doprovázena respiračními symptomy [28]. Kromě dýchacího traktu zřejmě podle některých poznatků může SO_2 ovlivňovat i autonomní nervový systém a srdeční činnost. První známky ovlivnění srdečního rytmu byly zjištěny též při akutní expozici v úrovni $572 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tato zjištění však vyžadují další potvrzení [21, 22].

WHO vycházela při stanovení krátkodobé doporučené limitní koncentrace pro oxid siřičitý v ovzduší z výsledků experimentů, ve kterých byly zjištěny pozorovatelné účinky na funkce dýchacího traktu při koncentraci cca $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a délce expozice 10 minut.

Pro ochranu zvláště citlivých astmatických pacientů, kteří se takovým testům nepodrobují, byl použit bezpečnostní faktor 2 s výslednou doporučenou nejvyšší desetiminutovou koncentrací oxidu siřičitého ve venkovním ovzduší $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Na základě rozptylových modelů se odhadovalo, že odpovídající průměrná hodinová koncentrace by pak neměla přesáhnout $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vztah mezi maximálními 10minutovými koncentracemi a 1hodinovou průměrnou koncentrací ovšem závisí na charakteru místních emisních zdrojů a meteorologických podmínkách a WHO proto v aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší z roku 2005 již doporučenou 1hodinovou koncentrací neuvádí [21].

Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí Kalifornské EPA (OEHHA¹⁵) stanovil pro oxid siřičitý akutní REL¹⁶ pro krátkodobou expozici $660 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jako maximální 1hodinovou koncentrací. Vycházel z principu ochrany populace před mírnými nepříznivými účinky, což je v daném případě dráždění dýchacího traktu. Tato koncentrace (0,25 ppm) byla zvolena na základě výsledků více klinických studií u dobrovolníků včetně astmatiků a atopiků, krátkodobě exponovaných různými koncentracemi SO_2 [29].

Podle poslední souborné zprávy expertů WHO z roku 2013 by výchozím bodem ke stanovení krátkodobé doporučené koncentrace SO_2 ve venkovním ovzduší měla být hodnota $572 \mu\text{g}/\text{m}^3$ z klinických studií a bezpečnostní faktor 1,15 vycházející pro současné doporučení $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ by mohl být mírně vyšší [22].

Ke studiu subchronických a chronických účinků imisí SO_2 na lidské zdraví slouží hlavně epidemiologické studie, zkoumající vztahy znečištěného ovzduší a úmrtnosti a nemocnosti exponované populace. Meta-analýzy výsledků studií, sledujících zdravotní účinky znečištění ovzduší, dospěly k odhadu zvýšení celkové úmrtnosti exponované populace sledovaných měst o 0,4–0,5 % při nárůstu 24hod. koncentrace SO_2 o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nové statistické metody však umožňují alespoň částečně odlišit účinky jednotlivých škodlivin a pro SO_2 pak většinou vychází tento účinek podstatně nižší a často ztrácí statistickou významnost [22].

V některých studiích byl nalezen vztah i k počtu hospitalizací pro respirační a srdeční onemocnění a zejména pro hospitalizace z důvodu zhoršení astmatických potíží u dětí. Tato zjištění se přitom týkají i podstatně nižší úrovně koncentrací SO_2 ve venkovním ovzduší, nežli jsou platné imisní limity a nelze z nich odvodit bezpečné prahové koncentrace [21].

Meta-analýza epidemiologických studií publikovaných do roku 2006 (Anderson et al., 2007) našla pozitivní statisticky významnou asociaci pro zvýšení počtu hospitalizací pro respirační obtíže o 1,51 % (95% CI: 0,84-2,18%) při nárůstu 24 hodinové koncentrace SO_2 o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [22,30].

¹⁵OEHHA (Office of Environmental Health Hazard Assessment)

¹⁶REL (Reference Exposure Level) Referenční úroveň expozice, která představují koncentraci dané látky v ovzduší, při které by ani citlivé osoby neměly být na základě současných poznatků vystaveny riziku vzniku nepříznivých zdravotních účinků.

Pozitivní i po adjustaci na účinek jiných škodlivin vyšla v řadě studií zejména asociace s akutními návštěvami astmatických dětí na lékařské pohotovosti [23].

Přesto dosud není jasné, zda je za tyto účinky odpovědný skutečně oxid siřičitý, nebo produkty jeho reakcí v ovzduší, popř. zde nejde o synergický účinek jemné frakce prašného aerosolu po adsorpci SO₂ na povrch částic. Stejnou nejistotou je zatížena i interpretace výsledků studií dlouhodobějších účinků expozice SO₂ v ovzduší.

Nynější imisní limity v ČR vycházejí z doporučení WHO z roku 2000, kdy byla na základě studií prokazujících zvýšenou nemocnost a nárůst respiračních symptomů při denních koncentracích SO₂ a prašného aerosolu nad 250 µg/m³ a roční průměrné koncentraci obou škodlivin nad 100 µg/m³ s použitím bezpečnostního faktoru 2 odvozena doporučená nejvyšší 24hodinová průměrná koncentrace 125 µg/m³ a průměrná roční koncentrace 50 µg/m³ [23].

Jak již bylo uvedeno, novější studie, zaměřené na expozici směsi průmyslových a dopravních emisí nyní běžných v ovzduší však ukazují efekt na celkovou, kardiovaskulární i respirační úmrtnost a nemocnost i při expozici SO₂ ve venkovním ovzduší podstatně nižší.

Známé jsou např. výsledky „intervenční studie“ z Hongkongu, kde došlo v roce 1999 v důsledku snížení obsahu síry v palivu k náhlému razantnímu snížení imisí SO₂ ze 44 na 21 µg/m³, přičemž se nezměnila imisní zátěž pevnými částicemi. V ročním průměru zde následně došlo k poklesu úmrtnosti na respirační onemocnění o 3,9 % a kardiovaskulární úmrtnosti o 2,0 %. Z pozdějšího detailního vyhodnocení však vyplynula nejistota ohledně možného efektu současného snížení emisí některých těžkých kovů, takže je obtížné s jistotou určit, která složka znečištění ovzduší byla pro zjištěný efekt rozhodující.

WHO s použitím principu předběžné opatrnosti přistoupila v roce 2005 k zásadní revizi doporučené 24hodinové limitní koncentrace SO₂ z původních 125 na 20 µg/m³, která má sloužit jako cíl přijímaných opatření ke snižování imisní zátěže obyvatel touto škodlivinou, popř. i eventuálních dalších současně působících látek, které pozorované účinky vyvolávají nebo na nich spolupůsobí.

Jako přechodné cíle pro země, ve kterých bude dosažení doporučeného limitu v krátké době obtížné, WHO navrhla koncentrace 125 a 50 µg/m³. Imisní limit pro roční průměrnou koncentraci SO₂ WHO nepovažuje při takto stanovené 24hodinové koncentraci za potřebný [21].

Nové poznatky publikované po roce 2005 podle zprávy expertů WHO z roku 2013 zatím neposkytují důvody ke změně současných doporučení pro koncentrace SO₂ ve venkovním ovzduší a hodnota 24hodinová koncentrace 20 µg/m³ vzhledem k řadě nejistot stále významně vychází z principu předběžné opatrnosti [22].

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES z května 2008 nadále stanoví pro země EU pro SO₂ mezní hodnoty pro ochranu zdraví 350 µg/m³ průměrné 1hodinové koncentrace a 125 µg/m³ průměrné 24hodinové koncentrace, které odpovídají současným imisním limitům v ČR. Pro kvantitativní charakterizaci dlouhodobých zdravotních rizik imisí SO₂ nejsou v současné době k dispozici spolehlivé vztahy expozice a účinku. Dříve odvozené vztahy expozice a účinku byly většinou zaměřené na současnou expozici SO₂ a suspendovaných částic, kde se předpokládá potencovaný účinek.

Samostatně pro SO₂ byly např. v rámci programu CICERO odvozeny vztahy k celkové úmrtnosti a kojenecké úmrtnosti na respirační onemocnění na základě polské a české studie z roku 1992. Tyto vztahy však lze použít pouze v případě, kdy koncentrace SO₂ převyšují PM₁₀, resp. kdy je roční průměrná koncentrace SO₂ vyšší nežli 35 µg/m³ [31].

Kromě toho např. US EPA nepovažuje účinky expozice SO₂ z epidemiologických studiích za dostatečný podklad k odvození imisních limitů [28].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Imisní pozadí SO₂ v území dotčeném posuzovaným záměrem udává rozptylová studie v rozmezí 100–150 µg/m³ maximální hodinové koncentrace, 18–20 µg/m³ nejvyšší denní koncentrace a 5–7 µg/m³ průměrné roční koncentrace.

Mapový podklad ČHMÚ udává v letech 2014–2018 v oblasti obytné zástavby města Štětí 4. nejvyšší průměrnou 24hodinovou denní koncentraci SO₂ 19,5 µg/m³.

Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek z hodnocených emisních zdrojů papírny vychází ve výpočtových bodech u nejbližší obytné a rekreační zástavby ve stávajícím stavu cca 27,5 µg/m³ maximální hodinové koncentrace, 24 µg/m³ nejvyšší denní koncentrace a cca 0,65 µg/m³ průměrné roční koncentrace. Ve výhledovém stavu se poměrně významně snižuje na 22,6 µg/m³ maximální hodinové koncentrace, 19,6 µg/m³ nejvyšší denní koncentrace a 0,54 µg/m³ průměrné roční koncentrace.

Postřehnutelné, avšak ještě klinicky nevýznamné účinky oxidu siřičitého na plicní funkce jsou v klinických studiích u astmatiků s tělesnou zátěží pozorovány při krátkodobé expozici koncentrací kolem 570 µg/m³. Z této koncentrace se vycházelo při stanovení imisního limitu pro 1hodinovou maximální koncentraci 350 µg/m³, i když použitý přepočtený krátkodobého 10minutového maxima na průměrnou 1hodinovou koncentraci nemusí být platný za všech podmínek. Odhadovaná úroveň imisního pozadí a vypočtený příspěvek záměru neindikují, že by krátkodobé výkyvy imisní koncentrace SO₂ v hodnoceném území mohly této úrovni dosahovat a tento stav by se měl po realizaci záměru ještě zlepšit. Riziko akutních účinků SO₂ na dýchací trakt obyvatel zájmového území lze proto s vysokou mírou spolehlivosti i při nejméně příznivých rozptylových podmínkách vyloučit.

Je však zřejmé, že za současného stavu může za nejméně příznivých rozptylových podmínek může docházet k překročení maximální denní koncentrace 20 µg/m³, nově doporučené WHO. Jak již bylo uvedeno, WHO přistoupila k revizi doporučené 24hodinové limitní koncentrace SO₂ z původních 125 na 20 µg/m³ výrazně z principu předběžné opatrnosti a tato hodnota má sloužit jako cíl přijímaných opatření ke snižování imisní zátěže obyvatel touto škodlivinou (popř. i eventuálních dalších současně působících látek, které ve skutečnosti pozorované účinky vyvolávají nebo na nich spolupůsobí). Pro kvantitativní charakterizaci rizika SO₂ nejsou podle autorizačního návodu Státního zdravotního ústavu Praha AN 17/15 k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší v současné době k dispozici dostatečně validní vztahy expozice a účinku a riziko této škodliviny je možné hodnotit pouze kvalitativně ve formě souhrnu současných poznatků.

Ve vztahu k posuzovanému záměru je relativně významné snížení imisního vlivu provozu papírny u této škodliviny, předpokládané po realizaci záměru, jednoznačně příznivé, a to i s ohledem na současnou expozici sloučeninám redukované síry, kde lze předpokládat možnost kombinovaného dráždivého účinku na sliznice respiračního traktu.

IV. 5. Suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Aerosolové částice v ovzduší nemají na rozdíl od plynných 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 PM_{10} s průměrem do $10\ \mu m$, která při vdechování proniká do dýchacího traktu a které se přisuzují hlavní zdravotní účinky. PM_{10} zahrnuje jak hrubší frakci v rozmezí $2,5\ \mu m - 10\ \mu m$, tak frakci $PM_{2,5}$ s průměrem do $2,5\ \mu m$, pronikající až do plicních sklípků. Poměr obou frakcí je proměnlivý podle místních podmínek, podíl částic $PM_{2,5}$ je obvykle 40–90 % a zbytek tvoří hrubší částice. Třetí, ze zdravotního hlediska intenzivně studovanou frakcí, jsou sub mikrometrické částice s průměrem pod $1\ \mu m$.

Z dosavadních poznatků je zřejmé, že aerosolové 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 otěr pneumatik, brzdových obložení a povrchu vozovek, tedy emise nepocházející přímo z výfukových plynů.

Významný je u této frakce i podíl bioaerosolu (pylová zrna, spory, fragmenty plísni a bakterií). Hrubší částice podléhají rychlé sedimentaci během minut až hodin s přenosem řádově do kilometrových vzdáleností.

Menší částice s průměrem pod $2,5\ \mu m$ ($PM_{2,5}$) 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 tato frakce částic přetrvává dny až týdny a vytváří 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 těchto částic do interiéru budov, kde lidé tráví většinu času. 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. Podle zprávy za rok 2019 byla střední roční hodnota koncentrace suspendovaných částic frakce PM_{10} v městském prostředí ČR $21,2\ \mu g/m^3$. V dopravou nezatížených lokalitách byla roční střední hodnota ve všech krajích, kromě moravskoslezského, $18,6\ \mu g/m^3$. U dopravně exponovaných míst se pohybovala v rozmezí 17 až $27\ \mu g/m^3$ a v průmyslem exponovaných lokalitách v rozmezí 19 až $23\ \mu g/m^3$. V moravskoslezském kraji byly roční aritmetické průměry PM_{10} v ovzduší v průměru o přibližně $6\ \mu g/m^3/rok$ vyšší než v ostatních regionech.

Roční imisní limit $40\ \mu g/m^3$ nebyl v roce 2019 překročen na žádné stanici. Více než 35 překročení krátkodobého 24hod. imisního limitu $50\ \mu g/m^3$ bylo v roce 2019 naměřeno na 7 stanicích. Střední hodnota $20\ \mu g/m^3/rok$, doporučená jako mezní WHO, byla překročena na šedesáti z 93 hodnocených městských měřicích stanic.

Imisní zátěž částicemi $PM_{2,5}$ byla v roce 2019 monitorována na 65 stanicích ve 44 městech. Průměrné roční koncentrace se pohybovaly od 9 do $28\ \mu g/m^3$. Roční imisní limit $20\ \mu g/m^3$ byl překročen na 8 stanicích. Pouze na 3 stanicích nebyla překročena hodnota $10\ \mu g/m^3$ ročního průměru, doporučená WHO. Průměrný podíl částic $PM_{2,5}$ ve frakci PM_{10} na stanicích se souběžným měřením v roce 2019 byl 72 %. Zátěž obyvatelstva suspendovanými částicemi PM_{10} a $PM_{2,5}$ se v roce 2019 proti roku 2018 snížila v rozsahu o 5 až $10\ \mu g/m^3$ ročního průměru [19]. Na monitorovací stanici v městě Štětí byla v roce 2019 naměřena průměrná koncentrace PM_{10} $26,2\ \mu g/m^3$ s maximální 24hodinovou koncentrací $120,8\ \mu g/m^3$. Průměrná roční koncentrace $PM_{2,5}$ v roce 2019 zde byla $19,9\ \mu g/m^3$ [20].

Suspendované částice PM₁₀ 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 s případným vývojem chronické obstrukční nemoci s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháváním. Tento proces je ovšem současně podmíněn a ovlivněn mnoha dalšími faktory počínaje stavem imunitního systému jedince, alergickou dispozicí, profesními vlivy, kouřením apod.

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. Nejnovější studie naznačují i vliv na nemocnost cukrovkou.

Různé velikostní frakce částic pronikají do odlišných partií dýchacího traktu, mají rozdílné zdroje a složení a částečně i odlišný mechanismus působení. Předpokládá se proto i jejich alespoň částečně odlišný a vzájemně nezávislý účinek a tím i nezbytnost regulace, tj. samostatných imisních limitů, pro obě frakce částic PM₁₀ a PM_{2,5}.

Poznatky o zdravotních účincích suspendovaných částic v ovzduší vycházejí především z výsledků epidemiologických studií a prokazují ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti především frakcí částic PM_{2,5} a to již při velmi nízké úrovni expozice, přičemž není možné jasně určit prahovou koncentraci, která by byla bez účinku.

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, kojenci a malé děti. V aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší z roku 2005 WHO doporučuje k prevenci těchto účinků 24hodinovou průměrnou koncentraci 50 µg/m³ PM₁₀, resp. 25 µg/m³ PM_{2,5}, (jako 99percentil, tedy 4. nejvyšší hodnotu v roce). K přepočtu je zde použit poměr PM_{2,5}/PM₁₀ 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) [21].

Ze studií analyzujících dlouhodobý chronický efekt znečištění ovzduší je však zřejmé, že dlouhodobé účinky nejsou pouze sumou krátkodobých účinků, nýbrž jsou mnohem větší a týkají se celé populace. Předpokládá se, že mohou potencovat rozvoj a průběh časných fází onemocnění, nebo je i iniciovat. Dlouhodobé studie prokazují zhoršení snížení plicních funkcí u dětí i dospělých, zvýšenou nemocnost na respirační onemocnění a zkrácení délky života.

Ve směrnici pro kvalitu ovzduší z roku 2005 udává WHO jako kvantitativní vztah pro chronickou expozici zvýšení celkové úmrtnosti dospělé populace o 6% (s 95% konfidenčním intervalem 2–11%) při nárůstu průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a doporučuje cílovou směrniceovou hodnotu roční průměrné koncentrace $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} , resp. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$. 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 (ACS) sledující imise $PM_{2,5}$ a k přepočtu je opět použit poměr $PM_{2,5}/PM_{10}$ 0,5. Stejně jako u 24hodinové koncentrace WHO konstatuje, že nejde o prahovou úroveň expozice a doporučený limit neznamena plnou ochranu veškeré populace před nepříznivými účinky suspendovaných částic [21].

Nové poznatky a výsledky klinických a epidemiologických studií publikovaných od roku 2004 shrnuje zpráva expertů WHO z roku 2013. Konstatuje publikování mnoha nových studií, poskytujících další důkazy o vlivu aerosolových částic v ovzduší na úmrtnost a nemocnost obyvatel. Riziko lineárně narůstá s expozicí a projevuje se i při nízkých koncentracích pod současným doporučením WHO. Podle této zprávy proto vyvstává potřeba výše uvedené cíle, stanovené v roce 2005, přehodnotit [22].

Suspendované částice jsou proto v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazeny na první místo ve skupině látek s nejvyšší vahou důkazů a prioritou pro přehodnocení současných doporučení [24].

Významné ovlivnění celkové úmrtnosti obyvatel i v oblastech s podlimitní úrovní znečištění ovzduší pod $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ roční průměrné koncentrace $PM_{2,5}$ potvrdily i výsledky evropské studie ESCAPE¹⁷ [32].

Podíl znečištění ovzduší na zvýšené úmrtnosti a zkrácení délky života se projevuje hlavně u kardiovaskulárních a respiračních onemocnění a karcinomu plic. Mezinárodní agentura WHO pro výzkum rakoviny IARC¹⁸, která již v minulosti zařadila do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny některé komponenty znečištěného ovzduší nebo jejich směsi (benzen, benzo(a)pyren, exhalace z diesellových motorů), takto nedávno vyhodnotila i znečištěné ovzduší obecně a zejména suspendované částice [33].

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES 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 frakci $PM_{2,5}$ je od 1.1.2020 mezní hodnota a imisní limit průměrné roční koncentrace $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Suspendované částice PM_{10} a $PM_{2,5}$ představují z hlediska současných poznatků o zdravotních aspektech kvality ovzduší nejdůležitější složku znečištěného ovzduší a jsou základem kvantitativního hodnocení zdravotních rizik imisí. Metodiky tohoto hodnocení zdravotních rizik imisí vycházejí ze vztahů odvozených z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel.

Jako ukazatel expozice jsou používány průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ nebo PM_{10} , přičemž se předpokládá, že tak je zohledněna i větší část účinků krátkodobých výkyvů imisních koncentrací i účinků některých souběžně působících plynných škodlivin.

¹⁷ESCAPE (European Study of Cohorts for Air Pollution Effects) – Projekt sledování zdravotních účinků znečištění ovzduší, zahrnující 22 kohortových studií u více než 360 000 obyvatel převážně velkých měst ve 13 evropských zemích.

¹⁸IARC (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.

Imisní pozadí suspendovaných částic v městě Štětí udává rozptylová studie v rozmezí průměrné roční koncentrace 26–28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} , resp. 18–22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$.

Podle mapového podkladu ČHMÚ spadala obytná zástavba města Štětí v období 2014–2018 převážnou částí do dvou čtverců s hodnotami 27,2 a 27,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace PM_{10} , resp. 20,2 a 20,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$.

Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek PM_{10} z hodnocených emisních zdrojů papírny včetně související dopravy se ve výpočtových bodech u nejbližší obytné a rekreační zástavby pohybuje ve stávajícím i výhledovém stavu do 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ maximální denní koncentrace a kolem 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace s rozdílem jen v řádu setin $\mu\text{g}/\text{m}^3$. U suspendovaných částic frakce $\text{PM}_{2,5}$ se nejvyšší vypočtený příspěvek průměrné roční koncentrace ve výhledovém stavu nepatrně zvyšuje z cca 0,3 na 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Z údajů ČHMÚ o imisním pozadí vyplývá, že v lokalitě záměru jsou podobně jako na většině urbanizovaného území ČR překračovány imisní koncentrace doporučené WHO k prevenci negativních dopadů na zdravotní stav populace. Ke kvantitativnímu odhadu velikosti rizika znečištění ovzduší jsou v současné době k dispozici vztahy expozice a účinku, aktualizované jako jeden z výstupů projektu WHO HRAPIE v roce 2013 [34]. Tyto vztahy jsou doporučeny i v autorizačním návodu SZÚ AN 17/15.

Pro hodnocení vlivu na úmrtnost populace se jedná o vztah založený na meta-analýze všech epidemiologických kohortových studií, publikovaných před lednem 2013. Jedná se o 13 studií u dospělé populace v Severní Americe a Evropě. Pro zvýšení dlouhodobé koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ o 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ udává pro celkovou úmrtnost dospělé populace nad 30 let věku relativní riziko RR 1,062 (95% CI 1,040 - 1,083). Je tedy prakticky identický s původně používaným vztahem z americké studie ACS, který udával zvýšení úmrtnosti o 6 %.

Při hodnocení atributivního rizika úmrtnosti s aplikací uvedeného vztahu je dále použit postup s výpočtem atributivní frakce. Výstupem tohoto výpočtu je předpokládaný počet předčasných úmrtí.

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. Vztahy expozice a účinku jsou vyjádřeny jako relativní riziko RR¹⁹ nebo poměr šancí OR²⁰, odpovídající expozici 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace PM_{10} (nebo $\text{PM}_{2,5}$).

Konkrétně jsou uvedeny v následujícím přehledu:

- $\text{PM}_{2,5}$ – hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění: RR 1,0091 (95% CI 1,0017-1,0166)
- $\text{PM}_{2,5}$ – hospitalizace pro respirační onemocnění: RR 1,019 (95% CI 0,9982-1,0402)
- $\text{PM}_{2,5}$ – dny s omezenou aktivitou (RADs)²¹: RR 1,047 (95% CI 1,042-1,053)
- PM_{10} – incidence chronické bronchitidy u dospělých (+18 let): RR 1,117 (95% CI 1,040-1,189)
- PM_{10} – prevalence bronchitidy u dětí (6-12 let): OR 1,08 (95% CI 0,98-1,19)
- PM_{10} – incidence astmatických symptomů u astm. dětí (5-19 let): OR 1,028 (95% CI 1,006-1,051)

Z ukazatelů nemocnosti jsou vztahy pro výskyt (prevalenci) bronchitidy u dětí a pro nové případy (incidenci) chronické bronchitidy u dospělé populace odvozeny pro dlouhodobou chronickou expozici.

¹⁹RR – relativní riziko, určuje míru asociace, vyjadřuje poměr incidencí u exponované a neexponované populace,

²⁰OR (Odds ratio) – poměr šancí, je též mírou relativního rizika

²¹RADs (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. K zabránění duplicity jsou od výsledku výpočtu odečteny dny s respirační nemocností, která je nejčastější příčinou omezené aktivity.

Ostatní vztahy byly odvozeny ze studií akutní expozice, vyjadřují tedy vliv změny průměrných denních či vícedenních koncentrací PM_{10} nebo $PM_{2,5}$ na incidenci nebo prevalenci hodnocených ukazatelů.

Při aplikaci těchto vztahů jsou použity doporučené odhady základní incidence nebo prevalence hodnocených ukazatelů nemocnosti v evropské populaci.

Při výpočtu atributivního rizika je použitý postup uvedený v metodice HIA v programu CAFE²² [36]. U ukazatelů respirační nemocnosti dětské populace jsou výchozí vztahy expozice a účinku podle postupu metodiky CAFE transponovány do výpočtu nárůstu dní s příznaky během roku.

Pro hodnocení expozice se i u vztahů pro akutní expozici používá jednoduchý postup výpočtu s použitím hodnoty průměrné roční koncentrace, neboť při absenci prahové koncentrace a předpokladu lineárního vztahu expozice a účinku dává tento postup stejný výsledek, jako složitější výpočet, který by hodnotil samostatně každý den v roce.

V tabulce č. 4 je jako kvantitativní charakterizace zdravotního rizika znečištění ovzduší pro obyvatele města Štětí uveden výsledek výpočtu atributivního rizika výše uvedenými metodikami. Riziko je hodnoceno pro 8 695 obyvatel (podle údaje ČSÚ k 1.1.2020).

Jako průměrná roční koncentrace PM_{10} a $PM_{2,5}$ v této lokalitě je dosazena hodnota $27,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. $20,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ podle údajů ČHMÚ o imisním pozadí 2014–2018 v převážné oblasti městské zástavby Štětí.

Jako referenční koncentrace, od které se nepříznivý vliv znečištěného ovzduší začíná projevat, je v souladu s autorizačním návodem SZÚ odečteno přírodní pozadí $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$, resp. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} .

K odhadu věkové struktury obyvatel a celkové úmrtnosti populace starší 30 let po odečtu úmrtí na vnější příčiny (poranění a otravy) byly použity poslední publikované údaje ze zdravotnické statistiky ÚZIS (Zdravotnická ročenka ČR 2018, Zemřelí 2018).

K posouzení velikosti a významu podílu hodnocených emisních zdrojů provozu papírny na celkové imisní situaci je dále proveden výpočet ukazatelů rizika i pro imisní příspěvek vypočtený rozptylovou studií. Do výpočtu je dosazena zaokrouhlená průměrná hodnota z 8 výpočtových bodů cíleně umístěných u okolní obytné a rekreační zástavby.

Výsledek 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. Výsledky jsou zaokrouhlené podle matematických pravidel na celá čísla.

Z hlediska skutečné expozice obyvatel dotčené zástavby jsou ovšem tyto údaje nadnesené, neboť pro celý počet obyvatel města jsou použity hodnoty imisního příspěvku z výpočtových bodů u nejbližší zástavby. Tím je částečně eliminována na stranu bezpečnosti nevyhnutelná nejistota výpočtu rozptylové studie.

Pro srovnání se zákonem danou úrovní ochrany zdraví je výpočet atributivního rizika proveden i pro hodnotu imisních limitů $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$.

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

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

²²CAFE – Clean Air for Europe

Tab. 4 – Odhad zdravotní rizika znečištění ovzduší – ukazatele atributivního rizika za 1 rok

Štětí – 8695 obyvatel	<i>Pozadí</i>	<i>Příspěvek 2019</i>	<i>Příspěvek 2025</i>	<i>Imisní limit</i>
Průměrná roční koncentrace PM ₁₀ /PM _{2,5} (μg/m ³):	27,2/20,2	0,11/0,15	0,13/0,21	40/20
Celková úmrtnost				
Předčasná úmrtí u populace ve věku nad 30 let	7,6	0,1	0,1	7,5
Nemocnost - celá populace				
Hospitalizace pro srdeční onemocnění	3	0	0	3
Hospitalizace pro respirační onemocnění	3	0	0	3
Počet dní s omezenou aktivitou	6799	84	125	2920*
Nemocnost - dospělí				
Incidence chronické bronchitis (nové případy on.)	6	0	0	10
Nemocnost - děti				
Prevalence bronchitis (počet dní s příznaky)	4847	31	37	8455
Zhoršení potíží u astm. dětí (počet dní s příznaky)	156	1	1	272

*Nižší počet RADs je dán odečtením vyššího počtu dní s respiračními příznaky u dětí vlivem vysokého imisního limitu částic PM₁₀

V daném případě vychází v přepočtu k úmrtnosti obyvatel dle statistiky ÚZIS pro hodnocený počet obyvatel a současné imisní pozadí částic PM_{2,5} 9% podíl současné úrovně znečištění ovzduší na celkové úmrtnosti populace starší 30 let.

V podmínkách měst ČR do roku 2018 tento údaj odpovídá zhruba průměrné úrovni rizika znečištění ovzduší. Střední hodnota průměrné roční koncentrace PM_{2,5} ve městech ČR v roce 2018 byla dle SZÚ 20,4 μg/m³. Při odhadu rizika s odečtením úrovně přírodního pozadí 5 μg/m³ odpovídá této úrovni expozice zvýšení celkové úmrtnosti obyvatel nad 30 let věku u populace měst ČR cca o 9%. V roce 2019 se střední hodnota průměrné roční koncentrace PM_{2,5} ve městech ČR výrazně snížila na 14,9 μg/m³, čemuž by odpovídalo zvýšení celkové úmrtnosti obyvatel nad 30 let věku cca o 6%.

U ukazatelů nemocnosti je často hodnoceným ukazatelem vlivu znečištěného ovzduší chronická respirační nemocnost u dětí. V provedeném hodnocení je pro názornost vyjádřena jako počet dní s příznaky zánětu průdušek (bronchitis) během roku, vztažený na celou exponovanou dětskou populaci daného věku. Při použití údaje o základní prevalenci výskytu příznaků u dětí ve věku 6–12 let v evropských zemích (18,6 %) je možné výsledek výpočtu interpretovat jako cca 11% podíl vlivu současné úrovně znečištění ovzduší na chronickou respirační nemocnost u dětí.

Provedený výpočet sice působí exaktním dojmem, ale vzhledem k nejistotám v jeho výchozích podkladech i v odvození vlastních vztahů jde v absolutních číslech pouze o kvalifikovaný odhad. Zejména kvantifikace zdravotních rizik malých úrovní expozice, jako je v daném případě vypočtený imisní příspěvek záměru, je v podstatě jen matematickou záležitostí a nemůže poskytnout validní a prokazatelné výsledky, neboť jsou vysoce převýšeny nejistotou metod hodnocení i výchozích podkladů. V daném případě je počet dní s respirační nemocností nebo omezenou aktivitou vlivem příspěvku hodnocených zdrojů dán především konzervativním hodnocením expozice s velkým počtem exponovaných obyvatel, což je vědomým nadhodnocením skutečného stavu.

Ve vztahu k posuzovanému záměru z výsledků rozptylové studie a hodnocení vlivů na zdraví proto vyplývá, že imisní vliv hodnocených zdrojů společnosti Mondi Štětí a.s. není významný a realizaci posuzovaného záměru se tento stav nezmění.

IV. 6. 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 $4,8 \text{ mg/m}^3$ (1,5 ppm). Je obsažen v surové ropě a ropných produktech. Hlavní využití má benzen jako surovina 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 [25]. Poločas degradace benzenu v ovzduší reakcemi s hydroxylovými radikály je asi 13,4 dne, což postačuje k možnosti transportu na velké vzdálenosti.

V ČR se v roce 2019 průměrné roční koncentrace benzenu v ovzduší měřené na městských stanicích nezátížených průmyslem a intenzivní dopravou pohybovaly mezi $0,7$ až $2,0 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Odhad střední hodnoty ve městech je $1,1 \text{ } \mu\text{g/m}^3/\text{rok}$. V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední roční hodnota $1,2 \text{ } \mu\text{g/m}^3/\text{rok}$ (rozpětí $1,0$ – $2,4 \text{ } \mu\text{g/m}^3$). Imisní limit pro benzen nebyl překročen na žádné stanici. Nejvyšší hodnoty jsou dlouhodobě zjišťovány v průmyslově zatížených lokalitách [19].

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 školkách v ČR se pohybují kolem $6 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, maxima však dosahovala desítek, v extrémních případech až stovek $\mu\text{g/m}^3$.

Toto zjištění koreluje s výsledky evropských studií, udávajících průměrné koncentrace benzenu ve vnitřním ovzduší ve střeoevropských městech v rozmezí $2,3$ – $12 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. K expozici též přispívá pravidelné cestování motorovými vozidly. Průměrná koncentrace benzenu uvnitř automobilů je asi do $12 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ [25].

Individuální expozici benzenu nejvíce ovlivňuje kuřáctví. Vykouření 20 cigaret denně představuje příjem cca $600 \text{ } \mu\text{g}$ benzenu, což vysoce převyšuje celkový běžný příjem ze všech ostatních zdrojů.

Hlavní cestou příjmu benzenu do organismu je inhalace z ovzduší. Vstřebaný 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 [18].

Benzen má nízkou akutní toxicitu. 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.

Epidemiologické studie u lidí dlouhodobě profesionálně exponovaných vysokým koncentracím benzenu poskytly jasné důkazy o kauzálním vztahu k vyššímu výskytu akutní myeloidní leukémie. Pozitivní asociace s expozicí benzenu byla pozorována i u výskytu některých dalších typů nádorů lymfatické tkáně, akutní leukémie u dětí a karcinomu plic.

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.

Podle posledního hodnocení IARC publikovaného v roce 2018 existují silné důkazy, že benzen je genotoxický a způsobuje poškození DNA a změny chromozomů [37]. US EPA též řadí benzen 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 $3,2 \text{ mg/m}^3$ (1 ppm). Tyto nálezy podporují i výsledky experimentů u pokusných zvířat. Americká ATSDR²³ stanovila v roce 2007 na základě těchto poznatků pro inhalační expozici benzenu chronickou MRL²⁴ v úrovni $10 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (0,003 ppm). Pro kratší trvání expozice byla na základě výsledků experimentů u pokusných zvířat odvozena subchronická a akutní MRL v hodnotě 20, resp. $30 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ [38].

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. WHO doporučila ve Směrnici pro ovzduší v Evropě z roku 2000 pro odvození limitní koncentrace benzenu v ovzduší jednotku karcinogenního rizika UCR²⁵ 6×10^{-6} , která představuje geometrický průměr z rozmezí hodnot odvozených různými modely z epidemiologické studie u profesionálně exponované populace. Karcinogennímu riziku 1×10^{-6} pak odpovídá roční průměrná koncentrace $0,17 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ [23].

Ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší, vydané v roce 2010, WHO konstatuje, že běžně dosahované koncentrace pod $15 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ 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 [18].

Systematické vyhodnocení epidemiologických studií, zkoumajících možnou souvislost mezi znečištěním ovzduší a rizikem akutní leukémie u dětí, publikované v roce 2019, však pro benzen indikuje možnost rizika i při nízké úrovni expozice bez důkazů o prahovém efektu účinku [39]. Benzen byl v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší zařazen do druhé skupiny látek, které jsou vysoce doporučeny k přehodnocení z důvodu širokého výskytu v ovzduší a velkého objemu nových podkladů, které mohou vést ke změně současných doporučení. Konkrétně u benzenu je uvedena možnost odvození odlišné jednotky karcinogenního rizika a nové studie nekarcinogenních účinků benzenu, indikující vyšší riziko při nižší úrovni expozice [24].

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

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Současné imisní pozadí benzenu v území dotčeném posuzovaným záměrem udává rozptylová studie v rozmezí $1,1\text{--}1,3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ průměrné roční koncentrace.

Mapový podklad ČHMÚ udává v oblasti obytné zástavby města Štětí v letech 2014–2018 průměrnou roční koncentraci benzenu $1,2 \text{ } \mu\text{g/m}^3$.

²³ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) - Agentura Ministerstva zdravotnictví USA, jejíž úlohou je ochrana veřejného zdraví před nebezpečnými látkami v prostředí.

²⁴MRL (Minimal risk Level) - Úroveň denní expozice hodnocené látky, která je pravděpodobně bez rizika nepříznivých zdravotních účinků pro člověka. Stanoví je ATSDR pro akutní, subakutní a chronickou expozici, týkají se pouze nekarcinogenních zdravotních účinků. Slouží jako pomůcka pro rychlou identifikaci rizika.

²⁵Jednotka karcinogenního rizika (Unit Cancer Risk – UCR) vyjadřuje karcinogenní potenciál dané látky vztahovaný při standardním celoživotním expozičním scénáři ke koncentraci v ovzduší ve výši $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Je odvozena ze směrnice karcinogenního rizika.

Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek z hodnocených emisních zdrojů papírny včetně související dopravy se ve výpočtových bodech u nejbližší obytné a rekreační zástavby pohybuje v nepatrných hodnotách ve stávajícím stavu do $0,7 \text{ ng/m}^3$ a ve výhledovém stavu do 1 ng/m^3 průměrné roční koncentrace.

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 tzv. jednotky karcinogenního rizika (UCR – Unit Cancer Risk), udávající karcinogenní potenciál dané látky při celoživotní inhalaci z ovzduší.

Při použití jednotky karcinogenního rizika WHO by celoživotní expozici odhadovanému imisnímu pozadí $1,2 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ dle mapových podkladů ČHMÚ odpovídala míra rizika ILCR $7,2 \times 10^{-6}$.

Současný nejvyšší příspěvek z hodnocených zdrojů provozu papírny a související dopravy u nejbližší obytné a rekreační zástavby města představuje míru rizika ILCR 4×10^{-9} . Ve výhledovém stavu v kumulaci s dalšími záměry se míra rizika ILCR benzenu z ovzduší zvyšuje na $5,7 \times 10^{-9}$.

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} do 1×10^{-6} (jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob). Pro ČR doporučuje Ministerstvo zdravotnictví ČR vzhledem k nejistotě odhadů expozice i stanovení referenčních hodnot obecně považovat za přijatelné řádové rozmezí karcinogenního rizika 10^{-6} (tedy do 10 případů onemocnění na milion exponovaných osob) [40].

Pro benzen, jakožto látku se stanoveným imisním limitem je však přijatelné riziko stanoveno při určení výše limitu ($5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ průměrné roční koncentrace odpovídá při použití jednotky karcinogenního rizika WHO hodnotě ILCR 3×10^{-5}). Byla přitom zohledněna mimo jiné i nejistota týkající se mechanismu účinku benzenu a opodstatněnosti použití konzervativního modelu extrapolace dat z profesionálních epidemiologických studií k odhadu karcinogenního potenciálu nízkých koncentrací benzenu, reálně se vyskytujících ve venkovním ovzduší.

Pro hodnocený záměr je tedy možné konstatovat, že odhadované imisní pozadí nepřekračuje hranici přijatelné míry rizika a podíl imisního příspěvku z provozu papírny a související dopravy na tomto pozadí je z hlediska ovlivnění jak imisní situace, tak i zdravotních rizik, zcela zanedbatelný a tento stav se po realizaci posuzovaného záměru ani v kumulaci s vlivem dalších záměrů, nezmění.

IV. 7. Benzo(a)pyren

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Benzo(a)pyren (BaP) je obecně používán jako indikátor zátěže polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU nebo PAH). Jde o skupinu organických látek, tvořených dvěma nebo více kondenzovanými benzenovými jádry, která mohou být různě orientována a substituována, z čehož vyplývá velká rozmanitost jejich vlastností. Vznikají při nedokonalém spalování organických látek a vzhledem k rozšířenosti jejich přírodních i antropogenních zdrojů jsou prakticky všudypřítomné. Většina PAU se dostává do životního prostředí cestou atmosféry z procesů spalování a pyrolýzy.

Zdravotně nejvýznamnější vysokomolekulární PAU s 5 a více benzenovými jádry, jako je benzo(a)pyren, jsou v ovzduší převážně vázány na jemné aerosolové částice, ale mohou se vyskytovat i ve formě par. Mohou být transportovány na značné vzdálenosti.

Významným zdrojem PAU pro vnitřní ovzduší v budovách je tabákový kouř. Ve výfukových emisích z dopravních prostředků jsou PAU významně až z 90 % redukovány katalyzátory benzínových motorů, u dieslových motorů jsou redukovány také, ale v menším poměru [22].

Z ovzduší jsou PAU odstraňovány suchou a mokrou depozicí do půdy a vody a mohou podléhat fotodegradaci působením UV složky slunečního záření. V ovzduší bylo zjištěno okolo 500 PAU, tvoří komplexní směsi, avšak většina měření se týká benzo(a)pyrenu (dále BaP), který je nejlépe prostudován.

Podle zprávy subsystému 1 Monitoringu HS za rok 2019 bylo znečištění ovzduší PAU v ČR sledováno na 42 stanicích. Většinou je analyzováno 9 nejvýznamnějších látek včetně BaP.

Z porovnání imisních charakteristik stanic umístěných v jednotlivých typech městských lokalit vyplývá, že se jedná vždy o kombinaci vlivu dvou typů zdrojů emisí PAU (majoritní domácí topeniště a doprava), kdy se emise z liniových zdrojů sčítají s městským pozadím ovlivňovaným lokálními malými zdroji. Domácí topeniště se prosazují hlavně v okrajových částech měst a v místech s významným podílem spalování fosilních/pevných paliv.

Z hlediska dlouhodobého trendu je imisní zátěž sídel v ČR hodnocena jako stabilní, na jejíž aktuální úrovni se nejvíce projevují meteorologické jevy.

Rozpětí průměrných ročních koncentrací BaP v městských lokalitách nezatížených průmyslem a intenzivní dopravou se v roce 2019 pohybovalo v rozmezí 0,4–3,1 ng/m³ se střední hodnotou 1,1 ng/m³. Několikanásobně vyšší hodnoty byly dosahovány v lokalitách zatížených průmyslem, především v Ostravsko-karvinské pánvi, kde se k obvyklým zdrojům přidávají jako majoritní velké průmyslové celky a dálkový transport. Střední hodnota v těchto oblastech byla 2,8 ng/m³.

Hodnota imisního limitu byla v roce 2019 překročena na 22 z 42 do zpracování zahrnutých městských stanic. Hodnoty měřené na venkovských nebo příměstských stanicích dokazují existenci lokalit významně zatížených lokálními topeništi, kde dochází až k vícenásobnému překročení imisního limitu [19].

Za hlavní zdroj PAU pro člověka je považována potrava v důsledku tvorby PAU během její přípravy a v důsledku kontaminace plodin atmosférickým spadem. PAU jsou sice málo rozpustné ve vodě, ale vysoce lipofilní. Snadno se vstřebávají plícemi, zažívacím traktem i přes kůži. Snadno pronikají přes placentární bariéru a jsou stanovitelné i v mateřském mléce. V organismu podléhají metabolickým reakcím, při kterých vznikají reaktivní meziprodukty a metabolity (zejména diol-epoxydy, vytvářející addukty s DNA), odpovědné za mutagenitu, karcinogenitu a toxické účinky.

Výsledky studií na pokusných zvířatech ukazují, že PAU mohou vyvolávat řadu zdravotně nepříznivých účinků, jako je oční i kožní dráždivost, toxické poškození ledvin a jater, hematotoxicita, imunosuprese, reprodukční toxicita, genotoxicita a karcinogenita. Patrně též mohou mít vliv na vývoj aterosklerózy. Patří mezi endokrinní disruptory.

Při běžné expozici u lidí z životního prostředí se doposud nepředpokládalo reálné riziko toxických účinků, avšak výsledky posledních výzkumů upozorňují na PAU obsažené v jemné frakci suspendovaných částic v ovzduší, a to hlavně ve vztahu k nepříznivému ovlivnění vývoje dětí, jak během nitroděložního vývoje, tak i později v předškolním věku [18,22,41].

Kritickým účinkem, kterému je věnována největší pozornost, je karcinogenita, která je u BaP a několika dalších vysokomolekulárních PAU dostatečně dokumentována v experimentech na zvířatech a potvrzují ji i výsledky epidemiologických studií u profesionálně exponované populace.

BaP klasifikuje IARC jako prokázaný karcinogen pro člověka. Některé PAU jsou zařazeny mezi možné karcinogeny a mnoho dalších zatím nebylo možné z hlediska karcinogenity pro člověka klasifikovat [42,43]. Plicní karcinogenita BaP může být potencována současnou expozicí dalším látkám, jako je cigaretový kouř, azbest a patrně též prašné částice.

Pro kvantitativní odhad karcinogenního rizika BaP jako zástupce směsi PAU v ovzduší doporučila WHO ve směrnících pro kvalitu ovzduší v Evropě roce 1987 i později v roce 2000 jednotku karcinogenního rizika UCR $8,7 \times 10^{-2}$. Podkladem byla UCR odvozená US EPA konzervativním lineárním víceúrovňovým modelem pro dlouhodobou expozici koksárenských dělníků. Při aplikaci výše uvedené UCR $8,7 \times 10^{-2}$ vychází koncentrace BaP ve vnějším ovzduší, odpovídající karcinogennímu riziku 1×10^{-6} , v úrovni roční průměrné koncentrace $0,012 \text{ ng/m}^3$.

K obdobnému závěru, tj. doporučení použití BaP jako zástupce směsi PAU a vyjádření karcinogenního potenciálu celé směsi pomocí UCR BaP $8,7 \times 10^{-2}$, dospělo WHO i ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší z roku 2010 [18].

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

V ČR je pro ochranu zdraví lidí stanoven imisní limit pro PAU v ovzduší, vyjádřené jako BaP, v hodnotě průměrné roční koncentrace 1 ng/m^3 .

Otázkou existence nových poznatků, které by mohly ovlivnit současné cílové hodnoty PAU v ovzduší, se nedávno zabývali experti WHO v rámci projektu REVIHAAP. V závěrečné zprávě konstatují, že nové poznatky sice ukazují na řadu nekarcinogenních účinků těchto látek, ale zatím neumožňují stanovit nové cílové hodnoty. Podotýkají ale, že stávající cílový limit 1 ng/m^3 je spojen s poměrně vysokým karcinogenním rizikem téměř 1×10^{-4} [22].

PAU reprezentované BaP byly v rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší též zařazeny do druhé skupiny látek doporučených k přehodnocení. Konkrétně experti WHO poukazují na nové poznatky o nekarcinogenních účincích PAU, probíhající přehodnocení rizika americkou EPA a významné překračování současného doporučeného limitu 1 ng/m^3 v mnoha zemích [24].

Výsledky zmíněného přehodnocení rizika BaP na základě současných poznatků zveřejnila US EPA v databázi IRIS²⁶ v roce 2017. U karcinogenního rizika na rozdíl od WHO nevycházela z humánních dat a odvodila lineární extrapolací z dat chronické inhalační studie u křečků jednotku karcinogenního rizika UCR 6×10^{-4} . Pro riziko nekarcinogenních účinků při inhalační expozici uvádí referenční koncentraci RfC²⁷ 2 ng/m^3 , odvozenou s použitím vysokého faktoru nejistoty ze studie vývojové toxicity u potkanů [44].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Současné imisní pozadí BaP v území dotčeném posuzovaným záměrem udává rozptylová studie v rozmezí $1,6\text{--}1,8 \text{ ng/m}^3$ průměrné roční koncentrace. Mapový podklad ČHMÚ udává v oblasti obytné zástavby města Štětí v letech 2014–2018 průměrnou roční koncentraci BaP $1,7 \text{ ng/m}^3$. Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek z obslužné dopravy se ve výpočtových bodech u nejbližší obytné zástavby pohybuje ve stávajícím i výhledovém stavu v nepatrných hodnotách kolem $0,001 \text{ ng/m}^3$ průměrné roční koncentrace.

²⁶IRIS (Integrated Risk Information System) - Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karcinogenní účinek chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA.

²⁷RfC – Koncentrace látky v ovzduší (s přesností v rozsahu 1 řádu), která není spojena při celoživotní expozici ani u citlivých skupin populace se znatelným rizikem nepříznivých zdravotních účinků.

Při použití jednotky karcinogenního rizika WHO by celoživotní expozici odhadovanému imisnímu pozadí $1,7 \text{ ng/m}^3$ odpovídala míra rizika ILCR $1,5 \times 10^{-4}$. Obecně používaná hraniční úroveň rizika je tedy u imisí BaP překračována, což však v dopravně a průmyslově exponovaných lokalitách v ČR není výjimečná situace.

Současný nejvyšší příspěvek z obslužné dopravy papírny u nejbližší obytné a rekreační zástavby města $0,001 \text{ ng/m}^3$ představuje míru rizika ILCR $8,7 \times 10^{-8}$, ve výhledovém stavu v kumulaci s dalšími záměry se zvyšuje na ILCR $1,2 \times 10^{-7}$. Lze tedy konstatovat, že ve srovnání s imisním pozadím a společensky akceptovatelnou mírou rizika BaP, vyjádřenou imisním limitem ($1 \text{ ng/m}^3 = \text{ILCR } 8,7 \times 10^{-5}$), je zanedbatelný.

IV. 8. Sirovodík (sulfan, H_2S)

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Sulfan je bezbarvý hořlavý plyn s typickým zápachem zkažených vajec. Většina atmosférického sirovodíku je přírodního původu. Je uvolňován do ovzduší při vulkanické činnosti, z vodních zřídél, bažin, je obsažen v surové ropě a zemním plynu. Vzniká bakteriální redukcí síranů a organických látek obsahujících síru. Antropogenními zdroji sirovodíku je řada průmyslových odvětví. V chovech hospodářských zvířat je vedlejším produktem anaerobního bakteriálního rozkladu skladovaných exkrementů.

Čichový práh sirovodíku závisí na individuální citlivosti. Většinou je uváděn v rozmezí $0,7\text{--}14 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ [46]. Jiné zdroje uvádějí vyšší rozmezí $11\text{--}180 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ [47]. Dle WHO je geometrický průměr čichového prahu H_2S $11 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ [48]. Konverzní faktor: $1 \text{ ppm} = 1,39 \text{ mg/m}^3$.

ATSDR udává koncentrace sulfanu v ovzduší z přírodních zdrojů v rozmezí $0,15\text{--}0,45 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, v městských oblastech většinou $<1,4 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ a podstatně vyšší, často převyšující $125 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ v okolí přírodních nebo průmyslových zdrojů [49].

Na monitorovací stanici MěÚ Štětí, umístěné v městské zástavbě u křižovatky ulic Dlouhá a Lukešova, byly v letech 2018 a 2019 naměřeny průměrné roční koncentrace H_2S 2,1 a 2,3 $\mu\text{g/m}^3$ s nejvyššími 24hodinovými koncentracemi 11,7 a 6,9 $\mu\text{g/m}^3$ [20].

V ovzduší je sulfan oxidován kyslíkem a hydroxylovými radikály s konečným vznikem SO_2 a síranů. Doba setrvání H_2S v ovzduší je typicky kratší než 1 den, avšak v zimě může přetrvávat až 42 dní [48].

Při inhalaci, která je hlavní cestou expozice H_2S , je rychle absorbován v plicích a distribuován krevním oběhem. Hlavní metabolickou detoxikační reakcí je oxidace na thiosulfát, který je dále konvertován na sulfát a vyloučen močí.

K expozici sulfanu dochází i endogenně, neboť vzniká činností bakterií v trávicím traktu a v ústech a při metabolických reakcích v tkáních. Nové poznatky ukazují, že tento endogenně vznikající sulfan má v lidském těle důležitou fyziologickou úlohu.

Poznatky o toxicitě sulfanu u lidí čerpají z kazuistik, studií z profesionální expozice a komunitních studií u obyvatel žijících v okolí průmyslových a zemědělských zdrojů emisí sulfanu [49]. Podstatou jeho toxicity je blokáda aerobního metabolismu v buňkách. Nejcitlivějšími cílovými orgány jsou respirační a nervový systém. Při vysoké úrovni expozice dochází k rychlé ztrátě vědomí a zástavě dýchání. Byly též popsány poruchy srdečního rytmu – arytmie a tachykardie.

Při nižší expozici se projevují hlavně účinky na centrální nervový systém a dráždění sliznice očí a dýchacích cest žíravými sulfidy, vznikajícími reakcí H_2S s kationy v slzách a slizničním sekretu. Při chronické profesionální expozici byly popsány poruchy koordinace, zhoršení paměti, halucinace, změny osobnosti a ztráta čichu.

Z respiračních a očních příznaků jde o dráždění nosní sliznice, pálení v krku, kašel, dušnost, zánět spojivek, eroze rohovky, slzení a světloplachost.

Zvýšený výskyt respiračních potíží a neurologických symptomů typu bolestí hlavy, závratě a poruch paměti uvádějí i obyvatelé okolí průmyslových a zemědělských zdrojů emisí sulfanu do ovzduší [49].

Studie u pokusných zvířat též potvrzují respirační a nervový systém jako nejcitlivější cíle toxických účinků sulfanu. V experimentech u potkanů bylo při nižší koncentraci po akutní nebo subakutní expozici zjištěno poškození čichového epitelu nosní sliznice [49].

U profesionálně exponované populace bylo sice popsáno zvýšené riziko spontánních potratů, avšak jednalo se o expozici i dalším nebezpečným chemickým látkám. U pokusných zvířat výsledky studií u pokusných zvířat ukazují, že při koncentraci pod 111 mg/m^3 (80 ppm) sulfan nevykazuje vývojovou toxicitu [49].

Podle některých autorů se může pach sirovodíku uplatnit i jako spouštěcí impuls k vyvolání astmatického záchvatu. Avšak kvantitativní data podporující tuto hypotézu jsou omezená a není jasné, do jaké míry je zapojen toxický mechanismus nebo stresová reakce [47].

Spolehlivých údajů o kvantitativním vztahu expozice a účinků sulfanu u člověka je nedostatek. Obecně při koncentraci pod 14 mg/m^3 (10 ppm) H_2S vyvolává mírné příznaky dráždění sliznice očí a dýchacích cest, při vyšší expozici v řádu stovek ppm je ovlivněn centrální nervový systém. Práh pro dráždění očí je udáván v rozmezí $8,4\text{--}28 \text{ mg/m}^3$ [47].

Referenční koncentrace sirovodíku pro venkovní ovzduší byly stanoveny různými vědeckými institucemi, v případě WHO však pouze pro krátkodobou expozici.

Ve směrnici pro kvalitu ovzduší v Evropě publikované v roce 2000 WHO uvádí prahovou koncentraci sirovodíku pro dráždění sliznice očí 15 mg/m^3 . Z této prahové koncentrace dráždivého účinku WHO odvodila s použitím faktoru nejistoty 100 doporučenou limitní koncentraci $150 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ jako 24hodinový průměr. K prevenci podstatného obtěžování a stížností na zápach sirovodíku však doporučuje WHO nepřekračovat 30minutovou maximální koncentraci $7 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ [23]. Tyto hodnoty převzalo i MZ ČR jako referenční koncentrace sirovodíku pro účely hodnocení a řízení zdravotních rizik [50].

Podkladem WHO pro použitou prahovou koncentraci dráždivého účinku 15 mg/m^3 byla studie z roku 1982, ve které bylo sledováno dráždění očí u profesionálně exponovaných dělníků. Od té doby však byla publikována řada studií, prokazující účinky H_2S i při nižší expozici.

V pozdější publikaci WHO CICAD²⁸ z roku 2003 byla odvozena krátkodobá tolerovatelná koncentrace $100 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ pro expozici v trvání 1–14 dní. Podkladem byl experiment u astmatiků, exponovaných koncentraci $2,8 \text{ mg/m}^3$ po dobu 30 minut, který sice nevyvolal významné změny plicních funkcí, avšak u části exponovaných osob bylo zjištěno zvýšení odporu v dýchacích cestách a bolest hlavy. Při odvození této TC byl použit faktor nejistoty 30. Pro střednědobou expozici do 90 dní byla odvozena tolerovatelná koncentrace $20 \text{ }\mu\text{g/m}^3$, vycházející z 10týdenního experimentu u potkanů z roku 2000, u kterých inhalační expozice sirovodíku vyvolala poškození čichového epitelu nosní sliznice [48].

Ke srovnatelným hodnotám akutní a subakutní MRL, odvozeným ze stejných podkladů, dospěla i americká ATSDR v roce 2016 [49].

Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí Kalifornské EPA stanovil pro sulfan akutní REL pro krátkodobou expozici jako maximální 1hodinovou koncentraci $42 \text{ }\mu\text{g/m}^3$. Jde o geometrický průměr čichového prahu sulfanu, zjištěný v experimentu u 16 dobrovolníků. REL má zajistit ochrany populace před mírnými nepříznivými účinky, což je v daném případě nevolnost a bolest hlavy, vyvolaná nepříjemnými pachovými vjemy [29].

²⁸CICAD (Concise International Chemical Assessment Document) – Publikace vydávané WHO v rámci mezinárodního programu chemické bezpečnosti (IPCS) k jednotlivým chemickým látkám nebo jejich skupinám, ve kterých jsou sumarizována data, potřebná k charakterizaci jejich rizik.

US EPA stanovila pro chronickou expozici sirovodíku referenční koncentraci 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ v databázi IRIS v roce 2003. RfC byla odvozena z již zmíněné subchronické studie u potkanů, kde kritickým účinkem bylo poškození čichových buněk nosní sliznice. Expozice NOAEL, přepočtená na nepřetržitou expozici a fyziologické parametry člověka, byla 0,64 mg/m^3 .

K odvození RfC byl použit faktor nejistoty 300 (3xpro extrapolaci na člověka, 10x pro rozdíly v citlivosti a 10x subchronickou expozici). Referenční koncentraci je přisouzena střední až vysoká míra spolehlivosti [51].

Kalifornská EPA uvádí chronickou REL 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, jejímž podkladem byla starší 90denní inhalační studie u myši z roku 1983, kritickým účinkem byly histologické změny nosní sliznice [29].

Další skupina referenčních koncentrací a limitů sulfanu se týká profesionální a havarijní expozice. Přípustný expoziční limit v pracovním ovzduší je v ČR 7 mg/m^3 (časově vážený průměr při 8hodinové směně) s maximem 14 mg/m^3 a je odvozen na základě dráždivých účinků sirovodíku na sliznici očí.

Z hlediska havarijní expozice pro širokou populaci včetně citlivých skupin, jako jsou těhotné ženy, kojenci a astmatici, jsou v USA odvozovány havarijní akutní koncentrace AEGLs²⁹, které jsou určeny pro havarijní plánování, reagování a prevenci. Jsou ve třech úrovních:

- *AEGL-1 představuje prahovou koncentraci pro mírné účinky, které nejsou zneschopňující nebo nevratné.*
- *AEGL-2 je prahovou koncentrací pro vážné dlouhotrvající účinky vedoucí ke snížené schopnosti úniku (nutnost evakuace nebo úkrytu).*
- *AEGL-3 již představují vážné ohrožení života. Mají sloužit pro havarijní plánování, reagování a prevenci.*

Hodnoty havarijních koncentrací AEGLs stanovené v USA pro sulfan jsou uvedeny v následující tabulce.

Podkladem pro AEGL-1 byl experiment u astmatiků, ve kterém 30minutová expozice koncentraci sirovodíku 2,8 mg/m^3 nevyvolala klinické příznaky kromě pachových vjemů a bolestí hlavy a mírného zvýšení odporu v dýchacích cestách u části zúčastněných. Byl proveden přepočet na délku expozice a aplikován faktor nejistoty 3 pro individuální rozdíly ve vnímání zápachu. Podkladem k AEGL-2 a AEGL-3 byly experimenty akutní inhalační expozice u hlodavců s použitím faktoru nejistoty 10 [47].

Sulfan – havarijní koncentrace AEGLs (mg/m^3)					
Délka expozice	10 min	30 min	60 min	4 hod	8 hod
AEGL 1	1,05	0,84	0,71	0,50	0,46
AEGL 2	59	45	39	28	24
AEGL 3	106	85	71	52	44

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

V rámci hodnocení expozice byly kromě výsledků imisního monitoringu na stanici provozované MěÚ Štětí jako současné imisní pozadí H_2S vyhodnoceny i poskytnuté výsledky imisního monitoringu ve městě Štětí ze dvou stacionárních stanic, provozovaných společností Mondi Štětí a.s. Stanice „Knihovna“ je umístěna v centru města a udává průměrnou expozici pro většinu obyvatel města.

²⁹AEGLs (Acute Exposure Guideline Levels) – doporučené koncentrace pro jednorázovou akutní expozici obyvatel při havarijní situaci. Stanovuje je pracovní skupina sestavená ze zástupců vědeckých i technických institucí veřejného i soukromého sektoru USA (National Advisory Committee).

Stanice „Učiliště“ monitoruje návětrnou stranu města u převažujícího severozápadního proudění a nejvíce reprezentuje vliv zdrojů Mondi Štětí a.s. nad pozadí z přírodních a jiných městských zdrojů. Souhrnné výsledky z těchto stanic pro H₂S udává následující tabulka č. 5. Je zde uveden průměr nejvyšších 0,5 hod. a 24hod. koncentrací z jednotlivých let, průměr 98. kvantilů z jednotlivých let a průměr ročních průměrných koncentrací za pětileté období 2015–2019.

	Stanice „Knihovna“		Stanice „Učiliště“	
	Max.	98. kvantil	Max.	98. kvantil
0,5 hod.	56,2	7,3	64,4	9,6
24.hod.	17,8	7,0	27,4	10,7
PR	1,7	-	2,5	-

Vysvětlivky: PR – průměr ročních průměrných koncentrací 2015-2019

K hodnocení rizika prahových toxických účinků při akutní nebo chronické expozici se používá koeficient nebezpečnosti HQ (Hazard Quotient), získaný srovnáním imisní koncentrace v ovzduší (C_{air}) s referenční koncentrací podle vzorce: $HQ = C_{air}/RfC$

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

U sirovodíku byly různými vědeckými institucemi stanoveny referenční koncentrace jak pro akutní a chronický toxický účinek, tak pro prevenci obtěžování a stížností na zápach.

K charakterizaci rizika akutních toxických účinků je možné použít 24hodinovou referenční koncentraci 150 µg/m³, odvozenou WHO a převzatou i MZ ČR, popřípadě tolerovatelnou koncentraci 100 µg/m³ pro akutní expozici v délce 1–14 dní, odvozenou WHO v roce 2003, která je totožná s akutní MRL, odvozenou pro stejnou délku expozice americkou ATSDR v roce 2016.

Při použití průměru maximálních 24hodinových koncentrací za období 2015–2018 na více exponované monitorovací stanici „Učiliště“ 27,4 µg/m³ a referenční koncentrace MZ ČR 150 µg/m³ vychází HQ pro akutní toxické účinky sirovodíku na zdraví obyvatel města Štětí v hodnotě úrovně 0,18. Při použití nižší referenční koncentrace 100 µg/m³ je hodnota HQ 0,27. I při maximálně konzervativním výpočtu na základě nejvyšší naměřené 24hodinové koncentrace 58,2 µg/m³ v roce 2018 na stanici „Učiliště“ by se jednalo o hodnoty HQ 0,39 resp. 0,58. Je tedy zřejmé, že riziko akutních nepříznivých zdravotních účinků sirovodíku pro obyvatele města nehrozí ani při nejvíce nepříznivých imisních situacích.

Pro hodnocení rizika chronických toxických účinků jsou k dispozici pouze referenční koncentrace amerických vědeckých institucí a sice starší chronická REL Úřadu pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí Kalifornské EPA 10 µg/m³ a velmi konzervativní referenční koncentrace 2 µg/m³, stanovená v roce 2003 US EPA v databázi IRIS, která jen mírně převyšuje udávané běžné městské imisní pozadí.

Pro průměrné roční koncentrace za období 2015–2019 z měřících stanic „Knihovna“ a „Učiliště“ vychází při použití referenční koncentrace REL Kalifornské EPA hodnoty HQ 0,17, resp. 0,25, které vylučují zdravotní riziko chronických účinků sirovodíku. Stejně je tomu u hodnot naměřených na monitorovací stanici MěÚ Štětí.

Hodnoty HQ kolem hraniční hodnoty 1, konkrétně 0,85 pro imisní pozadí většiny obyvatel města v centrální části města Štětí měřené na stanici „Knihovna“, 1,25 pro výsledky měření na stanici „Učiliště“ a 1,15 pro výsledek měření na stanici MěÚ Štětí, vycházejí při použití RfC US EPA 2 µg/m³.

V tomto případě se jedná o velmi konzervativní referenční koncentraci, odvozenou na základě poškození nosní sliznice v experimentech u hlodavců při vysoké expozici, o 3 řády převyšující reálné koncentrace ve venkovním ovzduší.

Významné reálné zdravotní riziko proto mírné překročení hraniční hodnoty HQ neindikuje, avšak při použití principu předběžné opatrnosti tento stav z hlediska dlouhodobé expozice nelze považovat za uspokojivý.

Na obou stanicích Mondi Štětí a.s. jsou během roku nárazově překračovány doporučené 30minutové koncentrace $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ k prevenci obtěžování obyvatel zápachem sirovodíku.

K orientačnímu posouzení pachové situace v uplynulém období 2015–2019 je v další tabulce uveden počet a procento 30minutových koncentrací H_2S přesahujících hodnotu $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, doporučenou na ochranu proti obtěžování zápachem WHO a MZ ČR.

Tab. 6 – Průměrný roční počet a % 0,5hod. koncentrací H_2S v období 2015–2019 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				
	Stanice „Knihovna“		Stanice „Učiliště“	
	$> 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$> 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$	%
2015–2019	363	2,1	607	3,6

Z výsledků v tabulce je zřejmé, že k dosažení pachově postižitelné koncentrace sirovodíku v ovzduší dochází nárazově v mimořádných situacích v dlouhodobém průměru v délce cca kolem 10 dnů v roce.

IV. 9. TRS – suma sloučenin redukované síry

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Jako TRS (total reduced sulfides) je označována suma sloučenin se sírou v redukovaném stavu, které se vyznačují výrazným zápachem již při nízké koncentraci. Sloučeniny redukované síry jsou v prostředí běžné z přírodních zdrojů (rozklad živočišných a rostlinných materiálů, zemní plyn a surová ropa, oceány, vulkány, vodní zřídla, bažiny).

V organismu jsou ve velkém množství produkovány střevní mikroflórou v tlustém střevě, kde jsou však rychle detoxikovány střevním epitelem oxidací na thiosulfáty, což brání jejich vstřebávání. V netoxické koncentraci jsou též přítomné ve vínu, sýrech a dalších potravinách. Mezi antropogenní zdroje, které jsou v průmyslových oblastech převažující, patří zpracování potravin, koželužny, chovy hospodářských zvířat, skládky, rafinerie, ocelárny a hutě, výroba umělého hedvábí a čistírny odpadních vod. Nejvýznamnějším zdrojem emisí těchto látek je výroba sulfátové buničiny [52,53,54].

Emise z této výroby obsahují především sirovodík (H_2S), methylmerkaptan (CH_4S , CAS No: 74-93-1) a methylsulfidy (dimethylsulfid $\text{C}_2\text{H}_6\text{S}$, CAS No: 75-18-3 a dimethyldisulfid $\text{C}_2\text{H}_6\text{S}_2$, CAS No: 624-92-0). Dominantní je zde podíl sirovodíku a methylmerkaptanu, které také mají nejnižší hodnoty čichové prahu. Celkem tyto 4 látky představují cca 95 % sumy TRS [52].

Typické koncentrace TRS se pohybují od méně než $1,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 ppb) v odlehlých oblastech po více než $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ v městských lokalitách [53]. Průměrné roční koncentrace TRS měřené v devadesátých letech v kanadské provincii Ontario se pohybovaly kolem $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1,2 ppb)., nejvyšší 1hodinová koncentrace byla $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [52].

Na monitorovací stanici MěÚ Štětí, umístěné v městské zástavbě u křižovatky ulic Dlouhá a Lukešova, byly podle údajů dostupných na webové stránce Města Štětí v letech 2018 a 2019 naměřeny nejvyšší denní 24hodinové koncentrace TRS 23 a $17,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Horší imisní situace byla v roce 2018, kdy hodnotu $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ přesáhlo cca 10% naměřených denních koncentrací.

Z hlediska zdravotního rizika je nejzávažnější složkou směsi sirovodík, který také většinou slouží jako zástupce celé skupiny při odvození limitů pro imise TRS.

Methylmerkaptan se vyznačuje zápachem po shnilém zelí nebo česneku. Čichový práh má v rozmezí $2\text{--}81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ s geometrickým průměrem $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Konverzní faktor: $1 \text{ ppm} = 1,97 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Přirozeně je přítomen v různé zelenině a vzniká jako metabolit i v lidském těle, je např. hlavní příčinou zápachu z úst. Používá se v chemickém průmyslu, jako varovný odorant nepáchnoucích nebezpečných plynů a vzniká jako meziprodukt při výrobě pesticidů, plastů a pohonných hmot. V ovzduší podléhá oxidačním reakcím s hydroxylovými a nitrátovými radikály s poločasem 1,2 - 11,6 hodin [55].

Podle experimentů u pokusných zvířat se při inhalaci rychle vstřebává a distribuuje krevním oběhem ve vazbě na proteiny a erytrocyty, metabolizován je na CO_2 a sírany. Působí podobným mechanismus účinku jako sirovodík, tedy interferencí s cytochromoxidázou v mitochondriích a narušením buněčného dýchání, v akutním účinku vykazuje mírně slabší toxicitu nežli H_2S . Působí na centrální nervový systém a respirační trakt. Při akutní expozici vyvolává dráždění sliznice očí a dýchacích cest, bolesti hlavy, závratě, nevolnost a zvracení [55,56].

V následující tabulce jsou uvedeny hodnoty havarijních koncentrací AEGLs stanovené v roce 2013 pro methylmerkaptan. K určení koncentrace AEGL-1 nebyla nalezena vhodná data, neboť existující studie profesionální expozice zahrnují i další současně působící složky TRS. Byla pouze stanovena úroveň zřetelného vnímání pachu (LOA)³⁰ $3,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. K dispozici nejsou ani dostatečné údaje odpovídající definici AEGL-2 a proto byla tato úroveň expozice stanovena jako třetina AEGL-3, která vycházela z 4hodinové LC_{01} ³¹ u potkanů s použitím faktoru nejistoty 10 [56].

Methylmerkaptan – havarijní koncentrace AEGLs (mg/m^3)					
Délka expozice	10 min	30 min	60 min	4 hod	8 hod
AEGL 1	-	-	-	-	-
AEGL 2	80	57	43	28	14
AEGL 3	240	170	130	85	43

Dimethylsulfid má čichový práh v rozmezí $6\text{--}88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ s geometrickým průměrem $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V ovzduší podléhá oxidačním reakcím s poločasem několika hodin až dní.

Dimethyldisulfid má čichový práh v rozmezí $48\text{--}66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ s geometrickým průměrem $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a v ovzduší podléhá oxidačním reakcím s poločasem několika hodin [55].

Vznikají při rozkladu organických látek rostlinného i živočišného původu a jsou přítomné v různých potravinách. Při akutní inhalační expozici byl u dimethylsulfidu popsán výrazný dráždivý účinek na sliznici očí a dýchacích cest, u dimethyldisulfidu nevolnost a bolesti hlavy provázené otupením čichu při delší expozici [55].

Americká asociace hygieny průmyslu AIHA stanoví pro účely odhadu účinku toxických látek za mimořádných situací hodnoty ERPG³² ve třech úrovních [57].

³⁰ LOA (Level of distinct odour awareness) - koncentrace pachové látky, nad kterou se předpokládá, že ji bude cítit nejméně polovina exponované populace a kolem 10% lidí ji bude pociťovat jako silný zápach

³¹ LC_{01} (Lethal concentration, 1%) – koncentrace pro 1% úmrtnost pokusných zvířat

³²ERPG (Emergency Response Planning Guidelines)

Nejnižší ERPG-1 představuje koncentraci, již mohou být vystaveny téměř všechny osoby po dobu do jedné hodiny, aniž by to u nich vyvolalo jiné než mírné a přechodné nepříznivé zdravotní účinky nebo vjem zápachu. Hodnoty ERPG-1 pro jednotlivé komponenty TRS jsou uvedeny v tabulce:

	H ₂ S	CH ₄ S	C ₂ H ₆ S	C ₂ H ₆ S ₂
ERPG-1 (μg/m ³)	139	9,8	1290	38,4

Čichový práh jednotlivých komponent směsi TRS je nižší nežli koncentrace, při kterých byly prokázány zdravotně nepříznivé účinky. Přesto je obvyklým výsledkem studií v pachově zatížených lokalitách vyšší incidence zdravotních symptomů typu bolestí hlavy, dráždění očí a dýchacích cest a zhoršení potíží astmatiků [55].

K vysvětlení mechanismu vzniku uvedených příznaků při poměrně nízkých koncentracích TRS i nedaleko nad čichovým prahem a hluboko pod prahovými koncentracemi, stanovenými v klinických experimentech pro dráždivý a toxický účinek, existuje několik teorií.

Podle jedné z nich se účinek jednotlivých komponent ve směsi může potencovat, i když mají práh dráždivosti podstatně vyšší nežli práh pro čichové vjemy.

Podle další může docházet současně s působením na čichový epitel i k podráždění sliznic a sensorických nervových zakončení například trojklaného nervu, čímž lze vysvětlit takové potíže, jako je bolest hlavy, chrapot, kašel a dušnost.

Nepříjemné pachové vjemy však mají nepříznivý efekt i na psychiku člověka, vyvolávají stresovou reakci, zhoršují náladu a ovlivňují chování, například vyvoláním nechutenství, i bez dráždivých účinků, tedy při koncentraci pod prahem dráždění.

Možný je patrně i vznik podmíněné asociace, kdy po prodělané respirační infekci při současném výskytu zápachu již jen samotný pachový vjem reflexivně vyvolá i respirační příznaky [58].

Při odvození limitních koncentrací TRS ve venkovním ovzduší, které byly stanoveny např. v některých provinciích Kanady nebo státech USA, se proto převážně vycházelo z pachových vlastností těchto látek.

Přehodnocením imisního limitu TRS se v roce 2007 zabývalo ministerstvo životního prostředí kanadské provincie Ontario (MOE) [55].

Místo původní 1hodinové koncentrace 40 μg/m³ byly navrženy limity pro 24hodinovou, 30minutovou a 10minutovou průměrnou koncentraci TRS.

Limit pro 24hodinovou průměrnou koncentraci byl odvozen na základě zdravotního rizika sirovodíku, jako hlavního představitele komponent TRS. Pro samotný sirovodík byla odvozena 24hodinová koncentrace 7 μg/m³. MOE zde vycházelo ze stejné subchronické studie u potkanů a koncentrace NOAEL pro poškození čichových buněk nosní sliznice, kterou využila US EPA při odvození chronické referenční koncentrace 2 μg/m³.

K odvození limitu 24hodinové koncentrace byl použit nižší faktor nejistoty 100 (3x pro extrapolaci na člověka, 10x pro rozdíly v citlivosti a jen 3x pro subchronickou expozici).

Vzhledem k cca 50% podílu H₂S v sumě TRS z výroby sulfátové buničiny v papírnách, byla stanovena doporučená limitní 24hodinová koncentrace TRS 14 μg/m³. Pro jiné oblasti emisí (železářny, rafinérie, čistírny odpadních vod) s vyšším podílem H₂S byl navržen limit 7 μg/m³.

Limity pro akutní expozici TRS byly navrženy k prevenci pachových vlivů na základě čichových prahů H₂S a CH₄S, jakožto nejvíce zapáchajících komponent směsi TRS, jako 13 μg/m³ 10minutové průměrné koncentrace, resp. 10 μg/m³ pro 30minutovou koncentraci.

Zdravotní riziko nepříznivých účinků TRS pro obyvatele okolí významných zdrojů, především papíren, bylo předmětem několika epidemiologických studií.

Nejvíce údajů poskytuje série finských studií z okolí papírny v Jižní Karélii³³.

Výsledky ukazují, že tyto účinky jsou vesměs podobné účinkům sirovodíku, tj. dráždění sliznic, ovlivnění respiračního traktu a centrálního nervového systému. U obyvatel zatížených oblastí byl ve srovnání s referenčními vzdálenějšími oblastmi prokázán vyšší výskyt potíží typu bolesti hlavy, migrény, nevolnosti a symptomů dráždění očí a respiračního traktu.

Z hlediska vztahů mezi expozicí a účinkem byl v dotazníkové studii u obyvatel okolí papírny zjištěn vyšší výskyt symptomů dráždění sliznice očí, nosu a hltanu a bolestí hlavy ve dnech s 24hodinovou koncentrací TRS 10-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ve srovnání se dny s koncentrací pod 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro dny s nejvyšší koncentrací nad 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byla zjištěna souvislost i s vyšším výskytem nevolnosti [59].

V oblasti s roční průměrnou koncentrací TRS 2-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, denními koncentracemi 0–56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a maximální 1hodinovou koncentrací 155 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byl zjištěn statisticky významný vyšší výskyt kašle, respiračních infekcí a bolestí hlavy v předcházejícím 4týdenním i 12měsíčním období. Autoři na základě těchto výsledků usuzují, že nepříznivé zdravotní účinky TRS se projevují při nižší úrovni expozice, nežli v předchozích studiích [60].

Tento závěr je však podle ATSDR zpochybněn výskytem poměrně vysokých krátkodobých koncentrací TRS a možným účinkem SO_2 , který též vykazoval v zatížené oblasti vyšší výkyvy krátkodobých koncentrací. Na základě této studie proto nelze usoudit, zda zjištěné příznaky souvisí s nízkou průměrnou roční koncentrací TRS 2-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, nebo 24hodinovou koncentrací až 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Slabinou této studie je dle ATSDR i nesledování imisní situace u suspendovaných částic [49].

Po snížení imisního zatížení TRS v okolí finské papírny z průměrné roční koncentrace 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byl v prospektivní kohortové studii u obyvatel zjištěn pokles výskytu akutních respiračních infekcí o 0,53 epizody na osobu a rok. Ke snížení došlo i u frekvence nosních symptomů a kašle [61]. Tato poslední publikovaná studie z této oblasti tedy poskytuje další důkazy o tom, že dlouhodobá expozice i nízkým koncentracím TRS zvyšuje riziko akutních respiračních infekcí a respiračních symptomů.

Možný vztah mezi exacerbací astmatických potíží a expozicí TRS a H_2S z jatek a kožedělné továrny v ovzduší byl popsán ve studii z Nebrasky, která v letech 1998–2000 hodnotila v závislosti na měření TRS a H_2S v ovzduší dvou měst počty hospitalizací pro respirační onemocnění. Pro předcházející dny s vyšší imisní expozicí TRS (s alespoň jednou průměrnou klouzavou 30minutovou koncentrací nad 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ byl zjištěn vyšší počet hospitalizací pro astma u dětí [62].

Epidemiologická studie ze Severní Karolíny sledovala prevalenci příznaků astma u adolescentů ze středních škol v souvislosti se znečištěním ovzduší z celulózek a papíren v okolí. Mírně zvýšená prevalence byla sice zjištěna u žáků škol z bližšího okolí, avšak pouze u kuřáků nebo těch, kteří byli vystaveni pasívnímu kouření doma. Podle autorů studie to naznačuje vyšší citlivost vůči nízké expozici dráždivým škodlivinám v ovzduší při současném působení tabákového kouře. Nedostatkem studie je ovšem absence měření konkrétních škodlivin v ovzduší [63].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

V rámci hodnocení expozice byly jako současné imisní pozadí sumy TRS vyhodnoceny poskytnuté výsledky imisního monitoringu společnosti Mondi Štětí a.s. ve městě Štětí.

Souhrnné výsledky udává následující tabulka. Je zde uveden průměr nejvyšších 0,5 hod. a 24hod. koncentrací z jednotlivých let, průměr 98.kvantilů z jednotlivých let a průměr ročních průměrných koncentrací za pětileté období 2015–2019.

³³ The South Karelia Air Pollution Study

Tab. 7 – Výsledky monitoringu sumy TRS ve městě Štětí v období 2015–2019 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Stanice „Knihovna“		Stanice „Učiliště“	
	Max.	98. kvantil	Max.	98. kvantil
0,5 hod.	70,7	10,8	79,7	12,7
24.hod.	23,0	10,7	29,1	14,6
PR	5,2	-	5,6	-

Vysvětlivky: PR – průměr ročních průměrných koncentrací 2015-2019

U imisí TRS je hodnocení zdravotního rizika podstatně obtížnější nežli u H_2S , neboť pro tuto směs několika různých látek nejsou k dispozici referenční koncentrace. Pokud byly stanoveny imisní limity, pak vycházejí z toxických vlastností sirovodíku, jako hlavní a nejlépe prozkoumané komponenty, nebo jsou odvozeny na základě pachových vlastností.

K vyhodnocení imisní situace ve vztahu k pachovému ovlivnění ovzduší se jako nejvhodnější jeví doporučený 30minutový limit $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ odvozený v roce 2007 ministerstvem životního prostředí kanadské provincie Ontario, který zohledňuje pachové vlastnosti H_2S a CH_4S , jakožto nejvíce zapáchajících komponent TRS.

K orientačnímu posouzení pachové situace v uplynulém období 2015–2019 je v další tabulce uveden počet a procento 0,5hodinových koncentrací TRS přesahujících hodnotu $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tab. 7 – Průměrný roční počet a % 0,5hod. koncentrací TRS v období 2015–2019 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Stanice „Knihovna“		Stanice „Učiliště“	
	$> 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$> 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	%
2015–2019	449	2,6	712	4,1

Z výsledků v tabulce je zřejmé, že k dosažení pachově postižitelné koncentrace sumy TRS v ovzduší dochází nárazově v mimořádných situacích v dlouhodobém průměru v délce cca kolem 12 dnů v roce. Výsledky imisního monitoringu ve Štětí obdobně jako u samotného sirovodíku dokládají poměrně významné překračování této koncentrace a tím i výskyt pachových problémů.

Zdravotní potíže přisuzované TRS v ovzduší jsou popsány v několika epidemiologických studiích, vesměs využívajících dotazníková šetření. V souhrnu z nich vyplývá, že jde vesměs o účinky podobné účinkům sirovodíku, tj. dráždění sliznic, ovlivnění respiračního traktu a centrálního nervového systému. U obyvatel zatížených oblastí byl ve srovnání s referenčními vzdálenějšími oblastmi prokázán vyšší výskyt potíží typu bolesti hlavy, migrény, nevolnosti, symptomů dráždění očí a respiračního traktu a zvýšení výskytu akutních respiračních potíží. Ze studií lze usoudit, že k těmto obtížím mají vztah jak krátkodobé nárůsty koncentrace TRS v ovzduší, tak i dlouhodobá zátěž, charakterizovaná průměrnou roční koncentrací.

V jedné studii bylo zjištěno, že k významnému poklesu potíží a počtu akutních respiračních infekcí u obyvatel došlo při snížení průměrné roční koncentrace TRS z 11 na $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Průměrné roční koncentrace TRS měřené ve městě Štětí s výjimkou stanice „Učiliště“ v roce 2018 se pohybují pod touto hodnotou.

V jiné studii ovšem byl ovšem popsán statisticky významný vyšší výskyt potíží typu kašle, respiračních infekcí a bolestí hlavy ve srovnání s kontrolní oblastí i při imisní zátěži TRS v průměrné roční koncentraci $2-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ s výkyvy denních koncentrací až k $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jak ukazují výsledky imisního monitoringu, je v případě nejvyšších denních koncentrací imisní situace ve Štětí příznivější, přesto ji ale nelze považovat za uspokojivou.

Realizace dalších opatření ke snížení emisí TRS z provozu papírny je proto opodstatněná.

Současný i výhledový imisní příspěvek TRS, vypočtený rozptylovou studií, představuje prakticky zanedbatelné hodnoty jak průměrné roční, tak i krátkodobých maximálních koncentrací, které jsou řádově nižší nežli koncentrace měřené na monitorovacích stanicích ve městě Štětí. Důvodem je zřejmě kromě vlivu přirozeného pozadí a nezahrnutí některých neměřených emisních zdrojů papírny výpočet rozptylové studie pouze pro standardní provoz, neboť podle starší rozptylové studie, která byla podkladem k hodnocení Státního zdravotního ústavu Praha [64], dochází ke zvýšeným imisním koncentracím při nestandardních situacích při poruše regeneračního kotle a závažnějších haváriích.

IV. 10. Závěr k riziku znečištění ovzduší

Podkladem k hodnocení rizika znečištění ovzduší v lokalitě města Štětí, dotčené posuzovaným záměrem navýšení kapacity výroby papíru, byly výstupy rozptylové studie, která hodnotí imisní vliv hodnocených zdrojů včetně související dopravy pro 8 základních látek, tj. oxid dusičitý, oxid uhelnatý, suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen, benzo(a)pyren, oxid siřičitý a redukované sloučeniny síry. Jedná se o kompletní zastoupení škodlivin, které je možné a účelné zahrnout do hodnocení vlivů imisí daného záměru na zdraví obyvatel.

Jako podklad o současné úrovni znečištění ovzduší, tj. imisním pozadí dotčené lokality byly využity oficiální údaje Českého hydrometeorologického ústavu pro danou lokalitu, doplněné výsledky měření TRS na monitorovacích stanicích ve městě Štětí.

Při hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší byly použity aktuální odborné poznatky o nebezpečnosti a vztazích expozice a účinku hodnocených látek v souladu s autorizačním návodem Státního zdravotního ústavu Praha pro hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší.

Výsledek kvantitativního odhadu zdravotního rizika současné úrovně znečištění ovzduší na základě údajů ČHMÚ o imisním pozadí suspendovaných částic odpovídá průměrné situaci v podmínkách ČR.

Příspěvek emisních zdrojů v provozu papírny, kterých se hodnocený záměr týká, je z hlediska současné imisní situace a rizika znečištění ovzduší klasickými škodlivinami nevýznamný a tato situace se realizací záměru modernizace papírny nezmění. Výjimkou je relativně vysoký imisní příspěvek oxidu siřičitého, u kterého však podle výsledků rozptylové studie dojde po realizaci záměru ke snížení, což je příznivé i s ohledem na současnou expozici sloučeninám redukované síry (TRS), kde lze předpokládat možnost kombinovaného dráždivého účinku na sliznice respiračního traktu.

Imisní zatížení sloučeninami redukované síry je dlouhodobou specifickou záležitostí papírenské výroby ve Štětí. Současný stav, hodnocený na základě výsledků imisního monitoringu ve městě v období 2015–2019 sice nepředstavuje významné přímé zdravotní riziko pro obyvatele, avšak nelze jej považovat za uspokojivý.

Za mimořádných emisních a rozptylových podmínek jsou podle výsledků měření přechodně dosahovány koncentrace, které jsou již pachově postižitelné a různými mechanismy se pravděpodobně mohou promítat i do vyšší frekvence příznaků typu dráždění sliznic očí a respiračního traktu a bolestí hlavy.

Posuzovaný záměr tento stav podle výsledků rozptylové studie neovlivní, vypočtený imisní příspěvek vykazuje nepatrné snížení.

V. Analýza nejistot

Každé hodnocení vlivů na zdraví je nevyhnutelně zatíženo řadou nejistot. Proto je jednou z neopominutelných součástí hodnocení vlivů na zdraví i popis a analýza nejistot, kterých si je zpracovatel vědomý a ke kterým by se mělo přihlédnout v další etapě rozhodování.

V daném případě hodnocení zdravotních rizik hluku a znečištění ovzduší vlivem provozu společnosti Mondi Štětí a.s. vyplývají určité nejistoty jak z výchozích dat, na jejichž základě byla hodnocena expozice hluku a imisím, tak i ze současného stupně poznání o jejich potenciálním riziku pro obyvatelstvo. Konkrétně se jedná hlavně o tyto oblasti:

1. Spolehlivost údajů o akustické a imisní situaci dotčeného území a vlivu posuzovaného záměru. U podkladových studií je tato nejistota dána jak validitou vstupních dat, tak i vlastním matematickým modelem.

U akustické studie je přesnost výpočtu uvedena v rozmezí ± 2 dB a toto rozmezí nejistoty bylo ověřeno měřením. Současný stav hlukové zátěže ze zdrojů technologie výroby byl zjištěn měřením. Výpočet příspěvku z nových zdrojů pro výhledový stav vychází ze stanovených limitních hodnot u zdrojů, skutečnou situaci bude tedy nutné ověřit měřením. Výpočet hluku z dopravy po veřejných komunikacích vychází z výsledků sčítání intenzit dopravy a zohledňuje předpokládané změny dopravní situace. Z výsledků provedeného měření vychází výpočet hluku z železniční dopravy.

Pro závěry hodnocení rizika hluku nejsou nejistoty podkladů o expozici podstatné.

Ve výpočtech rozptylových studií je obecně významnou nejistotou zatíženo zejména hodnocení imisních koncentrací suspendovaných částic vlivem sekundární prašnosti a všeobecně i výpočet maximálních krátkodobých koncentrací.

V rozptylové studii jsou uvažovány pouze stacionární zdroje, kterých se týká hodnocený záměr, nejsou tedy zahrnuty další zdroje znečištění ovzduší v areálu Mondi Štětí, které s hodnoceným záměrem nesouvisejí. Jejich vliv by měl být obsažen v současném imisním pozadí.

Hodnocen je pouze standardní provoz bez mimořádných a havarijních situací. Tím lze zřejmě kromě přirozeného imisního pozadí a nezahrnutí některých neměřených emisních zdrojů papírny vysvětlit rozdíl mezi vypočtenými a skutečně dosahovanými imisními koncentracemi TRS. K hodnocení expozice těmito látkám byly proto použity spolehlivé výsledky imisního monitoringu přímo ve městě Štětí.

2. Při hodnocení expozice obyvatel zájmového území hluku a imisím klasických škodlivin z ovzduší byl použit konzervativní, vědomě nadhodnocený přístup. Hluková expozice je hodnocena u nejvíce zatížených bytových domů. Imisní situace vychází z údajů pro výpočtové body rozptylové studie cíleně umístěné u nejbližší a nejvíce exponované obytné a rekreační zástavby a tato maximální úroveň expozice byla vztažena na všechny obyvatele města. Tím byla do značné míry na straně bezpečnosti eliminována nejistota výstupů rozptylové studie.
3. Vztahy expozice a účinku, použité k charakterizaci rizika hluku a znečištění ovzduší. Pro charakterizaci rizika hluku byly v souladu s aktualizovanou verzí 5 AN SZÚ použity nové vztahy expozice a účinku ze směrnice WHO z roku 2018, které jsou obsaženy i v příloze III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES o hodnocení a řízení hluku ve venkovním prostředí. Jde tedy o zcela aktuální podklady.
Při odhadu situace konkrétního hodnoceného záměru je ovšem aplikace vztahů, odvozených z meta-analýz studií z různých zemí vždy zatížena nejistotou, neboť účinky hluku a reakci obyvatel kromě vlastní hlukové zátěže a jejího charakteru významně ovlivňuje i řada místních neakustických faktorů.

Zejména je nelze spolehlivě vztahovat na jednotlivé osoby nebo malé soubory exponovaných obyvatel jednotlivých domů. V takových případech může být obtěžující a rušivý účinek hluku významně modifikován jak individuální vnímavostí konkrétních osob vůči hluku a jejich osobním vztahem ke zdrojům hluku, tak i dalšími neakustickými faktory, jako je úroveň hlukového pozadí z ostatních zdrojů, konkrétní situování domů a místností sloužících k odpočinku a spaní a významně se lišit od vypočtených údajů. Určitý podíl obyvatel pociťujících obtěžování hlukem je při vnímatelné úrovni hluku vzhledem k velkému rozptylu individuální vnímavosti a dalších podmínek prakticky nevyhnutelný.

Vztahy expozice a účinku látek znečišťujících ovzduší, používané ke kvantitativní charakterizaci rizika se průběžně aktualizují. V daném případě byly použity vztahy expozice a účinku odvozené experty WHO, které doporučuje autorizační návod SZÚ Praha pro autorizovaná hodnocení rizika znečištění ovzduší.

Některé epidemiologické studie naznačují i vyšší zdravotní účinky znečištění ovzduší, např. velká kohortová studie u dospělé populace v USA, publikovaná v loňském roce, uvádí při dlouhodobé expozici $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ zvýšení celkové úmrtnosti o 12% [65].

Pro hodnocení rizika znečištění ovzduší vyplývají nejistoty ze současného stupně poznání o komplexním zdravotním riziku znečištění ovzduší, kde přístup hodnotící izolovaně jednotlivé škodliviny je nevyhnutelně zjednodušením skutečné situace, v daném případě např. v otázce kombinovaného působení imisí SO_2 a TRS.

Nejistotou je nesporně zatíženo i odvození existujících referenčních koncentrací, v daném případě zejména u sirovodíku. Při použití velmi konzervativní referenční koncentrace US EPA z databáze IRIS vycházejí pro obyvatele města Štětí hraniční hodnoty rizika pro nepříznivé ovlivnění nosní sliznice. I když se jedná o účinek zjištěný u mnohem vyšších experimentálních expozic u pokusných zvířat a při expozici z venkovního ovzduší nepotvrzený studiemi u lidí, jde o referenční koncentraci z uznávaného odborného zdroje a zejména při použití principu předběžné opatrnosti nelze tuto situaci považovat za uspokojivou.

S pojmem předběžné opatrnosti se při hodnocení vlivů na veřejné zdraví běžně pracuje. Znamená prisouzení „vyššího“ rizika v případech, že je nebezpečnost nejistá nebo nezjistitelná a v případech, kde vědecké důkazy nejsou jednoznačné.

U redukováných sloučenin síry byly pro charakterizaci rizika použity výsledky existujících epidemiologických studií, které jsou ovšem z oblastí, které se zastoupením jednotlivých hlavních komponent sumy TRS mohou lišit, a to zejména v mimořádných provozních situacích, které jsou právě u Mondi Štětí a.s. z hlediska emisí TRS významné.

VI. Celkový závěr

Podle zadání bylo s využitím poskytnutých podkladů provedeno podle aktuálních metodik hodnocení vlivů posuzovaného záměru Eco9 – Mondi Štětí a.s. na veřejné zdraví. Podkladem byly výsledky imisního monitoringu a akustická a rozptylová studie, které hodnotí současný a předpokládaný výhledový vliv provozu papírny na hlukovou a imisní expozici obyvatel dotčené oblasti města Štětí.

Z hlediska zdravotního rizika hluku je pro lokalitu dotčenou posuzovaným záměrem nejvýznamnější hluk z automobilové dopravy po veřejných komunikacích, který pro obyvatele exponované obytné zástavby představuje zvýšené riziko nepříznivých zdravotních účinků, hodnocených v ukazatelích obtěžování, rušení spánku a zvýšeného výskytu kardiovaskulárních onemocnění.

Tento stav však není v městských lokalitách s intenzivní dopravou neobvyklý a navýšení objemu nákladní obslužné dopravy papírny, vyvolané realizací záměru, nebude z hlediska zdravotního rizika hlukové zátěže z dopravy významné.

Výsledek kvantitativního odhadu zdravotního rizika současné úrovně znečištění ovzduší na základě údajů ČHMÚ o imisním pozadí ve standardně hodnocených ukazatelích zdravotního rizika na základě imisního pozadí suspendovaných částic zhruba odpovídá průměrné úrovni rizika ve městech ČR. Příspěvek emisních zdrojů posuzovaného záměru k úrovni znečištění ovzduší je u klasických škodlivin s výjimkou oxidu siřičitého podle výsledků výpočtu rozptylové studie zanedbatelný. Příspěvek oxidu siřičitého se má proti současnému stavu snížit, což je příznivé i s ohledem na expozici sloučeninám redukované síry (TRS), kde lze předpokládat možnost kombinovaného dráždivého účinku na sliznice respiračního traktu.

Z hodnocených nepříznivých vlivů provozu papírny společnosti Mondi Štětí a.s. na obyvatele jsou nejvýznamnější hluk ze stacionárních zdrojů technologie v noční době a ovlivnění kvality ovzduší redukovanými sloučeninami síry.

Hluk z technologie výroby podle výsledků provedeného měření u obytné zástavby v nejbližším okolí významně převyšuje prahovou hladinu pro rušení spánku

Imisní zatížení sloučeninami redukované síry (TRS) je dlouhodobou specifickou záležitostí papírenské výroby ve Štětí. Podle výsledků monitoringu jsou ve městě nárazově dosahovány koncentrace, které jsou již pachově postižitelné a mohou se promítat i do vyšší frekvence příznaků typu dráždění sliznic očí a respiračního traktu a bolestí hlavy. Při použití principu předběžné opatrnosti nelze současný stav považovat za uspokojivý ani z hlediska dlouhodobé expozice.

Pro posuzovaný záměr je podstatné, že nemá vést ke zhoršení těchto vlivů. Vypočtené změny hlukové expozice z technologie výroby jsou zcela zanedbatelné, imisní příspěvek TRS se nepatrně snižuje.

Tento závěr je platný za předpokladu platnosti poskytnutých výchozích podkladů.

VII. Příloha – citovaná a použitá literatura

1. WHO: *Environmental Noise Guidelines for the European Region*, WHO, 2018
2. EEA: *Good practice guide on noise exposure and potential health effects*, EEA Technical report No 11/2010, EEA, 2010
3. WHO: *Guidelines for Community Noise*, 1999
4. Havránek J. a kol.: *Hluk a zdraví*, Avicenum Praha, 1990
5. European Commission: *Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*, 2002
6. Guski R., Schreckenberg D., Schuemer R.: *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Annoyance*, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 14, 1539
7. Gjestland T.: *On the Temporal Stability of People's Annoyance with Road Traffic Noise*, *Int. J. Environ Res. Public Health* 2020, 17, 1374
8. Miedema, HME, Vos H: *Noise annoyance from stationary sources: Relationships with exposure metric day-evening-night (DENL) and their confidence intervals*, *J. Acoust. Soc. Am.* 116(1), July 2004
9. WHO, Regional Office for Europe: *Night noise guidelines for Europe*, WHO, 2009

10. *European Commission Working Group on Health and Socio-Economic Aspects: Position Paper on Dose-Effects Relationships for Night Time Noise, 2004*
11. *Basner M., McGuire S.: WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep, Int. J. Environ. Res. Public Health 2018, 15, 519*
12. *Münzel T., Schmidt F.P., Steven S., Herzog J., Daiber A., Sørensen M.: Environmental Noise and the Cardiovascular System, J. Am Coll. Cardiol. 2018, 71(6):688-97*
13. *Babisch, W.: Road traffic noise and cardiovascular risk, Noise Health 2008, 10:38,27-33*
14. *Babisch, W.: Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis, Noise Health 2014, 16:1-9*
15. *Van Kempen E, Casas M., Pershagen G., Foraster M.: WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary, Int. J. Environ. Res. Public Health 2017, 15, 379*
16. *Evropská komise: Směrnice komise (EU) 2020/367 ze dne 4. března 2020, kterou se mění příloha III směrnice Evropského parlamentu a rady 2002/49ES, pokud jde o hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí, EK, Gen. ředitelství pro životní prostředí, 2020*
17. *Vandasová Z., Fialová A.: Vztahy mezi hlukovými ukazateli L_{dvn} a L_{dvn}, SZÚ Praha, 2019*
18. *WHO: WHO Guidelines for indoor air quality: selected pollutants, WHO 2010*
19. *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“ – souhrnná zpráva za rok 2019, SZÚ Praha 2020*
20. *ČHMÚ: Tabeleární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika“ – internetový zdroj*
21. *WHO: Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide, Global update 2005*
22. *WHO: Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP, Technical Report, WHO 2013*
23. *WHO: Air Quality Guidelines for Europe, second edition, WHO 2000*
24. *WHO: Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs), Meeting report 2015, WHO 2016*
25. *European Commission, Joint Reserch Centre, 2004, The INDEX Project: Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU, Final Report, 331 pp, 2005*
26. *US EPA: Integrated Science Assessment for Carbon Monoxide (Final Report), US EPA, Office of Research and Development, 2010*
27. *ATSDR, Divison of Toxicology: Toxicological Profile for Carbon Monoxide, 2012*
28. *US EPA: Risk and Exposure Assessment for the Review of the Primary National Ambient Air Quality Standard for Sulfur Oxides, US EPA, Office of Air Quality Planning and Standards 2018*
29. *California EPA, Office of Environmental Health Hazard Assessment: TSD for Noncancer RELs, 2008*
30. *Anderson H.R., Atkinson R.W., Bremmer S.A., Carrington J., Peacock J.: Quantitative systematic review of short term associations between ambient air pollution (particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, sulphur dioxide and carbon monoxide), and mortality and morbidity, Division of Community Health Sciences, St George's, University of London, 2007*

31. 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*
32. Beelen R., Raaschou-Nielsen O., Stafoggia M. at al.: *Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohort within the multicentre ESCAPE project. Lancet 2014, 383(9919):785-95*
33. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 109, Outdoor air pollution, 2015*
34. WHO: *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide, WHO Regional Office for Europe, 2013*
35. WHO: *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution, WHO Regional Office for Europe, 2006*
36. Hurley F et al.: *Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005*
37. IARC Monographs: *Volume 120, Benzene, 2018*
38. ATSDR, *Division of Toxicology: Toxicological Profile for Benzene, 2007*
39. Filippini T., Hatch E.E., Rothman K.J., Heck J.E., Park A.S., Crippa A., et al.: *Association between Outdoor Air Pollution and Childhood Leukemia: A Systematic Review and Dose-Response Meta-Analysis, Environ Health Perspect 127(4) April 2019*
40. MZ ČR: *Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální, HEM-300-19.9.05/31639, 2005*
41. Šrám, R. J.: *Výsledky výzkumu znečištěného ovzduší - nové poznatky 2010, ochrana ovzduší 5-6/2010, str. 3-7*
42. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 92, Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures, 2010*
43. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100F, Chemical Agents and Related Occupations (Benzo(a)pyrene), 2012*
44. US EPA: *Integrated Risk Information System, Toxicological Review of Benzo(a)pyrene, 2017*
45. Delgado-Saborit JM, Stark Ch, Harrison RM: *Carcinogenic potential, levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards, Environment International, 37(2):383-392, 2010*
46. Ruth JH: *Odour Tresholds and Irritation Levels of Several Chemical Substances: A Review, Am.Ind.Hyg.Assoc.J. (47), 1986, pp.142-151.*
47. National Academy of Science: *Acute Exposure Guideline Levels for Selected Airborne Chemicals, Volume 9, Hydrogen Sulfide, NAC, 2010*
48. WHO: *CICAD 53 Hydrogen sulfide: Human Health Aspects, 2003*
49. ATSDR: *Toxicological Profile for Hydrogen Sulfide and Carbonyl Sulfide, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2016*
50. MZ ČR: *Seznam referenčních koncentrací znečišťujících látek v ovzduší, HEM-323-17.4.03/11300, Praha 2003*
51. US EPA: *Data base IRIS (Integrated Risk Information System), Hydrogen sulphide, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment U.S.EPA, 2003*

52. Young S.R.: *Questions and Answers about Kraft Pulp Mill Odor, Manual 75, Georgia-Pacific Consumer Products (CAMAS) LLC, 2008*
53. AMEC Earth & Environmental Limited, University of Calgary: *Assessment Report on Reduced Sulphur Compounds for Developing Ambient Air Quality Objectives, Alberta Environment 2004*
54. ATSDR: *Addendum to the Toxicological Profile for Methyl Mercaptan, ATSDR, 2014*
55. Ontario Ministry of the Environment: *Ontario Air Standard for Total Reduced Sulphur, June 2007*
56. National Academy of Science: *Acute Exposure Guideline Levels for Selected Airborne Chemicals, Volume 15, Methyl Mercaptan, NAC, 2013*
57. AIHA: *Emergency Response Planning Guidelines, Current AIHA ERPG Values (2014)*
58. Schiffman S.S., Williams C.M.: *Science of Odour as a Potential Health Issue, J. Environ. Qual. 2005, 34:129-138*
59. Marttila O.; Jaakkola J. J.; Partti-pellinen K.; Vilkkka V.; Haahtela T.: *South Karelia Air Pollution Study: Daily Symptom Intensity in Relation to Exposure Levels of Malodorous Sulfur Compounds from Pulp Mills. Environmental Research, 1995, 71 (2): 122-127*
60. Partti-Pellinen, Marttila O., Vilkkka V., K., Jaakkola J.J., Jäppinen P., Haahtela T.: *The South Karelia Air Pollution Study: effects of low-level exposure to malodorous sulfur compounds on symptoms, Arch Environ Health, 1996, 51:315-320*
61. Jaakkola J.J.K., Partti-Pellinen K.; Marttila O.; Miettinen P.; Vilkkka V.; Haahtela T.: *The South Karelia Air Pollution Study: changes in respiratory health in relation to emission reduction of malodorous sulfur compounds from pulp mills. Arch Environ Health 1999, 54(4):254-263*
62. Campagna D, Kathman S.J., Pierson R, Inserty S.G., Phifer B.L., Middleton D.C., Zarus G.M., White M.C.: *Ambient hydrogen sulfide, total reduced sulfur, and hospital visits for respiratory disease in northeast Nebraska, 1998 – 2000, J Expo Anal Environ Epidemiol 2004, 14:180-187*
63. Mirabelli M.C., Wing S.: *Proximity to pulp and paper mills and wheezing symptoms among adolescents in North Carolina, Environ Res. 2006, 102(1): 96-100*
64. Kazmarová H., Veselská H., Kotlík B.: *Hodnocení vlivu zápachajících látek z papírny Mondi Štětí a.s. na zdraví obyvatel, SZÚ Praha, 2008*
65. Pope CA III, Lefler JS, Ezzati M, Higbee JD, Marshall JD, Kim S-Y, et al.: *Mortality Risk and Fine Particulate Air Pollution in a Large, Representative Cohort of U.S. Adults, Environ Health Perspect 127(7) July 2019*

Svitavy 25.11.2020

MUDr. Bohumil Havel

