



Arnika – program Toxické látky a odpady

Seifertova 327/85, 130 00 Praha 3

e-mail: toxik@arnika.org

www.arnika.org

GSM: 774 406 825

Ministerstvo životního prostředí
Odbor výkonu státní správy I
Vršovická 65
100 10 Praha 1
ISDS: 9gsaax4
kristyna.vachova@mzp.cz

V Praze, 18. 5. 2023

Věc: Vyjádření k dokumentaci záměru ZEVO Malešice - navýšení roční kapacity spalovaného objemu odpadu a rozšíření škvárového hospodářství

Na základě § 8 zákona č. 100/2001 Sb. byla zpracována a zveřejněna dokumentace k záměru **ZEVO Malešice - navýšení roční kapacity spalovaného objemu odpadu a rozšíření škvárového hospodářství**. Dle tohoto zákona, konkrétně odst. 3 § 8 mohou vyjmenované skupiny zaslat své písemné vyjádření ve lhůtě 30 dnů ode dne zveřejnění dokumentace. Dokumentaci zpracoval v březnu 2023 Ing. Pavel Obrdlík (dále jen „dokumentace“). Hodnocení vlivů na veřejné draví zpracoval v listopadu 2022 Mgr. Robert Polák. Rozptylovou studii zpracoval v listopadu 2022 Radek Jareš, vlivy na klima zpracoval v říjnu 2022 Ing. Pavel Obrdlík. Naše připomínky se týkají:

- obsahu toxických látek v popelu
- vlastnosti HP14 - ekotoxicity
- zdůvodnění potřeby navýšení kapacity a souladu s cíli POH a zákona 541/202 Sb. pro komunální odpady
- obsahu aditiv v plastech z dotřídovacích linek
- obsah PCB v sušině popela
- problematika sítování a následného využití škváry

Struska (popel) obsahuje značné množství kovů a (perzistentních) organických látek, je proto zarážející, že dokumentace ani jednou její složení (koncentrace těchto látek ve strusce) nezmiňuje, přestože dle záměru se má zpracovávat 100 000 tun strusky ročně.

Konkrétně, popel obsahuje poly- a perfluorované organické látky, souhrnně označované jako PFAS. Ty jsou součástí papírových obalů na potraviny nebo textilu, které jsou součástí SKO. Jedná se o látky perzistentní (nepřirozeně dlouho setrvávají v životním prostředí), bioakumulativní (rozpouští se v tukách a koncentrují se v potravním řetězci) a toxické. Během procesu spalování nedochází k jejich kompletnímu zničení, naopak, Liu et al. (2021) zjistili, že u dvou ze tří spaloven byla koncentrace PFAS v popelu třikrát vyšší než v popílku a zároveň se shodli, že popel představuje důležitý vektor přenosu PFAS do prostředí. Člověk přijímá PFAS především v pitné vodě a v potravě, ale i v prachu, předmětech osobní péče nebo spotřebitelských produktech (Straková, Grechko and Brosché, 2022). PFAS se vážou na bílkoviny, proto je nacházíme především v játrech, krevním séru a plasmě nebo ledvinách živých organismů, dále i v moči, placentě nebo kojeneckém mléce. Některé PFAS jsou považovány za podezřelé lidské karcinogeny (Temkin *et al.*, 2020) a jsou spojovány s rakovinou ledvin, vaječníků, varlat a prostaty. Některé PFAS snižují plodnost u žen (Wang *et al.*, 2023), zvyšují riziko vysokého krevního tlaku

v těhotenství, preeklampsie (onemocnění placenty) nebo nižší porodní váhy novorozenců (Borghese *et al.*, 2020). PFAS mohou poškozovat imunitní systém (Temkin *et al.*, 2020). **Z těchto důvodů žádáme o změření koncentrace PFAS v popelu, popsání cesty kontaminace potravního řetězce (vč. ovzduší a následné depozice) do dokumentace a doplnění vlivů látek skupiny PFAS na zdraví.** Tento aspekt by měl být brán v úvahu nejen při uložení popela na skládku (a to na skládky ostatního odpadu, ze kterých může docházet k únikům PFAS z popela ve větší míře, než je tomu u TKO), ale zejména při úvahách o jejím dalším využití pro jakékoliv účely.

Další skupinou látek, která v souvislosti s popelem není dokumentací zmiňována (pouze v ovzduší, kde končí jejich minoritní množství), jsou PCDD/F, chlorované dioxiny. Několikanásobně větší část dioxinů končí v popílku a popelu, na rozdíl od ovzduší, což ale dokumentace nezmiňuje. Mezi jejich dlouhodobé negativní účinky lze řadit reprodukční a vývojové problémy, poškození imunitního systému, narušení endokrinního systému a rakovinu (Giesy and Kannan, 1998; Carpenter, 2013; Anwer, Chaurasia and Khan, 2016; Eskenazi *et al.*, 2018). Jakmile se dioxiny dostanou do těla, přetrvávají v něm dlouhou dobu díky své chemické stabilitě a schopnosti vstřebávat se do tukové tkáně, kde se pak v těle ukládají. Poločas rozpadu dioxinů v lidském těle je 7 až 11 let (WHO, 2016). **Žádáme tedy doplnění přehledu koncentrací, které byly v popelu naměřeny, do dokumentace. Postrádáme rovněž další cesty expozice v hodnocení vlivů na veřejné zdraví, alespoň kvalitativní odhad pro průnik těchto POPs do potravního řetězce při likvidaci nebo využití odpadů ze spaloven.**

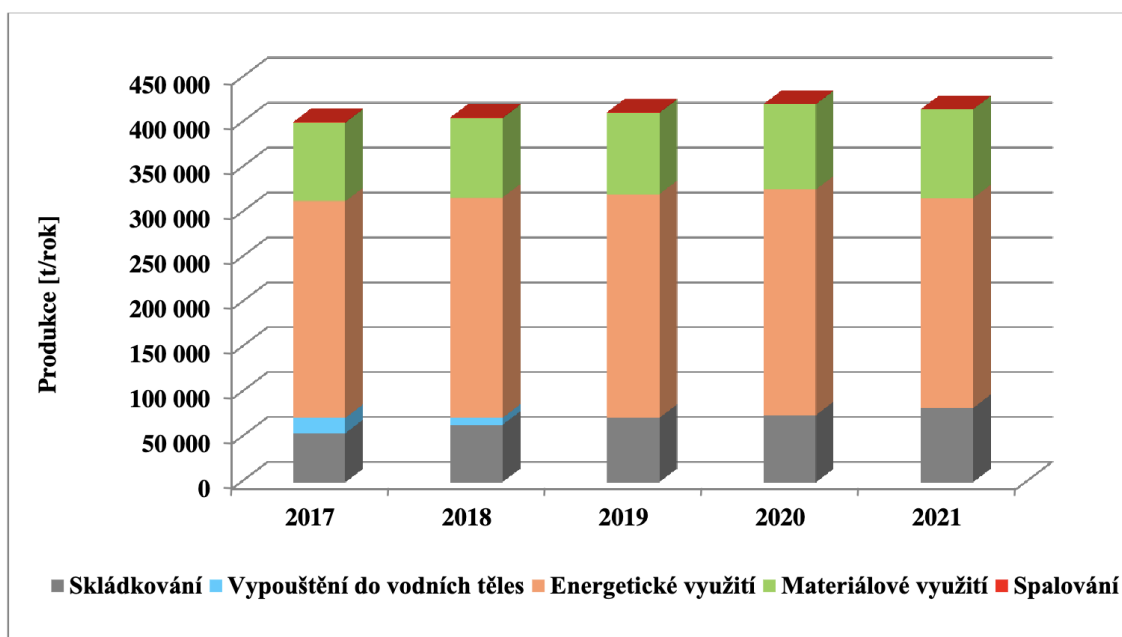
Třetí skupinou látek jsou PBDD/F, které vznikají především kvůli v odpadu přítomným bromovaným zpomalovačům hoření. Bromované dioxiny mají podobné vlastnosti jako chlorované dioxiny a furany (WHO, 1998, p. 205) s toxicitou pro imunitní systém, štítnou žlázu, dále jsou teratogenní a způsobují vývojové vady (van den Berg *et al.*, 2013). Některé studie prokázaly také jejich vliv na snížení inteligence, snížení schopnosti soustředění a vliv na chování (hyperaktivita u dětí). Prokázán byl negativní účinek na brzlík, játra a tělesnou hmotnost (van den Berg *et al.*, 2013). Jejich emisní limit zatím nebyl stanoven, ale podle BAT pro spalování odpadů se mají monitorovat minimálně jednou za půl roku (ovzduší). PBDD/F se koncentrují ze všech reziduí nejvíce v popelu, a to v koncentracích 29 až 243 ng.g⁻¹, což je o dva řády více, než v půdě na venkově nebo ve městě (Lin *et al.*, 2014). Neexistuje hodnota, se kterou by bylo možné tuto koncentraci porovnat, ve stavebních materiálech se obsah PBDE nebo PBDD/F nesleduje, pro PBDD/F neexistuje limit ve zbytcích pro spalování odpadů (Rollinson, 2022). V Číně je známý případ spalovny komunálního odpadu, která je zdrojem kontaminace svého okolí bromovanými dioxiny (Petrlik, 2015; Weber *et al.*, 2015). **Z tohoto důvodu žádáme o změření koncentrace PBDD/F v popelu, popsání cesty kontaminace potravního řetězce (vč. ovzduší a následné depozice) do dokumentace a doplnění vlivů látek skupiny PBDD/F na zdraví.**

Obrázek o sumárním působení látek v popelu na živé organismy dává ukazatel ekotoxicity (HP14 dle vyhlášky 273/2021 Sb.). Protože se tento ukazatel testuje několikrát ročně, stejně jako HP15, **žádáme o doplnění protokolů k dokumentaci za uplynulé 2 roky** (8 testů na HP14, 8 testů na HP15). Tyto vlastnosti materiálu jsou zásadní nejen pro jeho případné uložení na skládku, ale především při úvaze dalšího využití popela, např. k zasypávání – **v tomto případě žádáme o doložení protokolů dle tabulky č. 6.1 a 6.2 přílohy č. 6 vyhlášky 273/2021 Sb.**

ZEVO Malešice má aktuální kapacitu 330 000 t/rok. V roce 2021 spálilo (dle údajů na webu ČHMÚ) 282 741 t odpadů, z nichž SKO tvořil cca 95 % (cca 268 604 t). Produkce SKO byla podle vyhodnocení POH Prahy za rok 2021 v témže 265 782 tun, produkce KO byla 415 309 tun. Podle Statistické ročenky pro životní prostředí vzniklo v roce 2021 v Praze 662 864 t KO, z toho 340 133 t SKO. **V roce 2035 máme (platí pro celou ČR) recyklovat minimálně 65 % odpadů, v roce 2030 60 %, v roce 2025 55 % odpadů.** Při současné produkci odpadů tak v roce 2035 můžeme energeticky využít maximálně 232 002 tun odpadů (to značně přesahuje i aktuální kapacitu ZEVO

Malešice), pokud vycházíme z dat MŽP (podle dat z vyhodnocení plánu POH Prahy za rok 2021 by tato hmotnost byla značně nižší). Pokud se podíváme na nakládání s odpady v Praze v letech 2017-2021 (opět vyhodnocení POH Prahy za rok 2021), tak zjistíme, že se materiálovým využitím (23,8 %) ani v nejmenším neblížíme milníku v roce 2025 (55 %), a už vůbec ne těm pozdějším, naopak, **energetickým využitím (56,3 % KO) již teď spálíme poměrně velkou část odpadu, kterou máme v následujících letech za úkol recyklovat.** Velice ambiciózní klimaplán Prahy dokonce počítá se snížením produkce do roku 2030 o polovinu a zvýšení recyklace na 65 % už v roce 2030. Navíc, recyklace v Praze je pod dlouhodobým českým průměrem. **Z těchto dat si lze snadno odvodit, že další navýšení kapacity pro ZEVO Malešice není zapotřebí,** naopak je zapotřebí zlepšit nakládání s odpady dle hierarchie nakládání s odpady. Kapacita ZEVO by navíc měla zůstat vždy nižší, než je poptávka po energetickém využití odpadů v dané oblasti, aby byl vytvářen tlak na snižování produkce, opětovné použití a recyklaci, nikoli na tvorbu dostatečného množství odpadu pro spálení v ZEVO. **Pro zabránění vstupu do tohoto lock-in efektu by mělo být v dokumentaci uvedeno, kolik tun SKO může být ročně v ZEVO skutečně energeticky využito tak, aby to nepoškozovalo environmentální cíle EU a cíle ČR.** Jak se ukazuje poměrně četnými rozbory kontejnerů, končí v SKO převážně recyklovatelné materiály vč. biologicky rozložitelných odpadů, není tak splněn základní předpoklad pro energetické využití odpadů.

Graf č. 4 – Srovnání nakládání s komunálními odpady v letech 2017 – 2021



Z hlediska komunálních odpadů bylo 82 677,7 t (19,9 %) komunálních odpadů skládkováno, 233 627,4 t (56,3 %) komunálních odpadů energeticky využito, 98 847,5 t (23,8 %) komunálních odpadů materiálově využito a 156,5 t komunálních odpadů skládkováno.

Nakládání s komunálními odpady v Praze v letech 2017 až 2021, Vyhodnocení POH Prahy za rok 2021 (https://portalzp.praha.eu/file/3588125/Vyhodnoceni_POH_hlm_Praha_zarok2021.pdf)

Z důvodu zvyšující se poptávky po energetickém využití vysoce výhřevných odpadů, jako jsou výměty z dotřídovacích linek, **žádáme o přehled základních aditiv, která se do plastů, které mají v ZEVO končit (a končí již v dnešní době), přidávají.**

V souvislosti s tvrzením na str. 104, že se v sušině nevyskytují látky typu PCB, **žádáme o doložení protokolů z akreditovaného odběru a měření vzorků popela.** Údaje v odborné literatuře říkají opak. Polychlorované bifenyly (PCB) se koncentrují z větší části v popelu ($28 \pm 34 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) než v popílku ($0.3 \pm 0.8 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), jak plyne ze studie provedené v Norsku (Arp *et al.*, 2020).

Sítování a dělení popelu na menší frakce neřeší snížení toxicity a plnění limitů pro jeho využití ve stavebnictví. Kalbe and Simon (2020) ukázali, že nejmenší frakce (< 25 mm) nemusí nutně obsahovat největší množství toxických látek, protože frakce od 25 mm do 45 mm obsahovala přibližně dvojnásobné množství Br, Co, Cr a Ni. Zvýšené koncentrace Cr a Pb našli i Mantovani *et al.* (2021) v největší frakci (> 16 mm), zatímco nejvyšší koncentrace Ni byla ve frakci 8-16 mm. Dále bylo zjištěno, že u všech frakcí docházelo k výraznému překračování požadavků EU směrnice 2010/75/EU pro úroveň organického uhlíku v popelu, přičemž v nejlepší případě to bylo o 9,4 %, v nejhorším o 26,4 %. Caviglia *et al.* (2019) zjistili, že v důsledku přítomnosti Cu byly italské limitní hodnoty překročeny u všech frakcí s velikostí zrna pod 10 mm. Překračování hodnoty zbytkového organického uhlíku bylo pozorováno i zde (o 6,2 %), a vyšší koncentrace většiny těžkých kovů (konkrétně Cu, Ni, Pb, Sr, Zn) se nacházely u zrn střední velikosti (2 – 8 mm). Vateva and Laner (2020) zjistili také vyšší koncentrace ve frakci > 4 mm pro Cl⁻, Cr a SO₄²⁻ po zrání popela. **Žádáme tedy o doplnění informací o uvažovaných frakcích, limitech při využití popela po separaci kovů ve stavebnictví a zároveň odhad přítomnosti látek v jednotlivých frakcích popela. Chybí také konkrétní specifikace, na jaké frakce se bude popel dělit.**

Závěr

Z našich připomínek plyne, že vzhledem k míře produkce komunálních odpadů není navýšení kapacity ZEVO Malešice zapotřebí. Kapacita pro energetické zpracování odpadů na úrovni Prahy je dostatečná, naopak lze předvídat problémy s plněním cílů POH ČR v Praze spojené s nedostatečnou recyklací. Pro rozšíření škvárového hospodářství chybí v dokumentaci podstatné informace o složení škváry a další, které souvisejí i se zvyšováním obsahu plastů ve spalovaných odpadech. **Z těchto důvodu doporučujeme záměru udělit nesouhlasné stanovisko nebo vrátit dokumentaci k přepracování a doplnění.**

S pozdravem za Arniku – program Toxické látky a odpady



RNDr. Jindřich Petřík, programový vedoucí programu Toxické látky a odpady spolku Arnika

Ing. Nikola Jelínek, odbornice na toxické látky a odpady

Literatura

Anwer, F., Chaurasia, S. and Khan, A.A. (2016) 'Hormonally active agents in the environment: a state-of-the-art review', *Reviews on Environmental Health*, 31(4), pp. 415–433. Available at <https://doi.org/10.1515/reveh-2016-0014>.

Arp, H.P.H. *et al.* (2020) 'The presence, emission and partitioning behavior of polychlorinated biphenyls in waste, leachate and aerosols from Norwegian waste-handling facilities', *Science of The Total Environment*, 715, p. 136824. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136824>.

van den Berg, M. *et al.* (2013) 'Polybrominated Dibenzo-p-Dioxins, Dibenzofurans, and Biphenyls: Inclusion in the Toxicity Equivalency Factor Concept for Dioxin-Like Compounds', *Toxicological Sciences*, 133(2), pp. 197–208. Available at: <https://doi.org/10.1093/toxsci/kft070>.

Borghese, M.M. *et al.* (2020) 'Association of perfluoroalkyl substances with gestational hypertension and preeclampsia in the MIREC study', *Environment International*, 141, p. 105789. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105789>.

Carpenter, D.O. (2013) *Effects of persistent and bioactive organic pollutants on human health*. John Wiley & Sons.

Caviglia, C. *et al.* (2019) 'Effects of particle size on properties and thermal inertization of bottom ashes (MSW of Turin's incinerator)', *Waste Management*, 84, pp. 340–354. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.050>.

Eskenazi, B. *et al.* (2018) 'The Seveso accident: A look at 40 years of health research and beyond', *Environment International*, 121, pp. 71–84. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.051>.

Giesy, J.P. and Kannan, K. (1998) 'Dioxin-Like and Non-Dioxin-Like Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Implications For Risk Assessment', *Critical Reviews in Toxicology*, 28(6), pp. 511–569. Available at: <https://doi.org/10.1080/10408449891344263>.

Kalbe, U. and Simon, F.-G. (2020) 'Potential Use of Incineration Bottom Ash in Construction: Evaluation of the Environmental Impact', *Waste and Biomass Valorization*, 11(12), pp. 7055–7065. Available at: <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01086-2>.

Lin, Y. *et al.* (2014) 'Size distribution and leaching characteristics of poly brominated diphenyl ethers (PBDEs) in the bottom ashes of municipal solid waste incinerators', *Environmental Science and Pollution Research International*, 21(6), pp. 4614–4623. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2402-6>.

Liu, S. *et al.* (2021) 'Perfluoroalkyl substances (PFASs) in leachate, fly ash, and bottom ash from waste incineration plants: Implications for the environmental release of PFAS', *The Science of the Total Environment*, 795, p. 148468. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148468>.

Mantovani, L. *et al.* (2021) 'Particle Size and Potential Toxic Element Speciation in Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Bottom Ash', *Sustainability*, 13(4), p. 1911. Available at: <https://doi.org/10.3390/su13041911>.

Petrlik, J. (2015) 'Persistent Organic Pollutants (POPs) in Chicken Eggs from Hot Spots in China.' Arnika - Toxics and Waste Programme, IPEN and Green Beagle.

Rollinson, A.N. (2022) *Toxic fallout - Waste Incinerator Bottom Ash in a Circular Economy*. Zero Waste Europe.

Straková, J., Grechko, V. and Brosché, S. (2022) 'PFAS in Clothing: Study in Indonesia, China, and

Russia Shows Barriers for Non-toxic Circular Economy' IPEN.

Temkin, A.M. *et al.* (2020) 'Application of the Key Characteristics of Carcinogens to Per and Polyfluoroalkyl Substances', *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(5), p. 1668. Available at: <https://doi.org/10.3390/ijerph17051668>.

Vateva, I. and Laner, D. (2020) 'Grain-Size Specific Characterisation and Resource Potentials of Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Bottom Ash: A German Case Study', *Resources*, 9(6), p. 66. Available at: <https://doi.org/10.3390/resources9060066>.

Wang, W. *et al.* (2023) 'The effects of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances on female fertility: A systematic review and meta-analysis', *Environmental Research*, 216, p. 114718. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114718>.

Weber, R. *et al.* (2015) 'High levels of PCDD/F, PBDD/F and PCB in eggs around pollution sources demonstrates the need to review standards', *Organohalogen Compd*, 77(2015), pp. 615–618.

WHO (1998) *Polybrominated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans-Environmental Health Criteria 205*.

WHO (2016) *Dioxins and their effects on human health*. Available at: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/dioxins-and-their-effects-on-human-health> (Accessed: 21 April 2019).