



Adresát:

Krajský úřad Zlínského kraje

Třída Tomáše Bati 21

761 90 Zlín

ID datové schránky: scsbwku

6. října 2023 v Praze

**Věc: Vyjádření k oznámení záměru ZEVO Uherské Hradiště**

Dne 15. 9. 2023 byla v informačním systému EIA zveřejněna přepracovaná dokumentace záměru ZEVO Uherské Hradiště, kterou zpracoval Ing. Libor Obal v červenci 2023. Hlukovou studii zpracovala Ing. Kateřina Krestová, Ph.D. (květen 2023). Rozptylovou studii vypracoval Ing. Zdeněk Sklenář (červen 2023). Vyhodnocení vlivů na veřejné zdraví zpracovala v květnu 2022 a aktualizovala v červnu 2023 Ing. Olga Krpatová. Následují naše připomínky:

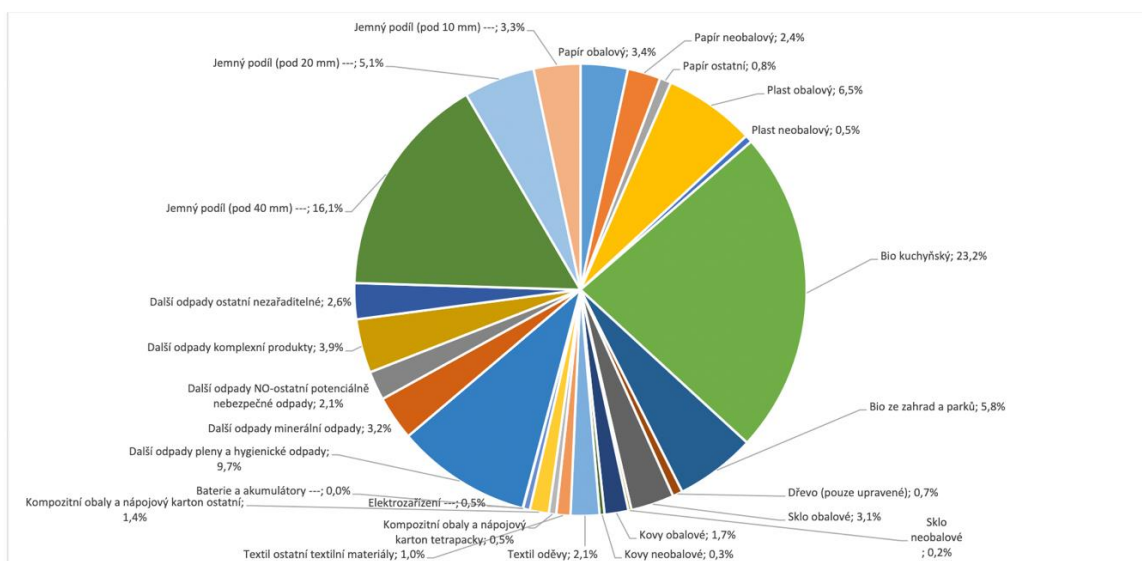
**K bodům 22 a 23)**

Složení SKO v současné době stále vykazuje přítomnost recyklovatelných materiálů, jak vyplývá z rozborů EKO-KOMU<sup>1</sup> nebo MŽP<sup>2</sup>, viz obrázek 1. Jeho podstatnou součástí je stále bioodpad, ale i jiné, recyklovatelné materiály (kovy, sklo, plast, papír). Z dokumentace není jasné, na jaké úrovni jsou v současné době v dotčeném ORP (a výhledově budou) plněny cíle pro recyklaci KO (studie, o kterou jsme v připomínkách žádali, nám nebyla poskytnuta) a bude tak uplatňována hierarchie nakládání s odpady. Energetické využití odpadů má sloužit pouze jako doplněk k recyklaci a předchozím stupňům hierarchie. Recyklací KO lze dosáhnout i větší než na úroveň 65 % (v roce 2035), jak se např. díky přístupu *zero waste* daří a ukazuje např. v Kamikatsu (Japonsko). V této obci je úroveň recyklace od roku 2015 přibližně na úrovni 80 %. Naopak v závazné části Plánu odpadového hospodářství Zlínského kraje se píše (jak uvádí i dokumentace na str. 7) mezi cíli a opatřeními: *3.3.1.1.1 : Směsný komunální odpad (po vytrídění materiálů ve využitelných složek, nebezpečných složek a biologicky rozložitelných odpadů) zejména energeticky využívat v zařízeních k tomu určených v souladu s platnou legislativou.* To znamená, že by z SKO musely být biologicky rozložitelné odpady (a jiné materiálů ve využitelné odpady) odstraněny před tím, než budou energeticky využity, jinak je spalování SKO v rozporu s POH ZK. Podobná formulace je i v plánu POH města Uherské Hradiště, tudíž je i v rozporu s ním.

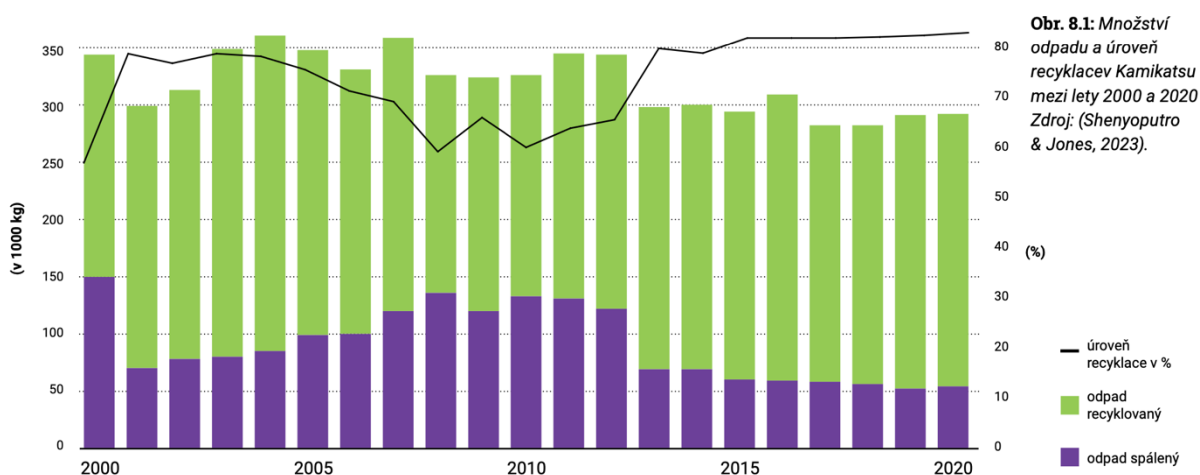
<sup>1</sup> <https://www.ekokom.cz/rozbor-y-skladby-smesneho-komunalniho-odpadu-z-obci-v-roce-2020/>

<sup>2</sup> [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prumerne-slozeni-sko/\\$FILE/OODP-Prumerne-slozeni-SKO-MZP-20221114.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prumerne-slozeni-sko/$FILE/OODP-Prumerne-slozeni-SKO-MZP-20221114.pdf)

### Koláčový graf průměrného složení SKO pro II. úroveň



Obr. 1 Průměrné složení SKO<sup>1</sup>



Obr. 2 Množství odpadu a úroveň recyklace v Kamikatsu mezi lety 2000 a 2020 (Shenyoputro & Jones, 2023)

### K bodu 24) a 26)

V situaci, kdy dokumentace čerpá ze studie, kterou není možné přiložit jako jeden ze zdrojů dokumentace a způsobů zdůvodnění záměru, tvrdí studie Hnutí DUHA z roku 2016<sup>3</sup>, že žádné zařízení pro energetické využití odpadů není na území Zlínského kraje zapotřebí.

Zároveň nebyl doplněn přehled stávajících, odsouhlasených a plánovaných záměrů na úrovni ČR. POH ČR (a jeho 1. aktualizace)<sup>4</sup> totiž na celorepublikové úrovni říká, jaká kapacita zařízení pro

<sup>3</sup> [https://hnutiduha.cz/sites/default/files/publikace/2016/12/hnuti\\_duha\\_-\\_studie\\_-\\_kapacity\\_sko\\_kniha\\_02\\_v2.pdf](https://hnutiduha.cz/sites/default/files/publikace/2016/12/hnuti_duha_-_studie_-_kapacity_sko_kniha_02_v2.pdf)

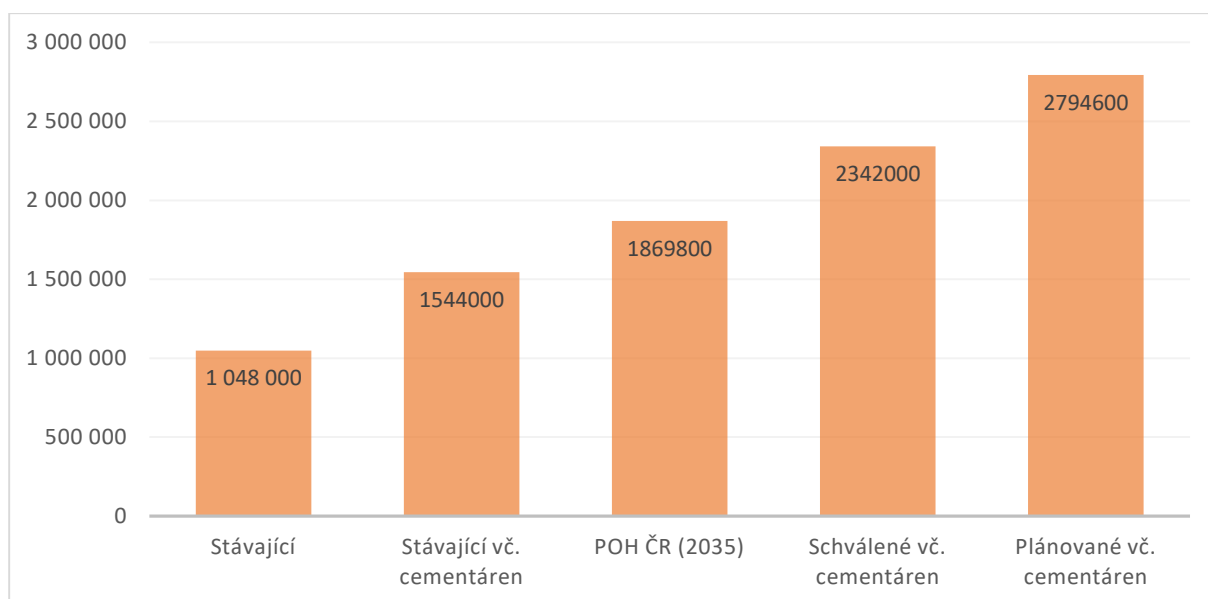
<sup>4</sup> [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/poh\\_cr\\_prislusne\\_dokumenty/\\$FILE/OODP-POH\\_CR\\_2015-2024\\_2035\\_vlada-20220511.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/poh_cr_prislusne_dokumenty/$FILE/OODP-POH_CR_2015-2024_2035_vlada-20220511.pdf), strana 49

energetické využití komunálních odpadů je dostatečná (a to ve třech scénářích) pro splnění cílů recyklace KO, přičemž nejvyšší je u „optimistického scénáře“, kde je na úrovni 1 869 600 tun ročně. Přehled zařízení v tabulce 1 doplňujeme:

Tabulka 1 Přehled zařízení stávajících, záměrů s uděleným souhlasným stanoviskem a záměrů plánovaných (pouze pro SKO a TAP)

Název zařízení	kapacita zařízení (t.rok <sup>-1</sup> ) – pouze pro SKO	Celková kapacita skupiny (součet kapacit)	Kumulativní kapacita [t.rok <sup>-1</sup> ]
<b>Stávající zařízení</b>			
ZEVO Malešice*	480 000	1 048 000	1 048 000
TERMIZO Liberec	96 000		
SAKO Brno	352 000		
ZEVO Chotíkov	120 000		
<b>Cementárny a vápenky – spalování odpadu (TAP)</b>			
<b>Celkem</b>	496 000	496 000	1 544 000
<b>Zařízení s uděleným souhlasným stanoviskem</b>			
ZEVO Komořany	150 000	798 000	2 342 000
ZEVO Mělník	320 000		
ZEVO Vráto	113 600 (celkem 150 000)		
Přerov (TAP)	114 400		
Karviná (TAP)	61 000		
ZEVO Chomutov	39 000 (celkem 60 000)		
<b>Plánované záměry (v informačním systému EIA)</b>			
ZEVO Opatovice	150 000	452 600	2 794 600
ZEVO Písek	50 000		
ZEVO Neratovice	83 200 (celkem 160 000)		
ZEVO Uherské Hradiště	15 000		
ZEVO Přeborn	34 400		
ZEVO Planá	40 000 (celkem 80 000)		
ZEVO Český Krumlov	80 000		
<b>Další uvažované záměry</b>			
ZEVO Vsetín	12 000	32 000	-
ZEVO Cheb	20 000		

\* Sem je pro jednoduchost započítáno i nedávné schválení navýšení kapacity na 480 000 tun ročně.



Obr. 3 Kapacity stávajících, schválených a plánovaných zařízení v ČR v porovnání s optimistickým scénářem POH ČR (t/rok)

Z přehledu zařízení i z obrázku č. 3 plyne, že není žádné další zařízení pro energetické využití komunálního odpadu zapotřebí, a také, že povolení dalších ZEVO povede k ohrožená dosažení cílů recyklace KO, neboť kapacita již stávajících a povolených záměrů přesahuje 37 % produkce KO v roce 2035 dle POH ČR (tzn. na recyklaci zbývá méně než 65 %).

### K bodům 25) a 30)

Některá data uvedená v reakci na náš dotaz na bilanci dioxinů by měla být uvedena na pravou míru. POPs, včetně dioxinů, do prostředí nevstupují pouze ovzduším, ale i ve vodě nebo v odpadech (v pevných zbytcích vzniklých spalováním odpadu), což je zapotřebí brát při jejich bilancích v úvahu.

Do spalovny o kapacitě 300 000 tun odpadů ročně vstupuje komunální odpad, který má koncentraci dioxinů 5 pg TEQ.g<sup>-1</sup> odpadu. V literatuře jsou však uváděny i vyšší hodnoty, například 50 pg TEQ. g<sup>-1</sup>, což je hodnota, která vychází ze složení komunálního odpadu v Německu v 80. letech (Wilken et al., 1992). Tato hodnota ale neodpovídá současnému stavu, další hodnota – 37 pg TEQ. g<sup>-1</sup> (BiPRO, 2005) je sice o něco nižší, započítává však předchozí údaj pocházející z 80. let z Německa. V nejnovějších studiích jsou uváděny hodnoty nižší než 10 pg TEQ. g<sup>-1</sup> (Abad et al., 2000) nebo 15 pg TEQ.g<sup>-1</sup>. Dioxin Toolkit (UNEP & Stockholm Convention, 2013) používá údaj 5 pg TEQ. g<sup>-1</sup> (neboli 5 µg TEQ.t<sup>-1</sup>), který jsme si v tomto případě k výpočtu vybrali i my, protože se na něm shodli odborníci v mezinárodním panelu Stockholmské úmluvy zastupující jak vlády, tak průmysl anebo neziskový sektor. V případě vzorové spalovny o kapacitě 300 000 tun odpadu ročně tak v odpadech nalezneme 1,5 g TEQ za rok.

Množství dioxinů, které spalovna o této kapacitě vypustí do ovzduší za rok (zde si jako příklad zvolíme ZEVO Malešice o obdobné kapacitě), je přibližně 0,01 g TEQ.rok<sup>-1</sup>. Jedná se o hodnotu vycházející z krátkodobého měření a přepočtenou podle provozních hodin a množství spalin. Nejedná se o hodnotu měřenou v průběhu celého roku. Při najždění a vypínání kotlů totiž může během krátkého období v některých případech docházet i ke stejně vysokým emisím dioxinů, jako za půl roku

provozu spalovny (Gass et al., 2002). Za těchto situací ale měření neprobíhá. Pro přiblížení se realitě budeme dále používat hodnotu 0,015 g TEQ.rok<sup>-1</sup>.

Naše pomyslná spalovna o kapacitě 300 000 tun odpadů ročně vytvoří spalováním přibližně 100 000 tun pevných zbytků, z toho jednu desetinu tvoří popílek, a zbytek, devět desetin, tvoří popel. Koncentrace dioxinů v popílku se pohybuje podle literatury mezi 100 až 25 000 pg TEQ.g<sup>-1</sup>, v malešické spalovně vybavené poměrně účinnými filtry se tato hodnota pohybuje mezi 300 až 2 200 pg TEQ. g<sup>-1</sup> (Mach, 2017). Použijeme-li koncentraci 1 000 pg TEQ. g<sup>-1</sup>, v jedné desetině (v popílku) pevných reziduí dostaneme 3 g TEQ.rok<sup>-1</sup>. Protože se do popela distribuují přibližně 10–30 % všech dioxinů (Abad et al., 2000), které ve spalovně vzniknou (v průměru budeme uvažovat 20 %), znamená to, že v popelu skončí dalších 0,75 g TEQ dioxinů ročně.

Do spalovny tak vstoupí 1,5 g TEQ dioxinů za rok, zatímco v emisích unikne 0,015 g TEQ.rok<sup>-1</sup>, v popílku skončí 3 g TEQ ročně a v popelu dalších 0,75 g TEQ ročně, celkově tak ze spalovny vystoupí 3,765 g TEQ.rok<sup>-1</sup>. To je více než 2,5× tolik dioxinů, než kolik jich do spalovny vstoupilo. Z toho plyne, že podstatná část (více než 99 % dioxinů) skončí v pevných reziduích spalovny, především v popílku. Další podstatná informace je, že průměrná spalovna odpadů tak dioxiny neničí, i když se tak spalovny odpadů mohou prezentovat (Info.cz, 2023; Mach, 2007; MHMP, 2013), ale vytváří je.

Spalovna o kapacitě 15 000 tun odpadů tak ročně ze vstupujících 0,075 g TEQ za rok vytvoří 0,18825 g TEQ. Jejich podstatná část skončí v popílku (který není zmíněn v reakci na naši připomínku, ač v něm končí většina dioxinů) a v popelu, proto je tak zásadní a nedostatečně popsání další nakládání se zbytky ze spaloven odpadů, viz následující bod.

#### **K bodům 30), 41) a 42)**

V autorizačním návodu hodnocení zdravotních rizik AN 17/05 je psáno, že mezi další cesty expozice „patří ... např. průnik persistentních látek do potravního řetězce nebo následná expozice z dalšího využití či likvidace produktů nebo odpadů z provozu zdrojů (spaloven odpadů, technologií úpravy odpadů na palivo apod.). Přičemž podle dokumentace „Je předpokládáno, že škvára vznikající při spalování odpadů bude zařazena do kategorie odpadů 19 01 12 – Jiný popel a struska neuvedené pod číslem 19 01 11 (ostatní odpad) a předávána na využití pro stavební účely a to za předpokladu splnění podmínek uvedených v § 7 vyhlášky č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady.“ Jak je uvedeno v odpovědi na naši připomínku (v bodě 30) – „Pevné zbytky po spalování odpadu se ukládají na zabezpečené skládce a nich z nich již neuniká, tudíž se nemůže dostat do potravního řetězce. Epidemiologické studie jsou podrobně popsány v samostatné kapitole vlivu záměru na veřejné zdraví.“ Dále v hodnocení zdravotních rizik je uvedeno, že „WHO ve směrnici kvality ovzduší nenavrhuje limit pro venkovní prostředí pro PCDD/F, protože inhalační expozice PCDD/F z ovzduší je v porovnání s příjmem potravou velmi nízká. Z ovzduší však dochází ke kontaminaci půdy a průniku těchto látek do potravinových řetězců.“

Při nakládání s odpady mohou unikat emise prachových látek obsahujících perzistentní organické látky nebo těžké kovy, a to v areálu spalovny nebo při ukládání na skládku (pro popel/strusku i popílek). Pokud je struska použita pro technické zabezpečení skládky, není uložena stejným způsobem jako odpad a závěry v reakci na naše připomínky neplatí. Zároveň se podle dokumentace uvažuje o jejím používání pro stavební účely, což je diametrálně odlišná situace od ukládání na skládku. V tomto případě žádáme o doplnění očekávaných koncentrací látek (např. z podobného záměru) v pevných zbytcích odpadů, které se podle § 7 vyhlášky č. 273/2021 Sb. u těchto materiálů mají sledovat.

Do přepracovaného HZR nebyl doplněn kvalitativní odhad další cesty expozice PCDD/F a jejich průniku do potravního řetězce z odpadů ze spaloven (zejména s ohledem na způsob nakládání nebo dalšího využití či likvidace popílku a škváry) a byly přidány rozbory několika epidemiologických studií, které se věnují životu v okolí spaloven, zatímco další, které nebyly zmíněny, poskytují jiné výsledky.

Epidemiologických studií, které se zabývají vlivem spaloven odpadů na zdraví, nevzniklo málo, ale jejich výsledky jsou značně různorodé. Obvykle se shodují na tom, že pro posouzení problematiky nemají dostatek dat a že by na tomto poli měly být provedeny další výzkumy. V přehledovém článku na toto téma (Negri et al., 2020) byly shromážděny informace o spalovnách „třetí generace“, podle kterých jsou k dispozici pouze krátkodobé výsledky, přičemž vliv (zejména) na chronická onemocnění zůstává otázkou. Jiný odborný článek na toto téma (Tait et al., 2020) zjistil řadu nepříznivých účinků spaloven odpadů na zdraví, včetně významných souvislostí s některými novotvary, vrozenými vadami, úmrtími kojenců nebo potraty a situaci u novějších spaloven shrnuje tak, že je škodlivých účinků hlášeno méně. Může to být však i proto, že se nepříznivé účinky v případě těchto zařízení zatím nestihly projevit. Některé studie potvrdily zvýšená rizika výskytu různých druhů rakovin v okolí spaloven odpadů (Elliott et al., 2000; Elliott et al., 1996; Franchini et al., 2004; Salerno et al., 2016; Salerno et al., 2015; Starek, 2005) nebo zvýšený vznik non-Hodgkinových lymfomů v blízkosti spalovny odpadů jako jediného dominantního zdroje PCDD/F (Bianchi & Minichilli, 2006; Floret et al., 2007; Floret et al., 2003; Floret et al., 2004). Podle jedné ze studií (Floret et al., 2004) se v určité oblasti v blízkosti spalovny odpadů významně nezvýšilo riziko sarkomu měkkých tkání, opak se ale (na stejném místě) potvrdil jiným výzkumným týmem (Viel et al., 2008; Viel et al., 2011). K podobným závěrům došla také jiná italská studie (Zambon et al., 2007), ve které byly zkoumány různé zdroje (Minichilli et al., 2016; Romanelli et al., 2019) PCDD/F (spalovny odpadů a jiné průmyslové zdroje) a jejich vliv na zdraví lidí žijících v jejich okolí.

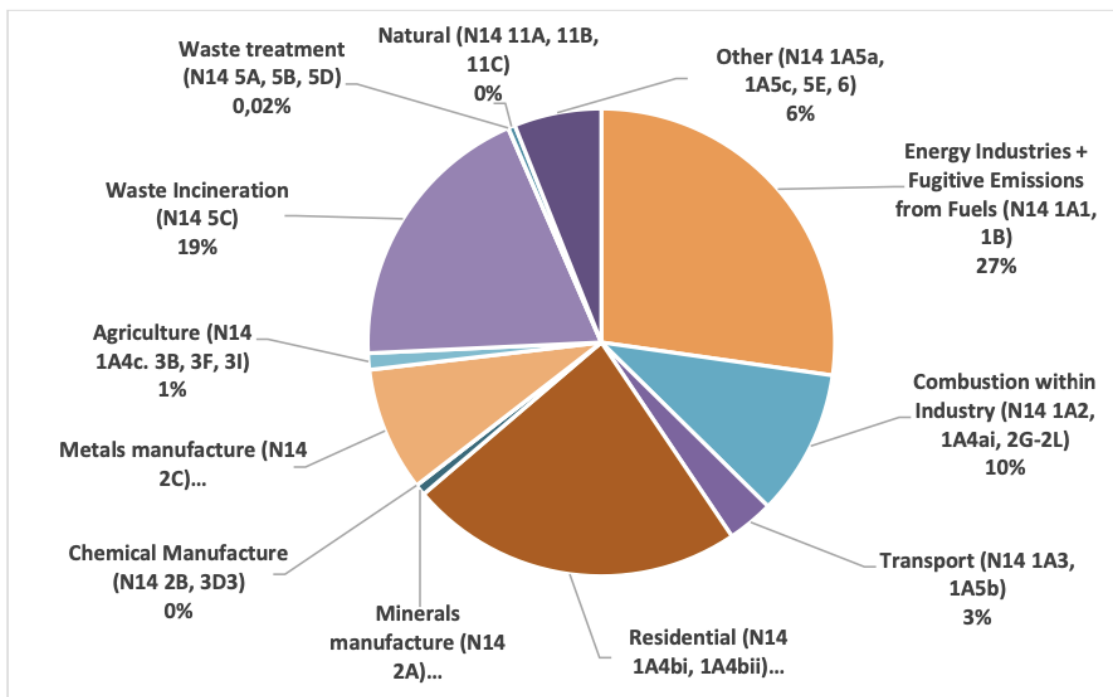
Další studie se zaměřovaly na zvýšení výskytu respiračních onemocnění u žen (Minichilli et al., 2016; Romanelli et al., 2019) nebo u mužů (Golini et al., 2014). Vystavení matek emisím ze spaloven odpadů v Itálii bylo spojeno s předčasnými porody (Candela et al., 2013), zatímco v Anglii a Skotsku pozorovali Parkes et al. (2020) malá, ale zvýšená rizika vrozených anomálií spojených s blízkostí spaloven komunálního odpadu. V Itálii zjistili, že byl nárůst PM<sub>10</sub> ze spalovny komunálního odpadu spojen se zvýšeným rizikem potratů (Candela et al., 2015). V Japonsku došli k závěru, že blízkost spalovny komunálních odpadů ke školám může být spojena s výskytem chrapotu, bolestí hlavy, bolestí žaludku a únavy u dětí školního věku (Miyake et al., 2005).

Vznikly ovšem rovněž studie, které tyto problémy nepotvrdily (Federico et al., 2010; Fukuda et al., 2003; Hu & Shy, 2001; Ranzi et al., 2014; Thabuis et al., 2007). Z tohoto důvodu je zapotřebí jednak pokračovat v provádění výzkumů, ale především ke každému dalšímu potenciálnímu spalovacímu zařízení přistupovat v souladu s principem předběžné opatrnosti. Negativní vlivy spaloven odpadů rozhodně dosud nebyly vyloučeny.

Hlavní expoziční cestou je pro většinu perzistentních organických látek (a pro dioxiny obzvláště) příjem potravin, zejména živočišných tuků (Parzefall, 2002; Schechter et al., 2006). Opomenutí této expoziční cesty například pro dioxiny nedává smysl. Zařazení expozice prostřednictvím lokálně pěstovaných potravin doporučují i další studie (Ma et al., 2002; Nouwen et al., 2001). Je to důležité i z toho důvodu, že v roce 2018 (jak je uvedeno i v HZR) snížila EFSA hodnotu tolerovatelného týdenního příjmu (TWI) dioxinů a dl-PCB na 2 pg TEQ. kg<sup>-1</sup> tělesné hmotnosti člověka, přičemž ještě v letech 2006-2007 byla odhadnuta zátěž lidského organismu látkami s dioxinovými účinky SZÚ na 4,2–5,3 pg WHO TEQ.kg<sup>-1</sup> za týden, tzn. více než dvojnásobně oproti současné hodnotě.

V HZR se vyskytuje informace o tom, že „DEFRA spočítala, že spalování odpadů činí méně než 1 % emisí dioxinů ve Velké Británii“. To je značně v rozporu s údaji Evropské unie, resp. Evropské komise, podle níž byly spalovny odpadů (za použití BAT) zodpovědné v roce 2015 za 19 % emisí dioxinů do ovzduší v EU-28 (European Commission, 2022).

**Figure 7.1 Sources of emissions of dioxins and furans to air for the EU 28 in 2015 (UNECE reported data)**



V odpovědi postrádáme informace o PFAS, jejichž monitoring jsme požadovali pro záměr zavést alespoň jedenkrát ročně. Žádáme o něj opětovně, zároveň pro hodnocení vlivů na životní prostředí žádáme doplnění bilance PFAS v záměru tak, jak to bylo provedeno např. v této studii (Björklund et al., 2023) a také doplnění do hodnocení zdravotních rizik (PFAS se řadí mezi POPs) a jejich vlivů na zdraví. O totéž žádáme u bromovaných dioxinů.

Dále žádáme o doplnění uhlíkové intenzity vyrobené elektřiny a její porovnání s českým a evropským průměrem energetického mixu.

### K bodu 31)

Žádali jsme zařazení semikontinuálního měření dioxinů do zařízení. Autoři dokumentace vyhodnotili, stejně jako my, že dlouhodobější odběr vzorků zachytí i výkyvy fungování technologie nebo poruchy čištění spalín, přesto na výzvu zařazení technologie neodpověděli.

Podle Reinmanna (2011) byl v Belgii semikontinuální systém měření emisí dioxinů použit mezi lety 1999 a 2000 pro spalovny komunálního odpadu a později i pro spalovny nebezpečného odpadu, cementářské pece a jiná zařízení. Příklad první země na světě s těmito legislativními požadavky následovala v roce 2010 Francie, která začala semikontinuálně monitorovat dioxiny ve spalovnách



komunálních a nebezpečných odpadů (cca 200 zdrojů). Dohromady se tímto způsobem celosvětově monitoruje mez 450 až 500 zdrojů, z toho 160 obsluhoval k roku 2011 systém AMESA. Díky zájmu o kontinuální monitoring dioxinů vznikla (a začala se zavádět do praxe) norma EN 1948-5 pro semikontinuální monitoring PCDD/F a dl-PCB.

Žádáme o zařazení této technologie do zařízení po vzoru Francie a Belgie, kde je tento systém funkční.

#### **K bodu 35)**

Přestože to autor dokumentace rozporuje, v dokumentaci je na str. 12 uvedeno: „Mezi významné důvody nahrazení stávajícího uhelného zdroje patří potřeba snížení prašnosti v lokalitě, kde je technologie umístována, související s otevřenou venkovní skládkou paliva, řešení opakujících se problémů v období navážení paliva do stávajícího zařízení, problémy spojené se skladováním uhlí, apod.“ Jako odpověď uvádí „Vzhledem k plánovaným instalovaným zařízením na snižování emisí a obecně ke zkušenostem z měření emisí na obdobných zdrojích lze konstatovat, že celková budoucí produkce TZL bude znatelně nižší a tím bude nižší i celkový vliv záměru.“, postrádáme však zdroj, o který by bylo toto tvrzení opřeno.

#### **K bodu 45)**

Náš dotaz byl směřován na „praktické vysvětlení toho, jakým způsobem bude v případě požáru část odpadu přemístěna mimo bunkr, kde bude možné požár uhasit“ a „doplnění odhadu emisí, které při tomto procesu mohou vzniknout.“ To znamená, jakým způsobem bude odpad z bunkru přemístěn, zatímco bude hořet. Odhad emisí požadujeme doplnit pouze pro dioxiny, čerpat je možné z Dioxin Toolkit (UNEP and Stockholm Convention 2013).

#### **K bodu 49)**

Autoři nedoplňovali do dokumentace charakteristiku paliva, přičemž na ní závisí složení vznikající škváry a popílku. Žádáme tedy opětovně o doplnění charakteristiky paliva a zároveň o doplnění očekávaných koncentrací kovů a organických látek ve vznikajícím popelu a popílku, což je důležité, protože dle doplněných připomínek se uvažuje o dalším využití škváry, což může vést ke znečištění životního prostředí.

#### **Závěr**

Z našich připomínek plyne, že nebyly zkoumány všechny vlivy na životní prostředí plánovaného záměru. Stavba dalších zařízení pro energetické využití odpadů je z pohledu plnění recyklačních cílů nepotřebná, z pohledu potřebných kapacit pro energetické využití odpadu nadbytečná. Autoři dokumentace nezareagovali na všechny naše připomínky a nedoplňovali informace, o které jsme žádali. **Se záměrem nesouhlasíme a navrhuje udělit záměru nesouhlasné závazné stanovisko.**

S pozdravem za Arniku – program Toxické látky a odpady





RNDr. Jindřich Petrlík, programový vedoucí programu Toxické látky a odpady spolku Arnika  
Ing. Nikola Jelínek, odbornice na toxické látky a odpady

## Literatura

Bianchi, F., & Minichilli, F. (2006). [Mortality for non-Hodgkin lymphoma in the period 1981-2000 in 25 Italian municipalities with urban solid waste incinerators]. *Epidemiologia E Prevenzione*, 30(2), 80-81.

BiPRO. (2005). Study to facilitate the implementation of certain waste related provisions of the Regulation on Persistent Organic Pollutants (POPs).

Björklund, S., Weidemann, E., & Jansson, S. (2023). Emission of Per- and Polyfluoroalkyl Substances from a Waste-to-Energy Plant horizontal line Occurrence in Ashes, Treated Process Water, and First Observation in Flue Gas. *Environ Sci Technol*, 57(27), 10089-10095.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08960>

Elliott, P., Eaton, N., Shaddick, G., & Carter, R. (2000). Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. Part 2: histopathological and case-note review of primary liver cancer cases. *British Journal of Cancer*, 82(5), 1103-1106.  
<https://doi.org/10.1054/bjoc.1999.1046>

Elliott, P., Shaddick, G., Kleinschmidt, I., Jolley, D., Walls, P., Beresford, J., & Grundy, C. (1996). Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. *British Journal of Cancer*, 73(5), 702-710. <https://doi.org/10.1038/bjc.1996.122>

European Commission. (2022). Union Synthesis Report on the application of Regulation (EC) No 850/2004 on persistent organic pollutants; SWD(2022) 291 final. Accompanying the document: Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the application of Regulation (EC) No 850/2004 on persistent organic pollutants. Brussels

Floret, N., Lucot, E., Badot, P., Mauny, F., & Viel, J. (2007). A municipal solid waste incinerator as the single dominant point source of PCDD/Fs in an area of increased non-Hodgkin's lymphoma incidence. *Chemosphere*, 68(8), 1419-1426.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.024>

Floret, N., Mauny, F., Challier, B., Arveux, P., Cahn, J., & Viel, J. (2003). Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma. *Epidemiology*, 14(4), 392-398.  
[http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list\\_uids=12843761](http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=12843761)

Floret, N., Mauny, F., Challier, B., Cahn, J., Tourneux, F., & Viel, J. (2004). Émission de dioxines et sarcomes des tissus mous : étude cas-témoins en population: Dioxin emissions and soft-tissue sarcoma : results of a population-based case-control study. *Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique*, 52(3), 213-220. [https://doi.org/10.1016/S0398-7620\(04\)99047-5](https://doi.org/10.1016/S0398-7620(04)99047-5)

Franchini, M., Rial, M., Buiatti, E., & Bianchi, F. (2004). Health effects of exposure to waste incinerator emissions: a review of epidemiological studies. *Annali dell'Istituto superiore di sanita*, 40(1), 101-115. <http://europepmc.org/abstract/MED/15269458>

Gass, H. C., Luder, K., & Wilken, M. (2002). PCDD/F-emissions during cold start-up and shut-down of a municipal waste incinerator. *Organohalogen Compounds*, 56, 193-196.

Info.cz. (2023, 2023-06-26). Místo skládky teplo a elektřina. Zachrání „zelené“ spalovny Česko? Retrieved 2023-07-02 from <https://www.info.cz/video/cesko-hleda-elektrarnu/misto-skladky-teplo-a-elektrina-zachrani-zelene-spalovny-cesko?odemknout=JU9GJUOYFN>

Mach Ondřej, M. (2007, 2007-10-17). Pražské služby: Investice do filtru nás bolela, ale investovat do zdraví se vyplatí Retrieved 2023-07-02 from <https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/prazske-sluzby-investice-do-filtru-nas-bolela-ale-investovat-do-zdravi-se-vyplati>

MHMP. (2013, 2013/12/03). ZEVO Malešice úspěšně likviduje dioxiny (Portál hlavního města Prahy). Retrieved 2023/07/20 from [https://www.praha.eu/jnp/cz/o\\_meste/magistrat/tiskovy\\_servis/Aktuality\\_archiv/zevo\\_malesice\\_uspesne\\_likviduje\\_dioxiny.html](https://www.praha.eu/jnp/cz/o_meste/magistrat/tiskovy_servis/Aktuality_archiv/zevo_malesice_uspesne_likviduje_dioxiny.html)

Minichilli, F., Santoro, M., Linzalone, N., Maurello, M. T., Sallèse, D., & Bianchi, F. (2016). [Epidemiological population-based cohort study on mortality and hospitalization in the area near the waste incinerator plant of San Zeno, Arezzo (Tuscany Region, Central Italy)]. *Epidemiologia E Prevenzione*, 40(1), 33-43. <https://doi.org/10.19191/EP16.1.P033.012>

Negri, E., Bravi, F., Catalani, S., Guercio, V., Metruccio, F., Moretto, A., La Vecchia, C., & Apostoli, P. (2020). Health effects of living near an incinerator: A systematic review of epidemiological studies, with focus on last generation plants. *Environmental Research*, 184, 109305. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109305>

Reinmann, J. (2011). More Than 10 Years Continuous Emission Monitoring of Dioxins by Long-term Sampling in Belgium and Europe - Experiences, Trends and New Results. *Organohalogen Compd*, Vol. 73, 2209-2212.

Salerno, C., Berchiolla, P., Fossale, P. G., Palin, L. A., Barasolo, E., & Panella, M. (2016). [A geographical and epidemiological analysis of cancer incidence in the city of Vercelli, Italy, 2002- 2009]. *Igiene E Sanita Pubblica*, 72(3), 249-264. <https://europepmc.org/article/med/27510293>

Salerno, C., Marciani, P., Barasolo, E., Fossale, P. G., Panella, M., & Palin, L. A. (2015). Exploration study on mortality trends in the territory surrounding an incineration plant of urban solid waste in the municipality of Vercelli (Piedmont, Italy) 1988-2009. *Ann Ig*, 27(4), 633-645. <https://doi.org/10.7416/ai.2015.2055>

Shenyoputro, K., & Jones, T. E. (2023). Reflections on a two-decade journey toward zero waste: A case study of Kamikatsu town, Japan. *Frontiers in Environmental Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1171379>

Tait, P. W., Brew, J., Che, A., Costanzo, A., Danyluk, A., Davis, M., Khalaf, A., McMahon, K., Watson, A., Rowcliff, K., & Bowles, D. (2020). The health impacts of waste incineration: a systematic review. *Aust N Z J Public Health*, 44(1), 40-48. <https://doi.org/10.1111/1753-6405.12939>

UNEP, & Stockholm Convention. (2013). Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional POPs under Article 5 of the Stockholm Convention. <http://chm.pops.int/Implementation/UnintentionalPOPs/ToolkitforUPOPs/Overview/tabid/372/Default.aspx>

Viel, J.-F., Daniau, C., Gorla, S., Fabre, P., de Crouy-Chanel, P., Sauleau, E.-A., & Empereur- Bissonnet, P. (2008). Risk for non Hodgkin's lymphoma in the vicinity of French municipal solid waste incinerators. *Environmental Health*, 7(1), 51. [http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list\\_uids=doi:10.1186/1476-069X-7-51](http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=doi:10.1186/1476-069X-7-51)

Viel, J.-F., Floret, N., Deconinck, E., Focant, J.-F., De Pauw, E., & Cahn, J.-Y. (2011). Increased risk of non-Hodgkin lymphoma and serum organochlorine concentrations among neighbors of a municipal solid waste incinerator. *Environment International*, 37(2), 449-453. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.11.009>

Wilken, M., Cornelsen, B., Zeschmar-Lahl, B., & Jäger, J. (1992). Distribution of PCDD/PCDF and other organochlorine compounds in different municipal solid waste fractions. *Chemosphere*, 25(7-10), 1517-1523. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(92\)90179-U](https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90179-U)

Zambon, P., Ricci, P., Bovo, E., Casula, A., Gattolin, M., Fiore, A., Chiosi, F., & Guzzinati, S. (2007). Sarcoma risk and dioxin emissions from incinerators and industrial plants: a population-based case-control study (Italy). *Environ Health*, 6, 19. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-6-19>