

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

Vlára, vodní dílo Vlachovice

*Hodnocení vlivů na veřejné zdraví
- zdravotní rizika hluku a znečištění ovzduší*

Zadavatel:

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

Zpracoval:

MUDr. Bohumil Havel, Větrná 9, 568 02 Svitavy

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

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

**Držitel osvědčení odborné způsobilosti pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví
vydaného MZ ČR pod pořadovým číslem 2/2024.**

Svitavy, srpen 2026

Obsah:

I. Zadání a výchozí podklady	2
II. Metodika a základní pojmy.....	5
III. Zdravotní riziko hluku.....	7
III. 1. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku.....	7
III. 2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku	12
III. 3. Závěr k riziku hluku.....	16
IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší.....	17
IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice	17
IV. 2. Oxid dusičitý (NO₂).....	18
IV. 3. Suspendované částice PM₁₀ a PM_{2,5}	22
IV. 4. Benzen	29
IV. 5. Benzo(a)pyren	33
IV. 6. Závěr k riziku znečištění ovzduší	36
V. Analýza nejistot	36
VI. Celkový závěr	38
VII. Příloha – citovaná a použitá literatura.....	39

I. Zadání a výchozí podklady

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

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

- ✓ Dokumentace záměru „Vlára, vodní dílo Vlachovice“, zpracovatel AQUATIS a.s. Brno (RNDr. Dalibor Bílek), květen 2025
- ✓ Vlára, vodní dílo Vlachovice, S6 STUDIE HLUKOVÉHO ZATÍŽENÍ ÚZEMÍ:
Akustická studie – část A, Posouzení vlivu hluku z dopravy v období výstavby, 31.5.2023, aktualizace k 5.2.2025
Akustická studie – část B, Posouzení stacionárních zdrojů spojených se záměrem, 31.5.2023, aktualizace k 1.7.2023
Akustická studie – část B – dodatek 1, Posouzení stacionárních zdrojů vodního hospodářství, 5.6.2026
Zpracovatel AKUSTING, spol. s r.o. Brno
- ✓ Rozptylová studie „Vlára, vodní dílo Vlachovice“, zpracovatel Ing. Martin Vejr, Křeštinská 412, Jince, 14.2.2025

Identifikace záměru a poskytnutých podkladů:

Předmětem záměru je vybudování nádrže na řece Vláře nad obcí Vlachovice s doprovodnou infrastrukturou, která je nezbytná pro provoz a údržbu díla. Hlavním účelem nádrže je vodárenské využití, kde má být na základě modelových výpočtů získáno množství vody až 300 l/s. S vybudováním vodního díla souvisí nutnost provedení přeložek inženýrských sítí a komunikace vedoucí prostorem zátopy. Součástí vodního díla bude také provozní středisko a přístupové cesty.

Další součástí záměru bude úprava vody, vodovodní přivaděč, protierozní úpravy v povodí a související investicí bude řešení likvidace odpadních vod v dotčených obcích převodem nebo výstavbou čistíren odpadních vod.

Hráz je navržena sypaná zčásti s využitím místních materiálů ze zátopy, z větší části bude potřebný stavební materiál (kamenivo, šterky, písky) dovážen po železnici. Doprava z překladiště Vrbětice bude probíhat po místní komunikaci, trasa je vedena převážně mimo zástavbu obce Vlachovice. Hydroenergetický potenciál vodního díla bude využívat malá vodní elektrárna.

Součástí záměru je přeložka silnic III/4942 a III/4947 mezi Vlachovou Lhotou a Vysokým Polem, respektive mezi Vysokým Polem a Drnovicemi.

Území přímo dotčené výstavbou VD je bez trvalého osídlení s výjimkou několika usedlostí. V okolí lokality vodního díla leží několik obcí, které budou v různé míře přímo nebo nepřímo dotčeny. Největší je obec Vlachovice, v níž žije téměř 1 500 obyvatel. V sousedství budoucí nádrže leží obec Vlachova Lhota se zhruba 250 obyvateli, v blízkosti konce vzdutí nádrže leží obce Újezd (zhruba 1 200 obyvatel), Vysoké Pole (přibližně 850 obyvatel), Drnovice (přes 400 obyvatel) a Tichov (přes 300 obyvatel).

V období výstavby bude ovlivnění obyvatel spočívat především v působení dopravy materiálu z železničního překladiště na stavbu. Objem vyvolané nákladní dopravy se předpokládá max. 362 pojezdů TNA denně. Trasa dopravy materiálu během výstavby je uvažována ve dvou variantách.

Ve variantě A je využita stávající komunikace II/494 v max. délce cca 1900 m procházející obcí. Druhá posuzovaná varianta B uvažuje se zkrácením trasy po komunikaci II/494 na cca 650 m v části Vrbětice a odklonem dopravy na místní komunikaci východně od obce. Jako vhodnější z hlediska hluku a komplikací stávající dopravy je preferována tato varianta.

Během provozu nejsou předpokládány žádné významné negativní vlivy na obyvatelstvo, protože se záměrem není spojena žádná výrobní aktivita nebo rozsáhlejší doprava.

Akustická studie – část A se zabývá posouzením hluku z dopravy v období výstavby nádrže vedené po trase B, která byla upravena tak, že je částečným obchvatem vynechán úsek procházející okolo koupaliště.

Výpočet je proveden pomocí programu HLUK+, verze 14.05 profil4. Údaje o dopravním zatížení komunikací byly získány z webu ŘSD nebo vypočítány na základě předpokládané dopravy materiálu. Vypočtené hodnoty ekvivalentních hladin akustického tlaku A v jednotlivých výpočtových bodech jsou bez vlivu odrazu od fasády. Nejistota výpočtu je ± 2 dB. Dovoz materiálu na stavbu bude probíhat pouze v denní dobu, studie se proto nezabývá hlukem z dopravy v noční době.

Výpočet hodnot ekvivalentní hladiny akustického tlaku $L_{Aeq,T}$ v denní době je proveden pro 28 výpočtových bodů u domů situovaných v obci Vlachovice podél silnice II/494.

V nulové variantě se hluk ze stávající dopravy ze silnice II/494 v těchto výpočtových bodech pohybuje v rozmezí $L_{Aeq,T}$ 53,5–62,9 dB.

Navýšením dopravy o nákladní vozidla zajišťující dovoz materiálu na stavbu by došlo při variantě A s plným využitím silnice II/494 k navýšení hluku z dopravy o 3,4–3,9 dB $L_{Aeq,T}$ ve všech výpočtových bodech v celé délce průtahu obcí Vlachovice s výslednými hodnotami v rozmezí 57,3–66,8 dB.

Ve variantě B s dopravou materiálu po II/494 pouze v části Vrbětice a dále obchvatem obce mimo zastavěnou část vychází navýšení hluku sice též v rozmezí 3,4–3,9 dB, avšak pouze u zástavby v této části obce. Výsledné hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku $L_{Aeq,T}$ zde vycházejí v rozmezí 57,3–60,5 dB. U ostatní zástavby obce Vlachovice situované u silnice II/494 s vypočteným navýšením o 0–0,3 dB se pohybují v rozmezí 53,5–63 dB.

Hodnocením hluku z dopravy se zabývá i část B akustické studie a sice v souvislosti s přeložkou silnice III/4942 a silnice III/4947 mezi obcemi Vlachova Lhota a Vysoké Pole a Vysoké Pole a Drnovice. Přeložky výše uvedených silnic budou vedeny v nové trase, která bude v křížení vodní plochy vedena po novém mostě. Začátek přeložky silnice je situován přibližně 150 m za obytnou zástavbou obce Vlachovice, vliv hluku z dopravy na objekty v obci Vlachovice se ohledem na vzdálenost nepředpokládají.

Výpočet ekvivalentních hladin akustického tlaku z dopravy v denní a noční době je proveden pro výhledový rok 2030 v 16 výpočtových bodech u RD obcí Vysoké Pole a Drnovice nejvíce exponovaných hluku z dopravy po přeložce uvedených úseků komunikací.

V nulové variantě bez přeložky vychází hluk z dopravy v hodnotách $L_{Aeq,T}$ v denní době do 56,5 dB, v noční době do 47,3 dB. Ve výhledu s přeložkou se jedná o nejvyšší hodnoty 57,2 dB v denní době, resp. 47,8 dB v noční době. Jedná se o výpočtové body na začátku obce Vysoké Pole, kde se přeložený úsek napojuje na stávající silnici.

V dalších výpočtových bodech, kde dojde vlivem nové trasy přeložky k navýšení hlukové expozice z dopravy vůči současnému stavu, vychází rozmezí $L_{Aeq,T}$ 41,4–46,4 dB v denní době a 32,5–37,2 dB v noční době. Vyšší hodnoty 50,8, resp. 41,6 dB jsou vypočteny v bodě umístěném na hranici plochy pro bydlení dle územního plánu obce Drnovice.

Část B akustické studie se dále zabývá vyhodnocením hluku ze stacionárních zdrojů. U malé vodné elektrárny, vzdálené cca 800 m od nejbližší obytné zástavby obce se nepřepokládá ovlivnění nad úroveň celkové hlukového pozadí. Pro vliv navržené úpravy vody, vzdálené od nejbližší zástavby obce Vlachovice cca 230 m, vychází ekvivalentní hladina akustického tlaku 24,8 dB. Dodatečně byl doplněn výpočet pro osamocený bližší RD Vlachovice čp. 139, vzdálený od nejbližšího objektu úpravy vody cca 70 m, kde vychází ekvivalentní hladina akustického tlaku 28,5 dB.

Vlivem záměru na znečištění ovzduší zájmového území se zabývá rozptylová studie, která ve vztahu k imisním limitům hodnotí imisní příspěvek realizace záměru. Studie je zpracována jak pro fázi výstavby, tak i pro fázi budoucího provozu (automobilový provoz na přeložce silnice III/4942 a III/4947). Ve fázi výstavby je uvažováno vedení veškeré stavební dopravy přes obec Vlachovice, jakožto imisně nejhorší varianta.

Studie zahrnuje oxid dusičitý, suspendované částice frakcí PM_{10} a $PM_{2,5}$, benzen a benzo(a)pyren. Výpočet imisních koncentrací byl proveden pomocí programového systému pro modelování znečištění ovzduší SYMOS'97. Metodika výpočtu a použité emisní faktory jsou uvedeny v rozptylové studii.

Výpočet imisního příspěvku hodnocených zdrojů je proveden v pravidelné síti referenčních bodů. Kromě této pravidelné sítě referenčních bodů je výpočet proveden pro vybrané referenční body umístěné v nejkritičtějších místech zájmové lokality u nejbližší exponované obytné zástavby (v období výstavby v obci Vlachovice, v období provozu na přeložce mezi obcemi Vysoké Pole, Drnovice a Vlachova Lhota). Pro stanovení pozadových imisních koncentrací jsou v rozptylové studii použité hodnoty pětiletých průměrných ročních koncentrací za období 2019–2023 z map publikovaných na webu ČHMÚ.

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 i o vyhodnocení možných zdravotních dopadů hodnoceného záměru a celkové expozice obyvatel zájmového území.

Pokud je obsahem tohoto vyhodnocení kvantifikace zdravotního rizika, je třeba si uvědomit, že za stavu dodržení platných limitů nejde o riziko nepřipustné, neboť některé limity představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu zdraví a pohody obyvatel.

Příkladem mohou být limity pro hluk z dopravy nebo imisní limity pro znečišťující látky v ovzduší. Související zdravotní riziko bylo vyhodnoceno a posouzeno již při stanovení těchto limitů a shledáno jako akceptovatelné. Přesto je užitečné toto riziko znát a zohlednit při rozhodování, např. při výběru z více variant.

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 SZÚ Praha AN 15/04 VERZE 5¹ a AN 17/15² pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle § 83e zákona č. 258/00 Sb.³

Současně jsou zohledněny aktuální poznatky o nebezpečnosti hodnocených látek pro lidské zdraví. V případě znečištění ovzduší se jedná zejména o podklady a údaje aktualizované směrnice WHO pro kvalitu ovzduší z roku 2021, o souhrnné zprávy expertů WHO k polycyklickým aromatickým uhlovodíkům a benzenu ve venkovním ovzduší z roku 2021 a 2023 a aktualizované výstupy projektu WHO HRAPIE-2 z prosince 2025.

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 limity některých faktorů představují nezbytný kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nemusí zaručovat úplnou ochranu, zejména skupin populace se zvýšenou citlivostí.

Metoda hodnocení zdravotních rizik pak umožňuje v konkrétních situacích získání hlubší informace o jejich možném vlivu na zdraví a pohodu obyvatel, nežli je možné pouhým srovnáním expozice s limitními hodnotami. Metodické postupy hodnocení zdravotních rizik byly vypracované Agenturou pro ochranu životního prostředí USA (US EPA) a Světovou zdravotnickou organizací (WHO). Z nich vycházejí i metodické podklady pro hodnocení zdravotních rizik v České republice.

K hodnocení rizik pro účely ochrany veřejného zdraví je povinná autorizace dle zákona č.258/2000 Sb., resp. v procesu EIA odborná způsobilost pro oblast posuzování vlivů na veřejné zdraví dle zákona č.100/2001 Sb., a vyhlášky MZ č. 490/2000 Sb.

Obecný postup hodnocení zdravotního rizika sestává ze čtyř navazujících kroků:

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

¹Autorizační návod AN 15/04 verze 5 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice hluku, SZÚ Praha, říjen 2020

²Autorizační návod AN 17/15 – Autorizační návod k hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší, SZÚ Praha, říjen 2015

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

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. Jejím ukazatelem u 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, pro který nelze stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se při klasickém postupu vyjadřuje ukazatelem vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky.

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.

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

Místo referenčních hodnot je proto snaha odvodit vztahy hlukové 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, tj. ještě podprahové a bezpečné expozici. Tento poměr se nazývá koeficient nebezpečnosti (Hazard Quotient – HQ), popřípadě při součtu HQ 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.

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 a expozice z epidemiologických studií.

U látek s bezprahovým karcinogenním účinkem, což jsou v tomto hodnocení benzen a benzo(a)pyren, je míra rizika standardně vyjadřována jako celoživotní zvýšení pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění u exponované populace, popř. se při zohlednění i počtu exponovaných osob vyjadřuje populační riziko jako počet případů nádorových onemocnění v dané populaci za rok.

U hluku je kvantitativní charakterizace zdravotních rizik možná v případě kontinuálního dlouhodobého působení hluku z dopravy na větší počet obyvatel. Standardním výstupem podle aktuální verze 5 autorizačního návodu SZÚ, vycházející z poznatků, obsažených v 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. Identifikace a charakterizace nebezpečnosti hluku

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].

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

Tyto nespecifické systémové účinky nejsou způsobeny přímo akustickou energií a projevují prakticky v celém rozsahu vnímané hlukové expozice. Jsou převážně důsledkem stresové reakce a ovlivnění nervové a hormonální regulace fyziologických funkcí a následných biochemických reakcí, ovlivnění spánku a vyšších nervových funkcí, jako je učení a zapamatování. V komplexní podobě se mohou projevit ve formě poruch emocionální rovnováhy, sociálních interakcí i ve formě nemocí, u nichž působení hluku 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).

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

Epidemiologické studie prokázaly, že u více než 95 % exponované populace nedochází k poškození sluchového aparátu při celoživotní expozici hluku 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 přepočet 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. K prevenci akutních sluchových poškození by hodnoty maximální hladiny akustického tlaku L_{Amax} měly být nižší, nežli 110 dB [2].

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. Uvádí se, že 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 [3].

Epidemiologické studie prokazují, že stejná úroveň hlukové expozice z průmyslových zdrojů nebo různých typů dopravy, vede k rozdílnému stupni obtěžování exponované populace. Intenzivnější reakce obyvatel byly pozorovány vůči hluku doprovázenému vibracemi a hluku obsahujícím nízké frekvenční složky. Nepříjemnější je hluk s kolísavou intenzitou nebo obsahující výrazné tónové složky.

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.

Z dosavadních zjištění 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. Při rozdílné intenzitě hluku z různých zdrojů je často pozorován dominantní efekt, kdy je celkový obtěžující účinek určen hlasitější zdrojem [4]. 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 nějž je předem známo, že bude trvat jen po určité vymezenou dobu.

Závislost je i mezi nepříznivým prožíváním hluku a délkou pobytu v témže bytě či jiném prostředí. Rozmrzelost může vzniknout po víceleté latenci a s délkou konfliktní situace se prohlubuje a fixuje.

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 [5].

K ochraně obyvatel včetně citlivých skupin populace zde byla doporučena cílová hodnota L_{night}^5 40 dB. V rozmezí 30–40 dB dochází k ovlivnění spánku ve více ukazatelích, avšak jen v mírné úrovni 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 doporučila 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 obtěžovaná a rušená a je prokázáno zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění [5].

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].

Zvýšené riziko kardiovaskulárních onemocnění je v současné době považováno za nejzávažnější ze zdravotních účinků hluku. 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, hořčíku a faktorů krevní srážlivosti.

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

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.

Směrnice WHO vychází ze studií publikovaných do roku 2015. Pozdější kvalitní kohortové studie a jejich vyhodnocení poskytují další podporu pro asociaci hluku a zvýšeným rizikem kardiovaskulárních onemocnění. Z 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 [6].

Méně poznatků je v současné době o vlivu hluku na **duševní zdraví**. Pokračující výzkum však přináší přesvědčivé důkazy o tom, že hluková expozice zejména z dopravy ovlivňuje různými cestami funkci mozku a nervového systému a tím přispívá ke zvýšenému riziku neuropsychiatrických onemocnění, jako jsou deprese a úzkostlivé stavy, snížení poznávacích funkcí, demence a neurodegenerativní onemocnění [7].

⁵ L_{night} – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku A v časovém úseku 8 hodin v noci na nejvíce exponované fasádě domu.

Vztahy mezi hlukovou expozicí a nepříznivými účinky na zdraví

Vztahy expozice a účinku, které je možné použít ke kvantitativní charakterizaci rizika hluku, jsou obvykle odvozeny z epidemiologických studií u větších souborů obyvatel a z jejich souborných statistických vyhodnocení.

Souhrn těchto vztahů, dříve používaných při hodnocení rizika hluku v zemích EU, byl obsažen např. ve zprávě Evropské agentury pro životní prostředí (EEA⁶) z října 2010.

Vyhodnocení spolehlivosti podkladů a aktualizaci těchto vztahů na základě nových epidemiologických studií obsahuje hluková směrnice WHO z roku 2018, která tak představuje současný aktuální vědecký rámec pro hodnocení zdravotních rizik hluku.

Pro praktické výpočty při kvantitativní charakterizaci rizika hluku doporučuje aktuální verze 5 Autorizačního návodu SZÚ AN 15/04 k hodnocení zdravotního rizika hluku v zájmu sjednocení postupů používat vztahy expozice a účinku, uvedené v příloze III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES⁷ 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 hlukové směrnice WHO. Tyto vztahy nyní používá při hodnocení zdravotních dopadů hlukové expozice v životním prostředí na evropskou populaci i EEA [8].

K hodnocení obtěžování obyvatel hlukem z různých typů dopravy byly dříve používány vztahy mezi hlukovou expozicí v L_{dn} ⁸ nebo L_{den} ⁹ 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 [9].

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].

Analýza časového trendu výsledků 61 starších i novějších studií obtěžování hlukem z období 1969–2014, provedená různými statistickými metodami a publikovaná v roce 2020 však neprokázala narůstající trend obtěžujícího efektu hluku ze silniční dopravy a nutnost revize doposud používaných vztahů [10].

V současné 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 [11].

Tyto vztahy zůstávají i v současné době jako jediná možnost alespoň orientačního kvantitativního odhadu obtěžujících účinků hluku ze stacionárních zdrojů.

⁶EEA – European Environment Agency

⁷Směrnice komise (EU) 2020/367 ze dne 4. března 2020, kterou se mění příloha III směrnice Evropského parlamentu a rady 2002/49/ES, pokud jde o hodnocení škodlivých účinků hluku ve venkovním prostředí, EK, Gen. ředitelství pro životní prostředí, 2020

⁸ L_{dn} (Day-night level) – dlouhodobá ekvivalentní hladina akustického tlaku za 24 hodin s penalizací noční hladiny akustického tlaku o 10 dB.

⁹ 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.

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 projevovat 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 [2]. EEA v roce 2010 uváděla pro hluk z dopravy shodnou prahovou hladinu silného obtěžování 42 dB L_{den} . 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].

V nové směrnici WHO byly na základě novějších epidemiologických studií odvozeny nové vztahy i pro noční hlukovou expozici v L_{night} a vysoký stupeň subjektivně pociťovaného narušení spánku. Ve srovnání s doposud používanými vztahy indikují vyšší rušivý vliv železničního hluku, nežli hluku ze silniční dopravy a pro hluk z železniční a letecké dopravy ukazují vyšší procento rušených osob.

V doporučení nová směrnice vychází ze zásady, že hluk by v noci neměl vysoce rušit ve spánku více než 3 % exponovaných obyvatel. Tomuto účinku odpovídá podle směrnice WHO expozice hluku z automobilové dopravy 45 dB L_{night} [1].

Ověřením platnosti vztahů hlukové expozice ze silniční dopravy k obtěžování a rušení spánku, odvozených ze zahraničních studií, pro populaci českých měst se v roce 2021 zabýval subsystém III Monitoringu hygienické služby, který zahrnuje monitorování a sledování odezvy obyvatel vybraných lokalit s různým stupněm hlukové zátěže.

Zjištěné výsledky souhrnně platnost těchto vztahů expozice a účinku nezpochybňují. Odlišné výsledky v jedné lokalitě ale upozornily na možnost, že v případě jednotlivých konkrétních situací a specifických podmínek se může skutečný stupeň obtěžování a rušení spánku od výsledků výpočtu lišit [12].

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 uvedena prahová hladina hluku 60 dB L_{night} pro psychické poruchy [5].

Nově odvozené vztahy pro silný stupeň rušení ve spánku platí pro rozmezí 40–65 dB L_{night} a indikují prahovou hladinu hluku pro tento účinek i pod 40 dB L_{night} [1,13].

Směrnice WHO z roku 2018 vycházela při odvození vztahů expozice a účinku ze studií publikovaných do roku 2015. Aktualizace meta-analýzy z roku 2022 se začleněním dalších 11 novějších studií dospěla k podobným výsledkům u hlukové expozice z automobilové a železniční dopravy a pro tyto zdroje hluku potvrdila vztahy pro silný stupeň rušení spánku z analýzy WHO z roku 2018. Pouze pro vysokou úroveň hlukové expozice z letecké dopravy byla zjištěna vyšší pravděpodobnost rušivého efektu [14].

V rámci tvorby nové směrnice WHO byla zhodnocena i váha důkazů o kardiovaskulárním riziku hluku z různých zdrojů a na základě meta-analýzy novějších epidemiologických studií byly odvozeny nové vztahy expozice a tohoto účinku. Jako hlukový deskriptor je použita 24hodinová L_{den} . Nejspolehlivější podklady podle WHO existují pro vztah mezi hlukem ze silniční dopravy a rizikem ischemické choroby srdeční v úrovni relativního rizika RR^{10} 1,08 (95 % CI = 1,01–1,15) pro 10 dB nárůst expozice s prahovou hladinou cca 53 dB.

Byly též odvozeny vztahy pro další ukazatele kardiovaskulárních onemocnění, jako je hypertenze a cévní mozkové příhody, avšak s nízkým stupněm spolehlivosti [1,15].

¹⁰RR – relativní riziko, určuje míru asociace, vyjadřuje poměr incidencí u exponované a neexponované populace

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 %. Tomuto účinku odpovídá podle směrnice WHO dlouhodobá expozice hluku z automobilové dopravy v úrovni L_{den} 59,3 dB [1].

Od vydání směrnice WHO byly publikovány další epidemiologické studie, zabývající se vztahem dlouhodobé expozice dopravnímu hluku a rizikem kardiovaskulárních onemocnění (ICHS, IM a CMP) a byly vyhodnoceny v několika systematických přehledech.

U hluku ze silniční dopravy byl v přehledu a meta-analýze převážně evropských studií, publikované v loňském roce, nalezen lineární nárůst incidence ICHS, IM a CMP a pro tyto ukazatele byly odvozeny samostatné vztahy v širším rozsahu expozice i pod 53 dB L_{den} [16].

III. 2. Hodnocení expozice a charakterizace rizika hluku

Jako podklad k hodnocení hlukové expozice obyvatel potenciálně dotčených posuzovaným záměrem vodní nádrže Vlachovice jsou k dispozici výsledky akustické studie, které hodnotí předpokládaný hluk z dopravy a ze stacionárních zdrojů.

Pro hluk z dopravy materiálu během výstavby je výpočet proveden pouze pro ekvivalentní hladiny akustického tlaku $L_{Aeq,T}$ v denní době, neboť dovoz materiálu na stavbu bude probíhat pouze v denní dobu.

Výpočet je proveden pro dvě varianty trasy této dopravy v 28 výpočtových bodech u domů situovaných v obci Vlachovice podél silnice II/494.

V nulové variantě se hluk ze stávající dopravy ze silnice II/494 v těchto výpočtových bodech pohybuje v rozmezí $L_{Aeq,T}$ 53,5–62,9 dB. U zástavby v části Vrbětice se současná hluková zátěž z dopravy pohybuje do 56,8 dB.

Při variantě A s plným využitím silnice II/494 dojde k navýšení hluku z dopravy o 3,4–3,9 dB $L_{Aeq,T}$ ve všech výpočtových bodech v celé délce průtahu obcí Vlachovice s výslednými hodnotami v rozmezí 57,3–66,8 dB.

Ve variantě B s dopravou materiálu po II/494 pouze v části Vrbětice a dále obchvatem obce mimo zastavěnou část vychází navýšení hluku sice též v rozmezí 3,4–3,9 dB, avšak pouze u zástavby v této části obce. Výsledné hodnoty ekvivalentní hladiny akustického tlaku $L_{Aeq,T}$ zde vycházejí v rozmezí 57,3–60,5 dB. U ostatní zástavby obce Vlachovice situované u silnice II/494 s vypočteným navýšením o 0–0,3 dB se pohybují v rozmezí 53,5–63 dB.

K subjektivně vnímané změně hlukové expozice dochází vzhledem k rozlišovací citlivosti sluchového orgánu v průměru až při změnách minimálně o 2–3 dB. Menší změny hlukové zátěže jsou pro většinu lidí subjektivně nepostřehnutelné. Je tedy zřejmé, že vliv navýšení nákladní dopravy během výstavby nádrže bude z hlukového hlediska postřehnutelný a u obyvatel obytné zástavby exponované hluku z dopravy může dočasně navýšit její nepříznivé účinky.

Jak již bylo uvedeno, aktuální podklady k hodnocení zdravotních rizik hluku na základě zhodnocení váhy současných důkazů o hlavních nepříznivých zdravotních účincích hluku 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 hluk ze silniční dopravy nová směrnice WHO doporučuje redukovat průměrnou hlukovou expozici pod L_{den} 53 dB, které 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 ze silniční dopravy směrnice WHO doporučuje redukovat noční hlukovou zátěž pod L_{night} 45 dB, které podle aktualizovaných vztahů expozice a účinku odpovídá 3 % obyvatel vysoce rušených hlukem ve spánku.

V daném případě údaj o hlukové situaci v noční době není k dispozici, neboť výpočty byly provedeny pouze pro denní dobu, kdy bude dovoz materiálu probíhat. Je proto proveden orientační přepočtení denní $L_{Aeq, 16h}$ na 24hodinovou L_{den} s použitím publikovaného konverzního vztahu $L_{den} = L_{day} + 2,4$ pro hluk ze silniční dopravy (Brink et al., 2018) [46].

K odhadu míry obtěžujícího účinku hluku z dopravy se dříve 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 [9].

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 vypočtené nejvyšší úrovni současné dopravní hlukové zátěže v bodě č. 27 (Vlachovice 128) v přepočtu v hodnotě 65,3 dB L_{den} teoreticky po zaokrouhlení odpovídá 17 % obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem.

Ve variantě A se tato nejvyšší hluková zátěž zvyšuje na 69,2 dB L_{den} , čemuž by odpovídalo 23 % obtěžovaných obyvatel. Pro exponovanou zástavbu v části Vrbětice v obou variantách dopravy materiálu vychází nejvyšší hlukové expozice po navýšení po přepočtu v hodnotě 62,9 dB L_{den} , čemuž odpovídá 13 % 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. Tento vztah je podle tvaru křivky použitelný pro hlukovou zátěž v L_{den} v rozmezí 45–80 dB. Nejnižší hladina hluku v podkladových studiích byla 40 dBa odpovídá 9 % (podle vztahu pouze z evropských studií 6 %) vysoce obtěžovaných obyvatel. Ani tuto hladinu proto nelze považovat za prahovou hladinu hluku pro obtěžující účinek.

Vzhledem k odlišnosti podmínek a metodiky v některých podkladových studiích byl v podkladech směrnice odvozen i alternativní vztah pro obtěžování silničním hlukem pro evropský plochý terén (s vyloučením alpských a asijských studií) na základě 10 studií pouze z evropských zemí, vyjádřený rovnicí $\%HA = 116,4304 - 4,7342 \cdot L_{den} + 0,0497 \cdot L_{den}^2$.

Pro tuzemské podmínky je vhodnější tento vztah. Při jeho použití odpovídá nejvyšší úrovni současné dopravní hlukové zátěže 65,3 dB L_{den} 19 % obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem.

Ve variantě A se tato nejvyšší hluková zátěž zvyšuje na 69,2 dB L_{den} , čemuž by odpovídalo 27 % obtěžovaných obyvatel. Pro exponovanou zástavbu v části Vrbětice v obou variantách dopravy materiálu vychází nejvyšší hlukové expozice po navýšení po přepočtu v hodnotě 62,9 dB L_{den} , čemuž podle tohoto vztahu expozice a účinku odpovídá 15 % obtěžovaných obyvatel.

V platné 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. Je tedy možné odhadovat, že u dopravně nejvíce exponovaných domů u komunikace II/494 vychází za současného stavu podle různých metod odhadu rozmezí 17–19 % obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem z dopravy.

Ve variantě A by se toto rozmezí podílu obtěžovaných obyvatel u nejvyšší hlukové zátěže zvýšilo na 23–27 %. Pro exponovanou zástavbu v části Vrbětice v obou variantách dopravy materiálu vychází pro nejvyšší hlukovou expozici z dopravy 13–15 % obtěžovaných obyvatel (pro současnou hlukovou zátěž z dopravy zde vychází podíl obtěžovaných obyvatel do 10 %).

Hodnocením hluku z dopravy se v souvislosti s přeložkou silnic III/4942 a III/4947 zabývá i část B akustické studie. Výpočet ekvivalentních hladin akustického tlaku z dopravy v denní a noční době je proveden pro výhledový rok 2030 v 16 výpočtových bodech u RD obcí Vysoké Pole a Drnovice nejvíce exponovaných hluku z dopravy po přeložce uvedených úseků komunikací.

V přepočtu na 24hodinovou L_{den} ¹¹ zde vychází v nulové variantě bez přeložky hluk z dopravy do 57,4 dB, ve výhledu s přeložkou do 58 dB. Jedná se o výpočtové body na začátku obce Vysoké Pole, kde se přeložený úsek napojuje na stávající silnici.

V dalších výpočtových bodech, kde dojde vlivem nové trasy přeložky k navýšení hlukové expozice z dopravy vůči současnému stavu, vychází L_{den} do 47,3 dB. Vyšší hodnota 52 dB L_{den} vychází v bodě umístěném na hranici plochy pro bydlení dle územního plánu obce Drnovice.

Pro nejvyšší hlukovou zátěž na začátku obce Vysoké Pole 58 dB L_{den} vychází podle různých metod shodně 9 % obyvatel vysoce obtěžovaných hlukem z dopravy. V dalších výpočtových bodech, kde dojde vlivem nové trasy přeložky k navýšení vůči současnému stavu, vychází podíl obtěžovaných obyvatel do 2–4 %, na hranici plochy pro bydlení dle územního plánu obce Drnovice shodně 5 %.

Pro odhad procenta obyvatel subjektivně vysoce rušených hlukem ve spánku ze silniční dopravy uvádí příloha III Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2002/49/ES rovnici $\%HSD = 19,4312 - 0,9336 \cdot L_{night} + 0,0126 \cdot (L_{night})^2$, převzatou z hlukové směrnice WHO.

Tato rovnice byla odvozena na základě systematického posouzení a meta-analýzy novějších epidemiologických studií publikovaných v letech 2002–2015 [1,13]. 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.

Pro dopravu materiálu na stavbu nádrže není rušení spánku nočním hlukem hodnoceno, neboť akustická studie se z důvodu realizace této dopravy pouze v denní době nočním hlukem nezabývá a údaje o akustické situaci hodnoceného území v noční době neuvádí.

Noční hluk z dopravy je hodnocen v části B akustické studie v souvislosti s přeložkou silnic III/4942 a III/4947. V nulové variantě bez přeložky vychází podle výše uvedeného vztahu pro nejvyšší hladinu hluku z dopravy v noční době na začátku obce Vysoké Pole ($L_{Aeq,T}$ 47,3 dB) 3,5 % obyvatel vysoce rušených ve spánku hlukem z dopravy, ve výhledu s přeložkou 3,6 %. V dalších výpočtových bodech, kde dojde vlivem nové trasy přeložky k navýšení hlukové expozice z dopravy vůči současnému stavu včetně plánované plochy pro bydlení vychází podíl obyvatel rušených hlukem ve spánku do 2 %.

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.

¹¹Pozn.: Přepočet ekvivalentních hladin akustického tlaku na 24hodinovou dB L_{den} je proveden výpočtem L_{dn} a následným přepočtem na L_{den} dle vztahu $L_{den} = L_{dn} + 0,6$, který byl odvozen SZÚ Praha na základě dlouholetých výsledků hlukového monitoringu v českých městech [47].

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

V tabulce č. 1 je pro znázornění úrovně legislativní ochrany před obtěžujícím a rušivým účinkem hluku uvedeno zaokrouhlené procento obyvatel obtěžovaných a rušených hlukem, které teoreticky odpovídá současným limitům pro hluk z automobilové dopravy.

Ekvivalentní hladiny akustického tlaku v denní a noční době hlukového limitu byly přepočteny na 24hodinovou L_{den} .

K výpočtu procenta obtěžovaných a rušených obyvatel 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. 1 – 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)	<i>silniční doprava</i>	HA (%)	HSD (%)
60/50	„nové“ komunikace	16	4
68/58	„staré“ komunikace*	27	8

*komunikace vybudované před 1.1.2001

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.

Při použití tohoto vztahu expozice a účinku vychází pro nejvyšší úroveň současné dopravní hlukové zátěže ze silnice II/494 (65,3 dB L_{den}) atributivní frakce 0,09 tj. 9 %. Ve variantě A dopravy materiálu by se tato nejvyšší atributivní frakce zvýšila na 11,7 %. Pro exponovanou zástavbu v části Vrbětice se v obou variantách dopravy materiálu zvyšuje nejvyšší atributivní frakce z 5 % na 7,3 %.

Při zohlednění počtu exponovaných obyvatel a znalosti incidence ICHS je možné dospět k atributivnímu počtu onemocnění, tedy předpokládanému počtu osob postižených tímto onemocněním v důsledku hluku.

Z posledních údajů České kardiologické společnosti za rok 2021 vychází v ČR průměrná roční incidence ischemické choroby srdeční (diagnózy I20-I25 Mezinárodní klasifikace nemocí MKN-10) 6,295/1000 osob a rok.

Jako příklad je možné uvést, že v případě dlouhodobé expozice vychází při atributivní frakci 9 % u 100 osob 0,06 onemocnění ICHS za rok, při AF 11,7 % vychází za rok 0,07 onemocnění ICHS, při AF 7,3 % vychází 0,05 onemocnění ICHS.

V daném případě jde navíc o nadhodnocený odhad, neboť riziko ICHS je záležitostí dlouhodobé mnohaleté expozice zvýšenému hluku, zatímco doprava materiálu na stavbu nádrže bude pouze dočasnou záležitostí.

U hlukové zátěži z dopravy, související s přeložkou silnic III/4942 a III/4947, ani nejvyšší hodnoty vypočtené na začátku obce Vysoké Pole, kde se přeložený úsek napojuje na stávající silnici, nedosahují úroveň, kterou WHO považuje za významné zvýšení zdravotního rizika. V dalších výpočtových bodech, kde dojde vlivem nové trasy přeložky k navýšení hlukové expozice z dopravy vůči současnému stavu, vychází hodnoty pod doporučenou úrovní expozice 53 dB L_{den} , kterou WHO považuje za prahovou pro kardiovaskulární riziko hluku.

Část B akustické studie se zabývá i vyhodnocením hluku ze stacionárních zdrojů. Pro hluk z provozu navržené úpravny vody zde pro nejbližší chráněný objekt RD vychází ekvivalentní hladina akustického tlaku 28,5 dB, po teoretickém přepočtu na 34,9 dB L_{den} , (s předpokladem trvalé hodnoty této expozice po celých 24 hodin) by podle výše uvedeného vztahu vycházel vysoce obtěžující účinek cca pro 1 % exponovaných obyvatel.

V podstatě je ale možné vycházet i z hygienického limitu pro stacionární zdroje 50/40 dB ekvivalentní hladiny akustického tlaku pro denní/noční dobu, který víceméně odpovídá prahovým hladinám hluku pro obtěžování a rušení spánku u průměrně citlivé části populace. Je proto možné konstatovat, že hluk z tohoto zdroje nebude dosahovat úrovně, která by byla významná z hlediska hlukové pohody nebo zdravotního rizika.

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 hlukové směrnice WHO.

Podkladem hodnocení hlukové expozice obyvatel byly výsledky akustické studie, která ve vztahu k posuzovanému záměru a hlukovým limitům hodnotí hlukovou expozici nejvíce dotčené obytné zástavby okolních obcí ze související dopravy a stacionárních zdrojů.

Současný hluk z dopravy po silnici II/494 v obci Vlachovice dosahuje u nejvíce exponovaných domů i při dodržení hlukových limitů úrovně, která je pro část jejich obyvatel zdrojem obtěžování, rušení ve spánku a zvýšeného rizika kardiovaskulárních onemocnění. Nárůst této hlukové zátěže nákladní dopravou materiálu na výstavbu nádrže toto riziko nevyhnutelně zvýší.

Pro posuzovaný záměr je proto plně opodstatněná volba varianty B dopravy materiálu, která toto zvýšení rizika pro větší část dopravně exponované obytné zástavby obce eliminuje.

Navýšení zdravotního rizika hluku u exponované zástavby části Vrbětice přitom nedosahuje úrovně, kterou by bylo možné i s ohledem na pouze denní dobu a celkově dočasný charakter expozice považovat za významné zdravotní riziko.

Významné zdravotní riziko hluku z dopravy u dotčené obytné zástavby nebudou představovat ani předpokládané změny hlukové expozice vyvolané přeložkou silnic III/4942 a III/4947.

Zanedbatelný i z hlediska možného ovlivnění hlukové pohody obyvatel nejbližší obytné zástavby bude podle výsledků akustické studie vliv plánované úpravny vody jako stacionárního zdroje hluku.

IV. Zdravotní riziko znečištění ovzduší

IV. 1. Výběr látek a podklady k hodnocení expozice

Rozptylová studie hodnotí předpokládaný imisní příspěvek posuzovaného záměru pro fázi výstavby, kdy budou emitovány zejména prachové částice s významným podílem resuspenze. Dalším zdrojem emisí bude spalování paliv v motorech stavební mechanizace a generovaná staveništní automobilová doprava. Ve fázi budoucího provozu je hodnocen příspěvek automobilové dopravy na přeložce silnic III/4942 a III/4947.

Výpočet pro fázi provozu zahrnuje oxid dusičitý, suspendované částice frakcí PM₁₀ a PM_{2,5}, benzen a benzo(a)pyren. Pro emise z dopravy se jedná o plně kompletní výčet látek, které je opodstatněné zahrnout do vyhodnocení vlivů na zdraví obyvatel. Pro fázi výstavby je z důvodu menšího objemu dopravy ve srovnání s provozem hodnocený imisní příspěvek pouze NO₂ a suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5}.

Podkladem k hodnocení expozice obyvatel zájmového území jsou vypočtené hodnoty imisního příspěvku ve vybraných referenčních bodech u nejbližší exponované obytné zástavby (v období výstavby v obci Vlachovice, v období provozu na přeložce mezi obcemi Vysoké Pole, Drnovice a Vlachova Lhota).

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

Pro stanovení pozadových imisních koncentrací jsou v rozptylové studii použité hodnoty pětiletých průměrných ročních koncentrací za období 2019–2023 z map publikovaných na webu ČHMÚ. Měřicí stanice kvality ovzduší, která by poskytovala údaje relevantní pro lokalitu záměru, se v okolí nenachází.

V současné době jsou již k dispozici aktuální údaje ČHMÚ za období 2020–2024. Podle těchto údajů je v lokalitě záměru a jeho okolí imisní situace příznivá, neboť zde s rezervou u žádné škodliviny nedochází k překračování imisních limitů, stanovených k ochraně zdraví.

K základnímu přehledu jsou v tabulce č. 2 uvedeny nejvyšší hodnoty současného imisního pozadí v obci Vlachovice (imisní pozadí v dalších dotčených obcích Vysoké Pole a Vlachova Lhota se pohybuje v nižších hodnotách). Krátkodobé koncentrace NO₂ a CO jsou odhadnuty podle výsledků monitoringu v podobných lokalitách. Dále jsou v tabulce uvedeny zaokrouhlené nejvyšší hodnoty vypočteného imisního příspěvku posuzovaného záměru ve vybraných referenčních bodech u nejbližší obytné zástavby podle výsledků rozptylové studie pro fázi výstavby a fázi provozu (přeložka III/4942 a III/4947).

Tab. 2 – Odhad imisního pozadí a příspěvek u obytné zástavby (µg/m ³)							
	NO ₂		PM ₁₀		PM _{2,5}	benzen	BaP
	1hod	Rp	24hod	Rp	Rp	Rp	Rp
Imisní pozadí	<100	8,1	28	16,4	12	0,9	0,0007
Záměr - výstavba	0,3	0,05	0,7	0,1	0,08*	-	-
Záměr - provoz	0,7	0,06	0,9	0,09	0,06*	0,003	0,0000036
Imisní limity	200	40	50	40	20	5	0,001

Vysvětlivky: 1hod = maximální 1hodinová koncentrace, 8hod = jako klouzavý 8hodinový průměr, 24hod = 36. nejvyšší 24hodinová průměrná koncentrace v roce, Rp = roční průměrná koncentrace, *70% hodnoty PM₁₀

Z tabulky je zřejmé, že imisní příspěvek záměru je ve srovnání s celkovým pozadím i s imisními limity těchto látek nepatrný. Z hlediska zdravotních rizik jsou tyto hodnoty imisního příspěvku zanedbatelné a kvantitativně prakticky nehodnotitelné.

Předmětem hodnocení zdravotního rizika znečištění ovzduší je proto současná imisní situace podle údajů ČHMÚ.

Ze zdravotního hlediska jsou stanovené imisní limity s výjimkou oxidu uhelnatého do jisté míry kompromisní, takže kvantitativní odhad zdravotního rizika znečištění ovzduší je možné provést i pro podlimitní úroveň imisní expozice obyvatel. Do hodnocení zdravotních rizik znečištění ovzduší bude proto zahrnutý oxid dusičitý, suspendované částice, benzen a benzo(a)pyren.

IV. 2. Oxid dusičitý (NO₂)

Identifikace a charakterizace nebezpečnosti

Oxid dusičitý (NO₂) je dráždivý plyn červenohnědé barvy s charakteristickým štiplavým zápachem, čichově postřehnutelným od koncentrace 188 µg/m³ (0,1 ppm) [17].

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.

Na znečištění ovzduší oxidem dusičitým v ČR se kromě dopravy, která je majoritním zdrojem, podílejí i teplárny, výtopny a domácí topeniště a ve městech má znečištění ovzduší touto látkou v podstatě plošný charakter. Na pozadových stanicích v nejčistších oblastech se koncentrace NO₂ v ČR dlouhodobě pohybují v rozsahu od 1,5 do 4,5 µg/m³.

V roce 2024 se průměrné roční koncentrace NO₂ pohybovaly v závislosti na intenzitě okolní dopravy od cca 8 µg/m³ na venkovských nezatížených lokalitách až k 20–30 µg/m³ v dopravně velmi významně exponovaných lokalitách.

Odhad roční střední hodnoty v dopravou a průmyslem méně zatížených městských lokalitách v roce 2024 je 13 µg/m³. Na žádné stanici nebyl překročen roční ani hodinový imisní limit.

Roční hodnota 10 µg/m³, doporučená novou směrnicí WHO, byla v roce 2024 překročena na 48 stanicích (74 %), doporučená denní hodnota 25 µg/m³ byla alespoň jednou překročena na téměř všech stanicích [18].

Oxid dusičitý patří mezi významné škodliviny i ve vnitřním ovzduší budov, kde jsou hlavním zdrojem plynové sporáky a kuřáky 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 [20].

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. U výkyvů denních koncentrací NO₂ byla popsána souvislost 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 [20]. 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. Vzhledem k těmto nejistotám byly jako podklad ke stanovení doporučené směrnice koncentrace NO₂ k prevenci akutních účinků v dřívějších směrniciích WHO 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 [17,20,21] 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, odvozenou z meta-analýzy epidemiologických studií účinků vnitřního ovzduší u dětí. Východiskem byla nejnižší výchozí koncentrace 15 µg/m³ NO₂, navýšená o 28 µg/m³, což je průměrný rozdíl mezi domácnostmi s plynovými a elektrickými sporáky, při kterém bylo zjištěno zvýšení respirační nemocnosti o 20 %. WHO přitom zdůraznila, že nebylo možné stanovit prahovou úroveň koncentrace, která by při dlouhodobé expozici prokazatelně zdravotně nepříznivý účinek neměla [21].

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 [17,20].

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 zjištěn [22].

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 [23].

Pro chronickou expozici NO₂ byla vyhodnocena asociace s celkovou a respirační úmrtností obyvatel. Pro ovlivnění 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 [24].

Aktualizovaná směrnice WHO pro kvalitu ovzduší 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 levels¹²), 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 [25].

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 situací při dosažení doporučené AQG 10 µg/m³ [25].

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.

Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 120 a 50 µg/m³, při kterých se předpokládá denní zvýšení celkové úmrtnosti o 7 % a 2 % nad situací při dosažení doporučené AQG 25 µg/m³. Pro 1hodinovou maximální koncentraci WHO ponechává v platnosti doporučenou hodnotu 200 µg/m³ [25].

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 [25].

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.

V mimořádných případech nutnosti hodnocení pouze samostatného efektu NO₂ by bylo možné využít vztahy expozice a účinku pro dlouhodobou i krátkodobou expozici, které byly aktualizovány na základě vyhodnocení nových důkazů v rámci projektu WHO HRAPIE¹³ v roce 2025. Vztahují se k celkové a specifické úmrtnosti a nemocnosti na respirační onemocnění. Jako hraniční expozici, nad kterou je tyto vztahy možné použít WHO doporučuje hodnotu AQG, tj. 10 µg/m³ roční průměrné koncentrace. Z hlediska váhy důkazů jsou však tyto účinky vyhodnoceny pouze jako pravděpodobně kauzální a je zde obava z nadhodnocení v důsledku překrývání s účinkem současně působících suspendovaných částic. V daném případě imisního vlivu posuzovaného záměru se však nejedná o výlučné emise NO₂, takže důvod k samostatnému hodnocení rizika NO₂ zde není.

Současná směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES¹⁴ stanoví pro země EU pro NO₂ mezní hodnoty pro ochranu zdraví 200 µg/m³ průměrné 1hodinové koncentrace a 40 µg/m³ průměrné roční koncentrace, které odpovídají současným imisním limitům v ČR.

¹² AQG level – air quality guideline level

¹³ HRAPIE – Health Risk of Air Pollution in Europe

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

V nové směrnici 2024/2881¹⁵ je u mezních hodnot NO₂, které mají být dosaženy do roku 2030, zachována hodnota 1hodinové průměrné koncentrace 200 µg/m³ s možností překročení 3x v roce, doplněna 24hodinová koncentrace 50 µg/m³ (jako 95.kvantil, tedy s možným překročením 18x/rok) a průměrná roční koncentrace snížena na 20 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.

Lokalita nejbližší dotčené obce Vlachovice spadá za období 2020–2024 do čtverců s hodnotou průměrné roční koncentrace NO₂ 6,7 a 8,1 µg/m³. Maximální krátkodobé koncentrace se podle výsledků imisního monitoringu v podobných lokalitách pohybují do 100 µg/m³.

Nejvyšší imisní příspěvky posuzovaného záměru, vypočtené rozptylovou studií přímo v oblasti staveniště se u průměrné roční koncentrace pohybují do 0,1 µg/m³, u nejbližší okolní zástavby v řádu setin µg/m³. U maximální hodinové koncentrace NO₂ se jedná o hodnoty do 1 µg/m³, respektive v řádu desetin µg/m³. Ve stejné úrovni se pohybuje i imisní příspěvek z dopravy po přeložce silnic III/4942 a III/4947.

Je tedy zřejmé, že imisní vliv realizace záměru VN Vlachovice v období výstavby stejně jako provoz přeložky silnic bude pro celkovou imisní situaci a expozici obyvatel oxidu dusičitého z ovzduší zcela zanedbatelný.

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

WHO doporučuje na základě těchto studií 1hodinovou koncentraci 200 µg/m³ jako limitní koncentraci NO₂ ve venkovním i vnitřním ovzduší a tato hodnota je standardně používána jako referenční koncentrace pro akutní riziko této škodliviny v ovzduší.

Z údajů o imisním pozadí a z výsledků rozptylové studie ve srovnání s touto referenční koncentrací vyplývá, že v zájmovém území v okolí uvažované VN 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 koncentraci 10 µg/m³.

Průměrné imisní pozadí NO₂ v hodnocené lokalitě a dotčených obcích tedy tuto nově doporučenou hodnotu WHO splňuje a nepředstavuje zdravotní riziko. Vliv posuzovaného záměru vypočtený v řádu setin µg/m³ průměrné roční koncentrace NO₂ je neměřitelný a z hlediska rizika ovlivnění zdravotního stavu obyvatel zcela bezvýznamný.

Jako nejspolehlivější vztahy expozice a účinku znečištěného ovzduší na zdraví obyvatel jsou používány průměrné roční koncentrace suspendovaných 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. Vliv znečištění ovzduší na nemocnost a úmrtnost obyvatel dotčeného území bude proto hodnocen komplexně na základě expozice suspendovaným částicím PM₁₀ a PM_{2,5}.

¹⁵ Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2024/2881 ze dne 23. října 2024 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu (přepracované znění)

IV. 3. 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. Tato frakce 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 plísň 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.

Hodnoty ročního aritmetického průměru PM₁₀, měřené v roce 2024 na pozadových stanicích ČHMÚ, byly v rozmezí 7–13 µg/m³. Průměrné roční koncentrace PM₁₀ v sídlech ČR se ve všech krajích, kromě Moravskoslezského, v dopravou nezatížených lokalitách pohybovaly v rozsahu od 12 do 20 µg/m³. V dopravně zatížených lokalitách byly roční průměry v závislosti na intenzitě dopravy od 16 do 23 µg/m³, stejně jako v oblastech s průmyslovou zátěží. Střední roční hodnota v obydlených městských lokalitách byla 17,4 µg/m³.

V Moravskoslezském kraji byly roční aritmetické průměry PM₁₀ v ovzduší v průměru o přibližně 2–4 µg/m³ vyšší než v ostatních regionech. Trend vývoje zátěže prostředí aerosolovými částicemi frakce PM₁₀ v sídlech je v posledních deseti letech klesající. Hodnota ročního průměru na žádné stanici nepřekročila v roce 2024 imisní limit 40 µg/m³.

Roční cílová hodnota AQG $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, doporučená novou směrnicí WHO, byla v roce 2024 překročena na 87 městských stanicích (61 %).

Průměrné roční koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ v sídlech ČR se v roce 2024 pohybovaly od 4 do $18,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Střední roční hodnota v obydlených městských lokalitách byla $12,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Roční imisní limit $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sice nebyl překročen na žádné stanici, ale roční průměr $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, doporučený WHO, byl překročen na všech stanicích [18].

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 $\text{PM}_{2,5}$.

Poznatky o zdravotních účincích suspendovaných částic v ovzduší vycházejí především z výsledků epidemiologických studií a prokazují ovlivnění nemocnosti a úmrtnosti především frakcí částic $\text{PM}_{2,5}$ 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. $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$, (jako 99percentil, tedy 4. nejvyšší hodnotu v roce [20]).

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. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ jako nejnižší úroveň expozice, od které se s více než 95% mírou spolehlivosti zvyšuje úmrtnost v závislosti na imisní zátěži [20].

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 $\text{PM}_{2,5}$.

Pro krátkodobou expozici PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ 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 [22].

Pro vztah dlouhodobé imisní zátěže PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$ k úmrtnosti obyvatel bylo konstatováno podstatné zvýšení důkazů na základě mnoha nových epidemiologických studií.

Většinou se jednalo 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 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ meta-analýzou studií odvozeno relativní riziko 1,08 pro $\text{PM}_{2,5}$ a 1,04 pro PM_{10} . Riziko vykazovala i imisní zátěž pod úrovní současného doporučení WHO pro $\text{PM}_{2,5}$ $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [26].

Pro dlouhodobou expozici PM_{10} nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a specifickou úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 30 a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, při kterých se předpokládá zvýšení celkové úmrtnosti o 6%, resp. 2 % nad situací při dosažení doporučené AQG $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [25].

Pro krátkodobou expozici PM_{10} nyní WHO doporučuje průměrnou 24hodinovou koncentraci $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 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 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 75 a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, při kterých se předpokládá denní zvýšení celkové úmrtnosti o 1%, resp. 0,2% nad situací při dosažení doporučené AQG $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pro dlouhodobou expozici $\text{PM}_{2,5}$ nyní WHO na základě vyhodnocení vlivu na celkovou a specifickou úmrtnost doporučuje průměrnou koncentraci $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jako prozatímní cíle jsou uvedeny hodnoty 15 a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, při kterých se předpokládá zvýšení celkové úmrtnosti o 8%, resp. 4 % nad situací při dosažení doporučené AQG $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [25].

Proti hodnotám ze směrnice z roku 2005 tedy nyní WHO snížilo doporučenou průměrnou roční koncentraci u frakce částic $\text{PM}_{2,5}$ z 10 na $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a u frakce částic PM_{10} z 20 na $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. 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 $\text{PM}_{2,5}$ mají velký podíl ve frakci PM_{10} , má AQG pro PM_{10} nižší ochrannou funkci nežli AQG pro $\text{PM}_{2,5}$. WHO proto doporučuje, aby ve všech situacích, kde jsou k dispozici údaje o obou frakcích, měla přednost AQG pro $\text{PM}_{2,5}$ [25].

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 IARC¹⁶, 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 vyhodnotila i znečištěné ovzduší obecně a zejména suspendované částice [27].

Dosavadní směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/50/ES stanoví pro země EU u PM_{10} mezní hodnoty pro ochranu zdraví $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro průměrnou 24hodinovou koncentraci a $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro průměrnou roční koncentraci, které odpovídají současným imisním limitům v ČR. Pro frakci $PM_{2,5}$ je mezní hodnota a imisní limit průměrné roční koncentrace $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V nové směrnici 2024/2881 z října 2024 jsou mezní hodnoty, které mají být dosaženy od ledna 2030, stanoveny pro 24hodinovou průměrnou koncentraci (jako 95.kvantil, tedy s možným překročením 18x/rok) na $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro PM_{10} , resp. $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ u $PM_{2,5}$. Mezní hodnoty průměrné roční koncentrace byly sníženy na $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro PM_{10} , resp. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ u $PM_{2,5}$.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Suspendované částice PM_{10} a $PM_{2,5}$ představují z hlediska současných poznatků o zdravotních aspektech kvality ovzduší nejdůležitější složku znečištěného ovzduší a jsou základem kvantitativního hodnocení zdravotních rizik imisí.

Metodiky tohoto hodnocení zdravotních rizik imisí vycházejí ze vztahů odvozených z epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel. Jako ukazatel expozice jsou používány průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ nebo PM_{10} , přičemž se předpokládá, že tak je zohledněna i větší část účinků krátkodobých výkyvů imisních koncentrací i účinků některých souběžně působících plynných škodlivin.

Lokalita nejbližší dotčené obce Vlachovice spadá za období 2020–2024 do čtverců s hodnotou průměrné roční koncentrace $16\text{--}16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} a $11,6\text{--}12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$. Imisní pozadí pro maximální 36. denní průměrnou koncentraci PM_{10} zde vychází v hodnotě $27\text{--}28 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nejvyšší imisní příspěvky posuzovaného záměru, vypočtené rozptylovou studií se u průměrné roční koncentrace PM_{10} pohybují v řádu desetin $\mu\text{g}/\text{m}^3$, u nejbližší okolní zástavby kolem $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Konkrétní hodnotu průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ rozptylová studie neuvádí. Je proto dále použita průměrná hodnota 70 % pro poměr této frakce v PM_{10} podle dlouhodobých výsledků monitoringu [18]. Příspěvek maximální denní koncentrace PM_{10} vychází u nejbližší zástavby v řádu desetin $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Vzhledem k těmto nízkým hodnotám imisního příspěvku záměru je pro riziko znečištění ovzduší rozhodující celkové imisní pozadí.

Z údajů ČHMÚ vyplývá, že v lokalitě záměru nedochází k překročení imisního limitu pro PM_{10} ani $PM_{2,5}$, avšak jsou zde 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 suspendovanými částicemi byly doposud používány vztahy expozice a účinku, odvozené jako jeden z výstupů projektu WHO HRAPIE v roce 2013 [28]. Tyto vztahy jsou doporučené k použití v autorizačním návodu SZÚ AN 17/15.

Na základě vyhodnocení nových důkazů WHO koncem roku 2025 aktualizovala a doplnila další vztahy expozice a účinku jako výstup projektu WHO HRAPIE-2 [29].

¹⁶IARC (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.

Pro zvýšení dlouhodobé koncentrace $PM_{2,5}$ o $10 \mu g/m^3$ se zde udává pro celkovou přirozenou úmrtnost dospělé populace (ve věku 25 let a více) ve srovnání se směrnici WHO z roku 2021 vyšší relativní riziko RR 1,10 (95% CI 1,06–1,13). Odvozeny jsou zde i vztahy pro specifickou úmrtnost na kardiovaskulární onemocnění, kterým je přisouzen spolehlivý průkaz kauzality. Ke kvantitativní charakterizaci rizika celkové úmrtnosti bude použita tato nová 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. Z dalších výstupů projektu WHO HRAPIE-2 jsou použité vztahy pro dlouhodobou expozici částicím $PM_{2,5}$ a ovlivnění incidence několika kardiovaskulárních onemocnění, pro které se vliv této složky znečištění ovzduší podle posledního souborného vyhodnocení US EPA považuje za spolehlivě prokázány. Dále je použitý vztah k incidenci rakoviny plic, který US EPA považuje za pravděpodobný.

Jedná se o tyto vztahy expozice a incidence nemocnosti u dospělé populace ve věku nad 30 let, vyjádřené jako relativní riziko RR^{17} pro navýšení expozice $PM_{2,5}$ o $10 \mu g/m^3$:

- *Akutní infarkt myokardu: 1,13 (95% CI 1,05-1,22)*
- *Cévní mozková příhoda (CMP): 1,16 (95% CI 1,12-1,20)*
- *Hypertenze: 1,17 (95% CI 1,05-1,30)*
- *Karcinom plic: RR 1,16 (95% CI 1,10-1,23)*

Pro krátkodobou expozici částicím $PM_{2,5}$ byl v projektu HRAPIE-2 aktualizován vztah pro hospitalizaci pro kardiovaskulární onemocnění vztahující se na celou populaci, který je ale prakticky totožný se vztahem z roku 2013:

- *Hospitalizace pro kardiovaskulární onemocnění: RR 1,009 (95% CI 1,0026-1,0153)*

V kvantifikovaném odhadu rizika jsou jako základní incidence těchto onemocnění v české populaci použité dostupné údaje ze zdravotnické statistiky ÚZIS.

Z doposud používaných původních vztahů expozice a účinku z výstupů projektu WHO HRAPIE z roku 2013 [28] je pro charakterizaci rizika znečištění ovzduší ve vztahu k respirační nemocnosti použitý vztah pro krátkodobou expozici částicím $PM_{2,5}$ a hospitalizaci pro respirační onemocnění, vztahující se na celou populaci a dále vztahy odvozené pro expozici částicím PM_{10} a respirační nemocnost. Tyto vztahy jsou sice zatíženy vyšší nejistotou, ale poskytují srozumitelnější informaci o ovlivnění respirační nemocnosti exponované populace. Jsou vyjádřeny jako relativní riziko RR nebo poměr šancí OR^{18} , odpovídající expozici $10 \mu g/m^3$ průměrné roční koncentrace:

- *Hospitalizace pro respirační onemocnění: RR 1,019 (95% CI 0,9982-1,0402)*
- *Incidence chronické bronchitis u dospělých (+18 let): RR 1,117 (95% CI 1,040-1,189)*
- *Prevalence bronchitis u dětí (6-12 let): OR 1,08 (95% CI 0,98-1,19)*
- *Incidence astmatických symptomů u astmatických dětí (5-19 let): OR 1,028 (95% CI 1,006-1,051)*

Vztah pro nové případy (incidenci) chronické bronchitis u dospělé populace a pro výskyt (prevalenci) bronchitis u dětí byl odvozen pro dlouhodobou chronickou expozici. Vztah pro incidenci astmatických symptomů byl odvozen ze akutní expozice, vyjadřuje tedy vliv změny průměrných denních či vícedenních koncentrací PM_{10} .

¹⁷RR – relativní riziko, určuje míru asociace, vyjadřuje poměr incidencí u exponované a neexponované populace,

¹⁸OR (Odds ratio) – poměr šancí, je též mírou relativního rizika

Při aplikaci těchto vztahů jsou použity doporučené odhady základní incidence nebo prevalence hodnocených ukazatelů nemocnosti v evropské populaci a je použitý postup uvedený v metodice HIA v programu CAFE, kterým jsou pro tyto ukazatele respirační nemocnosti dětské populace výchozí vztahy expozice a účinku transponovány do výpočtu nárůstu dní s příznaky během roku [30].

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 prakticky stejný výsledek, jako složitější výpočet, který by hodnotil samostatně každý den v roce [31].

V tabulce č. 3 je jako kvantitativní charakterizace zdravotního rizika znečištění ovzduší pro obyvatele obce Vlachovice uveden výsledek výpočtu atributivního rizika výše uvedenými metodikami. Riziko je hodnoceno pro zaokrouhlený počet 1500 obyvatel této obce.

Jako průměrná roční koncentrace PM₁₀ a PM_{2,5} v této lokalitě je dosazena vyšší hodnota 16,4 µg/m³, resp. 12 µg/m³ podle údajů ČHMÚ o imisním pozadí 2020–2024.

Jako referenční koncentrace, od které se nepříznivý vliv znečištěného ovzduší začíná projevovat, je v souladu s autorizačním návodem SZÚ odečteno přírodní pozadí 5 µg/m³ průměrné roční koncentrace PM_{2,5}, resp. 10 µg/m³ PM₁₀. Údaje o věkové struktuře a úmrtnosti a nemocnosti populace jsou čerpané z demografické a zdravotnické statistiky ČSÚ a ÚZIS. Pro srovnání se zákonem danou úrovní ochrany zdraví je výpočet atributivního rizika proveden i pro hodnotu imisních limitů 40 µg/m³ PM₁₀ a 20 µg/m³ PM_{2,5}.

Pouze pro ilustraci je výpočet proveden i pro nejvyšší imisní příspěvek záměru vypočtený v nejvíce zatíženém výpočtovém bodě u nejbližší zástavby. Vztažením na celý počet obyvatel obce je ovšem tento výpočet vlivu hodnoceného záměru vědomě vysoce nadhodnocený.

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 kromě dnů s příznaky zaokrouhlené na jedno desetinné číslo.

Tab. 3 – Odhad zdravotní rizika znečištění ovzduší – ukazatele atributivního rizika za 1 rok pro obyvatele obce Vlachovice (1500 obyvatel)			
	<i>Pozadí</i>	<i>Záměr</i>	<i>Imisní limit</i>
Průměrná roční koncentrace PM ₁₀ /PM _{2,5} (µg/m ³):	16,4/12,0	0,11/0,08	40/20
Celková úmrtnost			
Předčasná úmrtí u populace ve věku nad 25 let	1,0	0,0	2,0
Nemocnost - celá populace			
Hospitalizace pro srdeční onemocnění	0,2	0,0	0,4
Hospitalizace pro respirační onemocnění	0,3	0,0	0,7
Nemocnost - dospělí			
Incidence chronické bronchitis (nové případy on.)	0,4	0	1,7
Incidence akutního infarktu myokardu (AIM)	0,2	0,0	0,4
Incidence cévní mozkové příhody (CMP)	0,4	0,0	0,9
Incidence hypertenze	2,6	0,0	5,5
Incidence karcinomu plic	0,1	0,0	0,3
Nemocnost - děti			
Prevalence bronchitis (počet dní s příznaky)	315	5	1478
Zhoršení potíží u astm. dětí (počet dní s příznaky)	11	0	51

Z výsledků v tabulce 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 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.

V daném případě vychází v přepočtu k úmrtnosti obyvatel dle statistiky ÚZIS pro současné imisní pozadí v hodnocené lokalitě obce Vlachovice 6,8 % podíl na celkové úmrtnosti populace starší 25 let. V současných podmínkách sídel ČR tedy tento údaj představuje podprůměrnou úroveň rizika znečištění ovzduší.

Průměr středních hodnot průměrné roční koncentrace $PM_{2,5}$ ve městech ČR v letech 2020–2024 byl dle údajů SZÚ $13,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Při odhadu rizika s odečtením AQG $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ odpovídá podle nejnovějších údajů WHO této úrovni expozice podíl na celkové úmrtnosti obyvatel nad 30 let věku u populace měst ČR 7,9 %.

Podobně u vypočtených ukazatelů nemocnosti není znečištění ovzduší přímo vyvolávající příčinou onemocnění, ale podílí se spolu s dalšími vlivy na jejich vzniku a průběhu. Poměrně malé ovlivnění hospitalizace ukazuje, že tento vliv není nárazový, ale spíše dlouhodobý.

Často hodnoceným ukazatelem vlivu znečištěného ovzduší je 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 4 % podíl vlivu současné celkové úrovně znečištění ovzduší na chronickou respirační nemocnost u dětí v dané lokalitě. V teoretickém přepočtu na počet dní s respiračními příznaky na jedno dítě by se jednalo o cca 3 dny v roce.

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 je v podstatě jen matematickou záležitostí a nemůže poskytnout validní a prokazatelné výsledky, neboť jsou vysoce převýšeny nejistotou metod hodnocení i výchozích podkladů. Ve skutečnosti lze předpokládat, že tak malé výkyvy imisní expozice jsou eliminovány obrannými mechanismy dýchacího traktu a na zdravotním stavu člověka se neprojeví.

Ve vztahu k posuzovanému záměru z výsledků rozptylové studie a hodnocení vlivů na zdraví vyplývá, že realizace záměru i s ohledem na dočasné trvání prací nebude představovat reálné zvýšení zdravotního rizika znečištění ovzduší pro obyvatele v okolí.

Přesto ale potvrzuje opodstatněnost důsledné realizace protiprašných opatření při provádění stavebních a zemních prací, uvedených v oznámení záměru, neboť zvýšená prašnost může vést k mírnému zhoršení respiračních potíží a spolu s hlukem k narušení pohody obyvatel okolní zástavby.

IV. 4. Benzen, (C₆H₆, CAS No: 71-43-2)

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 mg/m³ (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.

Rozmezí poločasů degradace benzenu v ovzduší reakcemi s hydroxylovými radikály je v závislosti na jejich množství v ovzduší 2 hodiny až 8 dní [32].

V ČR se v roce 2024 průměrné roční koncentrace benzenu v ovzduší, měřené na městských stanicích nezátížených průmyslem a intenzivní dopravou, pohybovaly mezi 0,7 až 1,5 µg/m³. Odhad střední hodnoty ve městech byl 1,0 µg/m³. V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední roční hodnota 1,1 µg/m³ (rozpětí 0,8 – 1,3 µg/m³).

Nejvyšší hodnoty, v roce 2024 až 4,9 µg/m³, jsou dlouhodobě zjišťovány v průmyslově zatížených lokalitách. Imisní limit pro benzen nebyl v roce 2024 překročen na žádné stanici [18].

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 školách v ČR se pohybují kolem 6 µg/m³, maxima však dosahovala desítek, v extrémních případech až stovek µg/m³. WHO udává v Evropě průměrnou koncentraci benzenu v rezidenčním vnitřním ovzduší 4,7 µg/m³.

K expozici též přispívá pravidelné cestování motorovými vozidly. Průměrná koncentrace benzenu uvnitř automobilů je asi do 12 µg/m³ [32].

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

Hlavní cestou příjmu benzenu do organismu je inhalace z ovzduší. 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 účinkům benzenu, což se vysvětluje individuální geneticky podmíněnou variabilitou ve schopnosti biotransformace a detoxikace benzenu [17].

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 [32].

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. Tyto nálezy podporují i výsledky experimentů u pokusných zvířat.

Hematotoxický a imunotoxický účinek benzenu, projevující se snížením počtu krevních elementů, byl zjištěn při úrovni chronické profesionální expozice v úrovni ≤0,82 mg/m. V epidemiologických studiích byl nalezen tento efekt benzenu i při nižší expozici, ale stále vyšší, nežli je ve většině městského prostředí [32].

US EPA stanovila v roce 2003 v databázi IRIS¹⁹ pro riziko nekarcinogenních účinků benzenu referenční koncentraci RfC^{20} $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Podkladem byla starší studie profesionální expozice z roku 1996 a kritickým účinkem snížení počtu bílých krvinek (lymfocytů) [33].

Americká ATSDR²¹ stanovila v roce 2007 pro stejný kritický účinek, ale na základě novější studie z roku 2004 chronickou MRL²² v úrovni $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. V projednávaném návrhu aktualizace je tato hodnota snížena na $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pro kratší trvání expozice byla na základě výsledků experimentů u pokusných zvířat odvozena subchronická a akutní MRL v hodnotě 20, resp. $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [34].

Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí Kalifornské EPA (OEHHA) stanovil v roce 2014 pro benzen novou chronickou referenční úroveň expozice REL $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ odvozenou ze stejné studie jako ATSDR, ale s vyšším faktorem nejistoty. Pro krátkodobou akutní expozici stanovil 1hodinovou akutní REL v hodnotě $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Podkladem byly hematologické účinky při prenatalní expozici zjištěné ve vývojové studii u myši [35].

Při hodnocení rizika benzenu se však hlavní pozornost věnuje karcinogennímu 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.

Karcinogenita 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 karcinogenním efektu benzenu se zřejmě podílejí i další mechanismy, jako je produkce kyslíkových radikálů a oxidační poškození DNA, dysfunkce imunitního systému a hematotoxicita [36,37].

US EPA též řadí benzen do kategorie A jako známý lidský karcinogen pro všechny cesty expozice [33]. Spolehlivé kvantifikaci tohoto rizika při nízké expozici z vnějšího ovzduší však zatím stále brání nejistota ohledně mechanismu tohoto účinku.

Zpráva expertů WHO z roku 2023 konstatuje, že mechanismus karcinogenity benzenu dosud není plně známý, ale je zjevné, že je komplexní a multifaktoriální. Může se jednat o několik mechanismů a jejich synergický efekt na krvetvorný systém, přičemž poslední poznatky zdůrazňují význam chronické zánětlivé reakce [32].

WHO doporučila ve Směrnici pro ovzduší v Evropě z roku 2000 pro odvození limitní koncentrace benzenu v ovzduší jednotku karcinogenního rizika (UCR^{23}) 6×10^{-6} , která představuje geometrický průměr z rozmezí hodnot odvozených různými modely ze studie u profesionálně vysoce exponované populace v padesátých letech. Karcinogennímu riziku 1×10^{-6} pak odpovídá roční průměrná koncentrace $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [21].

¹⁹IRIS (Integrated Risk Information System) - Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karcinogenní účinek chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA.

²⁰RfC – Odhad koncentrace látky v ovzduší (s přesností v rozsahu 1 řádu), která není spojena při celoživotní expozici ani u citlivých skupin populace se znatelným rizikem nepříznivých zdravotních účinků.

²¹ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) - Agentura Ministerstva zdravotnictví USA, jejíž úlohou je ochrana veřejného zdraví před nebezpečnými látkami v prostředí.

²²MRL (Minimal risk Level) - Úroveň denní expozice hodnocené látky, která je pravděpodobně bez rizika nepříznivých zdravotních účinků pro člověka. Stanoví je ATSDR pro akutní, subakutní a chronickou expozici, týkají se pouze nekarcinogenních zdravotních účinků. Slouží jako pomůcka pro rychlou identifikaci rizika.

²³UCR (Unit Cancer Risk) - Jednotka karcinogenního rizika, vyjadřující karcinogenní potenciál dané látky vztahený při standardním celoživotním expozičním scénáři ke koncentraci v ovzduší $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Je odvozena ze směrnice karcinogenního rizika.

Novější studie z pracovního prostředí s koncentracemi benzenu do $3,2 \text{ mg/m}^3$ zvýšený výskyt leukémie neprokázaly, což naznačuje, že aplikace této UCR na nižší koncentrace ve vnějším ovzduší může vést k nadhodnocení skutečného karcinogenního rizika benzenu [38].

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 [17].

Zpráva expertů WHO z roku 2023 konstatuje, že od vydání Směrnice pro ovzduší v Evropě z roku 2000 s UCR 6×10^{-6} bylo odvozeno několik novějších UCR v rozmezí $2,2 \times 10^{-6}$ až $2,6 \times 10^{-5}$ a poslední analýzy poskytují podstatné informace, které mohou být užitečné pro odvození nové UCR [32].

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 [36].

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 [37].

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 však nejsou využitelné pro kvantitativní hodnocení [18].

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 [39].

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 [40].

Směrnice WHO vydaná v září 2021 sice benzen nezahrnula, ale aktuálními poznatky o nebezpečnosti benzenu se zabývala skupina expertů WHO a v roce 2023 vydala souhrnnou zprávu, ve které byly shrnuty aktuální klíčové poznatky a zaměření dalšího výzkumu [32].

Konstatuje se zde, že benzen byl charakterizován jako genotoxický karcinogen, a tudíž pro nelze stanovit preventivní plně bezpečnou limitní hodnotu.

Současně však podle závěrů této zprávy poslední informace v souhrnu naznačují, že mechanismy nepříznivých účinků benzenu by mohly být prahové a použití lineární extrapolace pro bezprahový účinek při odvození UCR by pak mohl nadhodnocovat riziko nízké úrovně expozice. Velká individuální variabilita v metabolismu benzenu by přitom mohla znamenat široké rozmezí prahové úrovně expozice a tím citlivosti k jeho účinkům v populaci.

Další výzkum by se měl podle expertů WHO zaměřit na kvalitní prospektivní studie souvislosti reálných nízkých koncentrací benzenu ve vnějším ovzduší a leukémie zejména u dětí, určení kvantitativní podoby tohoto vztahu a objasnění metabolismu benzenu a interakcí s dalšími škodlivinami [32].

Dosavadní 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.

V nové směrnici 2024/2881 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu z října 2024 je mezní hodnota benzenu, která má být dosažena od ledna 2030, snížena na $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Lokalita obce Vlachovice i dalších dotčených obcí spadá za období 2020–2024 do čtverců s hodnotou průměrné roční koncentrace benzenu $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Rozptylová studie hodnotí imisní příspěvek benzenu z dopravy po přeložce silnic III/4942 a III/4947. Vypočtené průměrné roční koncentrace se pohybují v řádu tisíců $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

Výpočet této míry pravděpodobnosti (v anglické literatuře nazývaná ILCR – Individual Lifetime Cancer Risk) se provádí pomocí 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 $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dle mapových podkladů ČHMÚ odpovídala míra rizika ILCR $5,4 \times 10^{-6}$. Nejvyšší vypočtený příspěvek $0,0033 \mu\text{g}/\text{m}^3$ z provozu na přeložce silnice u nejbližší dotčené obytné zástavby představuje míru rizika ILCR $1,9 \times 10^{-8}$.

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 a prakticky zanedbatelné řádové rozmezí karcinogenního rizika 10^{-6} (tedy do 10 případů onemocnění na milion exponovaných osob) [41].

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 i podle nejnovějších poznatků je konzervativní postup hodnocení karcinogenního rizika expozice benzenu z vnějšího ovzduší stále sporný a může vést k nadhodnocení skutečného rizika, pro hodnocený záměr je možné konstatovat, že odhadované imisní pozadí nepřekračuje hranici přijatelné míry rizika a předpokládaný vliv hodnocené dopravy je u této škodliviny z hlediska ovlivnění jak imisní situace, tak i zdravotních rizik znečištění ovzduší zanedbatelný.

IV. 5. 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 [42].

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

V rámci monitoringu znečištění PAU v ČR je analyzováno 9 nejvýznamnějších vícemolekulárních PAU včetně BaP, které jsou majoritně vázané na submikronových částicích a některé mají významné karcinogenní účinky.

Z porovnání imisních charakteristik stanic umístěných v jednotlivých typech městských lokalit vyplývá, že se jedná vždy o kombinaci vlivu minimálně dvou typů zdrojů emisí PAU (energetické zdroje a doprava), kdy se emise z liniových zdrojů sčítají s městským pozadím ovlivňovaným lokálními malými zdroji.

Specifickým případem je exponovaná ostravsko-karvinská aglomerace, kde se k obvyklým zdrojům (doprava a lokální zdroje) přidávají jako majoritní zdroje velké průmyslové celky a dálkový transport.

Imisní limit 1 ng/m^3 byl v ČR v roce 2024 překročen na 18 z 59 zahrnutých městských stanic. Jednalo se především o stanice v Moravskoslezském kraji.

Rozpětí ročních průměrů na městských stanicích nezatížených průmyslem a intenzivní dopravou se v roce 2024 pohybovalo mezi $0,3$ až $1,5 \text{ ng/m}^3$, s odhadovanou střední hodnotou $0,58 \text{ ng/m}^3$. V dopravně silně zatížených lokalitách byla střední roční průměrná hodnota $0,72 \text{ ng/m}^3$.

Ve vesnických a předměstských lokalitách byla střední roční průměrná hodnota $1,3 \text{ ng/m}^3$ (rozpětí $0,4$ až $3,1 \text{ ng/m}^3$). Tyto hodnoty ukazují že u neprovětrávaných sídel s významným zastoupením lokálních topenišť může docházet k překročení imisního limitu. Vyšší hodnoty jsou zde soustředěny do topné sezóny. V průmyslově zatížených lokalitách byla střední roční hodnota $1,2 \text{ ng/m}^3$ [18].

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-epoxidy, vytvářející addukty s DNA), považované za hlavní mechanismus mutagenních a karcinogenních účinků.

Dalším účinkem PAU potvrzeným u lidí i zvířat je indukce enzymové aktivity cestou aktivace buněčného Ah (aryl hydrokarbon) receptoru, což je nitrobuněčný protein, který specificky váže halogenované uhlovodíky a jehož úlohou je regulace enzymů. Aktivovaný Ah receptor zvyšuje transkripci genů, indukujících syntézu enzymů, což vede k narušení důležitých biochemických a buněčných funkcí.

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.

V epidemiologických studiích byla popsána asociace expozice PAU s výskytem respiračních a kardiovaskulárních onemocnění. Omezené důkazy naznačují nepříznivý vliv expozice PAU během nitroděložního vývoje a v časném dětském věku na nervový vývoj dětí. Pro spolehlivé prokázání těchto účinků pro expozici PAU je však obtížné jejich odlišení od jiných komponent pevných částic [43].

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 [44].

Některé PAU jsou zařazeny mezi možné karcinogeny a mnoho dalších zatím nebylo možné z hlediska karcinogenity pro člověka klasifikovat.

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 směrniciích 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 víceetapovým 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 $8,7 \times 10^{-2}$, dospěla WHO i ve směrnici pro kvalitu vnitřního ovzduší z roku 2010 [17].

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 zabývali experti WHO v rámci projektu REVIHAAP. V závěrečné zprávě konstatovali, že nové poznatky sice ukazují na řadu nekarcinogenních účinků těchto látek, ale zatím neumožňují stanovit nové cílové hodnoty. Podotkli ale, že stávající cílový limit 1 ng/m^3 je spojen s poměrně vysokým karcinogenním rizikem téměř 1×10^{-4} [42].

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 [40].

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/m^3 , odvozenou s použitím vysokého faktoru nejistoty ze studie vývojové toxicity u potkanů [45].

V závěrech nejnovější zprávy skupiny expertů WHO z roku 2021, věnované zdravotním účinkům PAU ve venkovním ovzduší, se však konstatuje nedostatečnost současné databáze poznatků pro rozhodnutí, zda je BaP reprezentativní ukazatel expozice směsím PAU ve vztahu k riziku nekarcinogenních účinků a zda jeho současný imisní limit poskytuje dostatečnou ochranu před těmito účinky [43].

V nové směrnici 2024/2881 o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu z října 2024 je zachována původní mezní hodnota imisního limitu benzo(a)pyrenu 1 ng/m^3 .

Hodnocení expozice a charakterizace rizika

Lokalita obce Vlachovice spadá za období 2020–2024 do čtverců s hodnotou průměrné roční koncentrace benzo(a)pyrenu $0,7 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, u dalších dotčených obcí se jedná o $0,5$ až $0,6 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Rozptylová studie hodnotí imisní příspěvek benzenu z dopravy po přeložce silnic III/4942 a III/4947. Vypočtené průměrné roční koncentrace se pohybují v řádu tisícín ng/m^3 .

Při použití jednotky karcinogenního rizika WHO by celoživotní expozici nejvyšší hodnotě imisního pozadí $0,7 \text{ ng/m}^3$ odpovídala míra rizika ILCR $6,1 \times 10^{-5}$.

Nejvyšší vypočtený příspěvek $0,0036 \text{ ng/m}^3$ u nejbližší obytné zástavby představuje míru rizika ILCR $3,1 \times 10^{-7}$.

Obecně používaná hraniční úroveň rizika je tedy u imisí BaP překračována, což je však v městech a obcích ČR běžná situace a je tolerována již stanoveným imisním limitem.

Významnost vypočtené míry karcinogenního rizika, vyjádřené ILCR je možné vyjádřit ukazatelem populačního rizika. Populační riziko vyjadřuje roční riziko výskytu rakoviny u exponované populace, tj. průměrný počet případů nádorových onemocnění v dané populaci za rok. Tento ukazatel se nazývá APCR (Annual Population Cancer Risk) a vypočte se dle vzorce: $\text{APCR} = \text{ILCR} \times \text{počet exponovaných osob} / 70$.

Hodnota APCR pro 1500 obyvatel obce Vlachovice a současné imisní pozadí je uvedena v tabulce č. 4.

Tab. 4 – Populační riziko (APCR) imisního pozadí BaP pro 1500 obyvatel obce Vlachovice	
	<i>APCR = počet onemocnění /rok</i>
<i>Imisní pozadí ($0,7 \text{ ng/m}^3$)</i>	<i>0,0013</i>

Z výsledků v tabulce je zřejmé, že zdravotní riziko imisí benzo(a)pyrenu ze současného imisního pozadí je hlediska reálného navýšení výskytu nádorových onemocnění u obyvatel obce Vlachovice jen teoretickým údajem.

O dva řády nižší imisní příspěvek z hodnocené dopravy, vypočtený v souvislosti s posuzovaným záměrem, je z toho hlediska zanedbatelný.

IV. 6. Závěr k riziku znečištění ovzduší

Podkladem k hodnocení úrovně znečištění ovzduší v lokalitě dotčené realizací záměru vodního díla Vlachovice byly výstupy rozptylové studie pro fázi výstavby, kdy se jedná zejména o prašnost ze zemních prací a dopravu materiálu a pro fázi budoucího provozu, hodnotící vliv dopravy na vyvolané přeložce silnic III/4942 a III/4947.

Jako podklad o imisním pozadí byly využity aktuální oficiální údaje Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ) pro danou lokalitu.

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 AN 17/15 Státního zdravotního ústavu Praha pro hodnocení zdravotního rizika expozice chemickým látkám ve venkovním ovzduší.

Pro zdravotní riziko znečištění ovzduší pro obyvatele daného území je rozhodující imisní pozadí, tj. celková kvalita ovzduší, resp. úroveň jeho znečištění, na které se podílí mnoho místních i vzdálených zdrojů emisí.

Současná imisní situace hodnocené lokality a okolní obytné zástavby je podle aktuálních údajů ČHMÚ na podmínky ČR relativně příznivá, neboť zde u žádné škodliviny s rezervou nedochází k překročení imisních limitů, stanovených v ČR k ochraně zdraví obyvatel.

Tyto limity ovšem představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nezaručují úplnou ochranu zdraví a pohody obyvatel. K nepříznivému ovlivnění zdravotního stavu obyvatel znečištěným ovzduším proto může docházet i při podlimitní úrovni znečištění a je do určité míry nevyhnutelné.

Výsledek kvantitativního odhadu zdravotního rizika v ukazatelích celkové úmrtnosti a specifické nemocnosti obyvatel této lokality na základě imisního pozadí suspendovaných částic potvrzuje existenci nezanedbatelného rizika i při příznivé úrovni znečištění ovzduší pod hodnotou současných imisních limitů. Ve srovnání se současnými údaji z měst ČR se však jedná o podprůměrnou úroveň rizika znečištění ovzduší.

Imisní příspěvek realizace záměru vypočtený rozptylovou studií, je i u nejbližší okolní obytné zástavby nepatrný a z hlediska zdravotních rizik znečištění ovzduší nevýznamný. Nezpochybňuje však opodstatněnost důsledné realizace protiprašných opatření při provádění stavebních a zemních prací, neboť zvýšená prašnost může vést k mírnému zhoršení respiračních potíží a narušení pohody obyvatel okolní dotčené zástavby.

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 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 výstupů hlukové a rozptylové studie. Tato nejistota je dána jak validitou vstupních dat, tak i vlastním matematickým modelem.

Udaná nejistota výpočtu hlukové studie prostřednictvím použitého programu je v obvyklém rozmezí $\pm 2,0$ dB.

Nejistotou jsou nevyhnutelně zatíženy i výsledky výpočtu rozptylové studie. Obecně větší nejistotou je zatížený výpočet maximálních krátkodobých koncentrací a kvantifikace imisního vlivu sekundární prašnosti. Tuto nejistotu konstatuje i zpracovatel rozptylové studie a výsledky výpočtu imisního příspěvku suspendovaných částic považuje pouze za orientační.

Nejistotu tohoto podkladu při hodnocení zdravotního rizika znečištění ovzduší snižuje použitý konzervativní postup hodnocení expozice obyvatel, který při hodnocení rizika vychází z nejvyšších hodnot imisního příspěvku záměru u nejbližší obytné zástavby.

Podkladem k odhadu imisního pozadí v dané lokalitě byly použity oficiální údaje ČHMÚ, i když i tyto údaje jsou zatížené nejistotou, danou např. rozložením monitorovacích stanic.

Při hodnocení expozice obyvatel se vychází z imisních koncentrací ve venkovním ovzduší u obytné zástavby. Neuvažuje se přitom doba skutečně trávená ve venkovním prostoru. Jde o běžný a standardní postup, který vychází z výsledků provedených porovnávacích studií, které vesměs prokazují korelaci venkovních koncentrací škodlivin s koncentracemi ve vnitřním ovzduší budov a s celkovou expozicí obyvatel a který je používán i při odvození vztahů expozice a účinku a referenčních hodnot k hodnocení rizika a stanovení imisních limitů.

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

2. Při hodnocení expozice obyvatel zájmového území hluku a imisím škodlivin byl vědomě použitý konzervativní přístup, který vychází z nejvyšší úrovně předpokládané expozice u nejbližší obytné zástavby, hodnotí tedy nejhorší možný případ expozice vztažený na celou lokalitu. Je tím eliminována nejistota případného podhodnocení skutečné úrovně expozice na základě údajů hlukové a rozptylové studie.
3. Vztahy expozice a účinku, použité ke kvantitativní charakterizaci rizika hluku a znečištění ovzduší.

Pro charakterizaci rizika hluku byly v souladu s aktuální 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 aktuální podklady. Pro kvantitativní hodnocení obtěžujících účinků hluku z dopravy byl přitom použit přesnější vztah odvozený v podkladech směrnice WHO pro evropský plochý terén.

Vztahy pro hodnocené ukazatele rizika hluku jsou odvozené pouze pro 24hodinovou ekvivalentní hladinu akustického tlaku L_{den} . Vzhledem k neznalosti večerního a nočního hluku v dané lokalitě byly použité náhradní přepočty.

Použití vztahů, odvozených z meta-analýz studií z různých zemí je vždy zatížené 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 nevyhnutelný i při podlimitní hlukové expozici.

Vztahy expozice a účinku látek znečišťujících ovzduší, používané ke kvantitativní charakterizaci rizika se průběžně aktualizují. Pro hodnocení rizika klasických škodlivin v ovzduší jsou použity vztahy expozice a účinku odvozené experty WHO, které doporučuje autorizační návod SZÚ Praha pro autorizovaná hodnocení rizika znečištění ovzduší.

V případě rizika suspendovaných částic již byly použité aktualizované vztahy z projektu HRAPIE-2 z roku 2025 a to konkrétně pro celkovou úmrtnost a pro nemocnost na kardiovaskulární onemocnění. Tyto účinky suspendovaných částic vyhodnotila US EPA v posledním souborném hodnocení existujících důkazů z roku 2022, na které se odkazuje i WHO, jako kauzální [48].

Kromě těchto vztahů WHO v projektu HRAPIE-2 uvádí i některé vztahy pro respirační onemocnění. Jejich souvislost s expozicí částicím PM_{2,5} je dle US EPA vyhodnocena jen jako pravděpodobně kauzální a k výpočtu atributivního rizika pro ně nejsou k dispozici spolehlivé údaje o incidenci. Do hodnocení proto nebyly zařazeny a pro odhad rizika respirační nemocnosti byly použité zavedené starší vztahy expozice a účinku z projektu HRAPIE.

I když se jedná o oficiální doporučené vztahy expozice a účinku doporučené WHO, vycházející z kriticky posouzených epidemiologických studií u velkých souborů obyvatel v různých zemích, je jejich aplikace pro konkrétní lokality a podmínky nevyhnutelně zatížena nejistotou.

Nejistotou jsou zatíženy i dostupné údaje o základní nemocnosti české populace, použité při výpočtu atributivního rizika, které mohou být příčinou určitého nadhodnocení nebo naopak podhodnocení výsledku. Konkrétně u incidence akutního infarktu myokardu jsou započteny i případy nestandardní anginy pectoris, u incidence hypertenze se jedná pouze o případy diagnostikované a léčené hypertenze.

Jak již bylo uvedeno, vztahy expozice a účinku látek znečišťujících ovzduší, používané ke kvantitativní charakterizaci rizika se průběžně aktualizují. V souvislosti s výsledky dalšího výzkumu proto nelze vyloučit možnost jejich budoucího zpřísnění, ale ani snížení. Platí to i pro použitou jednotku karcinogenního rizika pro expozici benzenu, která je dlouhodobě považovaná za velmi konzervativní, pravděpodobně vedoucí k nadhodnocení reálného rizika expozice benzenu z venkovního ovzduší. Tuto nejistotu nesnížily ani nejnovější poznatky, shrnuté ve zprávě expertů WHO z roku 2023.

V roce 2023 byly publikovány nové vztahy pro krátkodobou expozici částicím PM_{2,5} a některé ukazatele nemocnosti na základě většího počtu studií. V logaritmicky lineární formě se podstatně neliší od použitých vztahů z projektu HRAPIE. Jejich alternativní odvození ve formě nelineární funkce však podle autorů indikuje možnost většího podhodnocení těchto účinků při doposud používaném postupu [31].

VI. Celkový závěr

Podle zadání bylo na základě poskytnutých podkladů provedeno podle aktuálních metodik hodnocení vlivů na veřejné zdraví pro posuzovaný záměr vodního díla Vlachovice. Při hodnocení byly využity výstupy akustické a rozptylové studie, které udávají předpokládaný hlukový a imisní vliv etapy výstavby a budoucího provozu na objekty nejbližší obytné zástavby okolních obcí.

Současný hluk z dopravy po silnici II/494 v obci Vlachovice dosahuje u nejvíce exponovaných domů i při dodržení hlukových limitů úrovně, která je pro část jejich obyvatel zdrojem obtěžování, rušení ve spánku a zvýšeného rizika kardiovaskulárních onemocnění.

Nárůst této hlukové zátěže nákladní dopravou materiálu na výstavbu nádrže toto riziko nevyhnutelně zvýší. Pro posuzovaný záměr je proto plně opodstatněná volba varianty B dopravy materiálu. Navýšení zdravotního rizika hluku u exponované zástavby části Vrbětice přitom nedosahuje úrovně, kterou by bylo možné i s ohledem na pouze denní dobu a celkově dočasný charakter expozice považovat za významné zdravotní riziko.

Významné zdravotní riziko hluku z dopravy u dotčené obytné zástavby nebudou představovat ani předpokládané změny hlukové expozice vyvolané přeložkou silnic III/4942 a III/4947. Vliv stacionárních zdrojů hluku je zanedbatelný.

Současná imisní situace hodnocené lokality a okolní obytné zástavby je podle aktuálních údajů ČHMÚ na podmínky ČR relativně příznivá, neboť zde u žádné škodliviny s rezervou nedochází k překročení imisních limitů, stanovených v ČR k ochraně zdraví obyvatel.

Tyto limity ovšem představují kompromis mezi snahou o ochranu zdraví a dosažitelnou realitou a nezaručují úplnou ochranu zdraví a pohody obyvatel. K nepříznivému ovlivnění zdravotního stavu obyvatel znečištěným ovzduším proto může docházet i při podlimitní úrovni znečištění a je do určité míry nevyhnutelné.

Výsledek kvantitativního odhadu zdravotního rizika v ukazatelích celkové úmrtnosti a specifické nemocnosti obyvatel obce Vlachovice na základě imisního pozadí suspendovaných částic potvrzuje existenci nezanedbatelného rizika i při příznivé úrovni znečištění ovzduší pod hodnotou současných imisních limitů. Ve srovnání se současnými údaji z měst ČR se však jedná o podprůměrnou úroveň rizika znečištění ovzduší.

Imisní příspěvek realizace záměru vypočtený rozptylovou studií, je i u nejbližší okolní obytné zástavby nepatrný a z hlediska zdravotních rizik znečištění ovzduší zanedbatelný.

Jako základní opatření ke snížení nepříznivých vlivů na obyvatele z hodnocení vlivů záměru na veřejné zdraví vyplývá volba alternativy B k dovozu materiálu a důsledné dodržování protiprašných opatření při zemních a stavebních pracích během výstavby.

Za předpokladu splnění těchto opatření lze pro posuzovaný záměr vodního díla Vlachovice na základě poskytnutých podkladů a provedeného hodnocení zdravotních rizik konstatovat, že realizace tohoto záměru z hlediska zdravotních rizik hluku nebo znečištění ovzduší nebude mít významný vliv pro obyvatele v okolí.

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. WHO: *Guidelines for Community Noise*, 1999
3. Havránek J. a kol.: *Hluk a zdraví*, Avicenum Praha, 1990
4. 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
5. WHO, Regional Office for Europe: *Night noise guidelines for Europe*, WHO, 2009
6. 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(1):309-28

7. Hahad O., Jimenez M.T.B., Kuntic M., Frenis K., Steven S., Daiber A., Münzel T.: *Cerebral consequences of environmental noise exposure*, *Environ. Int.* 165 (2022), 107306
8. EEA: *Environmental noise in Europe — 2020*, EEA Report No22/2019, EEA 2020
9. European Commission: *Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*, 2002
10. Gjestland T.: *On the Temporal Stability of People's Annoyance with Road Traffic Noise*, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2020, 17, 1374
11. 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
12. SZÚ Praha: *Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 3 „Zdravotní důsledky a rušivé účinky hluku“ – souhrnná zpráva za rok 2021*, SZÚ Praha
13. 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
14. Smith M.G., Cordoza M., Basner M.: *Environmental Noise and Effects on Sleep: An Update to the WHO Systematic Review and Meta-Analysis*, *Environ Health Perspect* 2022, 130(7)
15. Van Kempen E, Casas M., Pershagen G., Foraster M.: *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary*, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 15, 379
16. Pershagen G., Pyko A., Aasvang G.M. et al.: *Road traffic noise and incident ischemic heart disease, myocardial infarction, and stroke, A systematic review and meta-analysis*, *Environmental Epidemiology* (2025) 9:e400
17. WHO: *WHO Guidelines for indoor air quality: selected pollutants*, WHO 2010
18. SZÚ Praha: *Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 1 „Monitoring zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k venkovnímu a vnitřnímu ovzduší“ – souhrnná zpráva za rok 2024*, SZÚ Praha
19. ČHMÚ: *Tabelární přehled „Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika“ – internetový zdroj*
20. WHO: *Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide*, Global update 2005
21. WHO: *Air Quality Guidelines for Europe, second edition*, WHO 2000
22. 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
23. 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
24. 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

25. WHO: *WHO global air quality guidelines, Particulate matter (PM_{2,5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*, 2021
26. 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
27. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 109, Outdoor air pollution*, 2015
28. 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
29. WHO: *Health risks of air pollution in Europe: HRAPIE-2 project: Updated guidance on concentration-response functions for health risk assessment of air pollution in the WHO European Region*. WHO Regional Office for Europe, 2025
30. Hurley F. et al.: *Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment*, European Commission 2005
31. Ru M., Shindell D., Spadaro J.V., Lamarque J-F., Challapalli A., Wagner F., Kieseewetter G.: *New concentration-response functions for seven morbidity endpoints associated with short-term PM_{2,5} exposure and their implications for health impact assessment*, *Environ International* 179 (2023) 108122
32. WHO: *Human health effects of benzene, arsenic, cadmium, nickel, lead and mercury: report of an expert consultation*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2023
33. US EPA: *Integrated Risk Information System, Office of Research and Development, National Centre for Environmental Assessment*, internetový zdroj
34. ATSDR, Division of Toxicology: *Toxicological Profile for Benzene 2007, Draft for Public Comment 2025*
35. California EPA, Office of Environmental Health Hazard Assessment: *Technical Supporting Document for Noncancer RELs*, 2014
36. IARC Monographs: *Volume 100F, A review of Human Carcinogens: Chemical Agents and Related Occupations (Benzene)*, 2012
37. IARC Monographs: *Volume 120, Benzene*, 2018
38. European Commission: *Council Directive on Ambient Air Quality Assessment and Management, Working Group on Benzene, Position Paper*, 1998
39. Filippini T., Hatch E.E., Rothman K.J., Heck J.E., Park A.S., Crippa A., et al.: *Association between Outdoor Air Pollution and Childhood Leukemia: A Systematic Review and Dose-Response Meta-Analysis*, *Environ Health Perspect* 127(4) April 2019
40. WHO: *Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs), Meeting report 2015*, WHO 2016
41. MZ ČR: *Zásady a postupy hodnocení a řízení zdravotních rizik v činnostech odboru hygieny obecné a komunální*, HEM-300-19.9.05/31639, 2005
42. WHO: *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP, Technical Report*, WHO 2013
43. WHO: *Human health effects of polycyclic aromatic hydrocarbons as ambient air pollutants: report of the Working Group on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons of the Joint Task Force on the Health Aspects of Air Pollution*, WHO 2021
44. WHO-IARC: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100F, Chemical Agents and Related Occupations (Benzo(a)pyrene)*, 2012
45. US EPA: *IRIS, Toxicological Review of Benzo(a)pyrene*, 2017
46. Brink M., Schaffer B., Pieren R., Wunderli J.M.: *Conversion between noise exposure indicators Leq24h, LDay, LEvening, LNight, Ldn and Lden: Principles and practical guidance*. *Int. J. Hyg. Environ. Health*. 2018;221(1):54–63

47. Vandasová Z., Hellmuth T., Fialová A.: *Odhad hlukového ukazatele L_{dyn} na základě ukazatele L_{dn} pro hluk ze silniční dopravy v podmínkách České republiky*, Hygiena 68 (2), 2023 str.45-49
48. US EPA: *Supplement to the 2019 Integrated Science Assessment for particulate matter*. 2022
49. Forastiere F. et al.: *Choices of morbidity outcomes and concentration-response functions for health risk assessment of long-term exposure to air pollution*, Environmental Epidemiology (2024) 8:e314

Svitavy 4.8.2026

MUDr. Bohumil Havel

