

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

EcoKraft

Mondi Štětí a.s.

Hodnocení vlivů na veřejné zdraví - zdravotní rizika hluku a imisí

Zadavatel:

Jacobs Clean Energy s.r.o.
Křenová 58
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, únor 2022

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	12
III. 3. Závěr k riziku hluku.....	18
IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší.....	18
IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice	18
IV. 2. Oxid dusičitý (NO ₂).....	19
IV. 3. Oxid uhelnatý (CO)	24
IV. 4. Oxid siřičitý (SO ₂).....	26
IV. 5. Suspendované částice PM ₁₀ a PM _{2,5}	30
IV. 6. Benzen.....	37
IV. 7. Benzo(a)pyren	41
IV. 8. Sirovodík (sulfan, H ₂ S).....	43
IV. 9. TRS – suma sloučenin redukované síry	47
IV. 10. Závěr k riziku znečištění ovzduší	53
V. Analýza nejistot	53
VI. Celkový závěr	55
VII. Příloha – citovaná a použitá literatura.....	56

I. Zadání a výchozí podklady

Na základě objednávky společnosti Jacobs Clean Energy s.r.o. Brno má být jako součást dokumentace, zpracované podle zákona č. 100/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů, k záměru „EcoKraft“ společnosti 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, „Mondi Štětí, a.s., záměr EcoKraft“, č. 6323-S08-22, datum vydání 23.2.2022, zpracovatel REVITA Engineering – Libor Brož, Litoměřice.
- ✓ Rozptylová studie „EcoKraft“, zpracovatel Jacobs Clean Energy s.r.o., Brno (RNDr. Tomáš Bartoš, Ph.D.), únor 2022
- ✓ Imisní charakteristiky H₂S, TRS z monitoringu Mondi Štětí a.s. ve městě Štětí za roky 2017–2021 „Hodnocení imisí pro PM10 pro studii zpracování zdravotních rizik – roční hodnoty“ (Vladimír Buk, 11.2.2020).

Stručný popis záměru a poskytnutých podkladů:

Hlavním předmětem posuzovaného záměru je výstavba haly pro nový papírenský stroj PS-10 na výrobu 200 tis. t pytlového papíru ročně. S výstavbou PS-10 souvisí úpravy stávající výrobní i nevýrobní infrastruktury firmy Mondi Štětí a.s. Záměr využívá kapacitních možností stávajících technologických celků a zdrojů, a také existující průmyslové infrastruktury v rámci závodu Mondi Štětí a celého průmyslového areálu. Související nákladní doprava bude činit 5240 jízd ročně, to je 14.3 za den, podíl v noci se očekává 10 %.

Závod Mondi Štětí a.s. zajišťuje celý proces výroby papíru od přejímky dřeva, jeho zpracování, výrobu buničiny vařením z dřevní štěpky, či ze sběrového papíru a samotnou výrobu papíru. Součástí provozu jsou odběr a úprava vody, technologické procesy regenerace chemikálií a využití organických složek jako zdroje energie. V areálu Mondi Štětí se nachází také podniková energetika, která zásobuje teplem město Štětí a čistírna odpadních vod, v níž se zpracovávají odpadní vody z výroby i komunální odpadní vody města

Záměr je situován do areálu papírny ve Štětí, který je součástí širší průmyslové zóny Štětí, ve které je v současné době umístěno několik výrobních provozů se zaměřením na papírenský průmysl. Dominantním výrobcem je provoz společností Mondi Štětí a. s. a Mondi Štětí White Paper, s.r.o. Areál se nachází na pravém břehu řeky Labe, na severním okraji města Štětí. Severozápadně od areálu papírny je nově vybudovaný provoz pily firmy Labe Wood s.r.o.

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

Studie zahrnuje měření hluku z technologie výroby a železniční 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 EcoKraft, kdy dojde k nárůstu výrobních kapacit a ke změně v dopravní zátěži hlavních pozemních komunikací a vlečky, užívaných pro dopravní obsluhu areálu papíren.

Spolu se záměrem EcoKraft je zahrnut i vliv sousední provozovny Labe Wood Pila Štětí, která dosáhne plné kapacity souběžně se zprovozněním záměru a rovněž ovlivní intenzitu automobilové dopravy. Současně je zohledněn pokles intenzity vyvolané dopravy na silnicích vlivem převedení části dopravy na železnici.

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 38,5–49,4 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 <20–36,1 dB. V součtu s výsledky měření současného stavu se odhadovaná budoucí expozice nejbližší obytné zástavby v 10 referenčních bodech pohybuje v rozmezí 38,5–49,6 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v nejhluchnější hodině v noční době. Navýšení vlivem hlukových zdrojů záměru je v rozmezí 0–0,2 dB.

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. Naměřené hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní/noční době po korekci na odraz hluku od fasády budovy (RD Štětí 9. května 334 – referenční bod) byly 52,8/50,6 dB.

K dodržení limitů hluku u přílehlé obytné zástavby jsou navržena protihluková opatření – bariera podél vjezdu vlečky do areálu nebo pořízení moderní tiché lokomotivy.

Výsledná hluková zátěž okolní zástavby z obslužné železniční dopravy po realizaci posuzovaného záměru je vypočtena ve 4 referenčních bodech ve dvou variantách navržených protihlukových opatření. Ve variantě s protihlukovou barierou se pohybuje se v rozmezí 51–52,3 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, resp. 45,8–47,2 dB v noční době. Ve variantě s tichou lokomotivou se pohybuje se v rozmezí 49,3–54,2 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, resp. 44,5–49,4 dB v noční době.

Provoz záměru EcoKraft vyvolá nárůst nákladní automobilové dopravy, současně však bude nezanedbatelná část stávající silniční dopravy převedena na železnici. Posouzení hluku z automobilové dopravy je v hlukové studii provedeno výpočtem. 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 55,1–59,5 dB, v noční době v rozmezí 47,3–52,8 dB. Ve výhledovém po započtení navýšení obslužné dopravy vlivem posuzovaného záměru a zohlednění změn vyvolaných dokončením obchvatu Roudnice n/L. vychází rozmezí ekvivalentních hladin akustického tlaku z automobilové dopravy v denní době 55–59,5 dB, resp. 46,5–52,9 dB v noční době. Změna vůči současnému stavu se pohybuje v rozmezí -0,8 až +0,8 dB.

Rozptylová studie hodnotí imisní vliv záměru rozptylovým modelem SYMOS'97. Ve výpočtu imisních koncentrací jsou zohledněny emisní zdroje, u kterých bude po realizaci posuzovaného záměru docházet ke zvýšení hmotnostních toků (ročních emisí) znečišťujících látek. Zahrnuté jsou i předpokládané změny v objemu silniční a železniční obslužné dopravy. Další stacionární zdroje znečišťování v areálu papíren a okol, které s řešeným záměrem nesouvisí nejsou zahrnuty do výpočtu imisních příspěvků, neboť jejich vliv na kvalitu ovzduší v zájmové lokalitě zůstane zachován a je zohledněn v imisním pozadí. Výpočet imisních koncentrací byl proveden v několika variantách:

- Stávající stav - imisní zatížení zájmového území vlivem stávajícího provozu dotčených stacionárních zdrojů a dopravy v roce 2020
- Nulová varianta - imisní zatížení zájmového území vlivem stávajícího provozu dotčených stacionárních zdrojů a dopravy v roce 2026 (vliv převedení části současně realizované dopravy z nákladních vozů na železnici včetně vlivu přirozeného nárůstu dopravy).
- Aktivní varianta 1 - imisní zatížení z dotčených zdrojů v důsledku realizace posuzovaného záměru při očekávaných emisních parametrech a bez zvýšení účinnosti kotle
- Aktivní varianta 2 - imisní zatížení z dotčených zdrojů v důsledku realizace záměru EcoKraft při očekávaných emisních parametrech (v případě TZL na maximálně povolených hodnotách integrovaného povolení) a včetně zvýšení účinnosti kotle, kdy dochází k poklesu výstupní teploty spalin – konzervativní scénář

Hodnocenými škodlivinami z dopravy a technologie jsou oxid dusičitý, oxid uhelnatý, oxid siřičitý, suspendované částice frakcí PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen, benzo(a)pyren a sloučeniny redukované síry (TRS)¹. Konkrétní emisní parametry hodnocených zdrojů a metodika výpočtu jsou uvedeny v rozptylové studii.

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 koncentrací ČHMÚ 2016–2020 a výsledků měření na monitorovacích stanicích kvality ovzduší. Z hlediska dodržení imisních limitů dochází k překročení limitu průměrné roční koncentrace benzo(a)pyrenu a těsně pod úrovní limitu jsou hodnoty 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 Mondí Štětí a.s. ve městě Štětí na dvou stacionárních stanicích „Knihovna a „Učiliště“ v letech 2017–2021.

Jsou zde vyhodnoceny maximální půlhodinové a 24hodinové koncentrace a průměrné roční koncentrace H₂S a sumy TRS.

¹TRS - total reduced sulfides

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 nepřijatelné, 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 sledáno jako akceptovatelné. Přesto je užitečné toto riziko znát a zohlednit při rozhodování, např. při výběru z více variant.

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.

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.

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.

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 chemickými látkami ve venkovním ovzduší, SZÚ Praha, říjen 2015

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.

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 prašných 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 nekarcinogenních 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 benzenu a 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, byl obsažen např. ve zprávě Evropské agentury pro životní prostředí (EEA⁵) z října 2010 [2].

Vyhodnocení spolehlivosti podkladů a aktualizaci 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.

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

⁵EEA – European Environment Agency

Tyto nespecifické systémové účinky nejsou způsobeny přímo akustickou energií a projevují se 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.

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. Práh bolestivosti při vnímání hlukových podnětů u zdravých osob je udáván mezi 110–130 dB, avšak vykazuje značnou individuální variabilitu. Práh nepříjemného vnímání hluku je mezi 80–100 dB.

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

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 obsahujícímu nízké frekvenční složky. Nepříjemnější je hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující výrazné tónové složky.

V praxi se často jedná o současnou expozici hluku z více rozdílných zdrojů. Možnosti hodnocení obtěžujícího účinku kombinované expozice hluku byly zkoumány i v rámci přípravy nové hlukové směrnice WHO. Je zřejmé, že obtěžující účinek kombinovaného hluku z různých zdrojů není funkcí celkového akustického tlaku.

Na základě analýz existujících studií bylo konstatováno, že ani pro různé kombinace současné expozice hluku ze dvou různých typů dopravy není možné stanovit jednoduchý model. V případě zdrojů hluku stejné intenzity bylo často zjištěno, že celkový obtěžující účinek je nižší nežli samostatný účinek jednotlivých zdrojů hluku, což se dá vysvětlit maskujícím efektem. U rozdílné intenzity hluku z různých zdrojů je často pozorován dominantní efekt, kdy je celkový obtěžující účinek určen hlasitější zdrojem [5].

Autorizační návod SZÚ k hodnocení rizika expozice hluku proto konstatuje, že v současnosti neexistuje metodika pro hodnocení kombinovaného působení hluku ze zdrojů různé kategorie. 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 určitou 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. 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 [2,6].

V nové směrnici WHO byly vyhodnoceny výsledky novějších epidemiologických studií a odvozeny nové vztahy pro jednotlivé typy dopravního hluku a vysokou úroveň obtěžování. Ve srovnání s doposud používanými vztahy indikují vyšší stupeň obtěžování, zejména hlukem 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 loňském roce však neprokázala narůstající trend obtěžujícího efektu hluku ze silniční dopravy a nutnost revize doposud používaných vztahů [7].

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.

V 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 z několika 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 v denní době 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.

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].

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.

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

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 projevovat 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 frekvenci 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, hořčičku 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 svalu, 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.

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 [2].

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} [12].

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 [1,13].

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 za 5% nárůst rizika ICHS dlouhodobá expozice L_{den} 59,3 dB [1].

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

Směrnice WHO vychází ze studií publikovaných do roku 2015. Pozdější kvalitní kohortové studie poskytují další podporu pro asociaci hluku a zvýšeným rizikem cévních mozkových příhod a diabetu. Ve vztahu k hypertenzi nejsou výsledky nových studií konzistentní. Z kardiovaskulárních onemocnění nehodnocených v podkladech směrnice WHO nové studie našly souvislost silničního a/nebo leteckého hluku se zvýšeným rizikem incidence srdečního selhání a úmrtnosti a potenciálním zvýšením rizika případů síňové fibrilace [14].

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].

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 Mondi 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 38,5–49,4 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 <20–36,1 dB, takže současnou hlukovou expozici okolní obytné zástavby prakticky neovlivní.

V součtu s výsledky měření současného stavu se odhadovaná budoucí expozice nejbližší obytné zástavby v 10 referenčních bodech pohybuje v rozmezí 38,5–49,6 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v nejhlučnější hodině v noční době.

Navýšení vlivem hlukových zdrojů záměru PM-10 je v rozmezí 0-0,2 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 by rozmezí hlukové expozice nejbližší okolní zástavby ze stacionárních zdrojů výrobní technologie po přepočtu na 24hodinovou L_{den} 44,9–56 dB (při stejné hladině hluku ve dne, večer i v noci) teoreticky odpovídal vysoký stupeň obtěžování hlukem u 2,5–10 % 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 přepokládaných 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. Provoz záměru EcoKraft vyvolá nárůst nákladní automobilové dopravy, současně však bude nezanedbatelná část stávající silniční dopravy převedena na železnici. 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 55,1–59,5 dB, v noční době v rozmezí 47,3–52,8 dB. Ve výhledovém stavu po realizaci záměru a zohlednění změn vyvolaných dokončením obchvatu Roudnice n/L. vychází rozmezí ekvivalentních hladin akustického tlaku z automobilové dopravy v denní době 55–59,5 dB, resp. 46,5–52,9 dB v noční době. Změna vůči současnému stavu se v jednotlivých referenčních bodech v denní nebo noční době pohybuje od poklesu o 0,8 dB až po nárůst o 0,8 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, 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 a je zde nejvyšší úroveň hlukové zátěže. U ref. bodu Dop-2 se jedná o bytovou zástavbu Dohnalova ul. 668–664 s počtem cca 250 obyvatel a dojde zde podle výpočtu akustické studie k nejvyššímu poklesu hlukové zátěže o 0,8 dB ve dne i v noci. 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 přepočtení přes L_{dn} podle doporučení SZÚ¹⁰.

¹⁰Pozn.: Přepočtení ekvivalentních hladin akustického tlaku na 24hodinovou dB L_{den} je proveden výpočtem L_{dn} a následným přepočtem na L_{den} dle vztahu $L_{den} = L_{dn} + 0,645$, který byl odvozen SZÚ Praha na základě dlouholetých výsledků hlukového monitoringu v českých městech.

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	52,8	61,5	52,9	61,5
Dop-2 Dohnalova	47,3	56,0	46,5	55,2

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/ES¹¹ 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.

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 [2,6].

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

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

Při použití tohoto vztahu expozice a účinku teoreticky vychází v zaokrouhlené hodnotě pro hodnocenou zástavbu na Litoměřické ulici za současného stavu i výhledového stavu 12 % vysoce obtěžovaných obyvatel, v absolutních číslech tedy cca 14 obtěžovaných obyvatel.

Pro zástavbu na ulici Dohnalova se procento obtěžovaných obyvatel hlukem nepatrně snižuje ze 7% na 6,5 %, což teoreticky představuje pokles z 18 na 16 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 [1,5]. Ve srovnání s původními vztahy indikuje vyšší stupeň obtěžování hlukem ze silniční dopravy i při nižší hlukové expozici.

¹¹Směrnice 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.

Vzhledem k odlišnosti podmínek a metodiky v některých podkladových studiích byl v podkladech směrnice odvozen 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 vychází zhruba stejné hodnoty procenta obtěžovaných obyvatel, konkrétně 13 % pro zástavbu na Litoměřické ulici a snížení ze 7 % na 6,5 % vysoce obtěžovaných obyvatel zástavby na ulici Dohnalova. V reálném pohledu je však tato změna hlukové expozice prakticky zanedbatelná, neboť se pohybuje 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 rovnicí:

$\%HSD = 19,4312 - 0,9336 \cdot L_{night} + 0,0126 \cdot (L_{night})^2$, 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 3 %. Změny vypočtené pro výhledový stav v řádu desetin procenta se při zaokrouhlení v absolutním počtu obyvatel neprojeví.

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	12	3
60/50	komunikace I. a II. třídy	16	4
70/60	stará hluková zátěž	31	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 i výhledovou hlukovou expozici obyvatel bytových domů na Litoměřické ulici u tohoto referenčního bodu v úrovni 61,5 dB L_{den} vychází atributivní frakce 0,064, tj. 6,4 %.

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 6,4 % incidence ICHS u 120 obyvatel exponovaných bytových domů představuje po zaokrouhlení 0,07 případu onemocnění za 1 rok. Navýšení incidence ICHS tedy v daném případě představuje 1 onemocnění ICHS za 14 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 protihlukových opatření by tato zátěž převyšovala hlukový limit. K dodržení limitů hluku u přílehlé obytné zástavby jsou navrženy dvě varianty protihlukového opatření – bariera podél vjezdu vlečky do areálu nebo pořízení moderní tiché lokomotivy.

Výsledná hluková zátěž okolní zástavby z obslužné železniční dopravy po realizaci záměru EcoKraft je vypočtena ve 4 referenčních bodech v obou variantách navržených protihlukových opatření. Ve variantě s protihlukovou barierou se pohybuje v rozmezí 51–52,3 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, resp. 45,8–47,2 dB v noční době, po přepočtu na L_{dn} v rozmezí 53,2–54,6 dB.

Ve variantě s tichou lokomotivou se pohybuje v rozmezí 49,3–54,2 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, resp. 44,5–49,4 dB v noční době, po přepočtu na L_{dn} v rozmezí 51,8–56,7 dB.

Za současného stavu se hluk z železniční dopravy pohybuje v rozmezí 49,3–55 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, resp. 45,1–51,1 dB v noční době, po přepočtu na L_{dn} v rozmezí 52,2–58,1 dB.

Bez realizace protihlukových opatření by se po realizaci záměru tato hluková zátěž pohybovala v rozmezí 51,5–57,5 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní době, resp. 46,3–52,3 dB v noční době, po přepočtu na L_{dn} v rozmezí 53,7–59,7 dB.

Pro hluk z 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.

Ke kvantitativní charakteristice účinků této hlukové expozice byly ve variantě s barierou vybrány bytové domy, jejichž hlukové zatížení dopravním hlukem je možné vztáhnout k referenčnímu bodu VL-1 akustické studie, ve kterém byla v této variantě 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 [1,5].

Pro hlukovou zátěž obyvatel hodnocených dvou domů na Litoměřické ulici vychází 11% obtěžovaných obyvatel, což představuje 13 osob.

Pro odhad procenta obyvatel vysoce rušených hlukem ze železniční dopravy 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 4,3 % obyvatel významně rušených hlukem ve spánku, což představuje 5 osob.

Ke kvantitativní charakteristice účinků hlukové expozice ve variantě s tichou lokomotivou vychází u této zástavby hladiny hluku 53,6 dB L_{dn} , resp. 46,4 dB L_{night} , čemuž odpovídá 10% obtěžovaných obyvatel, resp. 3,9% obyvatel rušených hlukem. Rozdíl je tedy v podstatě zanedbatelný.

Nejvyšší hluková zátěž v této variantě výpočtu vychází v referenčním bodu VL-3 (RD 9.května 334) a teoreticky jí odpovídá 13% obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem a 5,6% obyvatel rušených ve spánku.

Za současného stavu lze předpokládat u zástavby na Litoměřické ulici 10% obtěžovaných a 4% rušených obyvatel, u RD 9.května 334 teoreticky vychází 15% obtěžovaných obyvatel, resp. 7% obyvatel rušených hlukem ve spánku.

Ve variantě výpočtu pro výhled bez protihlukových opatření by vycházelo u zástavby na Litoměřické ulici 11,4% obtěžovaných a 4,6% rušených obyvatel, u RD 9.května 334 teoreticky vychází 17% obtěžovaných obyvatel, resp. 8% obyvatel rušených hlukem ve spánku.

Na celkové hlukové zátěži hodnocených bytových domů na Litoměřické ulici se kombinuje hluk z automobilové a železniční dopravy, u RD na ul. 9 května se kombinuje hluk z železniční dopravy s hlukem ze stacionárních zdrojů areálu. Vypočtené teoretické procento obyvatel pro oba typy 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.

Celkově je možné konstatovat, že navržená protihluková opatření ke snížení hluku z železniční dopravy na vlečce sice povedou ke snížení hlukové zátěže obytných objektů, výsledný efekt ve snížení obtěžujících a rušivých účinků ve vztahu k počtu exponovaných obyvatel ale není zásadní a u obou opatření je zhruba srovnatelný.

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 [1,13].

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 jsou z hlediska zdravotního rizika hluku prakticky zanedbatelné.

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 železniční dopravy.

Z výsledků vyplývá, že stacionární zdroje z výrobní technologie papírny jsou relativně významným zdrojem hlukové expozice obyvatel přilehlé obytné zástavby v noční době. Hluk z areálu papírny v nočních hodinách 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 ale 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 ze stacionárních zdrojů a související dopravy významně neovlivní. Předpokládané změny v řádu desetin dB ekvivalentních hladin akustického tlaku jsou z hlediska zdravotního rizika zanedbatelné.

IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší

IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice

Rozptylová studie hodnotí imisní příspěvek záměru EcoKraft pro látky emitované související dopravou a stacionárními technologickými zdroji výroby. Konkrétně se jedná o NO₂, CO, SO₂, suspendované částice frakcí PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen, benzo(a)pyren 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. Výpočet imisního vlivu záměru je proveden ve 4 variantách:

- Stávající stav - imisní zatížení zájmového území vlivem stávajícího provozu dotčených stacionárních zdrojů a dopravy v roce 2020
- Nulová varianta - imisní zatížení zájmového území vlivem stávajícího provozu dotčených stacionárních zdrojů a dopravy v roce 2026 (vliv převedení části současně realizované dopravy z nákladních vozů na železnici včetně vlivu přirozeného nárůstu dopravy).
- Aktivní varianta 1 - imisní zatížení z dotčených zdrojů v důsledku realizace záměru při očekávaných emisních parametrech a bez zvýšení účinnosti kotle
- Aktivní varianta 2 - imisní zatížení z dotčených zdrojů v důsledku realizace záměru při očekávaných emisních parametrech (v případě TZL na maximálně povolených hodnotách)

integrovaného povolení) a včetně zvýšení účinnosti kotle, kdy dochází k poklesu výstupní teploty spalin – konzervativní scénář

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 2016–2020 a výsledků měření na monitorovacích stanicích kvality ovzduší. 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 2017–2021.

V tabulce 3 jsou pro základní orientaci uvedeny hodnoty imisního pozadí (horní okraj odhadovaného rozmezí dle údajů ČHMÚ a imisního monitoringu) a zaokrouhlené hodnoty nejvyššího vypočteného příspěvku záměru ve výpočtových bodech umístěných u nejbližší obytné zástavby v aktivní variantě 2, tedy dle konzervativního scénáře. 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	15	48*	26	19,6	1	0,0016
Aktivní varianta 2	2,3	0,06	2	0,1	0,06	7,2E-05	3E-07
Imisní limit	200	40	50	40	20	5	0,001
	CO	SO₂		TRS			
	8hod	1hod	24hod	1hod	24hod	Rp	
Imisní pozadí	<2000	<200	18	80**	17	5	
Aktivní varianta 2	20	10	7	45	6	0,01	
Imisní limit	10000	350	125	-	-	-	

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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,1 ppm) [15].

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 pozad'ové koncentrace NO₂ dlouhodobě nepřekračují 6 µg/m³. Na znečištění ovzduší oxidem dusičitým se kromě dopravy, která je majoritním zdrojem, podílejí i teplárny, výtopny a domácí topeniště. Ve městech v ČR se podle závěrečné zprávy sub systému 1 Monitoringu HS¹² 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 13–23 µg/m³ u dopravně středně zatížených stanic, až k 30–35 µg/m³ v dopravně silně zatížených lokalitách. Odhad roční střední hodnoty v dopravou a průmyslem méně zatížených lokalitách pro rok 2019 je 15 µg/m³/rok. Na žádné ze stanic nebyla překročena krátkodobá maximální koncentrace 200 µg/m³/hod.

Rok 2020 byl z hlediska kvality ovzduší v ČR velmi příznivý, což koresponduje s mírnou zimou a sníženým výskytem nepříznivých rozptylových podmínek. Koncentrace látek znečišťujících ovzduší za období 2010–2020 dosáhly svých minim.

Proti roku 2019 došlo prakticky na všech hodnocených stanicích k poklesu ročního průměru NO₂ v řádu jednotek µg/m³. Roční aritmetické průměry se pohybovaly v rozsahu od 9 µg/m³ v nezatížených lokalitách, přes 11–21 µg/m³ u dopravně středně zatížených oblastí až k téměř 40 µg/m³ v dopravně silně zatížených lokalitách. Odhad roční střední hodnoty v dopravou a průmyslem méně zatížených lokalitách pro rok 2020 je 14,2 µg/m³/rok.

Roční hodnota AQG 10 µg/m³ stanovená v září 2021 novou směrnicí WHO byla v roce 2020 překročena na 55 stanicích (≈ 80%), denní prozatímní cílová hodnota AQG 50 µg/m³ byla překračována na 8 dopravně zatížených stanicích; nejvyšší počet překročení byl naměřen na stanici ALEG (Praha 2 – Legerova) – 69 µg/m³ [16].

Na monitorovací stanici MěÚ Štětí, umístěné v městské zástavbě u křižovatky ulic Dlouhá a Lukešova, byly v letech 2019 a 2020 naměřeny průměrné roční koncentrace NO₂ 14 µg/m³, resp. 12,7 µg/m³ s nejvyšší krátkodobou 1hodinovou koncentrací 65,6, resp. 57,4 µg/m³ [17].

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 [18].

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 ve 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. 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.

¹²Monitoring 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. Subsystem 1 se zabývá zdravotními důsledky a riziky znečištění ovzduší.

Avšak ani tyto studie nejsou prosté nejistoty možného účinku jiných souběžně vznikajících škodlivin [18].

Nové poznatky a výsledky klinických a epidemiologických studií, publikovaných od roku 2004, shrnula zpráva expertů WHO k projektu REVIHAAP¹³, vydaná v roce 2013 [19].

U krátkodobých účinků expozice NO₂ zejména v oblasti ovlivnění respirační nemoci vyvodila 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 považovali 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 k prevenci akutních účinků NO₂ ve venkovním i vnitřním ovzduší doporučila jako limit 1hodinovou maximální koncentraci NO₂ 200 µg/m³ [15,18,20] 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. Výchozím bodem 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 [20].

Tato hodnota zůstala zachována při aktualizaci směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší v roce 2005 i ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší vydané v roce 2010 [15,18].

Podle zmíněné zprávy expertů WHO, shrnující novější 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 [19].

V rámci přípravy podkladů pro aktualizaci směrnice WHO byla zpracována a publikována série systematických přehledů a kritického souborného vyhodnocení výsledků nových epidemiologických studií, zabývajících se vlivem klasických škodlivin znečištění ovzduší na zdraví. Pro akutní účinky imisní zátěže oxidem dusičitým byla hodnocena asociace s celkovou úmrtností obyvatel a meta-analýzou studií bylo pro 24hodinovou koncentraci NO₂ s vysokou vahou důkazů odvozeno relativní riziko RR 1,0072 pro nárůst koncentrace o 10 µg/m³. Některé studie sledující vyšší úroveň expozice naznačily hypotetický práh efektu kolem 38 µg/m³. Pro asociaci mezi 1hodinovou maximální koncentrací a celkovou úmrtností nebyl statisticky významný vztah zjištěný [21].

Souborné vyhodnocení publikovaných studií bylo v rámci přípravy novely směrnice WHO provedeno i pro vztah mezi krátkodobou expozicí NO₂ a rizikem exacerbace astmatických potíží, hodnoceným jako urgentní návštěvy lékaře nebo hospitalizace. Statisticky významný vztah byl s vysokou vahou důkazů potvrzen pro nárůst 24hodinové koncentrace o 10 µg/m³ v hodnotě RR 1,014.

Asociace s 1hodinovou maximální koncentrací nebyla statisticky významná. Křivka zjištěného vztahu měla ve většině studií nelineární tvar s možností prahové úrovně expozice [22].

¹³REVIHAAP Project – Review of evidence on health aspects of air pollution

Pro chronickou expozici NO₂ byla vyhodnocena asociace s celkovou a respirační úmrtností obyvatel. Pro ovlivněné celkové a respirační úmrtnosti bylo meta-analýzou studií zjištěno při zvýšení expozice o 10 µg/m³ statisticky významné relativní riziko 1,02, resp. 1,03 se střední vahou důkazů. Vysokou váhu důkazů měl pouze vztah k úmrtnosti na chronickou obstrukční chorobu plic [23].

Aktualizovaná směrnice WHO pro kvalitu ovzduší¹⁴ byla vydána 23.9.2021. Konstatuje podstatné posílení důkazů o nepříznivém vlivu znečištění ovzduší na zdraví i při nižší úrovni, nežli se dříve předpokládalo.

Obsahuje koncentrace šesti klíčových škodlivin doporučené na základě vyhodnocení důkazů z epidemiologických studií k ochraně veřejného zdraví. Jedná se o koncentrace (AQG levels¹⁵), které by měly být cílem úsilí o zlepšení kvality ovzduší, neboť vyšší hodnoty již mají významné nepříznivé zdravotní účinky. Pro oblasti s vysokou úrovní znečištění ovzduší, kde není dosažení AQG hodnot v dohledné době reálné, jsou uvedeny prozatímní cíle, vedoucí k postupnému snižování zdravotního rizika [24].

Pro dlouhodobou expozici NO₂ nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a respirační úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci 10 µg/m³. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 40, 30 a 20 µg/m³, při kterých se předpokládá zvýšení úmrtnosti o 6%, 4% a 2% nad situaci při dosažení doporučené AQG 10 µg/m³ [24].

Pro krátkodobou expozici NO₂ nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a úmrtnost a exacerbaci astmatických potíží doporučuje průměrnou 24hodinovou koncentraci 25 µg/m³, jako 99percentil v roce (tedy s překročením 3-4 dny v roce). Tato hodnota AQG v podstatě podle vyhodnocení běžné distribuce denních hodnot v mnoha městech koresponduje s doporučenou průměrnou roční koncentrací 10 µg/m³. Pro 1hodinovou maximální koncentraci WHO ponechává v platnosti doporučenou hodnotu 200 µg/m³ [24].

Proti původní hodnotě z předchozích směrnic tedy nyní WHO výrazně snížila doporučenou průměrnou roční koncentraci NO₂ z 40 na 10 µg/m³. Tento velký rozdíl je zdůvodněný tím, že původních 40 µg/m³, odvozených z navýšení nemocnosti u dětí, již představovalo významné nepříznivé zdravotní účinky. Nový AQG 25 µg/m³ pro 24hodinovou koncentraci v podstatě vychází z běžné distribuce denních hodnot při AQG pro roční průměrnou koncentraci a je přísnější, nežli doporučená hodnota maximální hodinové koncentrace [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 plynných škodlivin, zejména NO₂.

Tento postup se zřejmě nezmění ani po vydání nové směrnice WHO, neboť odvozený vztah průměrné roční koncentrace k úmrtnosti nebyl podložen vysokou vahou důkazů.

V mimořádných případech nutnosti hodnocení pouze samostatného efektu expozice bylo podle AN možné využít vztahů odvozených v projektu WHO HRAPIE¹⁶, přičemž bylo třeba ve výpočtu i interpretaci zohlednit nevyhnutelné nejistoty. Nyní jsou k volbě i uvedené vztahy z podkladů směrnice WHO.

V daném případě imisního vlivu záměru PS10 a související dopravy se však nejedná o výlučné emise NO₂, takže důvod k samostatnému hodnocení rizika NO₂ zde není.

¹⁴ WHO global air quality guidelines

¹⁵ AQG level – air quality guideline level

¹⁶ HRAPIE – Health Risk of Air Pollution in Europe

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES¹⁷ 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 obytných místností některých staveb stanoví Vyhláška MZ č.6/2002 Sb., jako hygienický limit pro oxid dusičitý průměrnou jednohodinovou koncentrací 100 µg/m³.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

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 2016–2020 převážnou částí do dvou čtverců s hodnotou 15 µg/m³. Maximální krátkodobé koncentrace se podle výsledků imisního monitoringu pohybují pod 80 µg/m³.

Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek z hodnocených emisních zdrojů posuzovaného záměru včetně související dopravy se ve výpočtových bodech u nejbližší obytné a rekreační zástavby pohybuje ve variantě 1 do 0,8 µg/m³ maximální hodinové koncentrace, resp. 0,03 µg/m³ průměrné roční koncentrace. Ve více konzervativní variantě 2 se mírně zvyšuje na 2,3 µg/m³ maximální hodinové koncentrace, resp. 0,06 µg/m³ průměrné roční koncentrace.

Je tedy zřejmé, že u této škodliviny bude vliv hodnoceného záměru a související dopravy na celkové imisní situaci a expozici obyvatel oxidu dusičitému z ovzduší nevýznamný.

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 koncentrací 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 ochranu zdraví.

WHO nyní v nové směrnici pro kvalitu ovzduší z loňského roku doporučuje na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a respirační úmrtnost průměrnou koncentrací 10 µg/m³ a nově zavádí 99.percentil průměrných 24hodinových koncentrací 25 µg/m³.

Průměrné imisní pozadí NO₂ v hodnocené lokalitě tedy tyto doporučené hodnoty WHO mírně překračuje, což je však v městských lokalitách ovlivněných dopravou běžný stav. Podle nových údajů WHO by se současná imisní zátěž oxidem dusičitým v hodnocené lokalitě mohla podílet na celkové úmrtnosti obyvatel cca 1%.

Jako spolehlivější vztahy expozice a účinku znečištěného ovzduší na zdraví obyvatel jsou však používány průměrné roční koncentrace částic PM_{2,5} nebo PM₁₀, přičemž se předpokládá, že tak je zohledněna i větší část účinků krátkodobých výkyvů imisních koncentrací i účinky některých souběžně působících plynných škodlivin, jako je oxid dusičitý.

¹⁷ Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES ze dne 21.5.2008 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu

Kvantitativní charakterizace zdravotního rizika současné úrovně znečištění ovzduší pro obyvatele lokality v okolí posuzovaného záměru proto bude provedena na základě údajů ČHMÚ o imisním pozadí suspendovaných částic.

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. V 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/m^3 [17].

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 plícemi vydechaným 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 nehypoxickým 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 (IČHS). 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 [20].

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.

V rámci přípravy podkladů pro aktualizaci směrnice WHO byl zpracován systematický přehled a vyhodnocení výsledků epidemiologických studií, sledujících krátkodobou expozici CO ve vztahu k ischemické chorobě srdeční. Se střední vahou důkazů byla potvrzena již dříve popsána asociace s počtem hospitalizací a úmrtí na infarkt myokardu a meta-analýzou 26 studií z různých zemí bylo odvozeno relativní riziko 1,052 pro nárůst koncentrace CO o 1 mg/m³. Průměrná koncentrace CO ve venkovním ovzduší v podkladových studiích byla v rozmezí 0,3–4,6 mg/m³ a expozice předcházela až 3 dny hodnocenému efektu. Autoři nicméně upozorňují na možnost vysoké korelace koncentrace CO v ovzduší s jinými škodlivinami v ovzduší, jako je NO₂, čímž může být odhad rizika CO zkreslený [25].

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 [15].

Podle epidemiologických studií je velmi pravděpodobný kauzální vztah mezi kouřením matek a nízkou porodní vahou dětí. Kouření v těhotenství patrně souvisí i se zvýšenou perinatální úmrtností a účinky na chování kojenců a malých dětí [20]. 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 [15,26].

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 a 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 [15].

V aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší vydané v září 2021 WHO nyní doporučuje na základě vyhodnocení rizika hospitalizací a úmrtí na infarkt myokardu průměrnou 24hodinovou koncentrací CO 4 mg/m³ jako 99percentil v roce (tedy s překročením 3-4 dny v roce). Doporučené koncentrace CO 100 mg/m³ po dobu 15 minut, 35 mg/m³ pro 1 hodinu a 10 mg/m³ jako osmihodinový průměr WHO ponechává v platnosti [24].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Imisní koncentrace CO mapové podklady ČHMÚ nezahrnují. Podle výsledků imisního monitoringu v jiných městech lze ve městě Štětí odhadovat imisní pozadí oxidu uhelnatého v ovzduší v úrovni pod 2000 µg/m³ maximální klouzavé 8hodinové průměrné koncentrace.

Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek hodnocených emisních zdrojů posuzovaného záměru včetně související dopravy se ve výpočtových bodech u nejbližší obytné a rekreační zástavby města Štětí pohybuje do $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ klouzavé 8hodinové průměrné koncentrace.

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

I při zohlednění novějších toxikologických hodnocení a použití nižší doporučené 8hodinové koncentrace $6 \text{mg}/\text{m}^3$, resp. průměrné 24hodinové koncentrace CO $4 \text{mg}/\text{m}^3$, 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 (SO₂)

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: $1 \text{ppm SO}_2 = 2860 \mu\text{g}/\text{m}^3 (20 \text{ }^\circ\text{C}), 2620 \mu\text{g}/\text{m}^3 (25 \text{ }^\circ\text{C})$.

V ovzduší, zejména na povrchu částic v přítomnosti kovových katalyzátorů, podléhá SO₂ 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 oxidem siřičitým v Evropě má všeobecně klesající tendenci. Směrnice WHO z roku 2005 uvádí, že pozadíové přírodní koncentrace se v odlehlých venkovských oblastech všeobecně pohybují pod $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace, průměrné 24hodinové koncentrace se ve městech pohybují pod $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [18].

V ČR imisní charakteristiky SO₂ sledované v letech 2019 a 2020 celkem na 43 stanicích potvrzují dlouhodobě stabilizovaný stav. Roční průměrné koncentrace naměřené na městských stanicích se pohybovaly v roce 2019 rozmezí $2\text{--}10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se střední hodnotou pro nezátížené městské lokality $4,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, roce 2020 rozmezí $1,7\text{--}11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se střední hodnotou pro nezátížené městské lokality $3,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Překročení imisního limitu $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné denní koncentrace nebo $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ maximální hodinové koncentrace nebylo zaznamenáno na žádné z městských stanic. Nově stanovená hodnota AQG WHO $40 \mu\text{g}/\text{m}^3/24$ hodin byla v roce 2020 překročena 10x na pěti stanicích [16].

Na monitorovací stanici v městě Štětí, umístěné u křižovatky ulic Dlouhá a Lukešova, byly v letech 2019 a 2020 naměřeny průměrné roční koncentrace SO₂ $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ s nejvyššími 24hodinovými koncentracemi $16,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. $31,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nejvyšší krátkodobé 1hodinové koncentrace v těchto letech byly $79,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. $167,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [17].

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 ultrajemnými pevnými částicemi, které se uplatňují jako nosič, však může pronikat až do plicních sklípků.

Při akutní expozici má SO₂ především dráždivý účinek na sliznice dýchacích cest, 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 koncentrací SO_2 $572 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,2 ppm). Pozdější širší re-analýza těchto studií však neprokázala jejich statistickou významnost, a tak při odvození krátkodobé referenční koncentrace zůstává nejistotou, zda koncentraci $572 \mu\text{g}/\text{m}^3$ považovat za neúčinnou, nebo již s minimálním účinkem [19].

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 [28].

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 [18, 19].

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 koncentraci neuvedla [18].

Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí Kalifornské EPA (OEHHA¹⁸) stanovil pro oxid siřičitý akutní REL¹⁹ pro krátkodobou expozici $660 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jako maximální 1hodinovou koncentraci. 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 různým koncentracím SO_2 [29].

Podle 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 [19].

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 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

¹⁸OEHHA (Office of Environmental Health Hazard Assessment)

¹⁹REL (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.

Nové statistické metody však umožňují alespoň částečně odlišit účinky jednotlivých škodlivin a pro SO₂ pak většinou vychází tento účinek podstatně nižší a často ztrácí statistickou významnost [19].

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 SO₂ ve venkovním ovzduší, nežli jsou platné imisní limity a nelze z nich odvodit bezpečné prahové koncentrace [19].

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 SO₂ o 10 µg/m³ [19]. Pozitivní i po adjustaci na účinek jiných škodlivin vyšla v řadě studií zejména asociace s akutními návštěvami astmatických dětí na lékařské pohotovosti [20].

Přesto se nepovažovalo za 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 [20].

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 měla 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. Imisní limit pro roční průměrnou koncentraci SO₂ WHO nepovažovala při takto stanovené 24hodinové koncentraci za potřebný [18].

Nové poznatky publikované po roce 2005 podle zprávy expertů WHO z roku 2013 ještě neposkytovaly důvody ke změně doporučené 24hodinové koncentrace 20 µg/m³, významně vycházející z principu předběžné opatrnosti [19].

V rámci přípravy podkladů pro aktualizaci směrnice WHO byl zpracován systematický přehled a vyhodnocení výsledků epidemiologických studií, sledujících krátkodobou expozici SO₂ ve vztahu k celkové a respirační úmrtnosti. Byla potvrzena již dříve popsaná asociace a meta-analýzou 67 studií bylo pro zvýšení koncentrace SO₂ o 10 µg/m³ odvozeno relativní riziko RR 1,0059 pro vztah 24hodinové koncentrace k úmrtnosti celkové a 1,0067 k úmrtnosti respirační. Pro 1hodinovou maximální koncentraci vyšlo RR 1,0052 ve vztahu k respirační úmrtnosti, asociace k riziku celkové úmrtnosti byla též pozitivní, ale ne statisticky významná.

Tyto asociace přetrvávaly i po adjustaci na současný vliv suspendovaných částic. Křivka vztahu měla ve většině studií lineární tvar bez indikace prahové koncentrace [30].

Souborné vyhodnocení publikovaných studií bylo provedeno i pro vztah mezi krátkodobou expozicí SO₂ a rizikem exacerbace astmatických potíží, hodnoceným jako urgentní návštěvy lékaře nebo hospitalizace. Statisticky významný vztah byl se střední váhou důkazů potvrzen pro nárůst 24hodinové koncentrace o 10 µg/m³ v hodnotě RR 1,01. Asociace s 1hodinovou maximální koncentrací nebyla statisticky významná. Křivka zjištěného vztahu měla též lineární tvar bez indikace prahové koncentrace [22].

V aktualizované směrnici pro kvalitu ovzduší vydané v září 2021 WHO nyní doporučuje na základě vyhodnocení rizika exacerbace astmatických potíží a vztahu k celkové a respirační úmrtnosti průměrnou 24hodinovou koncentrací SO₂ 40 µg/m³ jako 99percentil v roce (tedy s překročením 3-4 dny v roce). Tato hodnota AQG je z hlediska míry rizika ve shodě s doporučenými krátkodobými koncentracemi PM a NO₂ a podle vyhodnocení běžné distribuce denních hodnot v mnoha městech koresponduje s průměrnou roční koncentrací 10 µg/m³, v průměru odpovídající současné imisní situaci v mnoha oblastech v různých částech světa. Pro 10minutovou maximální koncentrací SO₂ WHO ponechává v platnosti doporučenou hodnotu 500 µg/m³ [24].

Původní doporučená 24hodinová koncentrace SO₂ 20 µg/m³ vycházela z principu předběžné opatrnosti a nebyla standardně odvozena. Nynější hodnota 40 µg/m³ je podle WHO je lépe odůvodněna a je ve shodě s doporučenými koncentracemi pro krátkodobou expozici stanovenými pro ostatní hodnocené škodliviny [24].

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.

US EPA v posledním souborném vyhodnocení rizika SO₂ z roku 2018 sice též našla pozitivní asociaci krátkodobé expozice a celkové a respirační úmrtnosti, ale nepovažuje ji za dostatečný doklad kauzálního vztahu a odvození imisních limitů [28].

Pro kvantitativní charakterizaci dlouhodobých zdravotních rizik imisí SO₂ doposud nebyly k dispozici doporučené vztahy expozice a účinku. Dříve odvozené vztahy byly většinou zaměřené na současnou expozici SO₂ a suspendovaných částic, kde se předpokládal potencovaný účinek. Nyní by bylo možné v odůvodněných případech použít vztahy z podkladů směrnice WHO.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Jako imisní pozadí udává mapový podklad ČHMÚ v letech 2016–2020 v oblasti obytné zástavby města Štětí průměrnou roční koncentrací 5,5 µg/m³ a 4. nejvyšší průměrnou 24hodinovou denní koncentrací SO₂ 16–17 µg/m³. Maximální krátkodobé koncentrace se podle výsledků imisního monitoringu pohybují pod 200 µg/m³.

Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek z hodnocených emisních zdrojů posuzovaného záměru vychází ve výpočtových bodech u nejbližší obytné a rekreační zástavby v obou aktivních variantách výpočtu 9,8 µg/m³ maximální hodinové koncentrace, resp. 7,3 µg/m³ nejvyšší denní 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 koncentrací 350 µg/m³, i když použitý přepočtený krátkodobého 10minutového maxima na průměrnou 1hodinovou koncentrací 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 po realizaci záměru nezměnil.

Riziko akutních účinků SO₂ na dýchací trakt obyvatel zájmového území lze proto s vysokou mírou spolehlivosti i při nejméně příznivých rozptylových podmínkách vyloučit. Jak již bylo uvedeno, WHO nyní doporučuje k prevenci dalších nepříznivých účinků oxidu siřičitého v ovzduší 24hodinovou koncentraci 40 µg/m³. Z úrovně imisního pozadí a vypočteného příspěvku záměru EcoKraft je tedy zřejmé, že ani toto riziko nebude hrozit, a to ani za nejméně příznivých rozptylových podmínek.

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

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

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

Nejčastěji sledovaná je frakce PM₁₀ s průměrem do 10 µm, která při vdechování proniká do dýchacího traktu a které se přisuzují hlavní zdravotní účinky. PM₁₀ zahrnuje jak hrubší frakci v rozmezí 2,5 µm – 10 µm, tak frakci PM_{2,5} s průměrem do 2,5 µm, 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 submikrometrické částice s průměrem pod 1 µm.

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 plísní a bakterií). Hrubší částice podléhají rychlé sedimentaci během minut až hodin s přenosem řádově do kilometrových vzdáleností.

Menší částice s průměrem pod 2,5 µm (PM_{2,5}) kromě přímé emise ze spalovacích procesů včetně dopravy typicky vznikají sekundárně koagulací ultrajemných částic nebo reakcemi plyných škodlivin v ovzduší, zejména SO₂, NO_x, NH₃ 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 PM₁₀ ve městech je doprava. Podle zprávy za rok 2019 byla střední roční hodnota koncentrace suspendovaných částic frakce PM₁₀ v městském prostředí ČR 21,2 µg/m³.

V dopravou nezatížených lokalitách byla roční střední hodnota ve všech krajích, kromě moravskoslezského, $18,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. U dopravně exponovaných míst se pohybovala v rozmezí 17 až $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a v průmyslem exponovaných lokalitách v rozmezí 19 až $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V moravskoslezském kraji byly roční aritmetické průměry PM_{10} v ovzduší v průměru o přibližně $6 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$ vyšší než v ostatních regionech. Roční imisní limit $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nebyl v roce 2019 překročen na žádné stanici.

Průměrné roční koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ se v roce 2019 pohybovaly od 9 do $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Roční imisní limit $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ byl překročen na 8 stanicích (vše v MSK). Pouze na 3 stanicích nebyla překročena hodnota $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru. Průměrný podíl částic $\text{PM}_{2,5}$ ve frakci PM_{10} na stanicích se souběžným měřením v roce 2019 byl 72 %. Zátěž obyvatelstva částicemi PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ se v roce 2019 proti roku 2018 snížila o 5 až $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru [16].

Rok 2020 byl z hlediska kvality ovzduší v ČR velmi příznivý, což koresponduje s mírnou zimou a sníženým výskytem nepříznivých rozptylových podmínek.

Zátěž obyvatelstva suspendovanými částicemi PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ se v roce 2020 snížila o cca $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru. V dopravou nezatížených lokalitách byla roční střední hodnota ve všech krajích, kromě moravskoslezského, $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V dopravně zatížených lokalitách byly roční průměry PM_{10} v závislosti na intenzitě dopravy od 15 do $22,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V oblastech s průmyslovou zátěží byly naměřeny roční průměry v rozmezí od $17,4$ do $22,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V moravskoslezském kraji byly roční aritmetické průměry PM_{10} v ovzduší v průměru o přibližně $3 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$ vyšší než v ostatních regionech. Nově doporučená hodnota WHO $15 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{rok}$ byla překročena na cca 80% měřících stanic.

Průměrné roční koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ se v roce 2020 pohybovaly od 7 do $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Střední roční hodnota v městském prostředí byla $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Roční imisní limit $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ byl překročen pouze na 2 stanicích v MSK. Pouze na 5 stanicích nebyla překročena hodnota $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ročního průměru (dvojnásobek nově doporučené hodnoty WHO) [16].

Na monitorovací stanici v městě Štětí byly v letech 2019 a 2020 naměřeny průměrné koncentrace PM_{10} $26,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. $21,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ s maximálními 24hodinovými koncentracemi $120,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. $82,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Průměrné roční koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ zde byly $19,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. $14,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [17].

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

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

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

Tím vznikají vhodné podmínky pro rozvoj virových a bakteriálních respiračních infekcí a postupně možný přechod recidivujících akutních zánětlivých změn do chronické fáze 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 mimorespiračních zdravotních účinků, které se vysvětlují různými mechanismy.

Důležitou roli zde zřejmě hrají mediátory vznikající při zánětlivé reakci a oxidační stres, ovlivnění krevní srážlivosti, může se však např. jednat i o přímé působení rozpustných látek a ultrajemných částic, které pronikají do krevního oběhu a nervového systému a ovlivňují nervovou regulaci srdeční činnosti. Mezi chronické účinky patří i urychlení procesu aterosklerózy cév. Nejnovější studie naznačují i vztah k diabetu 2. typu (cukrovka vznikající v dospělosti) a neurologickým onemocněním.

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 PM_{10} 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. Ve směrnici pro kvalitu ovzduší z roku 2005 WHO doporučila k prevenci těchto účinků 24hodinovou průměrnou koncentraci $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} , resp. $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$, (jako 99percentil, tedy 4. nejvyšší hodnotu v roce [18]).

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 v roce 2005 doporučila WHO cílovou hodnotu roční průměrné koncentrace $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} , resp. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$ jako nejnižší úroveň expozice, od které se s více než 95% mírou spolehlivosti zvyšuje úmrtnost v závislosti na imisní zátěži. Vycházela z americké studie American Cancer Society (ACS), uvádějící zvýšení celkové úmrtnosti dospělé populace o 6% při nárůstu průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Konstatovala přitom, že nejde o prahovou úroveň expozice a doporučený limit neznamená plnou ochranu veškeré populace před nepříznivými účinky suspendovaných částic [18].

Novější poznatky a výsledky klinických a epidemiologických studií publikovaných od roku 2004 shrnula zpráva expertů WHO z roku 2013. Konstatovala 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 [19].

V rámci přípravy podkladů pro aktualizaci směrnice WHO byly zpracovány systematické přehledy a vyhodnocení výsledků nových epidemiologických studií i pro akutní a chronické účinky suspendovaných částic PM_{10} a $PM_{2,5}$.

Pro krátkodobou expozici PM_{10} a $PM_{2,5}$ v řádu hodin až dnů byla s vysokou váhou důkazů potvrzena asociace s celkovou úmrtností obyvatel a meta-analýzou studií bylo odvozeno relativní riziko 1,0041 resp. 1,0065 pro nárůst koncentrace o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pozitivní asociace byla zjištěna i ve vztahu ke specifické úmrtnosti na kardiovaskulární, respirační a cerebrovaskulární choroby. Vztah 24hodinové koncentrace a úmrtnosti vykazuje lineární tvar bez indikace prahové úrovně expozice [21].

Pro vztah dlouhodobé imisní zátěže PM₁₀ a PM_{2,5} k úmrtnosti obyvatel bylo od poslední směrnice WHO konstatováno podstatné zvýšení důkazů na základě mnoha nových epidemiologických studií. Většinou se jedná o kohortové studie převážně ze severní Ameriky a Evropy. Byla jasně potvrzena asociace s celkovou i specifickou kardiovaskulární a respirační úmrtností a úmrtností na rakovinu plic. Pro zvýšení celkové úmrtnosti bylo při nárůstu koncentrace o 10 µg/m³ meta-analýzou studií odvozeno relativní riziko 1,08 pro PM_{2,5} a 1,04 pro PM₁₀. Riziko vykazovala i imisní zátěž pod úrovní současného doporučení WHO pro PM_{2,5} 10 µg/m³ [31].

Pro dlouhodobou expozici PM₁₀ nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a specifickou úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci 15 µg/m³. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 30 a 20 µg/m³, při kterých se předpokládá zvýšení celkové úmrtnosti o 6%, resp. 2 % nad situací při dosažení doporučené AQG 15 µg/m³ [24].

Pro krátkodobou expozici PM₁₀ nyní WHO doporučuje průměrnou 24hodinovou koncentraci 45 µg/m³, jako 99percentil v roce (tedy s překročením 3-4 dny v roce). Tato hodnota AQG v podstatě podle vyhodnocení běžné distribuce denních hodnot v mnoha městech koresponduje s doporučenou průměrnou roční koncentrací 15 µg/m³. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 75 a 50 µg/m³, při kterých se předpokládá denní zvýšení celkové úmrtnosti o 1%, resp. 0,2% nad situací při dosažení doporučené AQG 45 µg/m³.

Pro dlouhodobou expozici PM_{2,5} nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a specifickou úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci 5 µg/m³. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 15 a 10 µg/m³, při kterých se předpokládá zvýšení celkové úmrtnosti o 8%, resp. 4 % nad situací při dosažení doporučené AQG 5 µg/m³ [24].

Proti hodnotám ze směrnice z roku 2005 tedy nyní WHO snížilo doporučenou průměrnou roční koncentraci u frakce částic PM_{2,5} z 10 na 5 µg/m³ a u frakce částic PM₁₀ z 20 na 15 µg/m³. Toto snížení WHO zdůvodňuje novými důkazy o vlivu imisní zátěže suspendovanými částicemi na úmrtnost populace i při koncentraci pod původními doporučenými hodnotami.

Vzhledem k tomu, že jemné částice PM_{2,5} mají velký podíl ve frakci PM₁₀, má AQG pro PM₁₀ nižší ochrannou funkci nežli AQG pro PM_{2,5}. WHO proto doporučuje, aby ve všech situacích, kde jsou k dispozici údaje o obou frakcích, měla přednost AQG pro PM_{2,5} [24].

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 IARC²⁰, 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 dieselových motorů), takto před 5 lety vyhodnotila i znečištěné ovzduší obecně a zejména suspendované částice [32].

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES stanoví pro země EU mezní hodnoty pro ochranu zdraví PM₁₀ 50 µg/m³ pro průměrnou 24hodinovou koncentraci a 40 µg/m³ 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 µg/m³.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Suspendované částice PM₁₀ 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.

²⁰IARC (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.

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.

Jako imisní pozadí udává mapový podklad ČHMÚ v letech 2016–2020 v oblasti obytné zástavby města Štětí nejvyšší průměrnou roční koncentraci $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} a $19,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$. Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek z hodnocených emisních zdrojů záměru EcoKraft k průměrné roční koncentraci vychází ve výpočtových bodech u nejbližší obytné a rekreační zástavby $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} a $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$. Ve více konzervativní variantě 2 se příspěvek nepatrně zvyšuje na $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} a $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$.

Z údajů ČHMÚ o imisním pozadí tedy 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 [33]. 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 $PM_{2,5}$ 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 %.

Směrnice WHO z loňského roku udává na základě nových studií pro $PM_{2,5}$ a celkovou úmrtnost RR 1,08. Dílčí meta-analýza pouze evropských studií, provedená v podkladech směrnice [31] však dospěla k nižší hodnotě RR 1,07. Ke kvantitativní charakterizaci rizika bude proto použita tato hodnota RR. 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 RR^{21} nebo poměr šancí OR^{22} , odpovídající expozici $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ průměrné roční koncentrace PM_{10} (nebo $PM_{2,5}$).

Konkrétně jsou uvedeny v následujícím přehledu:

- $PM_{2,5}$ – hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění: RR 1,0091 (95% CI 1,0017-1,0166)
- $PM_{2,5}$ – hospitalizace pro respirační onemocnění: RR 1,019 (95% CI 0,9982-1,0402)
- $PM_{2,5}$ – dny s omezenou aktivitou (RADs)²³: 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)

²¹RR – relativní riziko, určuje míru asociace, vyjadřuje poměr incidencí u exponované a neexponované populace,

²²OR (Odds ratio) – poměr šancí, je též mírou relativního rizika

²³RADs (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.

Z ukazatelů nemocnosti jsou vztahy pro výskyt (prevalenci) bronchitis u dětí a pro nové případy (incidenci) chronické bronchitis u dospělé populace odvozeny pro dlouhodobou chronickou expozici. 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 CAFE²⁴ [34]. 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 8 584 obyvatel (podle údaje ČSÚ k 1.1.2021).

Jako průměrná roční koncentrace PM_{10} a $PM_{2,5}$ v této lokalitě je dosazena hodnota $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resp. $19,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ podle údajů ČHMÚ o imisním pozadí 2016–2020 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 imisního příspěvku hodnocených emisních zdrojů posuzovaného záměru na celkové imisní situaci je dále proveden výpočet ukazatelů rizika i pro nejvyšší imisní příspěvek vypočtený rozptylovou studií ve výpočtových bodech cíleně umístěných u okolní obytné a rekreační zástavby ve více konzervativní variantě 2.

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 nejvyššího imisního příspěvku z výpočtových bodů u nejbližší zástavby. Tím je eliminována na stranu bezpečnosti případná 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.

²⁴CAFE – Clean Air for Europe

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

Štětí – 8 584 obyvatel	<i>Pozadí</i>	<i>Příspěvek záměru</i>	<i>Imisní limit</i>
Průměrná roční koncentrace PM ₁₀ /PM _{2,5} (μg/m ³):	26/19,6	0,13/0,06	40/20
Celková úmrtnost			
Předčasná úmrtí u populace ve věku nad 30 let	8,1	0,0	8,4
Nemocnost - celá populace			
Hospitalizace pro srdeční onemocnění	3	0	3
Hospitalizace pro respirační onemocnění	3	0	3
Počet dní s omezenou aktivitou	6597	9	2880*
Nemocnost - dospělí			
Incidence chronické bronchitis (nové případy on.)	5	0	9
Nemocnost - děti			
Prevalence bronchitis (počet dní s příznaky)	4452	36	8347
Zhoršení potíží u astm. dětí (počet dní s příznaky)	143	1	269

*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} 9,7% podíl současné úrovně znečištění ovzduší na celkové úmrtnosti populace starší 30 let.

V současných podmínkách měst ČR tento údaj odpovídá mírně nadprůměrné úrovni rizika znečištění ovzduší. Průměr středních hodnot průměrné roční koncentrace PM_{2,5} ve městech ČR v letech 2016–2020 byl dle SZÚ 17,3 μg/m³ μg/m³. Při odhadu rizika s odečtením úrovně přírodního pozadí 5 μg/m³ odpovídá této úrovni expozice podíl na celkové úmrtnosti obyvatel nad 30 let věku u populace měst ČR cca o 8,2%.

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 10% 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 realizace posuzovaného záměru bude mít jen zanedbatelný vliv na současnou úroveň znečištění ovzduší ve městě Štětí a zdravotního rizika pro jeho obyvatele.

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. 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 nezatížených průmyslem a intenzivní dopravou pohybovaly mezi $0,7$ až $2,0 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Odhad střední hodnoty ve městech byl $1,1 \text{ } \mu\text{g/m}^3/\text{rok}$. V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední roční hodnota $1,2 \text{ } \mu\text{g/m}^3/\text{rok}$ (rozpětí $1,0$ – $2,4 \text{ } \mu\text{g/m}^3$).

V roce 2020 se rozpětí ročních průměrů na městských stanicích nezatížených průmyslem a intenzivní dopravou pohybovalo mezi $0,6$ až $1,6 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Odhad střední hodnoty ve městech byl $1,2 \text{ } \mu\text{g/m}^3/\text{rok}$. V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední roční hodnota $1,3 \text{ } \mu\text{g/m}^3/\text{rok}$ (rozpětí $0,8$ – $1,9 \text{ } \mu\text{g/m}^3$). Imisní limit pro benzen nebyl překročen na žádné stanici. Nejvyšší hodnoty jsou dlouhodobě zjišťovány v průmyslově zatížených lokalitách [16].

Vyšší koncentrace, 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 středoevropských 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 $12 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ [35]. 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 [15].

Benzen má nízkou akutní toxicitu. Akutní otrava inhalační a dermální cestou vyvolává po počáteční stimulaci a euforii útlum centrálního nervového systému. Dochází též k podráždění kůže a sliznic. Kožní senzibilizace nebo respirační alergie na benzen není známá ani z profesionální expozice [35,36].

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 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.

US EPA stanovila v roce 2003 v databázi IRIS²⁵ pro riziko nekarzinogenních účinků při inhalační expozici benzenu referenční koncentraci RfC²⁶ 30 µg/m³. Podkladem byla starší studie profesionální expozice z roku 1996 a kritickým účinkem snížení počtu bílých krvinek (lymfocytů) [37].

Americká ATSDR²⁷ stanovila v roce 2007 pro stejný kritický účinek, ale na základě novější studie z roku 2004 chronickou MRL²⁸ v úrovni 10 µg/m³. Pro kratší trvání expozice byla na základě výsledků experimentů u pokusných zvířat odvozena subchronická a akutní MRL v hodnotě 20, resp. 30 µg/m³ [38].

Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí Kalifornské EPA (OEHHA) stanovil v roce 2014 pro benzen novou chronickou referenční úroveň expozice REL 3 µg/m³ odvozenou ze stejné studie jako ATSDR, ale s vyšším faktorem nejistoty. Pro krátkodobou akutní expozici stanovil 1hodinovou akutní REL v hodnotě 27 µg/m³. Podkladem byly hematologické účinky při prenatalní expozici zjištěné ve vývojové studii u myši [39].

Při hodnocení rizika benzenu se však hlavní pozornost věnuje karzinogennímu účinku, spolehlivě prokázanému při profesionální expozici. Mezinárodní agentura WHO pro výzkum rakoviny IARC řadí benzen do skupiny 1 mezi prokázané lidské karcinogeny. Epidemiologické studie u lidí dlouhodobě profesionálně exponovaných vysokým koncentracím benzenu poskytly jasné důkazy o kauzálním vztahu benzenu k 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.

Karzinogenita benzenu je potvrzena i experimenty na zvířatech, u kterých benzen při inhalační i perorální expozici vyvolává řadu malignit různého typu a lokalizace. Výsledky laboratorních testů naznačují, že metabolity benzenu mají genotoxický účinek, projevující se poškozením chromosomů. Na karzinogenním efektu benzenu se zřejmě podílejí i další mechanismy, jako je produkce kyslíkových radikálů a oxidační poškození DNA, dysfunkce imunitního systému a hematotoxicita [40,41]. US EPA též řadí benzen do kategorie A jako známý lidský karcinogen pro všechny cesty expozice [37].

Spolehlivě kvantifikaci tohoto rizika při nízké expozici z vnějšího ovzduší však zatím stále brání nejistota ohledně mechanismu tohoto účinku.

US EPA vyhodnotila existující podklady o karzinogenním účinku benzenu v roce 1998 a na základě studií profesionální expozice dospěla s použitím lineární extrapolace ke stanovení rozmezí jednotky karzinogenního rizika UCR²⁹ 2,2–7,8x10⁻⁶. Úrovní karzinogenního rizika 1x10⁻⁶ (1 případ na 1 000 000 celoživotně exponovaných osob) pak odpovídá koncentrace benzenu v ovzduší 0,13–0,45 µg/m³ [37].

WHO doporučila ve Směrnici pro ovzduší v Evropě z roku 2000 pro odvození limitní koncentrace benzenu v ovzduší UCR 6x10⁻⁶, která představuje geometrický průměr z rozmezí hodnot odvozených různými modely z aktualizované epidemiologické studie u profesionálně exponované populace. Karzinogennímu rizika 1x10⁻⁶ pak odpovídá roční průměrná koncentrace 0,17 µg/m³ [20].

²⁵IRIS (Integrated Risk Information System) - Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karzinogenní účinek chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA.

²⁶RfC – Odhad koncentrace látky v ovzduší (s přesností v rozsahu 1 řádu), která není spojena při celoživotní expozici ani u citlivých skupin populace se zřetelným rizikem nepříznivých zdravotních účinků.

²⁷ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) - Agentura Ministerstva zdravotnictví USA, jejíž úlohou je ochrana veřejného zdraví před nebezpečnými látkami v prostředí.

²⁸MRL (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 nekarzinogenních zdravotních účinků. Slouží jako pomůcka pro rychlou identifikaci rizika.

²⁹UCR (Unit Cancer Risk) - Jednotka karzinogenního rizika, vyjadřující karzinogenní potenciál dané látky vztážený při standardním celoživotním expozičním scénáři ke koncentraci v ovzduší 1 µg/m³. Je odvozena ze směrnice karzinogenního rizika.

Základní studií, ze které se při kvantifikaci karcinogenního rizika benzenu vycházelo, je tzv. „kohorta Pliofilm“ studující úmrtnost na leukémii u dělníků v USA, exponovaných v padesátých letech vysoké koncentraci benzenu (průměr 128 mg/m^3).

Novější studie z pracovního prostředí s koncentracemi benzenu do $3,2 \text{ mg/m}^3$ zvýšený výskyt leukémie neprokázaly. Spolu s dílčími poznatky o mechanismu účinku benzenu to naznačuje, že aplikace bezprahového přístupu formou lineární extrapolace dat z kohorty Pliofilm na nižší koncentrace ve vnějším ovzduší může vést k nadhodnocení skutečného karcinogenního rizika benzenu [42].

Pracovní skupina expertů Evropské komise, která v roce 1998 vyhodnotila dosavadní poznatky z hodnocení zdravotního rizika benzenu včetně novějších epidemiologických studií, dospěla k závěru, že přes uvedené nejistoty je třeba zachovat bezprahový přístup k hodnocení rizika benzenu, ale přesné kvantitativní hodnocení míry rizika nelze provést. Dospěla však k rozmezí, ve kterém se dle jejího názoru riziko benzenu pravděpodobně nachází. Hodnota UCR doporučená WHO (6×10^{-6}) je experty považována za horní mez odhadu rizika, dolní mez hodnoty jednotky karcinogenního rizika byla s použitím sublineární křivky extrapolace odhadnuta na 5×10^{-8} . Tento rozsah hodnot UCR znamená, že riziko leukémie 1×10^{-6} by se mělo pohybovat v rozmezí roční průměrné koncentrace benzenu v ovzduší cca $0,2 - 20 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ a toto rozmezí by podle pracovní skupiny expertů mělo být východiskem pro stanovení imisního limitu benzenu [42].

V závěru dalšího hodnocení zdravotního rizika benzenu experty EK z roku 2008 je však konstatováno, že pro mutagenní a karcinogenní účinky benzenu při nízké koncentraci benzenu v ovzduší nelze doporučit bezpečnou úroveň expozice [36].

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 [15].

Podle IARC se zvyšuje váha důkazů o vztahu mezi expozicí benzenu ze znečištěného ovzduší a vznikem akutní myeloidní leukémie u dětí, kde se předpokládá význam expozice matek během těhotenství [40].

V posledním hodnocení z roku 2018 pracovní skupina IARC sice konstatuje konzistentní asociaci expozice benzenu s akutní myeloidní leukémií u dětí v koherenci s touto souvislostí u dospělých, ale nepovažuje ji za prokázanou [41].

V posledním desetiletí byla publikována řada epidemiologických studií, které se zabývaly možnou souvislostí mezi expozicí benzenu a zvýšeným rizikem leukémie u dětí. Většina z nich tuto asociaci podpořila, avšak neumožňuje odvození kvantitativního vztahu, neboť často vycházela z nepřímých ukazatelů expozice, jako je intenzita dopravy, vzdálenost bydliště od rušných komunikací nebo čerpacích stanic pohonných hmot.

Podle SZÚ některé studie naznačují, že toto riziko benzenu ve vztahu k leukémii u dětí by mohlo existovat již při nižších koncentracích, než je současný imisní limit $5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ pro benzen ve venkovním ovzduší, zatím nejsou využitelné pro kvantitativní hodnocení [16].

Též poslední systematické vyhodnocení epidemiologických studií, zkoumajících možnou souvislost mezi znečištěním ovzduší a rizikem akutní leukémie u dětí, publikované v roce 2019, pro benzen naznačuje možnost rizika i při nízké úrovni expozice, a to na rozdíl od jiných ukazatelů emisí z dopravy bez indikace existence prahového efektu účinku. Podle autorů ovšem nelze vyloučit alespoň částečný vliv i jiných škodlivin z dopravy [43].

V rámci přípravy aktualizace směrnice WHO pro kvalitu venkovního ovzduší byl benzen zařazen do 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 [44]. Směrnice WHO vydaná v září 2021 však benzen nezahrnuje. Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES stanoví pro země EU mezní hodnotu pro ochranu zdraví pro benzen $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jako roční průměrnou koncentraci, která odpovídá současnému imisnímu limitu v ČR.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Jako současné imisní pozadí udává mapový podklad ČHMÚ v oblasti obytné zástavby města Štětí v letech 2016–2020 průměrnou roční koncentraci benzenu $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek z hodnocených emisních zdrojů posuzovaného záměru resp. související dopravy se ve výpočtových bodech u nejbližší obytné a rekreační zástavby pohybuje v obou variantách výpočtu v nepatrné hodnotě $0,072 \text{ ng}/\text{m}^3$.

U benzenu je hodnocení rizika založeno na kvantifikaci míry karcinogenního rizika. Jelikož jde o pozdní účinek na základě dlouhodobé chronické expozice, hodnocení rizika vychází z průměrných ročních koncentrací. Míra karcinogenního rizika se vyjadřuje jako individuální celoživotní pravděpodobnost zvýšení výskytu nádorového onemocnění nad běžný výskyt v populaci vlivem hodnocené škodliviny.

Výpočet této míry pravděpodobnosti (v anglické literatuře nazývaná ILCR – Individual Lifetime Cancer Risk) se provádí pomocí 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 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dle mapových podkladů ČHMÚ odpovídala míra rizika ILCR 6×10^{-6} .

Nejvyšší příspěvek z hodnocených zdrojů a související dopravy u nejbližší obytné a rekreační zástavby města představuje míru rizika ILCR $4,3 \times 10^{-10}$.

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) [45].

Pro benzen, jakožto látku se stanoveným imisním limitem je však přijatelné riziko stanoveno při určení výše limitu ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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.

I když podle nových poznatků se konzervativní postup hodnocení karcinogenního rizika jeví jako opodstatněný, pro hodnocený záměr je možné konstatovat, že odhadované imisní pozadí nepřekračuje hranici přijatelné míry rizika a podíl imisního příspěvku z provozu záměru EcoKraft a související dopravy na tomto pozadí bude z hlediska ovlivnění jak imisní situace, tak i zdravotních rizik, zcela zanedbatelný.

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 [19].

Z ovzduší jsou PAU odstraňovány suchou a mokrou depozicí do půdy a vody a mohou podléhat fotodegradaci působením ÚV 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.

V rámci monitoringu znečištění PAU v ČR je většinou 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.

Roční střední hodnota koncentrace BaP v městském prostředí ČR v roce 2019 byla 1,1 ng/m³. Rozpětí průměrných ročních koncentrací BaP v městských lokalitách nezatížených průmyslem a intenzivní dopravou se pohybovalo v rozmezí 0,4–3,1 ng/m³.

V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední roční průměrná hodnota 0,8 ng/m³/rok (rozpětí 0,4–1,2 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.

Rok 2020 byl z hlediska kvality ovzduší v ČR velmi příznivý, což se mírně projevilo i na imisním zatížení BaP. Střední hodnota roční průměrné koncentrace byla 0,9 ng/m³.

Hodnota imisního limitu 1 ng/m³ byla v roce 2019 překročena na 22 z 42 stanic, v roce 2020 byl imisní limit překročen na 17 z 46 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 [16].

Za hlavní zdroj PAU pro člověka je považována potrava v důsledku tvorby PAU během její přípravy a v důsledku kontaminace plodin atmosférickým spadem. PAU jsou sice málo rozpustné ve vodě, ale vysoce lipofilní. Snadno se vstřebávají plicemi, zažívacím traktem i přes kůži. 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 mutagenní, karcinogenní 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 [15,19].

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 [46,47]. 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 [15].

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} [19].

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 [44].

Výsledky zmíněného přehodnocení rizika BaP na základě současných poznatků zveřejnila US EPA v databázi IRIS v roce 2017. U karcinogenního rizika na rozdíl od WHO nevycházela z humánních dat a odvodila lineární extrapolaci z dat chronické inhalační studie u křečků jednotku karcinogenního rizika UCR 6×10^{-4} .

Pro riziko nekarcinogenních účinků při inhalační expozici uvádí referenční koncentraci RfC 2 ng/m³, odvozenou s použitím vysokého faktoru nejistoty ze studie vývojové toxicity u potkanů [48].

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Jako současné imisní pozadí BaP udává mapový podklad ČHMÚ v oblasti obytné zástavby města Štětí v letech 2014–2018 průměrnou roční koncentraci BaP až 1,6 ng/m³. Nejvyšší vypočtený imisní příspěvek z obslužné dopravy se ve výpočtových bodech u nejbližší obytné zástavby vychází v nepatrné hodnotě 0,0003 ng/m³ průměrné roční koncentrace.

Při použití jednotky karcinogenního rizika WHO by celoživotní expozici nejvyšší hodnotě imisního pozadí 1,6 ng/m³ odpovídala míra rizika ILCR 1,4x10⁻⁴. Obecně používaná hraniční úroveň rizika je tedy u imisí BaP překračována, což však v dopravně a průmyslově exponovaných lokalitách v ČR není výjimečná situace.

Nejvyšší vypočtený příspěvek z obslužné dopravy záměru EcoKraft u nejbližší obytné a rekreační zástavby města 0,0003 ng/m³ představuje míru rizika ILCR 2,6x10⁻⁸. Lze tedy konstatovat, že z hlediska zdravotního rizika je bez ohledu na současné imisní pozadí zanedbatelný.

IV. 8. Sirovodík (sulfan, H₂S)

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 0,7–14 µg/m³ [49]. Jiné zdroje uvádějí vyšší rozmezí 11–180 µg/m³ [50]. Dle WHO je geometrický průměr čichového prahu H₂S 11 µg/m³ [51]. Konverzní faktor: 1 ppm = 1,39 mg/m³.

ATSDR udává koncentrace sulfanu v ovzduší z přírodních zdrojů v rozmezí 0,15–0,45 µg/m³, v městských oblastech většinou <1,4 µg/m³ a podstatně vyšší, často převyšující 125 µg/m³ v okolí přírodních nebo průmyslových zdrojů [52].

Na monitorovací stanici MěÚ Štětí, umístěné v městské zástavbě u křižovatky ulic Dlouhá a Lukešova, byla v letech 2019 a 2020 naměřena stejná průměrná roční koncentrace H₂S 2,3 µg/m³. Nejvyšší denní koncentrace v těchto letech zde byly 6,9 a 5,1 µg/m³ [17].

V ovzduší je sulfan oxidován kyslíkem a hydroxylovými radikály s konečným vznikem SO₂ a síranů. Doba setrvání H₂S v ovzduší je typicky kratší než 1 den, avšak v zimě může přetrvávat až 42 dní [51].

Při inhalaci, která je hlavní cestou expozice H₂S, 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 [52].

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.

Vyhodnocení rizika chronické nízké úrovně expozice je obtížné, neboť dosud není dostatečně známý mechanismus chronické toxicity sirovodíku [53].

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 [52].

Často zmiňovaným přírodním experimentem chronické expozice lidí zvýšeným koncentracím sirovodíku (medián cca $30 \mu g/m^3$) je město Rotorua na Novém Zélandě, kde populace 60 000 lidí žije v blízkosti aktivní geotermální zóny. Zatímco první studie ekologického typu indikovala zvýšené zdravotní riziko této expozice, novější kvalitnější studie nepříznivé zdravotní důsledky této úrovně dlouhodobé expozice neprokázaly [53,54].

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 [52].

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 $111 \text{ mg}/\text{m}^3$ (80 ppm) sulfan nevykazuje vývojovou toxicitu [52].

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 [50].

Spolehlivých údajů o kvantitativním vztahu expozice a účinků sulfanu u člověka je nedostatek. Obecně při koncentraci pod $14 \text{ mg}/\text{m}^3$ (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 $8,4\text{--}28 \text{ mg}/\text{m}^3$ [50].

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 $15 \text{ mg}/\text{m}^3$. Z této prahové koncentrace dráždivého účinku WHO odvodila s použitím faktoru nejistoty 100 doporučenou limitní koncentraci $150 \mu g/m^3$ jako 24hodinový průměr. K prevenci podstatného obtěžování a stížností na zápach sirovodíku však doporučuje WHO nepřekračovat 30minutovou maximální koncentraci $7 \mu g/m^3$ [20]. Tyto hodnoty převzalo i MZ ČR jako referenční koncentrace sirovodíku pro účely hodnocení a řízení zdravotních rizik [55].

Podkladem WHO pro použitou prahovou koncentraci dráždivého účinku $15 \text{ mg}/\text{m}^3$ 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 CICAD³⁰ z roku 2003 byla odvozena krátkodobá tolerovatelná koncentrace 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pro expozici v trvání 1–14 dní. Podkladem byl experiment u astmatiků, exponovaných koncentrací 2,8 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vycházející z 10týdenního experimentu u potkanů z roku 2000, u kterých inhalační expozice sirovodíku vyvolala poškození čichového epitelu nosní sliznice [51].

Ke srovnatelným hodnotám akutní a subakutní MRL, odvozeným ze stejných podkladů, dospěla i americká ATSDR v roce 2016 [52].

Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí Kalifornské EPA stanovil pro sulfan akutní REL pro krátkodobou expozici jako maximální 1hodinovou koncentraci 42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. 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 [56].

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 (3x pro extrapolaci na člověka, 10x pro rozdíly v citlivosti a 10x subchronickou expozici). Referenční koncentraci je přisouzena střední až vysoká míra spolehlivosti [57].

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 [56].

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 AEGLs³¹, 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 nevrátitné.*
- *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 koncentrací 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.

³⁰CICAD (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.

³¹AEGLs (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).

Byl proveden přepočít 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 [50].

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 MěÚ Štětí jako současné imisní pozadí H₂S vyhodnoceny i poskytnuté výsledky imisního monitoringu ve městě Štětí ze dvou stacionárních stanic „Knihovna“ a „Učiliště“, provozovaných společností Mondi Štětí a.s. Stanice „Knihovna“ je umístěna v centru města a udává průměrnou expozici pro většinu obyvatel města. Souhrnné výsledky z těchto stanic pro H₂S udává následující tabulka č. 5. Jsou zde uvedeny maximální 0,5hodinové a 24hodinové koncentrace a roční průměrné koncentrace v posledních 3 letech 2019–2021.

	Stanice „Knihovna“			Stanice „Učiliště“		
	max. 0,5 hod.	max 24hod.	RP	max. 0,5 hod.	max. 24hod.	RP
2019	51,9	8,5	1,5	20,3	6,8	2,3
2020	71,9	4,6	2,2	19,1	4,9	2,6
2021	21,4	8,3	2,5	19,5	3,6	1,9
průměr	48,4	7,1	2,1	19,6	5,1	2,3

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 2019–2020 na monitorovací stanici „Knihovna“ 7,1 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 0,05. Při použití nižší referenční koncentrace 100 µg/m³ je hodnota HQ 0,07. I při maximálně konzervativním výpočtu na základě nejvyšší naměřené 24hodinové koncentrace 8,5 µg/m³ v roce 2019 na stanici „Knihovna“ by se jednalo o hodnoty HQ 0,06 resp. 0,085.

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 2019–2021 z měřicích stanic „Knihovna“ a „Učiliště“ vychází při použití referenční koncentrace REL Kalifornské EPA hodnota HQ 0,2, která vylučují zdravotní riziko chronických účinků sirovodíku. Stejně je tomu u hodnot naměřených na monitorovací stanici MěÚ Štětí.

Hodnota HQ 1,15 pro výsledky měření na stanici „Učiliště“ a na stanici MěÚ Štětí, vychází 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 plně uspokojivý.

Na obou stanicích Mondí Štětí a.s. jsou během roku nárazově překračovány doporučené 30minutové koncentrace 7 µg/m³ k prevenci obtěžování obyvatel zápachem sirovodíku.

K orientačnímu posouzení pachové situace v uplynulém období 2019–2021 je v další tabulce uveden počet a procento 30minutových koncentrací H₂S přesahujících hodnotu 7 µg/m³, doporučenou na ochranu proti obtěžování zápachem WHO a MZ ČR.

Tab. 6 – Počet a procento krátkodobých 0,5 hod. koncentrací H₂S > 7 µg/m³

	Stanice „Knihovna“		Stanice „Učiliště“	
	> 7 µg/m ³	%	> 7 µg/m ³	%
2019	332	2,0	151	1,0
2020	91	0,5	6	0,03
2021	145	0,8	8	0,05
průměr	189	1,1	55	0,3

Z výsledků v tabulce je zřejmé, že z hlediska četnosti výskytu pachově postižitelné koncentrace sirovodíku v ovzduší došlo v posledních dvou letech k významnému zlepšení a mělo by se jednat spíše o výjimečné krátkodobé situace.

IV. 9. TRS – suma sloučenin redukované síry

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Jako TRS (total reduced sulfides) je označována suma sloučenin se sírou v redukováném 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 [58,59,60].

Emise z této výroby obsahují především sirovodík (H_2S), methylmerkaptan (CH_4S , CAS No: 74-93-1) a methylsulfidy (dimethylsulfid C_2H_6S , CAS No: 75-18-3 a dimethyldisulfid $C_2H_6S_2$, CAS No: 624-92-0). Dominantní je zde podíl sirovodíku a methylmerkaptanu, které také mají nejnižší hodnoty čichového prahu. Celkem tyto 4 látky představují cca 95 % sumy TRS [58].

Typické koncentrace TRS se pohybují od méně než $1,25 \mu g/m^3$ (1 ppb) v odlehlých oblastech po více než $120 \mu g/m^3$ v městských lokalitách [59]. Průměrné roční koncentrace TRS měřené v devadesátých letech v kanadské provincii Ontario se pohybovaly kolem $1,5 \mu g/m^3$ (1,2 ppb), nejvyšší 1hodinová koncentrace byla $90 \mu g/m^3$ [58].

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 jednotlivých letech 2019–2021 naměřeny snižující se nejvyšší denní 24hodinové koncentrace TRS 17,7 – 16,33 – 15,88 $\mu g/m^3$. Klesající tendenci měl i roční počet denních koncentrací převyšujících 10 $\mu g/m^3$, konkrétně 12 – 4 – 1.

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 2–81 $\mu g/m^3$ s geometrickým průměrem 11 $\mu g/m^3$. Konverzní faktor: 1 ppm = 1,97 mg/m^3 .

Přirozeně je přítomen v různé zelenině a vzniká jako metabolit i v lidském těle, je např. hlavní příčinou zápalu 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 [61].

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 [61,62].

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)³² 3,7 $\mu g/m^3$. 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} ³³ u potkanů s použitím faktoru nejistoty 10 [62].

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

³² 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

³³ LC_{01} (Lethal concentration, 1%) – koncentrace pro 1% úmrtnost pokusných zvířat

Dimethylsulfid má čichový práh v rozmezí 6–88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 48–66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ s geometrickým průměrem 57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a v ovzduší podléhá oxidačním reakcím s poločasem několika hodin [61].

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 [61].

Americká ATSDR se zabývala hodnocením rizika TRS v roce 2014 ve vnitřním ovzduší domů, ve kterých byl použitý sádrokarton, vyrobený v Číně [63]. Jako ukazatel použila hodnoty ESLs³⁴, stanovené Texas Commission of Environmental Quality [64]. Jedná se o koncentrace látek v ovzduší, odvozené toxikologickou divizí tohoto úřadu na základě zdravotních účinků nebo pachových vlastností, které slouží ke screeningovému posouzení významnosti jejich výskytu. Pokud není ESL překročena, nepředpokládá se význam pro zdraví nebo pohodu obyvatel, pokud je překročena, neznamená to nevyhnutelně problém, ale důvod k dalšímu hlubšímu zkoumání. ESLs jsou stanovené pro krátkodobou expozici (1hodinová průměrná koncentrace) a pro dlouhodobou expozici (průměrná roční koncentrace) [64].

ESLs v $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pro jednotlivé komponenty TRS jsou uvedeny v tabulce:

ESL	CH ₄ S	C ₂ H ₆ S	C ₂ H ₆ S ₂
krátkodobá	1,9 (zápach)	7,6 (zápach)	20
dlouhodobá	1,0	10	2

Americká asociace hygieny průmyslu AIHA stanoví pro účely odhadu účinku toxických látek za mimořádných situací hodnoty ERPG³⁵ ve třech úrovních [65].

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 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	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 [61].

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 senzorických nervových zakončení například trojklaného nervu, čímž lze vysvětlit takové potíže, jako je bolest hlavy, chrapot, kašel a dušnost.

³⁴ ESLs (Effects Screening Levels)

³⁵ ERPG (Emergency Response Planning Guidelines)

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 [66].

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) [61].

Místo původní 1hodinové koncentrace $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. 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 $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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 H_2S v sumě TRS z výroby sulfátové buničiny v papírnách, byla stanovena doporučená limitní 24hodinová koncentrace TRS $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro jiné oblasti emisí (železárny, rafinérie, čistírny odpadních vod) s vyšším podílem H_2S byl navržen limit $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Limity pro akutní expozici TRS byly navrženy k prevenci pachových vlivů na základě čichových prahů H_2S a CH_4S , jakožto nejvíce zápachajících komponent směsi TRS, jako $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 10minutové průměrné koncentrace, resp. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 Karélii³⁶, publikovaných v letech 1990–1999. 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.

V první ze série těchto studií byl u obyvatel nejvíce zatížené obytné oblasti v předcházejícím 12měsíčním období zjištěn 12x vyšší výskyt podráždění očí, 2x vyšší výskyt symptomů dráždění nosní sliznice a 3x vyšší výskyt kašle ve srovnání s referenční oblastí. Průměrné roční koncentrace H_2S a CH_4S zde byly 8 a 2–5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, nejvyšší denní koncentrace 100 a 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [67].

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 [68].

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.

³⁶ The South Karelia Air Pollution Study

Autoři na základě těchto výsledků usuzují, že nepříznivé zdravotní účinky TRS se projevují při nižší úrovni expozice, nežli v předchozích studiích [69].

Tento závěr je však podle ATSDR zpochybněn výskytem poměrně vysokých krátkodobých koncentrací TRS a možným účinkem SO₂, 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 µg/m³, nebo 24hodinovou koncentrací až 56 µg/m³. Slabinou této studie je dle ATSDR i nesledování imisní situace u suspendovaných částic [52].

Po snížení imisního zatížení TRS v okolí finské papírny z průměrné roční koncentrace 11 µg/m³ na 6 µg/m³ 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 [70]. 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 H₂S 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 H₂S 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 µg/m³ byl zjištěn vyšší počet hospitalizací pro astma u dětí [71].

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 pasivnímu 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 [72].

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 č. 7. Jsou zde uvedeny zaokrouhlené maximální 0,5hodinové a 24hodinové koncentrace a roční průměrné koncentrace v posledních 3 letech 2019–2021.

Tab. 7 – Výsledky monitoringu TRS ve městě Štětí v období 2019–2021 (µg/m³)						
	Stanice „Knihovna“			Stanice „Učiliště“		
	max. 0,5 hod.	max 24hod.	RP	max. 0,5 hod.	max. 24hod.	RP
2019	52,1	11,2	5,3	32,3	11,4	5,2
2020	79,6	8,0	4,9	8,5	7,6	5,6
2021	27,1	8,7	4,9	17,0	7,4	5,3
průměr	52,9	9,3	5,0	19,3	8,8	5,4

Imisní příspěvek TRS z emisních zdrojů záměru EcoKraft se podle výsledků rozptylové studie bude v obou variantách výpočtu ve výpočtových bodech u obytné zástavby pohybovat v rozmezí 0,003–0,01 µg/m³ průměrné roční koncentrace. Současnou situaci tedy z hlediska dlouhodobé imisní zátěže TRS realizace záměru nijak neovlivní.

Vyšší hodnoty vycházejí u maximálních krátkodobých koncentrací, konkrétně se jedná o rozmezí 1,5–5,7 µg/m³ maximální 24hodinové koncentrace a 12,5–45 µg/m³ maximální 1hodinové koncentrace.

Má se však jednat o výjimečné stavy (nouzové vypouštění plynů bypassem bez spalování), které mají velmi krátké trvání.

U imisí TRS je hodnocení zdravotního rizika podstatně obtížnější nežli u H₂S, 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 µg/m³ odvozený v roce 2007 ministerstvem životního prostředí kanadské provincie Ontario, který zohledňuje pachové vlastnosti H₂S a CH₄S, jakožto nejvíce zapáchajících komponent TRS.

K orientačnímu posouzení pachové situace v uplynulém období 2019–2021 je v další tabulce uveden počet a procento 0,5hodinových koncentrací TRS přesahujících hodnotu 10 µg/m³.

	Stanice „Knihovna“		Stanice „Učiliště“	
	> 10 µg/m ³	%	> 10 µg/m ³	%
2019	437	2,6	96	0,6
2020	85	0,5	0	0
2021	40	0,2	5	0,03
průměr	187	1,1	34	0,2

Z výsledků v tabulce je zřejmé, že podobně jako u sirovodíku, došlo i u imisí TRS z hlediska četnosti výskytu pachově postižitelné koncentrace v ovzduší došlo v posledních dvou letech k významnému zlepšení a mělo by se jednat spíše o výjimečné krátkodobé situace.

Tento stav by se neměl významně změnit ani po realizaci posuzovaného záměru, kde jde opět jen o výjimečné krátkodobé stavy dosažení pachově postižitelných koncentrací v ovzduší.

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 µg/m³. Průměrné roční koncentrace TRS měřené ve městě Štětí se v posledních 3 letech pohybují pod touto hodnotou a tento stav se realizací záměru EcoKraft nezmění.

V jiné studii 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 µg/m³ s výkyvy denních koncentrací až k 56 µg/m³. Jak ukazují výsledky imisního monitoringu, je v případě nejvyšších denních koncentrací imisní situace ve Štětí podstatně příznivější a ani tato situace by se neměla realizací záměru změnit.

IV. 10. Závěr k riziku znečištění ovzduší

Podkladem k hodnocení rizika znečištění ovzduší v lokalitě města Štětí, dotčené posuzovaným záměrem EcoKraft obsahujícím nový papírenský stroj PS-10 v areálu společnosti Mondi Štětí a.s., byly výstupy rozptylové studie, která hodnotí imisní vliv hodnocených zdrojů tohoto záměru 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 mírně nadprůměrné situaci v podmínkách měst ČR.

Pro posuzovaný záměr je podstatné, že příspěvek emisních zdrojů, kterých se hodnocený záměr týká, bude z hlediska současné imisní situace a rizika znečištění ovzduší klasickými škodlivinami zanedbatelný.

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 2019–2021 sice nepředstavuje významné přímé zdravotní riziko pro obyvatele, avšak nelze jej považovat za plně uspokojivý.

I když v posledních dvou letech došlo podle výsledků imisního monitoringu k podstatnému zlepšení, stále jsou za mimořádných emisních a rozptylových podmínek přechodně dosahovány koncentrace, které jsou již pachově postižitelné.

Současná situace v imisní zátěži města Štětí těmito látkami se podle výsledků rozptylové studie realizací záměru EcoKraft společnosti Mondi Štětí a.s. významně nezmění. Příspěvek záměru k dlouhodobé zátěži, vyjádřený průměrnou roční koncentrací, je zanedbatelný. Dosažení pachově postižitelných hodnot vychází jen u maximálních krátkodobých koncentrací za výjimečných situací.

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 záměru 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 vhodné 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 znečišťování ovzduší v areálu Mondi Štětí, které s hodnoceným záměrem nesouvisí. Jejich vliv by měl být obsažen v současném imisním pozadí. K hodnocení expozice redukováným sloučeninám síty (TRS) byly 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.
4. 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, aktualizované na základě podkladů nové směrnice WHO z loňského roku. Pro hodnocení rizika znečištění ovzduší vyplývají nejistoty ze současného stupně poznání o komplexním zdravotním riziku znečištění ovzduší, kde přístup hodnotící izolované

jednotlivé škodliviny je nevyhnutelně zjednodušením skutečné situace, v daném případě např. v otázce kombinovaného působení imisí SO₂ 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 plně 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 EcoKraft společnosti Mondi Štětí a.s. na veřejné zdraví. Podkladem byly výsledky imisního monitoringu a akustická a rozptylová studie, které hodnotí současnou situaci a předpokládaný vliv posuzovaného záměru na hlukovou a imisní expozici obyvatel dotčené oblasti města Štětí.

Z hlediska hlukové expozice obyvatel jsou pro blízké okolí v noční době relativně významným zdrojem stacionární zdroje z výrobní technologie papírny. Celkově je ale 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 ze stacionárních zdrojů a související dopravy významně neovlivní a předpokládané změny vlivem provozu posuzovaného záměru jsou z hlediska zdravotního rizika zanedbatelné.

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 odpovídá mírně nadprůměrné úrovni rizika ve městech ČR.

Příspěvek emisních zdrojů, kterých se hodnocený záměr týká však bude z hlediska současné imisní situace a rizika znečištění ovzduší suspendovanými částicemi a dalšími klasickými škodlivinami zanedbatelný.

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 2019–2021 sice nepředstavuje významné přímé zdravotní riziko pro obyvatele, avšak nelze jej považovat za plně uspokojivý.

I když v posledních dvou letech došlo podle výsledků imisního monitoringu k podstatnému zlepšení, stále jsou za mimořádných emisních a rozptylových podmínek přechodně dosahovány koncentrace, které jsou již pachově postižitelné.

Současná situace v imisní zátěži města Štětí těmito látkami se podle výsledků rozptylové studie realizací záměru EcoKraft společnosti Mondi Štětí a.s. významně nezmění. Příspěvek záměru k dlouhodobé zátěži, vyjádřený průměrnou roční koncentrací, je zanedbatelný. Dosažení pachově postižitelných hodnot vychází jen u maximálních krátkodobých koncentrací za výjimečných situací.

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. 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
6. European Commission: *Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*, 2002
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. Babisch, W.: *Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis*, *Noise Health* 2014, 16:1-9
13. 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
14. Münzel T., Kröller-Schön S., Oelze M., Gori T.: *at al.: Adverse Cardiovascular Effects on Traffic Noise with a Focus on Nighttime Noise and the New WHO Noise Guidelines*, *Annu. Rev. Public Health* 2020, 41:309-28
15. WHO: *WHO Guidelines for indoor air quality: selected pollutants*, WHO 2010
16. 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“ – souhrnné zprávy za rok 2019 a 2020*, SZÚ Praha
17. ČHMÚ: *Tabelární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika“ – internetový zdroj*

18. WHO: *Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide, Global update 2005*
19. WHO: *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP, Technical Report, WHO 2013*
20. WHO: *Air Quality Guidelines for Europe, second edition, WHO 2000*
21. Orellano P., Reynoso J., Quaranta N., Bardach A., Ciapponi A.: *Short-term exposure to particulate matter (PM₁₀ and PM_{2,5}), nitrogen dioxide (NO₂), and ozone (O₃) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis, Environ Int 142 (2020) 105876*
22. Zheng X., Orellano P., Lin H., Jiang M., Guan W.: *Short-term exposure to ozone, nitrogen dioxide, and sulphur dioxide and emergence department visits and hospital admissions due to asthma: Systematic review and meta-analysis, Environ Int 150 (2021) 106435*
23. Huangfu P., Atkinson R.: *Long-term exposure to NO₂ and O₃ and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis, Environ Int 144 (2020) 105998*
24. WHO: *WHO global air quality guidelines, Particulate matter (PM_{2,5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide, 2021*
25. Lee K.K., Spath N., Miller M.R., Mills N.L., Shah A.S.V.: *Short-term exposure to carbon monoxide and myocardial infarction: A systematic review and meta-analysis, Environ Int 143 (2020) 105901*
26. US EPA: *Integrated Science Assessment for Carbon Monoxide (Final Report), US EPA, Office of Research and Development, 2010*
27. ATSDR, Division 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. Orellano P., Reynoso J., Quaranta N.: *Short-term exposure to sulphur dioxide (SO₂) and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis, Environ Int 150 (2021) 106434*
31. Chen J., Hoek G.: *Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis, Environ Int 143 (2020) 105974*
32. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 109, Outdoor air pollution, 2015*
33. 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*
34. Hurley F et al.: *Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, European Commission 2005*
35. European Commission, Joint Research Centre, 2004, *The INDEX Project: Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU, Final Report, 331 pp, 2005*
36. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection: *European Union Risk Assessment report, Benzene, 2008*
37. US EPA: *Integrated Risk Information System, Office of Research and Development, National Centre for Environmental Assessment, internetový zdroj*
38. ATSDR, Division of Toxicology: *Toxicological Profile for Benzene, 2007*
39. California EPA, Office of Environmental Health Hazard Assessment: *Technical Supporting Document for Noncancer RELs, 2014*

40. IARC Monographs: Volume 100F, A review of Human Carcinogens: Chemical Agents and Related Occupations (Benzene), 2012
41. IARC Monographs: Volume 120, Benzene, 2018
42. European Commission: Council Directive on Ambient Air Quality Assessment and Management, Working Group on Benzene, Position Paper, 1998
43. 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
44. WHO: Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs), Meeting report 2015, WHO 2016
45. MZ ČR: Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální, HEM-300-19.9.05/31639, 2005
46. 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
47. WHO-IARC: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100F, Chemical Agents and Related Occupations (Benzo(a)pyrene), 2012
48. US EPA: IRIS, Toxicological Review of Benzo(a)pyrene, 2017
49. Ruth JH: Odour Tresholds and Irritation Levels of Several Chemical Substances: A Review, *Am.Ind.Hyg.Assoc.J.* (47), 1986, pp.142-151.
50. National Academy of Science: Acute Exposure Guideline Levels for Selected Airborne Chemicals, Volume 9, Hydrogen Sulfide, NAC, 2010
51. WHO: CICAD 53 Hydrogen sulfide: Human Health Aspects, 2003
52. ATSDR: Toxicological Profile for Hydrogen Sulfide and Carbonyl Sulfide, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2016
53. Rubright S.L.M., Pearce L.L., Peterson J.: Environmental toxicology of hydrogen sulfide, Nitric Oxide, 2017, 71:1-13
54. Lewis R.J., Copley G.B.: Chronic low-level hydrogen sulfide exposure and potential effects on human health: a review of the epidemiological evidence, *Crit Rev Toxicol*, 2015, 45(2):93-123
55. MZ ČR: Seznam referenčních koncentrací znečišťujících látek v ovzduší, HEM-323-17.4.03/11300, Praha 2003
56. California EPA, Office of Environmental Health Hazard Assessment: TSD for Noncancer RELs, 2008
57. 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
58. Young S.R.: Questions and Answers about Kraft Pulp Mill Odor, Manual 75, Georgia-Pacific Consumer Products (CAMAS) LLC, 2008
59. AMEC Earth & Environmental Limited, University of Calgary: Assessment Report on Reduced Sulphur Compounds for Developing Ambient Air Quality Objectives, Alberta Environment 2004
60. ATSDR: Addendum to the Toxicological Profile for Methyl Mercaptan, ATSDR, 2014
61. Ontario Ministry of the Environment: Ontario Air Standard for Total Reduced Sulphur, June 2007
62. National Academy of Science: Acute Exposure Guideline Levels for Selected Airborne Chemicals, Volume 15, Methyl Mercaptan, NAC, 2013
63. ATSDR: Health Consultation, Possible health implications from exposure to sulfur gases emitted from chinese-manufactured drywall, ATSDR 2014

64. TCEQ: *Effects Screening Levels*, 2016
65. AIHA: *Emergency Response Planning Guidelines, Current AIHA ERPG Values (2014)*
66. Schiffman S.S., Williams C.M.: *Science of Odour as a Potential Health Issue*, *J. Environ. Qual.* 2005, 34:129-138
67. Jaakkola J.J., Vilkkka V., Marttila O., Vilkkka V., Jäppinen P., Haahtela T.: *South Karelia Air Pollution Study. The effects of malodorous sulfur compounds from pulp mills on respiratory and other symptoms*, *AM Rev Respir Dis* 1990, 142(6 Pt1): 1344-50
68. 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
69. 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
70. 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
71. 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
72. 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

Svitavy 26.02.2022

MUDr. Bohumil Havel

