

Spalovny odpadů a životní prostředí

Nikola Jelínek, Jindřich Petrlík, Sarah Ožanová

Autoři: Nikola Jelínek, Jindřich Petrlík, Sarah Ožanová
Arnika – program Toxické látky a odpady, 2023
Korektor: Ondřej Krochmalný
Autor grafické úpravy: Martin Vimr



Elektronická
verze studie



Kampaň
Nespaluj, recykluj!



Arnika je česká nezisková organizace, která od roku 2001 spojuje lidi usilující o lepší životní prostředí. Naším posláním je chránit přírodu a zdravé prostředí pro budoucí generace doma i ve světě. Dlouhodobě prosazujeme méně odpadů a nebezpečných látek, živé řeky a pestrou přírodu a právo občanů rozhodovat o životním prostředí.

nespaluj



Kampaň Arniky s názvem „Nespaluj, recykluj!“ byla zahájena koncem roku 2011 a od té doby reaguje na opakované snahy o masivní budování spaloven odpadů v České republice. Arnika prostřednictvím kampaně apeluje na veřejnost a politiky, aby se tomuto trendu aktivně postavili a svou pozornost a podporu zaměřili na prevenci vzniku odpadů, recyklaci, kompostování a systémy zpětného odběru a zálohování. Více se dozvíte na <https://arnika.org/kampan-nespaluj-recykluj>.



Projekt, v rámci kterého odborná studie vznikla, podpořila Nadace OSF v rámci programu Active Citizens Fund, jehož cílem je podpora občanské společnosti a posílení kapacit neziskových organizací. Cílem programu je dále inspirace k aktivnímu občanství a pomoc znevýhodněným skupinám. Program Active Citizens Fund vstoupil do České republiky v září roku 2019 s cílem podpořit neziskové organizace neohledně na jejich velikost a zkušenosti. V České republice jej spravuje konsorcium, které tvoří Nadace OSF, Výbor dobré vůle – Nadace Olgy Havlové a Skautský institut. Program je realizován v rámci Fondů EHP a Norska 2014–2021. Prostřednictvím Fondů EHP a Norska přispívají státy Island, Lichtenštejsko a Norsko ke snižování ekonomických a sociálních rozdílů v Evropském hospodářském prostoru (EHP) a k posilování spolupráce s 15 evropskými státy. Důležitým posláním programu je také spolupráce mezi Českou republikou a dárcovskými státy. Jde o spolupráci mezi českými neziskovými organizacemi a organizacemi z Islandu, Lichtenštejska a Norska. Práci na studii finančně podpořily také International Pollutants Elimination Network a Global Greengrants Fund.

ISBN 978-80-88508-12-0

Spalovny odpadů a životní prostředí

Nikola Jelínek, Jindřich Petrlík, Sarah Ožanová

OBSAH

Seznam použitých zkratk	6
1. Úvod	9
2. Co je to spalovna?	10
2.1 Zplyňování a pyrolýza.....	14
2.1.1 Zplyňování.....	14
2.1.1 Pyrolýza.....	15
2.1.3 Plazmové zplyňování.....	16
2.2 Chemická recyklace.....	17
3. Vlivy spaloven na životní prostředí	20
3.1 Emise do ovzduší.....	20
3.1.1 Rtuť.....	22
3.1.2 Další kovy.....	23
3.1.3 Prachové částice.....	23
3.1.4 Plyny.....	24
3.1.5 Čištění spalin.....	24
3.1.6 Emise z dopravy.....	28
3.2 Úniky do vody.....	28
3.2.1 Čištění odpadních vod ze spaloven odpadů.....	28
3.2.2 Havarijní úniky do vod.....	28
3.3 Odpady neboli pevné zbytky po spalování odpadů.....	29
3.3.1 Zpracování odpadů s obsahem POPs.....	33
3.3.2 Jsou zbytky ze spaloven nebezpečný odpad?.....	36
3.3.3 Kde končí zbytky ze spalování odpadů?.....	37
3.3.3.1 Nizozemsko.....	39
3.4 Půda.....	40
3.4.1 Případové studie.....	44
3.4.1.1 Lausanne (Švýcarsko).....	44
3.4.1.2 Maincy (Francie).....	46
3.4.1.3 Harlingen (Nizozemsko).....	46
4. Spalovny a planetární ekosystém	49
4.1 Změna klimatu.....	49
4.2 Chemické znečištění.....	54
4.3 Biodiverzita.....	56
5. Toxické látky ze spaloven, jejich toky a vlivy na zdraví	60
5.1 Perzistentní organické látky (POPs).....	60
5.1.1 Dioxiny (PCDD/F).....	60
5.1.1.1 Ovzduší.....	61
5.1.1.2 Půda.....	64
5.1.1.3 Pevné zbytky po spalování.....	66
5.1.1.3.1 Nedostatky výluhových testů.....	67
5.1.1.3.2 Případová studie: důl Jan Šverma.....	67
5.1.1.3.3 Případová studie: Newcastle.....	68
5.1.1.4 Odpadní vody.....	69
5.1.1.5 Kolik dioxinů spalovna rozloží a kolik jich vyprodukuje?.....	69
5.1.1.6 Mýty spojené s produkcí dioxinů ve spalovnách.....	71
5.1.2 Bromované dioxiny (PBDD/F).....	73
5.1.3 Polychlorované bifenyle (PCB).....	74
5.1.3.1 Dioxinům podobné polychlorované bifenyle (dl-PCB).....	76
5.1.4 Hexachlorbenzen (HCB), pentachlorbenzen (PeCB) a hexachlorbutadien (HCBd).....	76

5.1.4.1 Případová studie: Cementárna Wietersdorfer (Korutany, Rakousko)	78
5.1.5 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU).....	79
5.1.6 Bromované zpomalovače hoření.....	80
5.1.6.1 Polybromované difenylethery (PBDE)	80
5.1.6.2 „Nové“ bromované zpomalovače hoření (nBFR).....	81
5.1.7 Per- a polyfluorované alkylované látky (PFAS).....	83
5.1.8 Další POPs.....	86
5.1.8.1 Polychlorované naftaleny (PCN)	87
5.1.8.2 Polychlorované dibenzothiofeny (PCDT)	87
5.1.9 Limity pro POPs v odpadech.....	88
5.2 Další organické látky	89
5.3 Těžké kovy	89
5.3.1 Olovo	92
5.3.2 Kadmium.....	93
5.3.3 Arsen.....	93
5.3.4 Nikl.....	94
5.3.5 Chrom	94
5.3.6 Rtuť.....	94
5.3.7 Měď.....	95
5.3.8 Zinek.....	95
5.3.9 Beryllium.....	96
5.3.10 Limity pro těžké kovy v odpadech ze spaloven	96
5.4 Pevné částice.....	97
6. Vlivy spaloven na zdraví.....	99
7. Havárie	101
8. Alternativy ke spalovnám	106
8.1 Komunální odpady	106
8.1.1 Treviso, Itálie	107
8.1.2 Vrhnika, Slovinsko	108
8.1.3 Kamikatsu, Japonsko	109
8.2 Nebezpečné odpady	110
8.2.1 Zdravotnické odpady	112
8.2.1.1 Nízkoteplotní procesy	113
8.2.1.2 Chemické procesy	113
8.2.1.3 Radiační procesy.....	114
8.2.1.4 Biologické procesy.....	114
8.2.1.5 Porovnání nespalovacích technologií se spalovacími	114
8.2.2 Nakládání s odpady obsahujícími rtuť.....	117
8.2.3 Odpady obsahující perzistentní organické látky	117
8.2.3.1 CreaSolv®.....	118
9. Ekonomika a finanční stránka spalování odpadů.....	120
9.1 Investice do výstavby	120
9.1.1 Případová studie: ZEVO Liberec	121
9.1.2 Případová studie: spalovna v Plzni - Na Slovanech.....	122
9.1.3 Spalovny versus kompostárny	123
9.2 Údržba a opravy.....	123
9.3 Provozní náklady a cena za spalování odpadů.....	126
9.4 Související náklady a poplatky	126
9.5 Nezohledněné náklady vyvolané spalováním odpadů.....	127
9.6 Souhrn podkapitoly	128
10. Kapacity spaloven v České republice	129
10.1 Případové studie	135
10.1.1 Amager Bakke, Kodaň.....	135
10.1.2 Tallinn, Estonsko.....	137
11. Jak se prodává projekt na stavbu spalovny?.....	141
12. Závěrečný souhrn	142
Literatura	146

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

ABS (plasty) – AkrylonitrilButadienStyrenové plasty
BAT – nejlepší dostupné techniky, jejichž použitím je snižován negativní vliv zařízení na životní prostředí (Best Available Technologies)
BCD – zásaditý katalytický rozklad (Base Catalysed Decomposition)
BEQ – bio-toxický ekvivalent (obdoba TEQ pro bioassay analýzy)
BFR – bromované zpomalovače hoření (Brominated Flame Retardants)
BPA – bisfenol A (BisPhenol A)
BREF – referenční dokument o nejlepších dostupných technikách (BAT Reference document)
BTBPE – 1,2-bis (2,4,6-tribromfenoxy) ethan
CDC – katalytická dechlorace s pomocí mědi (Catalytic Dechlorination using Copper catalysis)
CENIA – Česká informační agentura pro životní prostředí
CEWEP – Confederation of European Waste-to-Energy Plants
CHD – katalytická hydrogenace (Catalytic Hydrogenation)
ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav
ČKA – Česká konsolidační agentura
ČSÚ – Český statistický úřad
ČR – Česká republika
DBDPE – dekabromdifenyl ethan
DDT – 1,1,1-trichlor-2,2-bis (4-chlorfenyl) ethan
DRE – účinnost rozkladu a přenosu (toxických látek); (Destruction and Removal Efficiency)
DE – účinnost rozkladu (Destruction Efficiency)
dl-PCB – polychlorované bifenyly, které mají podobné účinky jako dioxiny (dioxin-like PolyChlorinated Biphenyls)
EFSA – Evropský úřad pro bezpečnost potravin (European Food Safety Authority)
EHP – Evropský hospodářský prostor
EIA – proces posuzování vlivů (zařízení) na životní prostředí
EPR – rozšířená odpovědnost výrobce (Extended Producer Responsibility)

EU – Evropská unie
EU-ETS – systém přidělování a obchodování s povolenkami na emise skleníkových plynů v rámci Evropské unie (European Union Emissions Trading System)
EU-28 – Evropská unie v situaci, kdy ji tvořilo 28 států Evropy (2013–2020)
GAIA – Global Alliance for Incinerator Alternatives
GPCR – chemická redukce v plynné fázi (Gas Phase Chemical Reduction)
GWP – potenciál globálního oteplování je měřítkem toho, kolik tepla v atmosféře zachytí skleníkový plyn v určitém časovém horizontu ve vztahu k oxidu uhličitému (Global Warming Potential)
HBCD – hexabromcyklododekan (HexaBromoCycloDodecane)
HBBz – hexabrombenzen
HCB – hexachlorbenzen
HCBD – hexachlorbutadien
HCH – hexachlorcyklohexan
CHKO – chráněná krajinná oblast
IARC – Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (International Agency for Research on Cancer)
IPEN – mezinárodní síť nevládních organizací International Pollutants Elimination Network
KO – komunální odpad(-y)
LDPE – nízkohustotní polyetylen (Low-Density PolyEthylen)
LPCL – nejnižší hladina obsahu POPs, při které je materiál (odpad) považován za odpad kontaminovaný POPs (Low POPs Content Level)
MPO – Ministerstvo průmyslu a obchodu
MZV – Ministerstvo zahraničních věcí
MŽP – Ministerstvo životního prostředí
NA – neanalyzováno (Not Analysed)
nBFR – nové/alternativní bromované zpomalovače hoření (novel Brominated Flame Retardants)
OBIND – oktabrom-1,3,3-trimethylfenyl-1-indan

- OSN** – Organizace spojených národů
- OTNOC** – jiné než běžné provozní podmínky (Other Than Normal Operating Conditions)
- PA** – polyamid
- PAU** – polyaromatické uhlovodíky (také PAH, PolyAromatic Hydrocarbons)
- PBDD/F** – polybromované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany, zkráceně bromované dioxiny (PolyBrominated Dibenzo-p-Dioxins and DibenzoFurans).
- PBDE** – polybromované difenylethery (PolyBrominated Diphenyl Ethers)
- PBT** – pentabromtoluen
- PBB** – polybromované bifenyly (PolyBrominated Biphenyls)
- PBEB** – 2,3,4,5,6-pentabrommethylbenzen
- PCB** – polychlorované bifenyly.
- PCDD/F** – polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany, zkráceně „dioxiny“ nebo „chlorované dioxiny“ (PolyChlorinated Dibenzo-p-Dioxins and DibenzoFurans).
- PCDT** – polychlorované dibenzo-p-thiofeny (PolyChlorinated Dibenzo-p-Thiophenes)
- PCN** – polychlorované naftaleny (PolyChlorinated Naphthalenes)
- PCTA** – polychlorované thianthreny (PolyChlorinated ThiAnthrenes)
- PeCB** – pentachlorbenzen
- PE** – polyetylen
- PET** – polyethylenterftalát
- PFAS** – per- a polyfluoralkylované organické látky (Per- and PolyFluoroAlkyl Substances)
- PFOA** – perfluorooktanová kyselina
- PFOS** – perfluorooktansulfonát
- PM** – pevné částice (Particulate Matter). Dolní index poskytuje informaci o velikosti frakce. V souvislosti s ovzduším se nejčastěji používají PM_{2,5} a PM₁₀, což jsou částice o velikosti 2,5 a 10 µm, v souvislosti s vlivy na zdraví například ještě PM₁ (o velikosti 1 µm) nebo menší.
- PMMA** – polymethylmethakrylát; známý jako plexisklo.
- POH** – Plán odpadového hospodářství
- POPs** – perzistentní (dlouho setrvávající v životním prostředí) organické polutanty (znečišťující látky); (Persistent Organic Pollutants)
- PP** – polypropylen
- PS** – polystyren
- PTFE** – polytetrafluorethylen (teflon)
- PU** – polyuretan
- PVC** – polyvinylchlorid
- PXDD/F** – polyhalogenované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany; obsahují atomy halogenů v různých kombinacích – chlor, brom i fluor.
- P2P** – výroba plastu z plastu (Plastic 2/to Plastic)
- P2F** – výroba paliva z plastu (Plastic 2/to Fuel)
- REACH** – nařízení o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek (Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals)
- RDF** – palivo odvozené z komunálního odpadu, obdoba tuhého komunálního odpadu (Refuse-Derived Fuel)
- SCR** – selektivní katalytická redukce (Selective Catalytic Reduction)
- SKO** – směsný komunální odpad
- SNCR** – selektivní nekatalytická redukce (Selective Non-Catalytic Reduction)
- SR** – redukce alkalickými kovy (Alkali Metal Reduction – Sodium Reduction)
- SCWO** – oxidace superkritickou vodou (Supercritical Water Oxidation)
- TAP** – tuhé alternativní palivo
- TEQ** – toxický ekvivalent
- TOC** – suma organických látek, někdy označována jako „celkový organický uhlík“ (Total Organic Carbon)
- TVOC** – suma těkavých organických látek (Total Volatile Organic Carbons)
- TWI** – tolerovatelný týdenní příjem množství látky nebo skupiny látek do těla, které může být během celého života přijímáno bez zřetelného rizika pro zdraví (Tolerable Weekly Intake)
- TZL** – tuhé znečišťující látky, obsahují pevné částice různé velikosti
- UNEP** – Program OSN pro životní prostředí (UN Environment Programme)
- UPOPs** – nezáměrně produkované perzistentní organické látky
- US EPA** – Agentura pro ochranu životního prostředí v USA (U.S. Environmental Protection Agency)
- VOC** – těkavé organické látky (Volatile Organic Compounds)
- WHO** – Světová zdravotnická organizace (World Health Organization)
- WtE, W-t-E** – zařízení pro energetické využití odpadu (Waste-to-Energy)
- ZEVO** – zařízení pro energetické využití odpadu
- ZWE** – Zero Waste Europe

1. Úvod

Nakládání s odpady představovalo v lidské společnosti problém odjakživa. V poslední době je ale ještě palčivější, a to především proto, že odpad obsahuje řadu materiálů vytvořených člověkem, s nimiž si příroda nedokáže poradit, tedy jednoduše je rozložit.

V České republice v současnosti, stejně jako v řadě dalších zemí, odpady ve velké míře skládkujeme. Skládky se tak staly místy, kde se kumuluje znečištění z odpadů a je jasné, že se tohoto způsobu nakládání s odpady musíme zbavit. Spalování odpadů¹ se jeví jako ideální řešení problému s odpadem, které nám poskytuje elektřinu nebo teplo jako bonus. Ale je to opravdu tak ideální cesta? Jestliže u skládek souhlasíme s tím, že odpady mají vážné dopady na životní prostředí a lidské zdraví, jak to je s jejich spalováním? Máme jiné možnosti, než jsou tyto dvě? Souvisejí s provozem spaloven nějaké významné negativní dopady na životní prostředí a lidské zdraví? To jsou otázky, které si začnou klást hlavně lidé, v jejichž sousedství už nějaká ta spalovna odpadů stojí anebo je v plánu její výstavba.

¹ V této studii budeme často pojmem „spalování odpadů“ označovat energetické využití odpadů a pojmem „spalovna“ zařízení na energetické využití odpadů (ZEVO). V případech, kdy bude nutné rozlišit termíny „spalování odpadů“ a „energetické využití odpadů“, budou tyto rozlišeny v textu.

Arnika se velice často setkává se žádostmi o radu při posuzování vlivů plánovaných spaloven odpadů na životní prostředí, díky čemuž jsme zjistili, že chybí na jednom místě shrnutý pohled na odvrácenou stranu spaloven odpadů. O ten jsme se pokusili v této studii, jejíž procházení vám může usnadnit závěrečné shrnutí v kapitole 12.

Studie má sloužit hlavně zvědavým občanům, státní správě a samosprávě. Současně se musí opírat o odbornou literaturu. Pro její lepší dostupnost jsme se snažili hledat především česky psané zdroje informací anebo použít české překlady studií, existují-li. Přesto nebylo možné se vyhnout převážně anglicky psané vědecké literatuře.

Potenciální dopady spaloven odpadů na životní prostředí a zdraví mohou být komplexní a závažné. Přestože spalování odpadů nabízí určité výhody v oblasti energetiky, je nezbytné pečlivě zvážit jeho celkový dopad a hledat udržitelnější alternativy. Tato studie se zaměřuje na důkladnou analýzu těchto vlivů a jejím cílem je přispět k většímu povědomí o nich, pochopení různých souvislostí a zároveň k ochraně našeho životního prostředí a zdraví. Pokusili jsme se také pokrýt co nejširší spektrum témat souvisejících se spalováním odpadů. Vycházeli jsme přitom z naší zkušenosti s poradenstvím aktivní části veřejnosti, samosprávám, státní správě a z diskusí s odborníky nejen z České republiky.

2. Co je to spalovna?

Spalovna je technologické zařízení, které slouží ke spalování odpadů. Cílem spalování odpadu je redukce jeho množství, dále zničení, minimalizace nebo zakoncentrování nebezpečných složek do menšího objemu. V případě, že spalovna zároveň vyrábí energii ve formě elektřiny nebo tepla, označuje se jako zařízení pro energetické využití odpadu (ZEVO), v angličtině pak jako provozy W-t-E nebo WtE (Waste to Energy). Toto rozdělení nemá zásadní vliv na vznik emisí nebo pevných zbytků po spalování odpadů, v kapitolách jim věnovaných tak nebudeme spalovny a ZEVO rozlišovat. Spalovny, které spalují komunální odpady, mívají obvykle větší kapacity oproti těm, které jsou zaměřené na spalování průmyslového nebo zdravotnického odpadu. Dalšími zařízeními, ve kterých probíhá spalování odpadu společně s jiným palivem, označované jako „spoluspalování“, jsou cementárny nebo vápenky (viz foto 2.1). Ty se jako spalovny neoznačují, hovoří se o nich jako o zařízeních pro spoluspalování odpadů. Jejich technologie se od spaloven odpadů výrazně liší, protože jsou primárně konstruované pro výrobu cementu nebo vápna. Někdy se odpad spoluspaluje ještě v dalších zařízeních, například v uhelných elektrárnách.

V České republice jsou v současné době v provozu čtyři ZEVO, která energeticky využívají komunální odpady (KO). Tato čtyři zařízení mají dohromady kapacitu 962 000 tun odpadu ročně (viz tabulku 2.1). Jejich celková



Foto 2.1: Cementárna společnosti Cemex v Prachovicích spaluje hlavně plastové odpady, část z nich dováží ze zahraničí. Foto: Jan Losenický, Arnika.

kapacita je vyšší, než je reálné množství spáleného odpadu ročně. Navině jsou plánované odstávky nebo nehody, především je ale rozdíl způsoben navyšováním kapacit těchto zařízení za posledních několik let.

Tabulka 2.1: Zařízení pro energetické využití odpadu v ČR a jejich kapacita. ČHMÚ (2023)

Název zařízení	Kapacita [t.r ⁻¹]
ZEVO Chotikov	120 000
ZEVO Malešice	330 000 (394 000*)
TERMIZO Liberec	96 000
SAKO Brno	248 000 (352 000**)
celkem	794 000 (962 000)

* V roce 2019 došlo k udělení souhlasného stanoviska MŽP pro navýšení kapacity ZEVO Malešice od roku 2023 na 394 000 t.rok⁻¹. V roce 2023 zažádali provozovatelé ZEVO Malešice prostřednictvím EIA o další navýšení kapacity zařízení, tentokrát na 480 000 t.rok⁻¹.

** V roce 2021 došlo k navýšení kapacity zařízení SAKO Brno na 352 000 tun odpadu ročně.

Tabulka 2.2: Údaje o produkci a nakládání s odpady za rok 2020 od Českého statistického úřadu (ČSÚ, 2022) a Ministerstva životního prostředí (Česká informační agentura životního prostředí, 2021)

Způsob nakládání	ČSÚ	MŽP
Produkce komunálního odpadu [t]	5 271 690	5 729 917
Skládkování [t]	2 608 773 (49,4 %)	2 737 281 (47,8 %)
Materiálové využití [t]	1 178 537 (22,4 %)	2 213 778 (38,6 %)
Energetické využití [t]	803 773 (15,2 %)	721 217 (12,6 %)
Spalování bez energ. využití [t]	5 030 (0,1 %)	4 433 (0,08 %)
Kompostování [t]	651 411 (12,4 %)	-
Zasypávání [t]	28 186 (0,5 %)	-



Foto 2.2: Spalovna komunálních odpadů (ZEVO) Termizo, a.s. Liberec, jak vypadala v roce 2021. Foto pořízené z dronu: Marek Jehlička (skyworker.cz).

Data o nakládání s odpady zpracovává Česká informační agentura pro životní prostředí (CENIA) pod Ministerstvem životního prostředí (MŽP), ale i Český statistický úřad (ČSÚ), Ministerstvo průmyslu a obchodu (MPO) nebo Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ), údaje prvních dvou jmenovaných viz tabulku 2.2.

Rozdíl mezi daty ČSÚ a MŽP spočívá v rozdílných metodikách zpracování dat. V případě energetického využití se liší zejména tím, že ČSÚ započítává i spoluspalování komunálního odpadu do kategorie „energetické využi-



Foto 2.3: Firma EcoWaste u prachovické cementárny připravuje odpad pro spalování v cementárně: stačí nadrtit a odpad putuje do cementárny. Tento postup Eko-kom dlouhá léta vykazuje jako recyklaci plastů (Černý, 2021). Foto: Pardubický kraj.

Foto 2.4: I v přípravě plastů pro cementárnu Prachovice hořelo, konkrétně 26. dubna 2016. Foto: HZS.

tí“ a naopak MŽP spoluspalování odpadů v cementárnách (a vápenkách) započítává jako „materiálové využití“. Toto zkrácení pochází ze statistiky nakládání s plastovými obaly Eko-komu, které odhalil publicistický pořad *Bilance* České televize (Černý, 2021).²

Dále MŽP do materiálového využití započítává kompostování, pro které má ČSÚ vlastní kategorii. Data o množství energeticky využitých a spoluspalovaných odpadů sbírá rovněž Ministerstvo průmyslu a obchodu (MPO, 2022), které za totožný rok uvádí 715 968 tun odpadů energeticky využitých v ZEVO, 90 373 tun odpadů spálených ve spalovnách průmyslového nebo zdravotnického odpadu, 350 661 tun v cementárnách a vápenkách ve formě TAP (navíc 23 875 tun odpadů) a 2 952 tun v energetice. S výjimkou ZEVO, kde tvoří komunální odpad 100 % spalovaných odpadů, je v TAP podíl komunálních odpadů neznámý. Za rok se tak v České republice spálí přes 1 000 000 tun odpadů, z toho 800 000 tun v zařízeních pro energetické využití odpadu (MPO, 2022).

² Mluvčí Eko-komu v dokumentu „Kolaps recyklace plastů“ přiznala, že 69 % recyklace plastů zahrnuje jen 30 % materiálové recyklace a 39 % je výroba tuhých alternativních paliv (TAP), která pak končí většinou v cementárnách. Tuto kličku ve výkazech o tom, co se děje s plasty v odpadech, potvrdil v citovaném pořadu i pracovník odboru odpadů MŽP. Oněch 39 % by tedy mělo být namísto recyklace plastů vykazováno jako jejich spalování (Černý, 2021).

Spaloven, které nelze zařadit mezi ZEVO a spalují průmyslový nebo zdravotnický odpad, je k roku 2021 v České republice 23. Jen pro srovnání, v roce 1992 bylo v České republice přes 230 spaloven odpadů, převážně o malé roční kapacitě (ČEÚ, 1992). Vývoj počtu spaloven a jejich kapacity od roku 1994 do roku 2006 zachycuje graf na obrázku 2.1 (Brožová et al., 2008). Velká část z nich nevyhověla přísnějším požadavkům – emisním limitům anebo technologickým opatřením – a musela být uzavřena. Některé vznikly v chemických závodech, které potřebovaly spalovat svůj vlastní odpad, jiné v areálech nemocnic. V roce 2002 ČHMÚ evidoval celkem 3 spalovny komunálních odpadů, 39 spaloven nebezpečného odpadu, tzv. průmyslových o kapacitě mezi 30 a 14 400 tunami za rok a na-

konec ještě 25 spaloven nemocničních odpadů o kapacitě mezi 100 až 2 000 tun odpadů za rok (ČHMÚ, 2003).

Při spalování komunálního odpadu je zapotřebí jeho předúprava, protože se jedná o extrémně heterogenní³ materiál. Konkrétně se jedná o homogenizaci a separaci inertních⁴ materiálů. Pro spalování KO se v Evropě

3 Jako heterogenní se označují materiály, které se skládají z různých druhů částic o různých velikostech. Opakem je homogenní materiál, skládající se z podobně velkých částic podobného charakteru.

4 Inertní materiály nepodléhají chemickým reakcím (ani spalování – oxidaci).

Obr. 2.1: Vývoj počtu spaloven a jejich kapacity v ČR v letech 1994–2006. Zdroj: (Brožová et al., 2008)



nejčastěji používají roštové kotle, pro spalování homogenního materiálu (kalů, biomasy) se častěji používají fluidní kotle, v nichž vzniká 3× až 4× více popílku (Stockholm Convention, 2008). Třetí typ – rotační pece jsou vhodné pro nepřiliš homogenní materiály, a to pro tuhé i kapalné odpady, zajišťují totiž lepší promíchání odpadů. Spalování v nich probíhá při teplotě kolem 850 °C, pro nebezpečné odpady při 900 až 1 200 °C (Stockholm Convention, 2008). Pro spálení je nutné, aby měl odpad výhřevnost vyšší než 5 MJ.kg⁻¹ (Vejvoda et al., 2018), obsah popelovin nižší než 60 %, obsah vlhkosti nižší než 50 % a obsah prchavé hořlaviny vyšší než 25 %. Hranice 1 000 °C dělí spalování odpadů na nízko- a vysokoteplotní (Braniš et al., 2004). Odpady, které mají výhřevnost vyšší než 6,5 MJ.kg⁻¹, nebudou moci být podle zákona 541/2020 Sb. od roku 2030 ukládány na skládku.

Spalování odpadů znamená jejich zpracování za vyššího než stechiometrického⁵ množství kyslíku, potřebného k oxidaci přítomných látek. Přebytek vzduchu se u spaloven pohybuje mezi 1,5 až 2,5násobkem stechiometrického množství kyslíku. Podle definice v zákoně o ovzduší⁶ patří mezi tepelné způsoby zpracování odpadů rovněž zplyňování nebo pyrolýza odpadů. Ty se od spalování (jehož podstatou je oxidace) liší tak, že probíhají za přítomnosti menšího (zplyňování) nebo žádného (pyrolýza) množství přidaného kyslíku, tzn. za nižšího než stechiometrického množství kyslíku (v redukčním prostředí).

⁵ Stechiometrické množství je množství kyslíku potřebné pro úplnou oxidaci látky.

⁶ Jako „spalovna“ se v zákoně o ovzduší (201/2012 Sb.) označuje „stacionární zdroj určený k tepelnému zpracování odpadu, jehož hlavním účelem není výroba energie ani jiných produktů, a jakýkoliv stacionární zdroj, ve kterém více než 40 % tepla vzniká tepelným zpracováním nebezpečného odpadu nebo ve kterém se tepelně zpracovává neupravený směsný komunální odpad“ a tepelným zpracováním odpadu se rozumí „oxidace odpadu nebo jeho zpracování jiným termickým procesem, včetně spalování vzniklých látek, pokud by tím mohlo dojít k vyšší úrovni znečišťování oproti spálení odpovídajícího množství zemního plynu o stejném energetickém obsahu“.

2.1 Zplyňování a pyrolýza

Jako „alternativní“ způsoby tepelné úpravy odpadů se někdy označují zplyňování a pyrolýza, které omezují množství primárního spalovacího vzduchu za účelem přeměny odpadu na plynné, kapalné a pevné produkty, které jsou pak použity jako chemická surovina nebo spáleny s využitím energie. Z pohledu plastů, jichž se tyto procesy nejčastěji týkají, je lze zařadit mezi procesy termické depolymerizace. Nejvhodnější jsou pro ty polymery, které jsou složeny z omezeného množství prvků – z uhlíku a vodíku (PP, PS, PE) nebo navíc kyslíku (PMMA). Proces může probíhat řízeně (za vzniku monomerů) nebo jako krakovací termická depolymerizace, při které vzniká směs různých molekul, přičemž výsledkem je produkt podobný ropné frakci. Ke štěpení molekul totiž dochází v náhodných polohách (nelze ji tedy řídit); (ZWE, 2019a). Ve srovnání se spalováním je však uplatnění těchto systémů nízké a u některých zařízení jsou hlášeny provozní potíže⁷ (Gleis, 2012; Stockholm Convention, 2008).

Mezi jednotky řízené depolymerizace lze zařadit technologii Arkema, která při 450 °C zpracovává PMMA (plexisklo) s vysokou výtěžností (ZWE, 2019a).

2.1.1 Zplyňování

Zplyňování obecně označuje zahřívání směsných materiálů za omezeného přístupu kyslíku (ZWE, 2019a). Produktem zplyňování je z největší části pyrolýzní plyn, složený především z vodíku a oxidu uhelnatého. Obsahuje ale i oxid uhličitý, vodu, methan nebo vyšší uhlovodíky, amoniak, sulfan a inertní dusík (Němcová, 2017). Reakce probíhají v teplotách mezi

⁷ V kapitole 7 a 9.2 popisujeme například případ pyrolýzní jednotky v německém Hammu.

500 °C a 1 400 °C, tlak v reaktoru je atmosférický nebo vyšší. Reakcí se tvoří vitrifikovaná struska (při vysoké teplotě zplyňování). Oproti spalování produkuje proces zplyňování menší množství plynných produktů a vytváří více CO než CO₂ (Chang & Pires, 2015).

2.1.1 Pyrolýza

Při pyrolýze dochází za nepřítomnosti (přidaného) kyslíku nebo jiných oxidačních činidel k termickému rozkladu látek na látky nízkomolekulární a ke vzniku tuhého zbytku (Cornelissen et al., 2009). Pyrolýzou vzniká pyrolýzní plyn, kapalné látky a tuhý zbytek (Carrier et al., 2011; Chen & He, 2011). Rozlišuje se rychlá pyrolýza, která probíhá při teplotě mezi 500 °C a 1 000 °C (s dobou setrvání odpadu v reaktoru v řádu sekund) a pomalá pyrolýza, která probíhá při teplotě mezi 400 °C až 600 °C (s dobou setrvání odpadu v reaktoru po dobu několika hodin); (Malaťák & Jevič, 2017). Kvůli rychlému ohřevu je nutná předúprava odpadu na jemnější frakci, někdy až na RDF. Předpokládá se, že je možné pyrolýzovat vstupní suroviny bez omezení (i smíšené nebo kontaminované druhy plastů). Skutečnost je však taková, že některé kyslíkaté pryskyřice přispívají k tvorbě většího množství koksu, nebo PVC k tvorbě HCl, což může vést až ke korozi zařízení. O kontaminantech ve výstupech nejsou k dispozici informace. Pro stabilní funkci je zapotřebí neměnné složení vstupních plastů. Běžně jsou podobné jednotky zaměřeny na PE nebo PP, velkou výzvou je tento proces pro PET, nylon nebo PVC. Jedná se o vysoce energeticky náročnou metodu, při které mohou vznikat PAU nebo dioxiny (ZWE, 2019a).

Výsledkem pomalé pyrolýzy je přibližně rovnoměrné zastoupení všech fází – kapalné, plynné i pevné. Například tuhý zbytek po pyrolýze (plastů) obsahuje uhlík v množství 43 až 85 % hmotnosti (Němcová, 2017). Pyrolýzní olej je směs několika stovek látek, ve které jsou významněji zastoupeny fenolové sloučeniny, organické sloučeniny, furfural a jeho deri-



Foto 2.5: Pyrolýza v Burgau, podle Gleise (2012) drahá při výstavbě i v provozu. Foto: LfU Bayern.

váty (de Wild et al., 2009; Li et al., 2010; Sinağ et al., 2011). Lze ho využívat v kogeneračních jednotkách, ale na klasické diesellové motory má příliš vysokou kyselost i viskozitu a je nestabilní (Jílková et al., 2012). Vyrobený olej nesplňuje požadavky krakování⁸, proto ho například jednotka Chemcycling od společnosti BASF musí ředit konvenčními petrochemickými surovinami, aby splňoval požadované specifikace (Koyuncu et al., 2021).

Při pyrolýze dále dochází k velkým ztrátám v uhlíku, na olej se ho přemění jen zhruba polovina. Již v roce 1995 bylo zjištěno, že pyrolýza přispívá nejvíce (z procesů chemické recyklace) ke globálnímu oteplování

⁸ Jako krakování se označuje zpracování ropy, při kterém dochází k rozkladu uhlovodíků s delším řetězcem na uhlovodíky s kratším řetězcem.



Foto 2.6: V pyrolýzních jednotkách dochází snadno k požárům. V únoru 2019 hořela pyrolýza pneumatik v Nederweert v Nizozemí. Zdroj: (Scott, 2019).

a k tvorbě fotochemického ozonu (ZWE, 2019a). Zároveň vytváří hned po skládkování nejvíce tuhého odpadu, který je příčinou dalších negativních vlivů na životní prostředí (Hegyi et al., 2021; Mølgaard, 1995). V pyrolýzních jednotkách také dochází k častým požárům, které se rychle šíří i kvůli tomu, že se zde nakládá s plastovými odpady (Hegyi et al., 2021; Hutková, 2016; Scott, 2019; ZWE, 2019a). Ve vejcích z domácího chovu byly u pyrolýzy pneumatik v Moldávii zjištěny vysoké koncentrace dioxinů a dioxinům podobných polychlorovaných bifenylnů (dl PCB); (Petřík, Stráková et al., 2022).

2.1.3 Plazmové zplyňování

Speciálním případem zplyňování je plazmové zplyňování. Tento proces probíhá za vysoké teploty (1 250 až 3 500 °C) za přítomnosti plazmy, což je ionizovaný plyn, tvořený směsí elektronů, iontů a neutrálních částic. Zdrojem tepla je jeden nebo více plazmových hořáků, které vytvářejí elektrický oblouk. Jedná se o proces, který lze použít na odpady s minimální potřebou předúpravy (Arena, 2012) – to znamená například jednodruhový plast. Organické části odpadu jsou převedeny na plyn a anorganické složky po zchlazení přecházejí na vitrifikovanou strusku (Young, 2010). Složení vzniklého plynu je závislé na složení suroviny, která do zařízení vstupuje. Využití plazmového zplyňování přímo ke zpracování odpadu je energeticky velice náročné, proto se používá spíše pro vyčištění plynu vzniklého zplyňováním (Němcová, 2017).

Provoz na plazmové zplyňování odpadů navrhovala v roce 2019 společnost Westinghouse Plasma Corp. v lokalitě skládky Horní Benešov (Kašpar et al., 2019). O to samé se Westinghouse pokusila na ostrově Barbados v roce 2014 společně s firmou Cahill Energy (Cheeseman, 2014). Projekt skončil neúspěchem (Dean, 2016), mimo jiné proto, že na ostrově nebyl dostatek odpadů, které by naplnily nadměrnou kapacitu plánovaného záměru. V roce 2016 skončil neúspěchem také projekt obří spalovny komunálních odpadů Westinghouse Air Products' Teesside ve Velké Británii (Clay, 2016; Simkins, 2016). Ten ztroskotal na neschopnosti vyrovnat se s problémem koroze v samotné technologické jednotce⁹

⁹ Stavební úředník GMB Phil Whitehurst údajně sdělil ENDS, že zařízení plazmového zplyňování, nainstalované v TV1 „erodovaly stěny zplyňovacího zařízení působením kombinace tepla a kyselin“. ENDS uvádí, že při testech vznikaly „velké díry“ v keramickém obložení komína zplyňovacího zařízení. Ačkoli byly některé části převzaty z druhého projektu (aby se opravil TV1), byl tento pokus neúspěšný. V prohlášení, které vyšlo počátkem dubna, obvinila odborová organizace GMB „neschopnou společnost“ za uzavření zařízení.

Tabulka 2.3: Rozdělení procesů chemické recyklace. Zdroj: (Rollinson et al., 2021)

Chemická recyklace					
Na bázi rozpouštědel		Termochemická		Enzymolýza	
Rozpouštění	Solvolýza	Pyrolýza	Zplyňování	In vivo	In vitro
Pomocí dichlormethanu	Alkoholýza	Termické krakování	Vodní parou		
Pomocí ethylethylketonu	Hydrolyza	Termická depolymerizace	Za přítomnosti kyslíku/vzduchu		
Pomocí tetrahydrofuranu	Amonolýza (aminolýza)	Katalytické krakování	Za přítomnosti katalyzátoru		
Pomocí xylenu	Jiná rozpouštědla	Hydrokrakování	Za přítomnosti vodíku		
Jiná rozpouštědla					

zplyňování odpadů v důsledku kyselých par. Problém byl v tom, že technologie nefungovala v kapacitě o velikosti 360 000 tun odpadů spalovaných ročně.

2.2 Chemická recyklace

V souvislosti se zplyňováním a pyrolýzou se lze dále setkat s pojmem chemická recyklace. Označují se tak technologie, kterými se pomocí určité kombinace tepla, tlaku, omezeného přístupu kyslíku, katalyzátorů a rozpouštědel štěpí plasty¹⁰ na palivo (P2F) nebo na „stavební kameny“ pro nové plasty (P2P); (ZWE, 2019a). Metody označované pojmem chemická recyklace lze rozdělit na termochemické (sem lze zařadit

¹⁰ Chemická recyklace se týká především plastů.

právě pyrolýzu a zplyňování), na bázi chemických rozpouštědel a méně častou enzymolýzu (viz tabulku 2.3). Vzhledem k tomu, že se snadno recyklovatelné (jednodruhové) plasty používají rovněž pro mechanickou¹¹ recyklaci, zbývají tak na chemickou recyklaci¹² buď plasty degradované a kontaminované, nebo si chemická „recyklace“ s materiálovou přímo konkuruje (ZWE, 2019a). Mechanická recyklace je přitom k životnímu prostředí mnohem šetrnější a vyžaduje menší vstupy energií (Tabrizi et al., 2022). Na konečné emise spojené s provozem zařízení na chemickou recyklaci má podstatný vliv zdroj energie v tomto zařízení (ZWE, 2019a).

¹¹ Podle Gogely (2008) je při „mechanické nebo materiálové recyklaci odpadní materiál posbírán, roztříděn, vyčištěn, rozřezán na menší části, roztaven a následně je znovu granulován“, zatímco polymerní struktura a složení původního materiálu zůstává nezměněno.

¹² Podle (Koyuncu et al., 2021) by měla být „chemická recyklace“ označována jako „chemické využití“, protože výsledné množství produktu „chemické recyklace“ v recyklátu je minimální.

Solvolyza je proces založený na tom, že je polymer tvořící plast rozpustný ve vybraném rozpouštědle (ZWE, 2019a). Od aditiv, která zůstanou nerozpouštěna, se polymer odděluje filtrací nebo extrakcí (další nakládání s aditivami není příliš jasné). Polymer však může obsahovat zbytky aditiv, jiných kontaminantů nebo rozpouštědla. Solvolyza pracuje s monotoky¹³ plastů (PVC, PS, PP, PE), proto je pro kvalitu výstupu zásadní kvalita vstupního polymeru. Podobně jako u mechanické recyklace, dochází zde ke snižování průměrné délky řetězce polymeru, což snižuje jeho kvalitu. Jednotka VinylLoop, která zpracovávala 10 tisíc tun měkčeného PVC ročně, byla po 16 letech provozu (v roce 2018) uzavřena, protože odstraňování ftalátů¹⁴ z výstupního polymeru nebylo ekonomicky proveditelné (ZWE, 2019a). Dalším příkladem je jednotka PolystyreneLoop, která využívá proces CreaSolv®, který dekontaminuje polystyren s obsahem HBCD. Ten je více popsán v kapitole 8.3.3.1. Podobně funguje i jednotka společnosti Polystyvert.

Jako rozpouštění (viz tabulka 2.3) nebo „chemická depolymerizace“ se označují procesy, které mají za cíl z polymerů vytvořit monomery (odtud depolymerizace) pomocí rozpouštědel (ZWE, 2019a), jako je methanol, alkohol nebo jiná rozpouštědla. Obvykle se používá pro polymery, které vznikly procesem polykondenzace. Pro některé plasty se nevyplatí vrátet do fáze monomeru, ale jen rozdělit polymer na kratší řetězce (dimery nebo oligomery), což se děje za přítomnosti katalyzátoru a působení tepla. Protože bude s monomerem probíhat proces polymerace, nenaráží na stejný problém jako solvolyza, polymerace totiž napraví škody na řetězci

¹³ Monotok označuje vstup pouze jednoho druhu plastu.

¹⁴ Jako ftaláty se označuje široká skupina látek odvozených od kyseliny ftalové, které se používají jako změkčovadla. Nejznámější je jejich využití v měkčeném PVC (při výrobě syntetického linolea).

a nedochází tak k downcyklaci¹⁵. Stejně jako u solvolyzy, je zde nutnost vysoce specifického vstupu, jako možné plasty pro toto použití se jeví PET, PA nebo PU. Výsledná kvalita plastu může být vysoká, ale informace o výtěžnosti, zbytkových vedlejších produktech nebo nakládání s katalyzátory chybějí (ZWE, 2019a).

Většina projektů chemické depolymerizace je zaměřena na PET, který se zpracovává glykolýzou, hydrolýzou nebo methanolýzou (za vysoké teploty, tlaku). Glykolýzu používá italská firma Garbo v procesu ChemPET nebo nizozemská Ioniq.

V roce 2019 nebyla v komerčním měřítku v provozu žádná jednotka chemické recyklace a naopak ty, které v provozu byly, neposkytovaly přístup k datům o použitých technologiích. Studie, které o nich byly napsány často samotnými společnostmi, nelze (kriticky) zhodnotit (Tabrizi et al., 2022), jsou totiž často zaměřeny na prezentaci pozitivních fakt z provozu zařízení (Rollinson et al., 2021). V datech rovněž chybějí údaje o toxicitě a ekotoxicitě¹⁶ vzniklých výstupů (Tabrizi et al., 2022).

Často opakované tvrzení, že chemická recyklace uvolňuje méně emisí CO₂, platí pouze pro LDPE a v porovnání se spalováním (Tabrizi et al., 2022). Zplyňovací cesta vede naopak k vyšším emisím většiny sledovaných parametrů v emisích do ovzduší (CO₂, CO, prach, NO_x, SO₂) a má vyšší potenciál okyselovat životní prostředí ve srovnání s výrobou olefinů¹⁷ z primární ropy nebo břidlicového plynu. Zároveň je spojena s přítom-

¹⁵ „Downcycling“ nebo „downcyklace“ je opětovné zpracování materiálu, při kterém se snižuje jeho kvalita a většinou už není možná jeho další recyklace

¹⁶ Ekotoxicita je vlastnost látky (nebo směsi či odpadu), která má nepříznivý účinek na životní prostředí.

¹⁷ Olefin je nenasycený uhlovodík s jednou dvojnou vazbou mezi atomy uhlíku v otevřeném řetězci, alken.

ností ftalátů, bisfenolu A (BPA), polybromovaných difenyletherů (PBDE), dalších toxických bromovaných sloučenin, polyaromatických uhlovodíků (PAU) a s mutageny¹⁸, karcinogeny a látkami narušujícími dýchací a nervový systém (Rollinson et al., 2021; Tabrizi et al., 2022). Protože vzniklý olej může obsahovat vysoké množství těchto látek, je zapotřebí ho dále čistit nebo ředit.

Bez ohledu na použitou technologii není možné postup chemické recyklace považovat za recyklaci, pokud se vzniklé produkty spalují, což platí

v dnešní době pro většinu výstupů z těchto zařízení. EU je na cestě k odklonu od fosilních paliv, plastová paliva vzniklá chemickou recyklací jsou pokračováním uvolňování emisí CO₂ do prostředí. Použitím P2P se snižuje poptávka po primárních plastech, které musejí být dále vyráběny, a zároveň se potřebou plastů pro tyto jednotky ospravedlňuje jejich výroba a nadužívání. Skutečné řešení je omezení produkce a spotřeby plastů, nahrazení plastů na jedno použití, jejich detoxifikace¹⁹, zjednodušení složení a navržení obchodních modelů pro efektivní využívání plastů (ZWE, 2019a).

18 Jako mutageny se označují látky s vlastnostmi, které mohou způsobovat mutace neboli měnit genetickou informaci organismu.

19 Jako detoxifikace se označuje zbavení materiálu toxických látek.

3. Vlivy spaloven na životní prostředí

Tato kapitola se převážně zabývá působením látek a materiálů, které činností spalovny vznikají nebo se uvolňují, na životní prostředí. Tyto látky mohou být emitovány do ovzduší, vypouštěny do odpadních vod nebo (z největší části) končit v pevných zbytcích. Vybranými (toxickými) látkami nebo skupinami látek se zabývá kapitola 5.

Z odpadů, které do spalovny vstoupí, přibližně třetina původní hmotnosti vystoupí ve formě pevných zbytků, především popela (strusky, škváry). Čištěním spalin vznikne nebezpečný odpad, který tvoří asi 2,5 % původní hmotnosti (EA, 2020) a který je označován jako popílek, který je součástí zbytků po čištění spalin. Dále ze spalovny unikají látky v emisích do ovzduší. Třetí cestou jsou emise do vody, a to v případě, kdy spalovny používají mokré systémy čištění spalin. Zjednodušený přehled vstupů a výstupů do/ze spalovny lze vidět na diagramu na obrázku 3. 1.

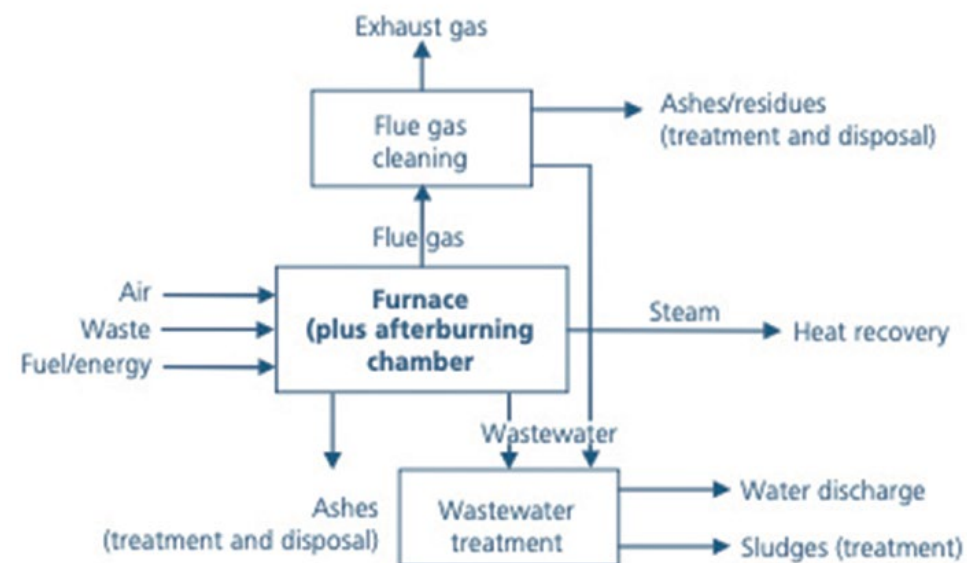
3.1 Emise do ovzduší

Do ovzduší se uvolňují prachové částice, anorganické látky (oxidy síry, dusíku, anorganický chlor, brom a fluor jako HCl, HBr a HF, oxid uhelnatý, oxid uhličitý a široké spektrum kovů), organické látky (chlorované dioxiny, bromované dioxiny, polyhalogenované dioxiny, per- a polyfluorované látky, polychlorované bifenylly s dioxinovým účinkem, polychlorované bifenylly nebo

polyaromatické uhlovodíky a další), vyjádřené jako celkový organický uhlík (TOC) nebo suma těkavých organických sloučenin (TVOC). V TOC v emisích ze spalovny identifikovala studie (Jay & Stieglitz, 1995) cca 250 organických látek (viz kapitola 5.2). Mezi identifikovanými látkami v emisích byla

Obr. 3.1 Zjednodušené schéma spalovny.

Zdroj: (Stockholm Convention, 2008)



Tabulka 3.1: Emisní limity pro znečišťující látky zjišťované primárně kontinuálním měřením (denní průměr). Zdroj: (MŽP ČR, 2012)

Znečišťující látka	Spalování odpadu [mg.m ⁻³]	Spoluspalování v cementářské peci [mg.m ⁻³]
TZL	10	30
NO _x	400*/200	500
SO ₂	50	50
TOC	10	10
HCl	10	-
HF	1	1
CO	50	-

* Podle vyhlášky č. 415/2012 Sb.: „Vztahuje se pouze na stacionární zdroje tepelně zpracovávající odpad o celkové jmenovité kapacitě nižší než 6 t.h⁻¹ povolené pro tepelné zpracování odpadu před 28. prosincem 2002 a uvedené do provozu nejpozději 28. prosince 2003 nebo pokud provozovatel podal úplnou žádost o povolení před 28. prosincem 2002 za podmínky že stacionární zdroj byl uveden do provozu nejpozději 28. prosince 2004. Na tyto stacionární zdroje se nevztahuje povinnost plnit půlhodinové průměry koncentrací NO_x.“

Tabulka 3.2: Emisní limity pro znečišťující látky zjišťované primárně jednorázovým měřením. Zdroj: (MŽP ČR, 2012)

Znečišťující látka	Koncentrace v odpadním plynu
Cd+Tl a jejich sloučeniny	0,05 mg.m ⁻³
Hg a její sloučeniny	0,05 mg.m ⁻³
Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V a jejich sloučeniny	0,5 mg.m ⁻³
PCDD/F	0,1 ng TEQ.m ⁻³

řada karcinogenů či jinak zdraví poškozujících látek. Jednalo se o jednorázový výzkum, tyto sloučeniny se běžně v emisích ze spaloven neměří, stejně jako další látky. Na obrázku 5.6 je část ze zjištěných látek vyjmenována. Již v roce 1992 bylo zjištěno, že mají spaliny mutagenní účinky (Ma et al., 1992).

Na emise do ovzduší je obvykle zaměřená většina pozornosti při posuzování vlivů spaloven na životní prostředí, a to především na látky, pro které jsou stanoveny emisní limity. Ty jsou pro spalování odpadů uvedeny v příloze č. 4, části 1 vyhlášky 415/2012 Sb. (MŽP ČR, 2012). Lze rozlišit limity pro spalovny odpadů, cementářské pece spoluspalující odpad, cementářské rotační pece spoluspalující odpad nebo jiná zařízení, která tepelně zpracovávají odpad. Dále lze rozlišit kontinuálně (v tabulce 3.1) a jednorázově měřené látky (v tabulce 3.2). Specifické emisní limity pro spalovací stacionární zdroje jsou vztaženy k celkovému jmenovitému tepelnému příkonu a na normální stavové podmínky (273 K, 101,32 kPa), přepočteny na suchý plyn. Pro pevná paliva jsou vztaženy k vypočtenému referenčnímu obsahu kyslíku (11 % obj.).

Jednorázové měření emisí musí být reprezentativní a průkazné a použitá metoda musí co nejpřesněji odrážet skutečnosti o úrovni znečišťování. Jednorázové měření kovů se provádí nejméně po dobu 30 minut a nejdéle po dobu 8 hodin, jednorázové měření polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a dibenzofuranů (PCDD/F), zkráceně dioxinů, se provádí nejméně 6 a nejvýše 8 hodin. Koncentrace PCDD/F musí být přepočítána na toxický ekvivalent (TEQ), kdy je toxicita sedmnácti naměřených kongenerů přepočítána poměrově k nejtoxičtějšímu z nich²⁰ – 2,3,7,8-TCDD. Další podmínky jednorázového měření upravuje § 4 vyhlášky 415/2012 Sb. a nejlepší dostupné techniky (BAT) pro spalování odpadů; viz tabulka 5. 1.

²⁰ Kongenery – strukturně podobné látky. Konkrétně u dioxinů (PCDD/F) se jedná o rozdíly v umístění atomů chloru a jejich různého počtu. Dioxiny spadají do skupiny 75 kongenerů polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů (PCDD) a 135 kongenerů polychlorovaných dibenzofuranů (PCDF), z nichž 17 je toxikologicky významných.



Foto 3.1: Na veřejných slyšeních jsou lidé přesvědčováni, že z komína budoucí spalovny nepůjde nic víc než vodní pára, případně oxid uhličitý. Ale jak tomu věřit, když ve většině spaloven nevyzkoušeli semikontinuální vzorkování emisí tak jako například v Harlingenu (viz kapitolu 3.4.1.3). Ilustrační foto z Francie: CNIID, Francie.

Daleko průkaznější než jednorázové měření emisí dioxinů či rtuti je jejich měření z dlouhodobého odběru vzorků (semikontinuální nebo kontinuální měření). V některých zemích je tento způsob uzákoněn jako povinný. Celou problematiku probírá podrobně kapitola 5.1.1.1.

Kromě běžných emisí, které se měří kontinuálně nebo jednorázově, dochází také k tzv. „fugitivním emisím“ – to jsou ty, které neodcházejí komínem, ale jinými cestami. Může se jednat o emise prachu a na něj navázaných látek nebo těkavých organických látek, které mohou souviset se zápachem. Unikát mohou například při nakládce a vykládce kontejnerů, ze skladovacích prostor, z dopravníkového systému, při špatném utěsnění budov nebo selhání odtahu, případně při nakládání s pevnými zbytky, jejich skladování a transportu.

Fugitivní emise byly nejpravděpodobněji zdrojem kontaminace prostředí a slepičích vajec polychlorovanými bifenoly (PCB) a dioxiny v okolí spalovny v oblasti Panteg ve Spojeném království (Lovett et al., 1998). Podobný případ je popsán ze sousedství spalovny komunálních odpadů ve Wuhanu v Číně. Ve vejcích slepic z domácího chovu se našly vysoké koncentrace chlorovaných i bromovaných dioxinů (Petrlik, 2016), které měly nejspíš původ ve fugitivních emisích z popílku skladovaného na dvoře spalovny (viz foto 3.2).

3.1.1 Rtuť

Do ovzduší se ze spaloven odpadů vedle dioxinů uvolňují také další látky, například rtuť²¹. Působení rtuti na lidské zdraví je věnována kapitola 5.3.6. Většina rtuti se běžně zachycuje kombinací aktivního uhlí a tkaninového filtru. Na povrchu aktivního uhlí může rtuť, ale i dioxiny nebo jiné organické látky, kondenzovat.

²¹ Pro zajímavost, ZEVO Chotíkov vypustilo jen v roce 2021 2,81 kg rtuti přímo do ovzduší (při spálení 109 500 tun odpadů), SAKO Brno za rok 2020 1,153 kg (při spálení 240 865 tun odpadů) a ZEVO Malešice za rok 2021 1,5 kg (při spálení 282 741 tun odpadů); (ČHMÚ, 2021).



Foto 3.2: Popílek skladovaný na dvoře spalovny komunálních odpadů ve Wuhanu v Číně – pravděpodobný zdroj fugitivních emisí dioxinů. Zdroj: (Zhang et al., 2015)

3.1.2 Další kovy

Kromě rtuti jsou v emisích do ovzduší uvolňovány další těžké kovy, například olovo, kadmium, arsen, chrom anebo beryllium. Více se těžkým kovům, a především jejich vlivu na zdraví, věnujeme v kapitole 5. 3.

3.1.3 Prachové částice

Pevné částice (PM), které jsou emitovány do ovzduší, mohou mít různou velikost, tvar i různě velký povrch. Jsou na ně vázány další znečišťující látky jako kovy nebo organické látky. Čím jsou tyto částice menší, tím



Foto 3.3: Pracovník spalovny odpadů (ZEVO) v německém Geiselbullachu ukazuje dětem na exkurzi popel a škváru ze spalovny uložené na dvoře. Z kouřícího popela stoupají fugitivní emise. Foto: HEJ Support, Německo.

hlouběji pronikají do dýchacího systému. Částice o velikosti menší než $2,5 \mu\text{m}$ se dostávají až do plicních sklípků. Částice této velikosti jsou spojovány s astmatem, sníženou funkcí plic a dalšími dýchacími potížemi, poruchami srdeční činnosti a nadměrnou úmrtností (Vohra et al., 2021).

V České republice je stanoven imisní limit²² pro roční průměr PM_{10} na hodnotě $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $\text{PM}_{2,5}$ v koncentraci $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Doporučené imisní

²² Imisní limit představuje nejvyšší přípustnou úroveň znečištění venkovního ovzduší (průměr či maximum) vyjádřenou jako hmotnost znečišťující látky na jednotku objemu ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ apod.) při standardním tlaku a teplotě za daný časový úsek (1 h, 24 h, rok).



Foto 3.4: *Rtuť se v životním prostředí kumuluje v rybách, což je také hlavní expoziční cesta pro člověka. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.*

limity WHO jsou pro roční průměr PM_{10} $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a pro $PM_{2,5}$ $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Tato doporučení vycházejí z epidemiologických studií, a to na rozdíl od ekonomických a technologických měřítek v BAT pro spalování odpadů. Další informace obsahuje kapitola 5. 4.

3.1.4 Plyny

Kyselé plyny (HCl , HF , HBr nebo SO_x) mohou poškozovat zařízení spalovny korozí (viz kapitolu 9.2), zhoršovat dýchací problémy lidí a přispívat k tvorbě kyselých dešťů. Oxidy dusíku (NO_x) se přímo ze spalin odstraňují

těžko, jsou totiž chemicky neutrální. Přispívají k tvorbě fotochemického smogu.

3.1.5 Čištění spalin

Složení a množství emisí do ovzduší ze spaloven odpadů závisí do značné míry na podmínkách spalování, na konstrukci a na provozních parametrech čištění spalin. Obecně ale u spaloven platí, že jsou plyny vedeny do dohořivací komory, kde musí být zabezpečeny základní podmínky spalování – minimální teplota spalin $850 \text{ }^\circ\text{C}$ nebo $1\ 100 \text{ }^\circ\text{C}$ (v závislosti na obsahu chloru v palivu), minimální koncentrace kyslíku (6 % obj.) a minimální doba zdržení spalin (2 sekundy). Splnění těchto podmínek má zajistit dodržení emisních limitů pro oxid uhelnatý a organické látky ve spalinách.

Dostatečně vysoká teplota v dohořivací komoře je podmínkou pro zahájení a udržení provozu zařízení, proto musí být při poklesu teploty během procesu spalování přerušeno dávkování odpadu do zařízení. K jeho opětovnému navýšení slouží pomocný hořák, který se při poklesu zapne automaticky. Ostatní emisní limity musejí být dosahovány pomocí chemických nebo fyzikálně-chemických postupů odlučování spalin. Principy čištění spalin jsou v zařízení pro energetické využití odpadu i ve spalovně odpadů stejné, liší se objemy spalin (jsou násobně vyšší v ZEVO, protože mají vyšší kapacitu). Jsou přitom velmi nákladné – náklady na technologie pro čištění spalin představují 30 až 50 % vstupních investic celého zařízení (VeJVoda et al., 2018).

Procesy pro čištění odpadních plynů jsou z velké části založeny na stejných principech jako v energetice (pro prach, oxid siřičitý nebo oxidy dusíku). Koncentrace látek ve spalinách vystupujících z dohořivací komory závisí na druhu spalovaného odpadu (VeJVoda et al., 2018). Dle projektantů spaloven se jedná o:

- tuhé znečišťující látky (prach) v koncentraci do 4 g.m^{-3}
- těžké kovy ve formě plynů v jednotkách mg.m^{-3}
- plynné znečišťující látky:
 - chlorovodík ($600\text{--}1\,500 \text{ mg.m}^{-3}$)
 - fluorovodík ($3\text{--}300 \text{ mg.m}^{-3}$)
 - oxid siřičitý ($200\text{--}500 \text{ mg.m}^{-3}$)
 - oxidy dusíku ($200\text{--}500 \text{ mg.m}^{-3}$)
 - nespálené uhlovodíky (jednotky mg.m^{-3})

U spaloven odpadů se obvykle požaduje, aby měly spaliny na výstupu z komína alespoň $100\text{--}110 \text{ }^\circ\text{C}$.

Separace prachu ze spalin bývá prvním krokem při čištění odpadních plynů. S odloučením pevných částic dojde i ke snížení koncentrace látek, které na nich kondenzují (například těžké kovy nebo dioxiny). Pro splnění emisního limitu je zapotřebí odlučivost²³ vyšší než 99 %. Nejčastěji se používají elektrostatické odlučovače a tkaninové odlučovače, méně často multicyklony nebo Venturiho pračky. Elektrostatické odlučovače kladou nízký odpor průtoku spalin a lze je použít na plyny do teploty $350 \text{ }^\circ\text{C}$, ale splnění emisního limitu 10 mg.m^{-3} je pro ně obtížné. Častěji se používají tkaninové odlučovače, které jsou schopny tento limit plnit a zpracovávat plyn o teplotě nižší než $250 \text{ }^\circ\text{C}$. Obvykle je tvoří expandovaný polytetrafluorethylen (PTFE)²⁴, který zachycuje na svém povrchu pevné částice, z nichž se tvoří filtrační koláč. Tkaninový filtr samotný i s filtračním koláčem klade značný odpor proudění plynu, tudíž je tento proces náročnější pro ventilátor spalin. Spaliny nesmějí být vlhké, tkaninové odlučovače jsou navíc oproti elektrostatickým odlučovačům dražší a náročnější na

²³ Jako odlučivost se označuje míra schopnosti filtru odlučovat standardní zkušební prach ze vzduchu protékajícího filtrem při daných provozních podmínkách (ČSN ISO 26494).

²⁴ PTFE je známější pod názvem teflon.

investici i na údržbu. S Venturiho pračkami se lze setkat při odlučování sub-mikronových částic (o velikosti desetin mikrometru).

Suché procesy zachycují HCl, HF a SO_2 na pevných sorbentech ve fluidním nebo úletovém reaktoru pomocí odloučení na tkaninovém filtru (NaHCO_3 , CaO). Při tomto procesu se tvoří značné množství odpadního produktu (25 až 45 kg na 1 tunu odpadu); (Vejvoda et al., 2018).

Mokrý procesy spočívají v absorpci kyselých plynů s alkalicky reagujícími roztoky nebo suspenzemi (Vejvoda et al., 2018). Dále se odlučují NO_x ,



Foto 3.5: Odumírání smrkových monokultur si dnes spojujeme hlavně s kůrovcem, ale za jejich primárním poškozením (oslabením) stojí hlavně kyselá srážka (deště a mlhy), k nimž svými emisemi přispívají i spalovny. Mrtvý les v Jizerských horách. Foto: Lovecz, Public domain, via Wikimedia Commons.

které se v odpadu tvoří z (v něm) přítomného dusíku a oxidací vzdušného dusíku, který je obsažený ve spalovacím vzduchu. Při teplotách nad 850 °C se vysokoteplotní NO_x netvoří.

Polosuché procesy probíhají nástřikem suspenze do rozprašovací sušárny. Dojde k ochlazení spalin a k reakci mezi Ca(OH)₂ s kyselými složkami – HCl, HF a SO₂ při teplotách 120–180 °C. Vzniká pevný produkt, který je zapotřebí odloučit například v tkaninovém filtru a se kterým musí být nakládáno jako s nebezpečným odpadem. Pro odloučení chlorovaných dioxinů se dávkuje před tkaninový filtr aktivní uhlí. Vápnó se přidává ve značném přebytku, vzniká tak větší množství odpadního produktu (15–35 kg na tunu odpadu), běžně se při tomto procesu netvoří odpadní vody (Vejvoda et al., 2018). Při vypírání pomocí Ca(OH)₂ nebo NaOH musí být spaliny před vstupem do pračky ochlazený na teplotu absorpce. Současně se ve vodě zachytí významný podíl HCl a HF, díky čemuž klesne pH na 0,5 až 1,0. Zbytek HCl, HF a většina SO₂ se odloučí ve druhém kroku, při pH 6–7. Následují odlučovače kapek a odpar kapek zbývajících, aby nedocházelo k zalepování výměníků tepla. Tímto procesem vznikají odpadní vody, ze kterých je nutné odstranit rozpuštěné látky (pomocí FeOH₃ a trimerkaptotriazinu) a upravit pH (vápnem). Použitím FeOH₃ vznikne sraženina, která na svém povrchu zachytí těžké kovy a další nečistoty. Kal se odloučí na tlakovém filtru a voda se může odpařit zpět do spalin nebo vést do kanalizace. Tímto procesem se tvoří 10 až 15 kg pevného produktu na 1 tunu odpadu (Vejvoda et al., 2018).

Selektivní nekatalytická redukce (SNCR) slouží k odstranění oxidů dusíku pomocí amoniaku nebo močoviny. Jedna z těchto látek se nástřikuje do dohořivací komory spalovny při teplotě 800–1 000 °C. Selektivní katalytická redukce (SCR) se liší použitím katalyzátoru (V₂O₅ + MoO₃ na TiO₂ nebo Al₂O₃) při mnohem nižších teplotách 300–350 °C. Oproti použití SNCR nezůstává při tomto procesu ve spalinách za katalyzátorem takové množství amoniaku a SCR pomáhá i se snižováním množství chlorovaných dioxinů ve spalinách, jedná se však o nákladný proces a používá se tak spíše u větších zařízeních.



Foto 3.6: Odběr vzorku popílku jako produktu čištění spalin v čínské spalovně. Zdroj: (Tang et al., 2016)

Pro odlučování dioxinů ze spalin se u spaloven odpadů používají sorpční metody založené na použití aktivních uhlíkových materiálů nebo katalytické procesy. Nejrozšířenějším způsobem odstraňování dioxinů adsorpcí je použití aktivního uhlí. Zrnitý adsorbent se může dávkovat na pevné lože (menší zařízení), sunoucí se lože (větší zařízení), případně před tkaninový filtr (práškový adsorbent). Společně s dioxiny se zachycují i některé těžké kovy (Hg, Cd). Použití aktivního uhlí přímo podporuje tvorbu dalšího množství dioxinů, může tak dojít k nárůstu množství dioxinů o 30 % (Chang & Lin, 2001).

Kromě již zmíněného procesu SCR lze pro snížení obsahu dioxinů ve spalinách použít tkaninový filtr z expandovaného polytetrafluorethylenu, který obsahuje vnitřní katalytickou vrstvu, celý proces probíhá při teplotách mezi 180–260 °C a při vstupní koncentraci 10 ng TEQ.m³ lze docílit 0,1 ng TEQ.m⁻³. Životnost filtru je odhadována minimálně na 5 let.

Množství odpadu, které vznikne čištěním spalin (v přepočtu na tunu odpadu), shrnuje tabulka 3.3 (v kapitole 3.3).

3.1.6 Emise z dopravy

Do plánovaných (ale i stávajících) ZEVO je svážen nejen odpad²⁵, ale i pomocné látky a chemikálie nejčastěji pomocí automobilové dopravy (použití železnice je naprostou výjimkou), naopak ze zařízení je odvážena struska nebo popílek. K negativním vlivům na ovzduší tak přibývají rovněž emise výfukových plynů a hluk z doprovodné dopravy. Jedná se

²⁵ Pro představu – v dokumentaci pro hodnocení vlivů na životní prostředí záměru Průmyslové a energetické centrum Neratovice (s kapacitou 160 000 tun odpadů) je uvedena kapacita KUKA vozů 8,5 tuny (přímý svoz). Z překladišť se může dovážet odpad v nákladních automobilech s kontejnery o hmotnosti 22 tun. Popílek i škvára mohou být odváženy v návěsech, jejichž hmotnost může být až 26 tun (Obrdlík et al., 2023).



Foto 3.7: Do spalovny v mělnické elektrárně se má odpad vozit po silnicích, což se místním obyvatelům pochopitelně nelíbí.
Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

hlavně o emise pevných částic (PM_{2,5}, PM₁₀), benzenu, benzo[a]pyrenu a oxidu uhelnatého, oxidů dusíku²⁶ a oxidu uhličitého. Benzen, benzo[a]pyren i pevné částice (PM) jsou klasifikovány jako karcinogeny skupiny 1 podle IARC.

²⁶ Pro představu – v případě záměru Průmyslové a energetické centrum Neratovice se jedná o 187 kg oxidů dusíku, 1 kg benzenu, 3 204 kg PM₁₀, 791 kg PM_{2,5}, 345 kg CO nebo 3,1 kg benzo[a]pyrenu. Výpočet je proveden pro rok 2030, ibid.



Foto 3.8: Nenápadná spalovna Megawaste v Prostějově vytápějící okolní skleníky se v roce 2003 stala zdrojem úniku rtuti. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

3.2 Úniky do vody

Vedle dioxinů lze v odpadních vodách očekávat kovy včetně rtuti, anorganické soli a jiné organické látky (například fenoly); (Neuwahl et al., 2019).

3.2.1 Čištění odpadních vod ze spaloven odpadů

K emisím chlorovaných dioxinů do vody dochází pouze v případě, že jsou pro čištění spalin používány mokré systémy. Moderní čistírny odpadních vod zahrnují kroky, jako je neutralizace, srážení, flokulace a filtry s aktivním uhlím, které odstraňují organické látky z odpadní vody, tyto postupy ale chlorované dioxiny neničí.

Výši emisních limitů v průmyslových odpadních vodách upravuje v České republice nařízení 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Jako tzv. emisní standardy neboli přípustné hodnoty znečištění pro odpadní vody omezuje nařízení v Příloze 1, B v tabulce 2 u spaloven odpadů a pro spoluspalování odpadů vedle jiných látek nebo ukazatelů (pH, nerozpuštěných látek a některých kovů – Hg, Cd, Tl, As, Pb, Cr, Cu, Ni a Zn) součet dioxinů a furanů (PCDD/F) na 0,3 ng TEQ.l⁻¹.

3.2.2 Havarijní úniky do vod

Zvláštní případ představují spalovny nebezpečných odpadů, ze kterých může dojít k nekontrolovaným havarijním únikům toxických látek do vody. Například ze spalovny Megawaste v Prostějově unikla v roce 2003 do městské kanalizace rtuť (MF Dnes & Jurčová, 2003) anebo z největší české spalovny nebezpečných odpadů v Ostravě unikly v roce 2017 ropné látky kanalizací až do řeky Odry (Čtk, 2018). Firma provozující spalovnu za tento únik dostala milionovou pokutu.



Foto 3.9: „Zadní dvorek“ jedné z francouzských spaloven odpadů s haldami zbytků ze spalování odpadů. Foto: CNIID, Francie.

3.3 Odpady neboli pevné zbytky po spalování odpadů

Přehled pevných zbytků po spalování odpadu shrnuje tabulka 3. 3. Z největší části vzniká ve spalovnách popel (200 až 350 kg.t⁻¹ spáleného odpadu), následují zbytky po čištění spalin, které obvykle zahrnují popílek (přibližně 25 kg.t⁻¹ odpadu), případně sorbalit anebo další materiály. Většinou se zbytkům z čištění spalin souborně říká popílek, nejedná-li se o filtrační koláč. Nejmenší část, ovšem často podobně toxickou jako popílek, tvoří kotelní prach vznikající při údržbě spalovací komory. Zbytky z čištění spalin mohou dosáhnout 2–5 % z původní váhy spáleného odpadu (Petrlik, Bell et al., 2017; Sabbas et al., 2003). Celkově mohou pevné zbytky ve výjimečných

případech dosáhnout až 40 % původní hmotnosti odpadu (EA, 2002; Petrlik, Bell et al., 2017). Při spalování kapalných odpadů vzniká méně pevných zbytků (Petrlik & Ryder, 2005).

Pevné zbytky jsou kontaminovány perzistentními organickými látkami (POPs) a těžkými kovy, jejichž koncentrace je závislá zejména na použité technologii, vstupním materiálu či způsobu provozování spalovny. Popel je z velké části nehomogenní materiál – viz foto 3.10, 3.11 a tabulky 3.4 a 3.5, i když údaje převzaté z technických dokumentů EU nemusí vystihovat plný rozsah toxických látek a jejich koncentrací. Ty látky, které jsou zachyceny a nejsou uvolněny v emisích do ovzduší, končí v systému čištění spalin,

Tabulka 3.3: Hmotnost pevných zbytků a zbytků vzniklých čištěním spalin v přepočtu na tunu odpadu. Zdroj: (VeJVoda et al., 2018).

Pevný zbytek / proces	Hmotnost v kg sušiny na tunu odpadu
Struska/popel	200–350
Prach z kotle a z odprášení kotle	20–40
Zbytky z čištění spalin bez prachu z filtrů	
Mokrý procesy	8–15
Polosuché procesy	15–35
Suché procesy	7–45
Zbytky z čištění spalin vč. prachu z filtrů	
Mokrý procesy	30–50
Polosuché procesy	40–65
Suché procesy	32–80
Vyčerpané aktivní uhlí	0,5–1



Foto 3.10: Popel a struska po spálení komunálních odpadů v kodaňské spalovně. Foto: Erik Refner (information.dk)

a tudíž v popílku anebo filtračním koláči. Pro něj platí nepřímá úměra – čím čistější emise do ovzduší, tím vyšší koncentrace škodlivin ve zbytcích po čištění spalin. Koncentrace těchto látek se liší u každé spalovny a je složité odhadnout jejich přesné toky. Nejjistější cestou je tyto koncentrace v pevných zbytcích po spalování odpadu změřit. Kromě látek uvedených v tabulce 3.4 obsahuje popel ze spaloven také například bromované dioxiny, hexachlorbenzen (HCB), pentachlorbenzen (PeCB), polybromované difenylethery (PBDE) nebo další POPs (Bell et al., 2023; Lin et al., 2014; Petrlik et al., 2006). Více informací o koncentracích POPs viz kapitolu 5.1.

Trochu jinak může vypadat popel ze spalovny nebezpečných odpadů (viz foto 3.12) anebo ze spaloven v tropických zemích, kde je hodně biolo-

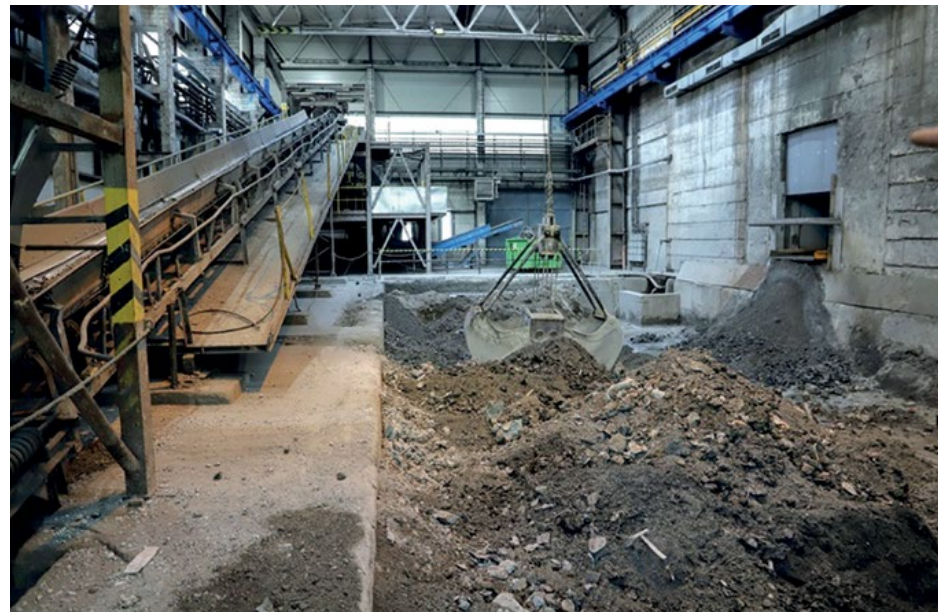


Foto 3.11: Bunkr na popel a škváru v košické spalovně komunálních odpadů. Zdroj: Odpady-portal.sk

gického odpadu z potravin a tropického ovoce a zeleniny (viz foto 3.13). A ještě úplně jinak vypadá popel z malých spaloven zdravotnických odpadů, převážně situovaných v rozvojových zemích, který je plný nespálených ostrých předmětů, skla a místy i nedopalků plastů (viz foto 3.12 a 3.15).

Ve spalovně SAKO Brno sledovali v roce 2004 toky těžkých kovů, polycyklických aromatických uhlovodíků, polychlorovaných bifenyly a chlorovaných dioxinů do jednotlivých zbytků po spalování, které označují jako škvára (popel), end-produkt, popílek a solidifikát²⁷. Přehled výsledků měření poskytuje

²⁷ Popílek, end-produkt a solidifikát jsou zbytky z čištění spalin, kterým většinou v této studii říkáme pro zjednodušení „popílek“.

Tabulka 3.4: Koncentrace vybraných skupin látek v některých zbytcích po spalování odpadů. Zdroj: (Stockholm Convention, 2008).

Skupina látek	Popel	Prach z kotle	Popílek
jednotka	ng.kg ⁻¹	ng.kg ⁻¹	ng.kg ⁻¹
PCDD/PCDF (I-TEQ)	<1–10	20–500	200 – 10 000
PCB	<0,005–0,05	0,004–0,05	10 000 – 250 000
PAU	<0,005–0,01	10 000 – 300 000	50 000 – 2 000 000

Tabulka 3.5: Chemické složení popela ze spaloven odpadů. Zdroj: (Neuwahl et al., 2019).

Sloučenina	Průměr (hm. %)	Prvek	Průměr (ppm)
SiO ₂	49,2	Cr	648
Fe ₂ O ₃	12	Ni	215
CaO	15,3	Cu	2151
K ₂ O	1,05	Zn	2383
TiO ₂	1,03	Pb	1655
MnO	0,14		
Al ₂ O ₃	8,5		
P ₂ O ₅	0,91		
MgO	2,69		
Na ₂ O	4,3		
CO ₂	5,91		
sírany	15,3		
chloridy	3,01		



Foto 3.12 Vzorek popela z uzavřené spalovny v nemocnici v Akkře, odběr vzorku v roce 2018. Foto: Martin Holzknacht, Arnika.



Foto 3.13 Odběr vzorků popela z tchajwanských spaloven v lokalitě Ancing Road v roce 2016 (Bell et al., 2023). Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.



Foto 3.14 Popel ze spalovny nebezpečných odpadů v Trmicích. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.



Foto 3.15 Pohled do jámy s popelem ze spalovny zdravotnických odpadů v Láhauru, Pákistán. Zdroj: (Petrlik & Khwaja, 2006).



Foto 3.16 Hora odpadu v zadní části skládky v Benátkách nad Jizerou je převážně popel z malešické spalovny. Foto: Marek Jehlička (skyworker.cz).

graf na obrázku 3.2 (Bogdálek & Moskalík, 2008), ze kterého je vidět, že ve zbytcích z čištění spalin (popílku, end-produktu a solidifikátu) skončila větší část kadmia, rtuti a dioxinů. Naopak ostatní těžké kovy, polyaromatické uhlovodíky a polychlorované bifenoly se kumulovaly spíše v popelu (škváře).

3.3.1 Zpracování odpadů s obsahem POPs

Protože se lze v tabulce 3.4 dočíst, že některé POPs končí ve zbytcích po spalování odpadu, mohou být tyto odpady předmětem regulace Stockholmskou úmluvou. Jejím cílem je eliminace vybraných perzistentních

organických látek, ačkoli by bylo nejjednodušší, kdyby odpady s obsahem POPs vůbec nevznikaly. V případě jakéhokoliv použití i uložení je zapotřebí zbytky po spalování odpadů těchto látek zbavit. Tato povinnost platí pro odpady nad limit nazývaný v článku 6. Stockholmské úmluvy jako Low POPs Content Level (více o LPCL v kapitole 5.1.9), v doslovném překladu tedy „nízká úroveň obsahu POPs“. V současnosti je tento limit pro dioxiny a dl-PCB nastaven poměrně vysoko, v Evropské unii na hodnotě 5 000 pg TEQ.g⁻¹ (Evropský parlament a Rada EU, 2022). Na globální úrovni jsou dány dvě možnosti limitů (LPCL) pro dioxiny, a sice 1 000 nebo 15 000 pg TEQ.g⁻¹ (Basel Convention, 2022).

Obr. 3.2: Grafické znázornění rozdělení těžkých kovů, PCDD/F, PAU a PCB do zbytků po spalování komunálních odpadů v brněnské spalovně podle analýz z roku 2004. Zdroj: (Bogdálek & Moskalík, 2008).

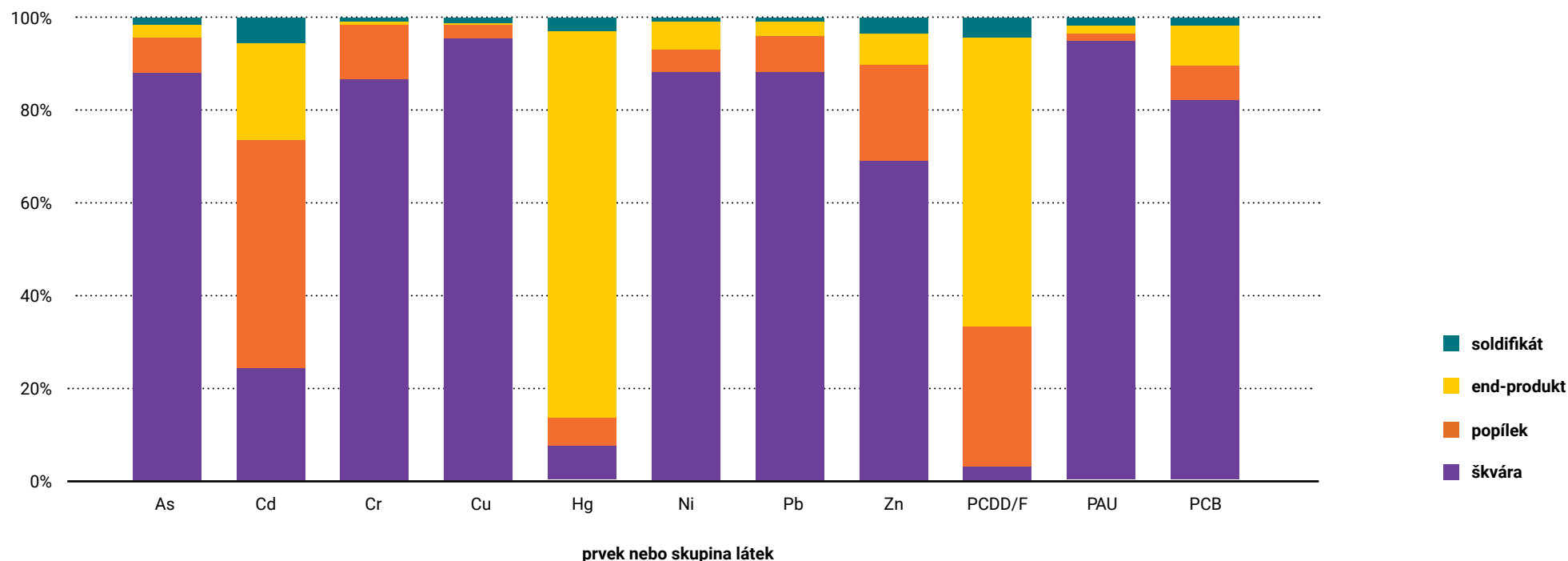




Foto 3.17: Technologie chemické redukce v plynné fázi (GPCR), jak byla použita v Austrálii. Zdroj: (Arnold, 2003)

Existují tzv. nespalovací technologie pro destrukci POPs, které jsou schopné dioxiny a další POPs v odpadech rozložit, aniž by docházelo k únikům nebo transferu nově generovaných dioxinů či jiných POPs jako vedlejších produktů. V komerčním měřítku se používají především:

- chemická redukce v plynné fázi (GPCR)
- oxidace nadkritickou nebo podkritickou vodou (SCWO)
- zásaditý katalytický rozklad (BCD)
- katalytická hydrogenace (CH)
- redukce alkalickými kovy

Slibně se rozvíjí také mechanicko-chemický rozklad neboli metoda tzv. kulových mlýnů. Ne všechny z uvedených metod se však hodí k odstraňování PCDD/F, dl-PCB, HCB či PeCB z popílků a dalších pevných zbytků po spalování odpadů. Katalytická hydrogenace a redukce alkalickými kovy se osvědčily hlavně při rozkladu PCB použitých jako transformátorové či hydraulické oleje.

Pro některé z vyjmenovaných technologií je třeba zakoncentrovat POPs do menšího objemu materiálu z odpadů například prostřednictvím nepřímé termické desorpce (Basel Convention, 2022; Bell, 2020; Petrlik, Bell et al., 2017).

Pro chemickou redukci (GPCR) musejí být kontaminanty v plynné fázi (z pevných matric se musejí nejdříve uvolnit). Proces spočívá v termochemické redukci organických látek při 850 °C. Při této teplotě a za nízkého tlaku vzniká reakcí organických látek s vodíkem především methan, HCl (pokud je přítomen chlor) a malá množství nízkomolekulárních uhlovodíků. HCl se neutralizuje přidávkem hydroxidu sodného při vstupním chlazení procesního plynu, nebo se může odebírat pro další použití. Technologie je tvořena třemi procesy – v prvním dochází k destrukci organických látek do formy, ve které budou dále reagovat, druhým je samotná reakce v reaktoru, kde dochází k redukci kontaminantů, a třetím je proces, ke kterému dochází v zařízení pro čištění a tlakování plynu. Efektivní je tato metoda pro rozklad DDT, HCB, PCB a PCDD/F. Je aplikovatelná na všechny matrice obsahující POPs. Metoda neodstraňuje přítomné kovy. Její výhodou je, že má vysokou účinnost a nevznikají při ní UPOPs (Arnold, 2003).

Oxidace superkritickou vodou (SCWO) probíhá v uzavřeném systému pomocí oxidačního činidla – kyslíku, peroxidu vodíku, dusitanů nebo dusičnanů ve vodě v nadkritickém stavu vody (374 °C a 218 atm) nebo v podkritickém stavu vody. Za těchto podmínek se stávají látky rozpustnějšími



Foto 3.18 Reaktor pro zásaditý katalytický rozklad (BCD), jak byl použit ve Spolaně Neratovice k rozkladu dioxinů a organochlorových pesticidů. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

ve vodě a pomocí oxidačního činidla se oxidují na CO_2 , vodu, anorganické kyseliny a soli. Efektivita destrukce je obecně pro organické látky vyšší než 99,99 % (například pro pesticidy, PCDD/F či zpomalovače hoření). Metoda je aplikovatelná na všechny POPs. Je vhodná pro vodné i olejovité kapaliny, rozpouštědla a pevné látky s velikostí částic menší než $200 \mu\text{m}$. Koncentrované odpady se musejí zředit (na 20 % hm.). Při oxidaci podkritickou vodou se voda o teplotě vyšší než $100 \text{ }^\circ\text{C}$ udržuje v tekutém stavu, ve kterém má potenciál odstraňovat POPs z popílku. Tato metoda byla použita například pro odstraňování POPs ze sedimentů (Weber et al., 2002). Technologie SCWO si dokáže poradit i s rozkladem per- a polyfluoralkalovaných látek (PFAS) v odpadech (Austin et al., 2023).

Zásaditý katalytický rozklad (BCD) se odehrává za přítomnosti hydroxidu alkalického kovu a katalyzátoru. Skládá se ze dvou fází. Proces BCD potřebuje zakonzentrovat POPs do procesního oleje, a proto používá předseznenou jednotku, kdy při zahřátí nad $300 \text{ }^\circ\text{C}$ nejprve dojde k termické desorpci organických látek; ve druhé fázi reagují tyto látky se zásaditou směsí (NaOH) při $236 \text{ }^\circ\text{C}$. Tato metoda je vhodná především pro PCB, PCDD/F, HCB a PeCB, ideální je rovněž pro rozklad chlorovaných pesticidů (například DDT, chlordan a HCH). Tímto způsobem lze upravovat přímo uvedené POPs, odpady s vysokou koncentrací těchto POPs nebo půdy. U půd musí nejdříve dojít k úpravě na menší částice, dále může být zapotřebí úprava pH a vlhkosti (Petrlík, Bell et al., 2017). Tento systém byl již v České republice použit v areálu Spolany Neratovice, kde se takto odbourávaly dioxiny, organochlorové pesticidy a další POPs z kontaminované lokality (IPEN et al., 2003; Kubal et al., 2004).

Mechanicko-chemický hydrodechlorační proces (metoda tzv. kulových mlýnů) probíhá při nízké teplotě. Mitoma et al. (2011) použili tento proces k účinnému odstranění všech stop PCDD, PCDF a PCB z popílku ze spalovny komunálního odpadu. Zjistili, že nejvhodnějším činidlem pro odbourávání byla směs kovového vápníku a oxidu vápenatého. Vzorek popílku

s obsahem dioxinů a dl-PCB $5\,200\text{ pg TEQ}\cdot\text{g}^{-1}$ se přes noc mlet v kulovém mlýnu rychlostí 400 otáček za minutu, čímž došlo k jeho úplné detoxifikaci (nebyly v něm detekovány ani stopy PCDD, PCDF a PCB).

V této kapitole jsme se soustředili hlavně na technologie schopné poradit si s dioxiny v odpadech ze spaloven odpadů, ale nespalovacími technologiemi na rozklad POPs v odpadech se zabývá řada studií obsahujících podrobné informace o jejich využití a účinnosti. Lze v nich najít i alternativy ke spalování odpadů s obsahem PCB a dalších POPs (Bell, 2020; IPEN et al., 2003; McDowall, 2010; McDowall, 2007; US EPA, 2010; Weidlich et al., 2020).



Foto 3.19 Takto vypadají solidifikované popílký (smíchané s cementem) na lokalitě Yan Chao na Tchajwanu (Bell et al., 2023).

Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

3.3.2 Jsou zbytky ze spaloven nebezpečný odpad?

Jednou z důležitých vlastností, které rozhodují o tom, zda je odpad považován za nebezpečný nebo ne, je vyluhovatelnost prvků nebo skupin látek z něj (viz také kapitolu 5.1.1.3.1). Tu lze snížit pomocí změny některých fyzikálních a chemických vlastností, zejména převedením na méně rozpustný a méně pohyblivý produkt, přičemž fyzikální podstata odpadů může zůstat stejná. Běžně používanými postupy jsou:

- solidifikace
- enkapsulace
- cementace

Solidifikace, neboli přeměna odpadu kapalného nebo sypkého na pevný materiál, nesníží obsah nebezpečných látek. Při chemické fixaci reagují malé částičky odpadu (molekuly nebo atomy) se složkami solidifikačního média nebo s ním vytvářejí směs. Tak dojde k „zafixování“ odpadu ve směsi.

Při enkapsulaci obsahuje médium částičky odpadu, čímž je izoluje od životního prostředí (částičky se s médiem nemísí, médium je obalí). Jedním ze způsobů imobilizace tzv. konečných odpadů je vitrifikace. Uzavření těžkých kovů do tvrdé fyzikální matrice výrazně snižuje jejich biologickou dostupnost a rychlost, s jakou se mohou znovu dostat do životního prostředí. Nevýhodami enkapsulace jsou náklady a energetická náročnost.

Cementace fixuje odpady do silikátové matrice. Do bitumenu lze fixovat organické i anorganické odpady (pokud odolají teplotě roztaveného bitumenu); (Kafka & Vošický, 1998).

Dioxiny se budou muset „trápit“ spalovny, které budou chtít využívat popel (strusku) pro stavby silnic či zásypy. Po vzoru Francie (French Republic, 2011) máme pro takové použití zavedený limit pro obsah dioxinů 10

ng I-TEQ.kg⁻¹ sušiny (MŽP, 2021e). Stejná vyhláška stanovuje limity i pro další ukazatele, například pro těžké kovy (MŽP, 2021e).

Zpracování popela je stále ještě začínajícím odvětvím, které se vyvíjí převážně od 90. let 20. století a v němž neexistují dvě stejná zařízení na zpracování popela (Bunge, 2019). Zpracování se obvykle provádí mimo lokalitu vzniku popela jiným komerčním subjektem a často poté, co dojde k přepravě přes regionální nebo státní hranice (Arkenbout, 2019). Může se tak stát například po přepravě ze Švýcarska do Německa (Petrlik & Ryder, 2005).

Postupy jako používání popílku (nebo jeho směsi s popelem) s obsahem znečišťujících látek při výstavbě vozovek nebo při technickém zabezpečení skládek nedávají z hlediska množství vynaložených peněz a úsilí pro jejich zachycení ze spalin spaloven odpadů smysl, pokud v důsledku této praxe dochází k jejich zpětnému uvolňování do životního prostředí (viz např. 5.1.1.3.3).

3.3.3 Kde končí zbytky ze spalování odpadů?

Ačkoli dokumenty BAT Stockholmské úmluvy (pro spalování komunálních odpadů) doporučují, že by mělo být s popelem a popílkem nakládáno odděleně a že by popílek neměl být používán v zemědělství nebo v podobných oblastech, jsou tato doporučení bohužel často ignorována, což souvisí s příliš benevolentně nastaveným limitem LPCL – viz kapitoly 3.3.1 a 5.1.9 (Petrlik, Bell et al., 2017).

Globální zpráva zpracovaná ve spolupráci Arniky, mezinárodní sítě IPEN (International Pollutants Elimination Network) a National Toxics Network (Austrálie), vydaná v roce 2017, zmapovala na základě několika stovek studií řadu případů dokládajících, že odpady s obsahem POPs (popílek a jiné zbytky z čištění spalin), a to i s koncentracemi dioxinů pod prozatímní úrovní nízkého obsahu POPs stanovenou jako 15 000 pg TEQ.g⁻¹,

mohou způsobovat vážné problémy. Mezi tyto případy by zapadl i příklad liberecké spalovny Termizo, z níž bylo uloženo 25 000 až 40 000 tun směsi popílku a popela na skládkách určených pro komunální odpad, o čemž ovšem existuje velice málo veřejně přístupných dokumentů (Petrlik & Ryder, 2005). Arnika tuto směs objevila i v lese pod skládkou Větrov u Frýdlantu anebo v tělese cyklostezky v CHKO Jizerské hory, kde ji použila firma Strabag (Petrlik et al., 2007).

Přestože jsou k dispozici technologie pro snižování POPs v odpadech a pevné zbytky po spalování odpadu POPs obsahují, původci odpadů nejsou kvůli nastavení příliš vysokého limitu LPCL v Evropské unii i v jednotlivých státech povinni tyto technologie využívat a dochází tak ke kontinuální kontaminaci prostředí. Informace o tom, v jakém množství a kde se tyto materiály používají, rovněž zcela chybí. Jinými slovy – neexistuje žádný registr těchto míst a zdá se, že ani Ministerstvo životního prostředí ČR nemá přehled, kde popel a popílek ze spaloven odpadů končí (Arnika, 2019a).

Současné ignorování vysokého obsahu dioxinů v popílcích vede k ještě horší praxi v rozvojových zemích (Jelinek, Mochungong et al., 2023). V Gabonu například provozovatel nové spalovny nebezpečných odpadů přímo vybízí k použití popílku k „vylepšení“ vlastností půdy (Dzonteu, 2020). Studie z Kamerunu potvrdila podobnou praxi (Mochungong et al., 2012).

V odborné literatuře se mnoho vědců zabývá různým použitím popílku vzniklého při spalování odpadů, a to i v rozporu se směrnicemi o BAT Stockholmské úmluvy. Základní rozdělení využití popílku vytvořili Ferreira et al. (2003), a to na:

- stavební materiály (cement, beton, keramika, sklo a sklokeramika)
- geotechnická použití (podkladové vrstvy silnic, hráze atd.)
- použití v zemědělství (za účelem zlepšování kvality půdy)
- další (sorbent, úprava kalu atd.).



Foto 3.20 Popílký z rozsáhlé masy švédských spaloven končí ve starém vápencovém lomu na norském ostrově Langøya uprostřed moře poblíž Osla. Jak konstatuje autor fotografie, doplatila na to příroda ostrova, rezervace na východním pobřeží pomalu umírá. Zdroj: (Opie, 2015)



Foto 3.21 Zbytky po spálení odpadů z liberecké spalovny využívala k povrchovým úpravám také skládka odpadů v Košťálově. Foto: Děti Země Liberec.



Foto 3.22 Směs popela a popílků SPRUK skončila i v tělese cyklostezky v CHKO Jizerské hory, dotované z fondů EU. Cedule o dotaci po zveřejnění tohoto faktu v roce 2007 z místa zmizela. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

Pokud se před použitím popílek upravuje s ohledem na minimalizaci úniku kontaminantů v budoucnu, obvykle se tak provádí s ohledem na obsah kovů a solí, nikoli organických látek, natož dioxinů (Petrlík, Bell et al., 2017). Poté se materiál ukládá na skládky (nebezpečného odpadu) nebo do hlubinných úložišť, například do solných dolů. Vedle toho existuje široká škála způsobů předběžného zpracování, které nelze popsat jinak než jako nařazení přítomných kontaminantů. Je přitom zdokumentováno, že se popílek zakomponovaný do cementových monolitů uvolňuje a je roznášen větrem (Wang et al., 2006). Prach s obsahem dioxinů tak kontaminuje okolí úložiště nebo skládky. Popílek se však uvolňoval i přímo ze zařízení pro zpracování popílku, došlo k tomu například v okolí Bishop's Cleeve ve Spojeném království, kde byla odebrána vejce z domácích chovů s koncentrací 55 BEQ.g⁻¹ tuku (Katima et al., 2018) stanovenou metodou DR CALUX (viz kapitola 5.1.1). Pro srovnání, podle směrnice 2013/711/EU je limit pro obsah PCDD/F 1,7 pg BEQ.g⁻¹ tuku nebo 3,3 pg BEQ.g⁻¹ tuku pro PCDD/F a dl-PCB.

Podobně jako ve spalovnách odpadů, vznikají POPs i v jiných spalovacích zařízeních. Proto i odpady, které vznikají například v hutnictví, představují vážné riziko kontaminace životního prostředí těmito látkami.

Látky, které popel nebo popílek vzniklý spalováním odpadů obsahují, na skládkách, ale ani při jiném použití nezmizí. Je pouze otázkou času, než se z nich uvolní (skládky běžně prosakují) a znečistí podzemní i povrchové vody a půdu. Kontaminace životního prostředí tak v důsledku toho vede ke vstupu těchto látek do potravinového řetězce.

Následující případová studie popisuje situaci v Nizozemsku. Krátce se o podobné praxi (používání popela při stavbě silnic) zmiňuje i případová studie z Tallinnu (kapitola 10.1.2). Situaci v různých evropských zemích v odborném článku rozebrali Blasenbauer et al. (2020).

3.3.3.1 Nizozemsko

Hlavními způsoby likvidace popílku jsou podle Arkenbouta (2019): výroba cementu, skládkování, ukládání do hlubokých podzemních dutin nebo imobilizace. Většina popílku ze spalin (až 40 %) se používá při výrobě cementu, zbytek se však buď ukládá do hlubokých podzemních dutin, nebo skládkuje. V Nizozemsku je obecně skládkování tak silně zdaněno, že bylo pro zařízení WtE ekonomicky výhodnější ukládat tyto zbytky do solných dolů, jako je Sonderhausen v Německu. V roce 2017 vývoz těchto odpadů do zahraničí nizozemská vláda zakázala, avšak v roce 2019 vývoz znovu povolila (Arkenbout, 2019).



Foto 3.23 Tato fotografie zdůvodňuje, proč jsou tak vysoké koncentrace dioxinů ve vejcích drůbeže z domácích chovů i v prachu ze silnice v Bishop's Cleeve ve Velké Británii. Foto: Public Interest Consultants, UK.



Foto 3.24 Použití popela a škváry ze spaloven komunálních odpadů v Katwijk aan Zee příliš nerespektuje možnou kontaminaci vod, jak je vidět na fotografii z listopadu 2021. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.



Foto 3.25 Popel ze spaloven se v Nizozemsku používá ve velkém, jak je vidět i na terénních úpravách v Katwijk aan Zee. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.



Foto 3.26 Že jde o popel ze spalování odpadů, je patrné z přítomnosti různých nedopálených zbytků kovových, skleněných anebo dokonce plastových odpadů. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.



Foto 3.27 Fotografie z Katwijk aan Zee pořízená na konci roku 2021 dokládá, že Ernst Worrell (viz foto 3.28) má pravdu. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

V roce 2012 dosáhl nizozemský spalovnářský (WtE) průmysl dohody s Ministerstvem infrastruktury a vodního hospodářství o zlepšení kvality popela vznikajícího při spalování odpadů tak, aby byl vhodný pro „užitečné“ aplikace bez nutnosti izolačních opatření (Arkenbout, 2019; DWMA, 2016). Navzdory tomu chybí údaje o PCDD/F, PAU nebo PFAS v popelu (Shen et al., 2010; Strandberg et al., 2021; Zhao et al., 2010) ze spaloven odpadu, což znamená, že se postupuje podle zastaralých informací o toxicitě těchto materiálů. Před použitím v „užitečných“ aplikacích (stavební a silniční materiály) je popel upraven v úpravárnách, jako je ta v Heros Sluiskil na jihu Nizozemska. Mezi metody, které tato zařízení používají, patří například extrakce kovů pomocí magnetických přístrojů nebo odstranění velkých kusů škváry. Po těchto úpravách je popel označen jako „vhodný“ pro „užitečné“ aplikace.

Při stavbě silnic je popel často ukládán na obrovské hromady, přičemž by tyto hromady měly být zakryty, aby se zabránilo jakémukoli úniku obsažených znečišťujících látek do životního prostředí. Je však zdokumentováno, že pouhé balení popela pomocí plastů není dostatečné k tomu, aby se zabránilo kontaminaci okolního prostředí při dešti (Arkenbout, 2019), jak je vidět i na fotodokumentaci z Katwijk aan Zee (foto 3.24). Úpravna ve Sluiskilu vyjádřila obavy z velkých výkyvů v kvalitě popela a z obecného trendu snižování kvality popela. Příčiny tohoto jevu jsou z velké části neznámé. Inspektorát životního prostředí a dopravy nizozemského Ministerstva infrastruktury a vodního hospodářství vydal v září 2019 zprávu, v níž upozornil na rizika dovozu, výroby a použití popela pro životní prostředí a lidské zdraví. Miliony tun popela se používají na veřejných stavbách, na silnicích (viz foto 3.24, 3.25 a 3.27) a ve vodárnách, ale chybí údaje o množství a umístění tohoto materiálu, takže není jasné, ani možné nijak ověřit, zda tato místa splňují všechny požadavky nařízení (Arkenbout, 2019).

Nizozemsko, které má předimenzovanou kapacitu spaloven a musí dovážet odpad ze zahraničí, aby ji naplnilo, se potýká s nedostatkem míst, kam ukládat popel z nich, a tak ho používá ve velkém do naspů silnic.



Foto 3.28 Profesor Ernst Worrell z Univerzity Utrecht označil nizozemské silnice za „lineární skládky“.

Foto: <https://hetgroenebrein.nl/wetenschapper/ernst-worell/>

Nositel Nobelovy ceny Ernst Worrell (foto 3.28) proto v publicistickém seriálu o odpadech označil nizozemské silnice za „lineární skládky“ (foto 3.27); (Göblová, 2021). Nová vyhláška o nakládání s odpady umožňuje i v České republice použít popel a strusku do naspů silnic a dalších inženýrských staveb na povrchu terénu (MŽP, 2021e).

3.4 Půda

V překladech některých zahraničních studií se z výrazu „emission to land“ jako emise do půdy uvádějí i přenosy toxických látek v odpadech. Často se s tím můžeme setkat například v případě starších emisních inventur dioxinů z Velké Británie, kde se do emisí do půdy počítaly i dioxiny končící v odpadech a vycházely jako daleko vyšší než emise do ovzduší či do vody. V naší studii však o přenosech toxických látek v odpadech ze spaloven pojednávají kapitoly věnované specificky odpadům. To ovšem neznamená, že žádné emise toxických látek do půdy nejsou. Jednak jimi lze



Foto 3.29 V Hůrce u Temelína se mimo jiné zpracovávají i popílky ze spaloven odpadů. Foto: mail.oakrupkovo.cz.

rozumět zprostředkovaný přenos toxických látek deštěm a jejich depozici na zemský povrch, jednak to mohou být aplikace odpadů ze spaloven obsahujících toxické látky na povrch. Někdy se do nich počítají i tzv. hlubinné injektáže, pak jde ovšem spíše o emise do hlubších geologických horizontů, tedy do geosféry, a nikoli pedosféry. V České republice může jít o případy, kdy se popílky ze spaloven použily, či stále ještě používají, pro sanaci starých důlních děl (například u Žacléře v Krkonoších; viz kapitolu 5.1.1.3.2.) anebo starých ekologických zátěží. Takovým využitím se zabývala studie zaměřená na přítomnost toxických látek v okolí areálu v Hůrce u Temelína (Mach, 2017), odkud většina připravovaných směsí putovala na sanaci uranových lagun u Mydlovar.

Spočítat depozici toxických látek pocházejících ze spalování odpadů jako z primárního zdroje je velice těžké, obzvláště v podmínkách ČR, kde se jejich emise mísí se spoustou dalších zdrojů. Nicméně některé z nich se alespoň částečně vystopovat dají, například pomocí specifického profilu kongenerů dioxinů v odebraných vzorcích (Chang et al., 2004; Petrlík, Bell et al., 2022). Podobně se dají pomocí specifických izotopů vystopovat zdroje emisí rtuti (Du et al., 2018; Elizalde, 2017; Sherman et al., 2015). Jednodušší však je propojit znečištění půdy v okolí spaloven s nimi v místech, kde příliš jiných zdrojů znečištění neexistuje, jako tomu bylo například v případě spalovny odpadů na Islandu poblíž Úlfsá (uzavřené od roku 2011). V okolí byly naměřeny vysoké koncentrace dioxinů v kravském mléce a v mase mušlí se stále nacházejí i po letech zvýšené koncentrace hexachlorbenzenu a arsenu (AMAP Assessment, 2016). Jedná se o důsledky přenosu z emisí a pravděpodobně i odpadů produkovaných spalovnou v jinak panenské přírodě Islandu.

Následující tabulka 3.6 demonstruje přenos znečištění dioxiny z jejich zdrojů, kterými jsou většinou špatně uložené odpady ze spaloven, prostřednictvím půdy do vajec doma chované drůbeže či ptactva (vzorek z Phuketu); (Petrlík, 2011; Petrlík, Jelínek et al., 2022).

Tabulka 3.6: Souhrnné informace o koncentracích chlorovaných dioxinů v TEQ a/nebo BEQ zjištěných na lokalitách ovlivněných popílkem a jinými odpady kontaminovanými dioxiny. Zdroj: (Petrlik, Jelínek et al., 2022; Hogarh et al., 2019).

	Rok(y) odběru vzorků	Popílek (odpad)	Půda/sediment – přímý vliv	Půda/se-diment – referenční hodnota	Vejce	Vejce – referenční hodnota
Jednotky		pg TEQ.g ⁻¹ sušiny			pg TEQ.g ⁻¹ tuku	
Thajsko (spalovna Phuket)	2010–2011	3 200–8 000	2 700**	NA	6,1*	0,08 ^a
Čína (spalovna Wu-chan)	2014–2015	779	NA	NA	12,2	0,2 ^b
Velká Británie (Bishop's Cleeve)	2010–2011	2 500	6,5–11*	0,05–1,2	1,8; 21; 55*	0,2 ^c
Velká Británie (Newcastle)	2000	20–9 500	7–292	NA	0,4–56	0,2 ^c
Peru (Zapallal)	2010	50–12 000	5–11	0,05–1,2	3,4–4,4	0,12 ^d
Taiwan	2005	NA	NA	NA	32,6	0,274 ^e
Polsko (kurník z ošetřeného dřeva)	2015	3922	16–47	0,1–0,8	12,5–29,3	0,44 ^f
Ghana (Akkra, spalovna zdravotnických odpadů)	2018	551	NA	2 ***	49	0,39 g

^{a)} (Petrlik, Teebthaisong, et al., 2017); ^{b)} (Petrlik, 2015); ^{c)} (Pless-Mullooli, Schilling, et al., 2001); ^{d)} (Swedish EPA, 2011); ^{e)} (Hsu et al., 2010); ^{f)} (Piskorska-Pliszczynska et al., 2016); ^{g)} (Petrlik et al., 2019)

* BEQ (celková toxicita dioxinového typu), ** údaje pro sediment; NA – data nejsou k dispozici, ***dl-PCB + PCDD/Fs (lokalita v Akkře); (Tue et al., 2016)

Obecně se dá říci, že popílek s dioxiny v koncentraci 2 500 ng TEQ.kg⁻¹ může kontaminovat půdu až na úroveň desítek či stovek ng TEQ.kg⁻¹ dioxinů, což dále vede k akumulaci dioxinů ve slepičích vejcích v koncentracích až více než dvacetinásobně přesahujících evropský limit. Závažnost problému se pokusila v roce 2017 zmapovat globální studie (Petrlik, Bell et al., 2017).

Půda představuje významného prostředníka v přenosu znečištění v okolí spaloven do potravních řetězců, a proto by se s ní mělo počítat při hodnocení zdravotních dopadů spalování odpadů. Z toho vycházela i nedávno zveřejněná studie, která sledovala POPs v okolí tří evropských spaloven

(Arkenbout & Bouman, 2021). Vejce (slepice) fungují jako citlivé bioindikátory perzistentních a bioakumulativních látek, které se vážou v tucích, protože jsou v případě života ve volném výběhu slepice v přímém kontaktu s půdou, která se do jejich těla dostává společně s potravou. Slepice za jeden den pozře 11 až 30 g půdy (Hoogenboom et al., 2006; Waegeneers et al., 2009).

Kontaminace půdy látkami, jako jsou dioxiny, může vést v důsledku nedostatečně kontrolovaného procesu spalování odpadů k dlouhodobému znečištění. To se ukázalo například ve švýcarském Lausanne (viz kapitolu 3.4.1.1).



Foto 3.30 V sousedství uzavřené spalovny nemocničních odpadů v Akkře zůstala halda popela, která se stala zdrojem kontaminace drůbeže z domácího chovu dioxiny (Petrlik et al., 2019).

Foto: Martin Holzknicht, Arnika.

3.4.1 Případové studie

Zde uvádíme případové studie, kde došlo ke kontaminaci potravních řetězců (většinou vajec a masa drůbeže z domácích chovů) v důsledku znečištění ovzduší dioxiny v okolí spaloven. Podobnou případovou studii z nizozemského Harlingenu uvádíme v kapitole 3.4.1.3.

3.4.1.1 Lausanne (Švýcarsko)

V prosinci 2020 byly ve velkých částech Lausanne ve Švýcarsku objeveny vysoké půdní koncentrace chlorovaných dioxinů, které dosahovaly až $640 \text{ pg WHO-TEQ.g}^{-1}$ sušiny (Vernez et al., 2023). Pro srovnání: v sousedství české lokality nejvíce kontaminované dioxiny, staré ekologické zátěže ve Spolaně Neratovice, bylo naměřeno $518,8 \text{ pg WHO-TEQ.g}^{-1}$ sušiny, a to v sedimentu (Petrlik et al., 2006).

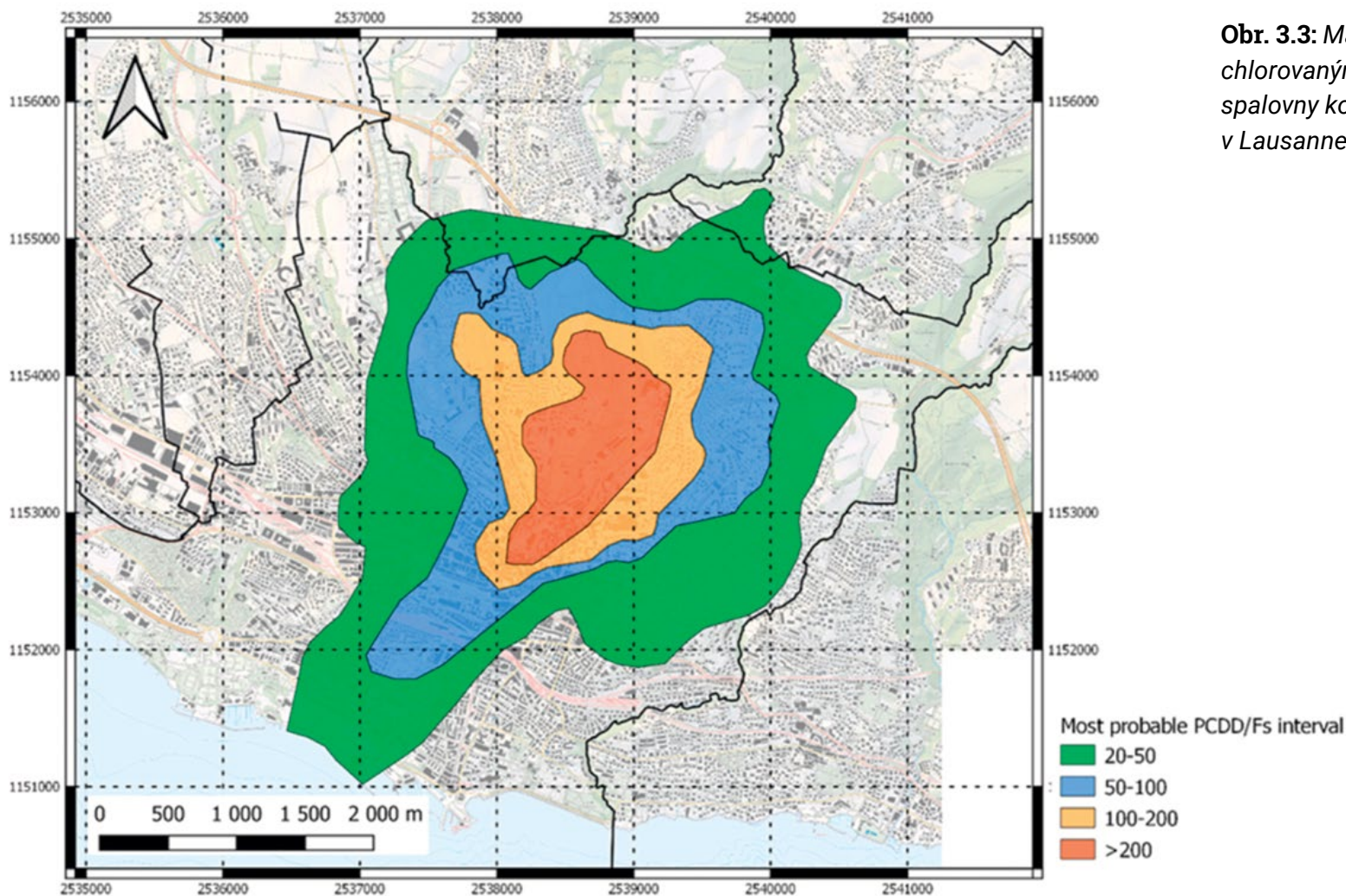
Nejpravděpodobnějším zdrojem znečištění v Lausanne je bývalá spalovna komunálního odpadu. Bylo provedeno třístupňové multidisciplinární hodnocení rizik pro lidské zdraví s cílem určit potenciální expozici populace chlorovaným dioxinům a identifikovat vhodná preventivní opatření. Nejprve byly vytvořeny expoziční scénáře založené na využití kontaminované půdy, dále byla vyhodnocena toxikologická rizika různých scénářů (podle konzumace potravin vypěstovaných na kontaminované půdě) a nakonec bylo provedeno podrobné geostatistické mapování kontaminace půd chlorovanými dioxiny (viz mapku na obrázku 3.3). Byly hodnoceny tři hlavní scénáře:

- přímé požití půdy dětmi na hřištích
- konzumace zeleniny ze soukromých zahrad dětmi a dospělými
- konzumace potravin z dobytka a drůbeže chované na kontaminované půdě

Nejhorší expoziční scénář zahrnoval konzumaci slepičích vajec ze soukromých chovů, což vedlo ke koncentraci chlorovaných dioxinů v krevním séru o řád vyšší, než by se dalo normálně očekávat. Nebyla vypo-

čtena žádná relevantní zvýšení sérových koncentrací pro přímé požití půdy a konzumaci zeleniny, s výjimkou tykvovitě zeleniny. Kombinace mapování a posouzení scénáře expozice vedlo k cíleným ochranným opatřením pro uživatele půdy, zejména pokud jde o spotřebu potravin.

Výsledky také vyvolaly obavy z možné nebezpečné spotřeby produktů pocházejících ze zvířat chovaných na souši s koncentracemi chlorovaných dioxinů pouze mírně nad úrovní pozadí v životním prostředí (Vernez et al., 2023).



Obr. 3.3: Mapa kontaminace půdy chlorovanými dioxiny v okolí bývalé spalovny komunálních odpadů v Lausanne. Zdroj: (Vernez et al., 2023)

3.4.1.2 Maincy (Francie)

Maincy je malá francouzská vesnice přibližně 60 km jižně od Paříže. Nachází se u staré spalovny odpadů, která byla v provozu po více než 20 let od roku 1974. V roce 2002 byla uzavřena v důsledku velmi vysokých úrovní emisí dioxinů, které byly více než 2 000× vyšší než tehdy nová evropská norma 0,1 ng TEQ.m⁻³ (Pirard et al., 2005).

Studie provedená týmem vědců, který vedla Belgičanka Catherine Pirard, zjistila koncentrace dioxinů v půdě v rozmezí mezi 3,26 a 59,04 pg I-TEQ.g⁻¹ sušiny ve srovnání s koncentracemi dioxinů ve vejcích, které se pohybovaly mezi 5,1 a 121,55 pg WHO-TEQ.g⁻¹ tuku (Pirard et al., 2005). Součet koncentrací dl-PCB se pohyboval od 0,78 do 2,80 pg I-TEQ.g⁻¹ sušiny v půdě a od 0,85 do 52,48 pg WHO-TEQ.g⁻¹ tuku ve vejcích. V první studii byly měřeny rovněž koncentrace v břišním tuku slepic, které se pohybovaly mezi 34,3 a 121,1 pg WHO TEQ.g⁻¹ tuku. Rovněž tyto koncentrace překročily tehdy platnou normu EU, která byla 2 pg WHO TEQ.g⁻¹ tuku. Ve druhé studii byly naměřeny koncentrace vyšší, než je rozmezí 0,1 až 6 pg TEQ.g⁻¹ sušiny, které je obvykle uváděno pro vzorky povrchu půdy odebrané blízko provozovaných evropských spaloven, s výjimkou jedné studie, ve které byly uváděny koncentrace v půdě odebrané blízko jiné velmi staré spalovny. Koncentrace dioxinů zjištěné ve vejcích a vzorcích tkání slepic z domácích chovů v Maincy byly více než 15× vyšší než v té době platný evropský limit 3 pg WHO-TEQ.g⁻¹ tuku (DiGangi & Petrlik, 2005).

3.4.1.3 Harlingen (Nizozemsko)

Ze semikontinuálního měření, provedeného v nizozemské spalovně v Harlingenu, která byla zprovozněna v roce 2011 jako state-of-the-art²⁸, vyplynulo, že skutečné emise dioxinů byly vyšší, než měla spalovna povoleno a než kolik vykazovala na základě krátkodobých měření (Arken-

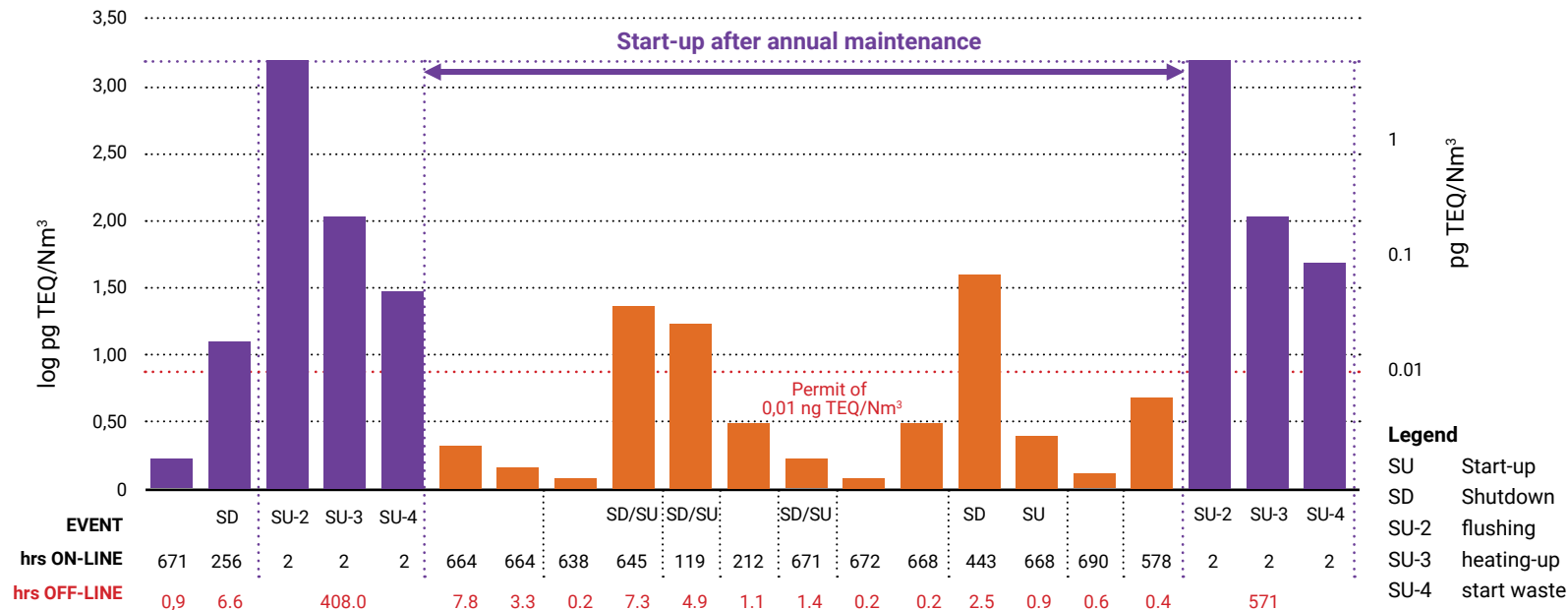
bout & Petrlik, 2019). Až dlouhodobější odběr vzorků systémem AMESA (envea, 2021; Reinmann, 2002; Wu et al., 2014) odhalil výkyvy v období najíždění spalovny po odstávkách pro údržbu zařízení. V průběhu měření došlo ke 40 odstávkám zařízení pro spalování odpadu, z toho několikrát dokonce k selhání systému čištění spalin, což krátkodobé měření, které je požadované legislativou, nemůže zachytit. Spalovna v Harlingenu měla daný emisní limit pro dioxiny desetkrát nižší (0,01 ng TEQ.m⁻³), než je běžné (0,1 ng TEQ.m⁻³). Rozdíl je dobře vidět na grafu ze studie z roku 2019 (viz obrázek 3.4). Další graf na obrázku 3.5 ukazuje naměřené emise



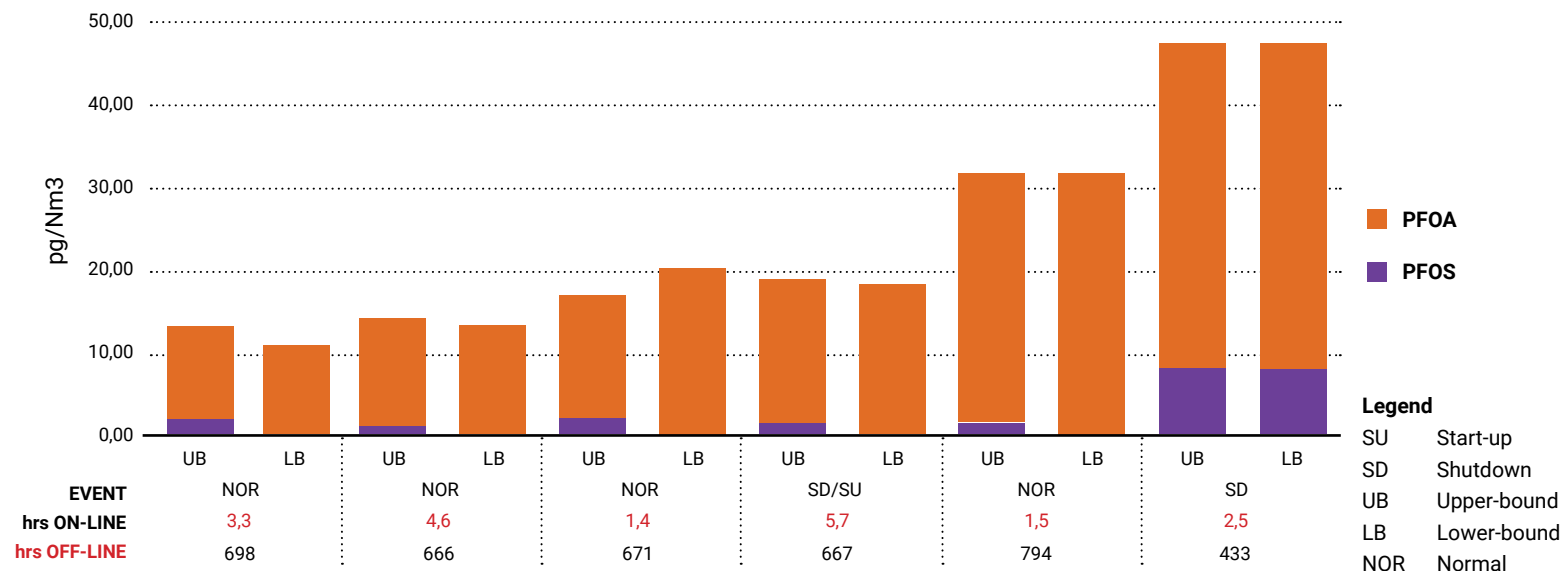
Foto 3.31 Případy, kdy z komína spalovny v Harlingen rozhodně nevycházela jen vodní pára, ale barevný nebo černý kouř podnítl místní toxikologické experty k aktivnímu sledování emisí. Odhalili vážné nedostatky v měření dioxinů a dalších látek (Arkenbout et al., 2018).

Foto: <http://www.toxicowatch.org>.

²⁸ Termín state-of-the-art znamená používající nejmodernější technologie.



Obř. 3.4: Graf ukazující rozdíl v emisích dioxinů ze spalovny Harlingen během tzv. start-up (najíždění) situací po odstávce k údržbě. Tyto hodnoty bylo možné zachytit jen s použitím semikontinuálního vzorkování systémem AMESA. Zdroj: (Arkenbout & Petřlík, 2019)



Obř. 3.5: Graf ukazuje naměřené koncentrace PFOS a PFOA (dvou látek ze širšího množství PFAS, které v tomto případě nebyly analyzovány) v emisích ze spalovny v Harlingen. Zdroj: (Arkenbout & Petřlík, 2019).

PFAS, konkrétně perfluoroktansulfonátu (PFOS) a kyseliny perfluoroktanové (PFOA) v emisích ze stejné spalovny.

V rámci dlouholetého sledování okolí spalovny v Harlingenu byla rovněž zkoumána vejce a tráva v okolí spalovny. Kongenery dioxinů ve vejcích i trávě se shodovaly s těmi, které byly naměřeny v semikontinuálním sledování emisí ze spalovny odpadů, a zároveň byl pozorován pokles koncentrací těchto látek se vzdáleností od spalovny (Arkenbout & Esbensen, 2017).

Podobný monitoring (vajec, mechu a jehličí) proběhl také v okolí tří spaloven odpadů v Evropě – v Litvě, ve Španělsku a v České republice (ZEVO Chotíkov), avšak bez dostupných informací o emisích ze semikontinuálního monitoringu samotných zařízení (Arkenbout & Bouman, 2021). Sledované spalovny semikontinuální systémy měření emisí ani nemají. Nalezené kongenery dioxinů ve vejcích byl porovnávány s naměřenými kongenery dioxinů v emisích ze spaloven v Nizozemsku (Arkenbout & Esbensen, 2017) a v Číně (Chen et al., 2017). Výsledný poměr PCDF:PCDD, který činil 1,7:1, obecně ukazuje, že jejich zdrojem může být právě spalování komunálních odpadů.

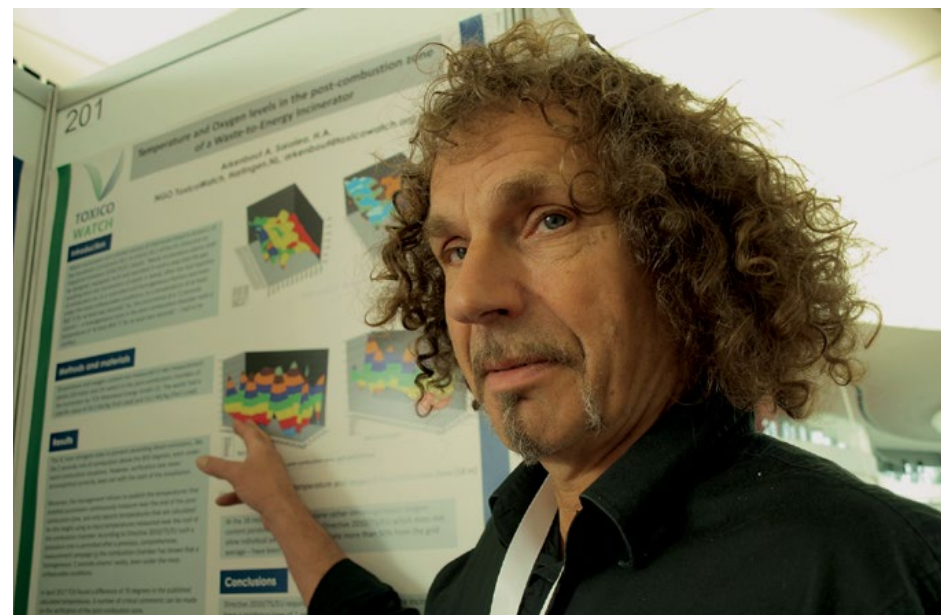


Foto 3.32 Abel Arkenbout (Toxicowatch) prezentoval výsledky sledování emisí toxických látek ze spalovny v Harlingenu na konferenci Dioxin 2018 v Krakově (Arkenbout et al., 2018). Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

4. Spalovny a planetární ekosystém

V roce 2009 byla publikována studie (Rockström et al., 2009), která identifikovala devět a kvantifikovala sedm planetárních mezí (hranice planety Země), které nesmějí být překročeny, aby to pro svět nemělo škodlivé, nebo dokonce katastrofické následky (devastace ekosystémů, omezování ekosystémových služeb a ekologické katastrofy). Výsledkem lidské činnosti, která má v období antropocénu vliv na planetu Zemi, totiž může být náhlá (a v některých případech nevratná) změna životního prostředí planety, která by mohla vést ke stavu méně příznivému pro další existenci lidstva. Tyto meze se týkají:

- změny klimatu
- ztráty biologické rozmanitosti
- biogeochemických toků fosforu a dusíku
- chemické kontaminace
- využití území
- acidifikace oceánu
- zdrojů sladké vody
- poškození stratosférické ozonové vrstvy
- atmosférického aerosolu

Pro většinu z devíti planetárních mezí byly stanoveny indikátory a navrženy přípustné hranice, u prvních pěti výše uvedených již došlo k překročení

„bezpečné“ planetární meze. Z tohoto důvodu se budeme v několika dalších podkapitolách věnovat tomu, jaký mají spalovny vliv na některé vybrané planetární meze. Planetární meze úzce souvisejí s udržitelným rozvojem neboli pohybem uvnitř environmentálně bezpečných planetárních mezí.

V následujících kapitolách rozebíráme ty, které spalovny výrazně ovlivňují, ale při hlubší analýze bychom možná našli více souvislostí i například s vlivem na biogeochemické toky fosforu a dusíku (Kopittke et al., 2021) (viz kapitolu 10.1.1 a komentář profesora Larse Stoumanna Jensen).

4.1 Změna klimatu

Množství spalovaných odpadů v Evropské unii setrvale roste (EU-ROSTAT, 2023). I přes to, že se při spalování odpadů vyrábí teplo či energie (v ZEVO), je zapotřebí zvážit jeho dopad na změnu klimatu a soulad s klimatickými cíli Evropské unie. Emise oxidu uhličitého, které vznikají spalováním odpadů, jsou závislé na obsahu uhlíku v odpadu, který může být fosilního nebo biogenního původu. Spálením jedné tuny odpadu se do atmosféry uvolní přibližně 0,7 až 1,7 tuny CO₂ (Vahk, 2019). Přestože jsou tyto emise vypuštěny přímo do ovzduší, do výpočtů se běžně neza-



Foto 4.1 Klimatická změna způsobená nadměrnými emisemi CO_2 a dalších skleníkových plynů přináší extrémní projevy počasí jako je sucho a požáry, které propukly v roce 2023 ve velkém také na říčních ostrovech. Foto: Creative Commons (z <http://www.planetacestovani.cz>).

počítává uhlík biogenního původu (uvažuje se potenciál globálního oteplování, neboli $\text{GWP}=0$). Počítá se pouze s uhlíkem fosilního původu, který je v odpadech přítomný především díky plastům a který tvoří přibližně jen polovinu přítomného uhlíku. Množství CO_2 , které vznikne výrobou 1 kWh energie, je 510 g CO_2 ekv. kWh^{-1} (pro spalovnu, která vyrábí pouze elektřinu) viz obrázek 4. 1. Pro srovnání, stejné množství elektřiny vyrobené spálením zemního plynu vytvoří 382 g CO_2 ekv. kWh^{-1} , přičemž 835 g CO_2 ekv. kWh^{-1} se uvolní spálením uhlí (Hogg, 2006). Průměrná uhlíková náročnost



Foto 4.2 K extrémním projevům počasí souvisejícím s klimatickou změnou patří i častější přívalové deště a povodně (Ústí nad Labem, 2006). Foto: Hana Kuncová, Arnika.

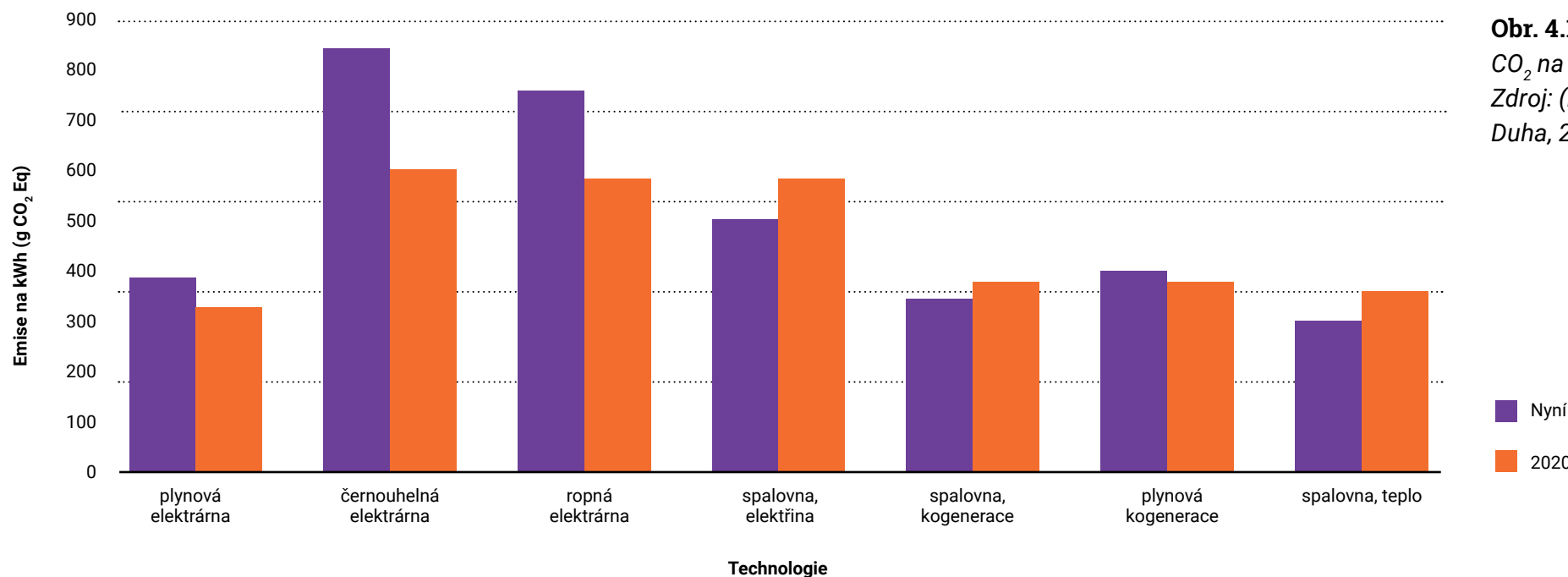
elektrické sítě EU s časem klesá, protože dochází k vytěšňování fosilních paliv obnovitelnými zdroji energie (s velice nízkou nebo nulovou hodnotou GWP). Například v roce 2018 to bylo pouze 296 g CO_2 ekv. kWh^{-1} . S časem tak bude mít spalování odpadů negativnější a významnější vliv na změnu klimatu, než má v současné době (Vahk, 2019).

V dokumentacích k záměrům staveb spaloven v rámci procesů EIA se běžně porovnává množství emisí CO_2 , vzniklých spalováním uhlíku v od-

padu (fosilního původu) pro výrobu energie s emisemi, které by vznikly skládkováním daného množství odpadů (CO_2 a CH_4) a které by byly vytvořeny výrobou tepla a energie spalováním fosilních paliv (zejm. uhlí). Skutečně, v porovnání se skládkováním a po vyloučení CO_2 biogenního původu tvoří spalovny méně emisí CO_2 než tyto zdroje. V porovnání s recyklací a kompostováním nebo dokonce prevencí vzniku si ale zdaleka tak dobře nevedou – viz obrázek 4.2 a tabulku 4.1. Porovnáním energetického využití odpadu se skládkováním, které je na nižší úrovni v hierarchii nakládání s odpady, lze horší vliv na životní prostředí očekávat. Stejně tak nepřekvapí, že má recyklace odpadů nebo předcházení vzniku odpadů menší vliv na životní prostředí než energetické využití odpadu. Jak bylo zjištěno výše, emise CO_2 na vyrobenou kWh jsou sice nižší než emise CO_2 při spalování uhlí, ale spalování uhlí není ani zdaleka jediným způsobem,

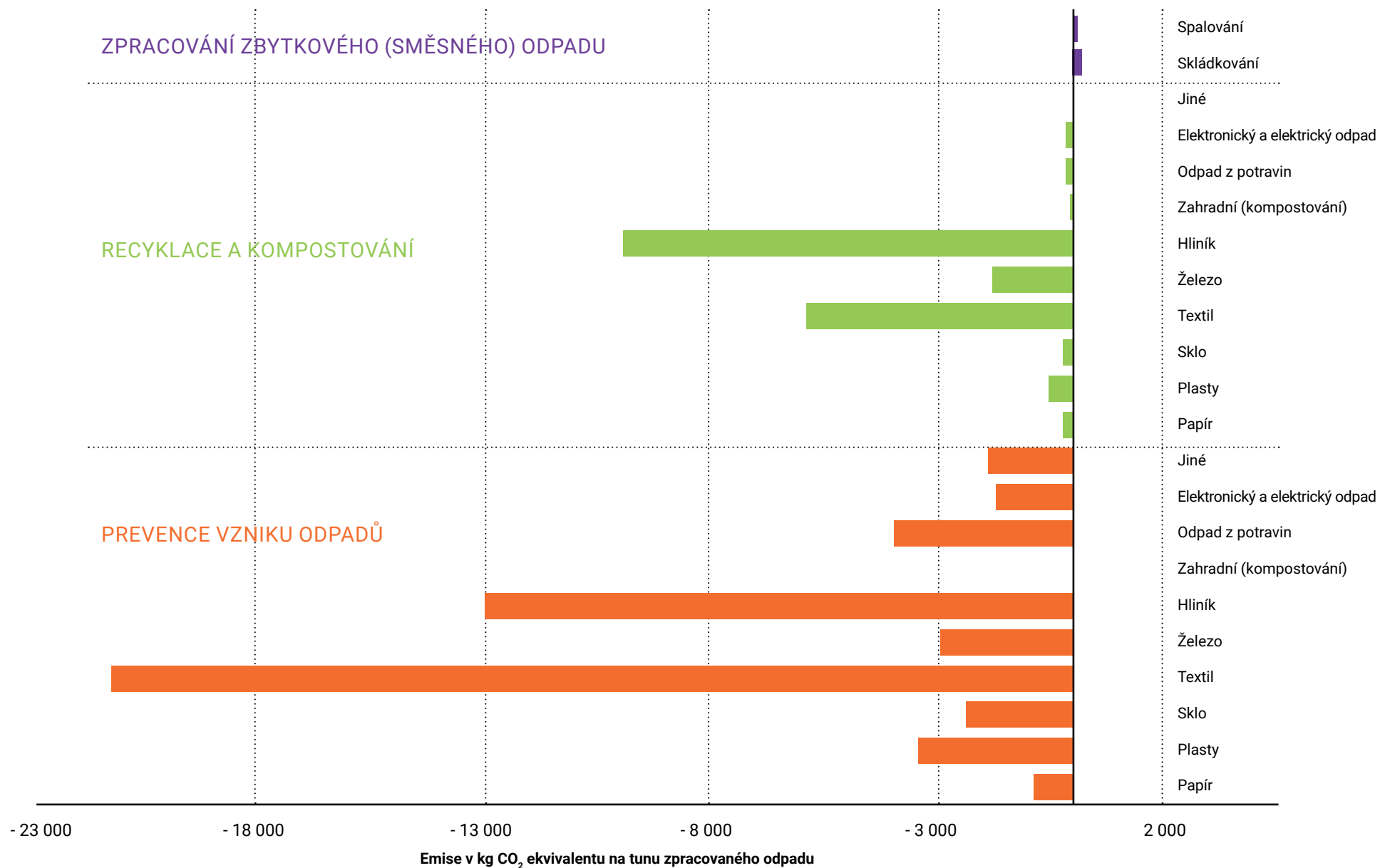
jak vyrábět elektřinu (nepočítaje snížení spotřeby). Snižující se uhlíková náročnost energetického mixu EU je toho důkazem.

Vzhledem k tomu, že se dá očekávat, že budou nově postavená zařízení pro energetické využití odpadu sloužit přibližně dalších 20–30 let, oddaluje stavba těchto zařízení přechod na méně uhlíkově náročné způsoby výroby energie z obnovitelných zdrojů. Podpora výroby elektřiny z odpadu by zneumožnila naplnit ambiciózní cíl snižování emisí v odvětví energetiky, který je v souladu s Pařížskou dohodou a narozdíl od stavby spaloven skutečně usiluje o omezení růstu průměrné globální teploty pod $1,5^\circ\text{C}$. Spalovny odpadů, ale i ZEVO, se od roku 2026 stanou součástí systému obchodování s emisními povolenkami (EU ETS); (Zanni, 2022), což může vést ke zvýšení poplatků za nakládání s odpady a zdražení prodeje elektřiny a tepla.



Obr. 4.1: Emise CO_2 na kWh.
Zdroj: (Hnutí Duha, 2006)

Obr. 4.2: Porovnání vlivu na změnu klimatu (porovnání emisí CO₂) různých způsobů nakládání s odpady s vyloučením uhlíku biogenního původu (Hogg & Ballinger, 2015).



Podle studie mezinárodní sítě neziskových organizací Friends of the Earth (2009) se Evropská unie ročně připraví o zdroje za 5,25 miliard eur pouze tím, že je místo recyklace spálí nebo uloží na skládku. Pokud by byl tento materiál recyklován, ušetřily by si státy Evropské unie ročně 148 mil. tun CO₂, což odpovídá zhruba emisím ze 47 milionů aut za rok. V Evropské unii (v době vzniku studie včetně Spojeného království) je přibližně 405 milionů tun klíčových recyklovatelných materiálů dostupných v komunálním odpadu, který je z asi 52 % odstraňován (skládkován nebo spalován).

Do roku 2050 povede přeměna plastového odpadu na energii (včetně spalování v ZEVO) k větším emisím oxidu uhličitého než spalování fosilních paliv, předpokládá studie vědců z Jižní Koreje (Kwon et al., 2023). Jejich zjištění ukazují, že přeměna plastového odpadu na energii by měla být vní-

Tabulka 4.1: Porovnání redukce emisí skleníkových plynů při použití recyklovaných vstupů a při spálení vybraných materiálů. Zdroj: (Jofra, 2013)

Materiál	Redukce GHG při použití recyklovaných vstupů namísto panenských surovin (CO ₂ ekv.)	Redukce GHG na tunu spáleného odpadu (CO ₂ ekv.)*
Sklo	0,28	-0,02
Kancelářský papír	2,85	0,48
Novinový papír	2,78	0,56
Ocelové plechovky	1,80	-0,02
PET	1,11	0,75
Měděný drát	4,89	-0,02
Hliníkové plechovky	8,89	-0,02

* Znaménko „-“ znamená naopak tvorbu GHG.



Foto 4.3 ZEVO v Praze – Malešicích vykazuje podle data v IRZ vzrůstající množství emisí CO₂ (Arnika, 2022b). Foto: VitVit, wikimedia commons CC BY-SA 4.0

mána jako daleko větší problém, než tomu v současnosti je. Jinými slovy, nahrazování uhlí, ropy nebo zemního plynu v teplárnách odpady v žádném případě neřeší problém podílu teplárenství na emisích CO₂. Pokud se chceme vyhnout dalším příspěvkům k oteplování atmosféry, musíme se vyhnout slepé uličce, do níž nás ZEVO a podobné technologie vedou.



Foto 4.4: Materiál ze spalovny odpadů (SPRUK) obsahuje nespálený plastový odpad. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.



Foto 4.5 Fotografie lokality, kde SPRUK skončil vysypaný v lese. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

4.2 Chemické znečištění

Studie mapující globální rozsah chemického znečištění planety vyšla v roce 2022 (Persson et al., 2022) s jednoznačně negativním výsledkem. Bezpečný operační prostor chemického znečištění tzv. *novel entities*²⁹ je podle ní překročen, přičemž „roční produkce a úniky rostou tempem, které převyšuje globální kapacitu pro monitorování a hodnocení“. Jako

²⁹ Jako *novel entities* se ve studii označují „uměle vytvořené chemické látky“, ale také plasty nebo těžké kovy. Všechny tyto látky mají společné to, že se do životního prostředí dostaly lidskou činností. Do takovéto definice dokonale zapadají i dioxiny a další látky vznikající jako vedlejší produkty spalování odpadů.

zvláštní aspekt je zdůrazněno znečištění plasty. Studie má několik závěrů. Dochází podle ní k nárůstu produkce *novel entities*, jejich rozmanitosti a globálního uvolňování v průběhu času, přičemž hodnocení bezpečnosti a regulace látek a schopnost zemí vymáhat ji nedrží krok s rychlostí jejich zavádění. Pro planetu to znamená, že ač se na jednom místě nakládání s chemickými látkami a odpady zlepšil, na jiném místě nebudou předpisy dodržovány nebo nebudou vůbec existovat, protože se se *novel entities* budou dále vyrábět, používat a likvidovat. K uvolňování *novel entities* do životního prostředí bude tak docházet dál, jenom se přesune z jednoho místa na Zemi na jiné, a proto se jedná o globální problém. Problematická je rovněž doba setrvání *novel entities* v životním prostředí. I kdyby se okamžitě zastavila produkce těchto látek, nezastaví se jejich uvolňování

do životního prostředí a samotné látky z prostředí (v mnoha případech po dlouhou dobu) nezmizí.

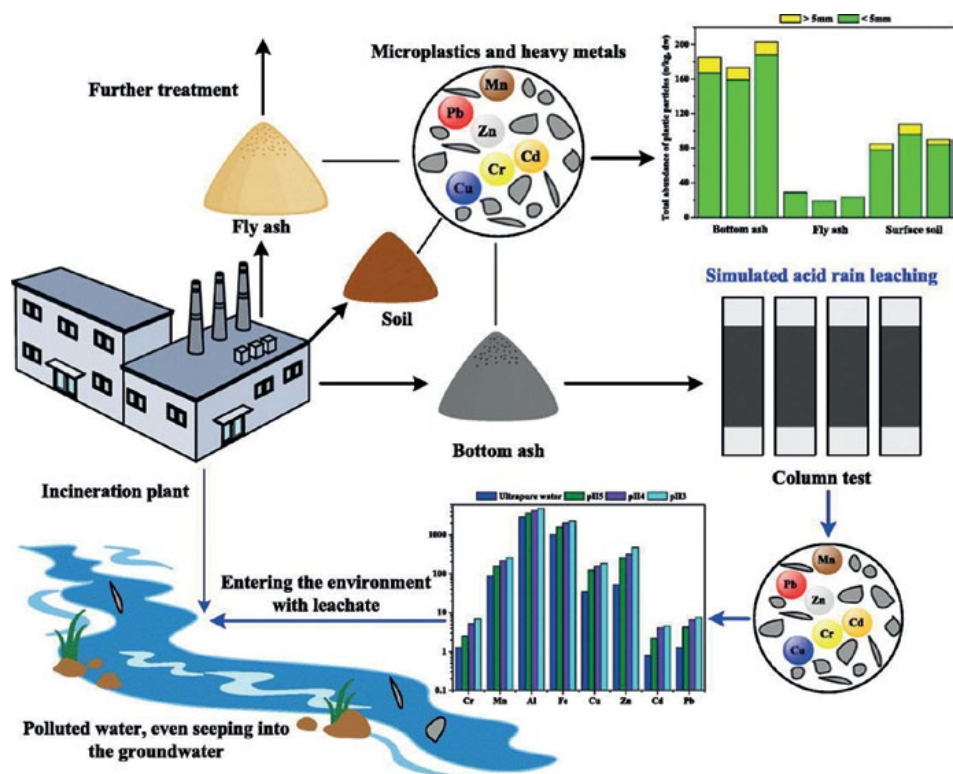
Spalovny jsou jednoznačně zásadním vektorem pro vstup *novel entities* do životního prostředí, protože kovy, organické látky i anorganické látky emitují do ovzduší, uvolňují do odpadních vod, ale především do pevných zbytků. Spalováním totiž dochází k uvolňování *novel entities* z matric, které je obsahují, nikoliv k jejich rozkladu či destrukci. Typickým příkladem

již přítomných látek v odpadech mohou být bromované zpomalovače hoření nebo plasty, ze kterých vznikají mikroplasty.

Přestože se to na první pohled zdá jako málo pravděpodobné za vysokých teplot spalování odpadů, popel a popílek ze spaloven odpadů obsahují poměrně vysoké množství mikro- a nanoplastů, které během procesu spalování neshořely, a to zčásti i z důvodu přítomnosti zpomalovačů hoření. Ze vzorkování a analýz 31 vzorků popela ze 16 moderních spaloven odpadů pracujících za stabilních podmínek vyplynulo, že ve spalovnách nedochází ke kompletní destrukci plastů. Jejich koncentrace v popelu se pohybovala mezi 1,9 až 565 částic na kilogram, ale až 102 000 částic na tunu spáleného odpadu (Yang et al., 2021). Největší podíl plastů tvořily obalové a stavební materiály (PP a PS) s obsahem BFR. Aktuálně nejsou k dispozici standardizované metody pro stanovení obsahu mikroplastů v pevné matici ani v popelu, a tudíž pro ně nejsou stanoveny ani limity ve zbytcích po spalování odpadu. S popelem a popílkem, ale i prostřednictvím emisí do ovzduší se tyto plastové částice dál šíří do životního prostředí (Bhat et al., 2023; Yang et al., 2021). Dobře to zdokumentovala studie z roku 2021 a její grafický abstrakt (viz obrázek 4.3); (Shen et al., 2021). Ostatně, pro příklad nemusíme chodit daleko. Směs popela a popílku (SPRUK) z libereckého ZEVO skončila mimo jiné v lese u Frýdlantu (Arnika, 2019b), přičemž obsahovala nespálené části plastového odpadu (viz foto 4.4 a 4.5).

Dále spalováním odpadů vznikají POPs jako nezamýšlené vedlejší produkty, o které jsou zbytky ze spalování odpadů obohaceny.

Dioxiny ve zbytcích po spalování odpadů jsou dokonalým příkladem toho, jak spalovny přispívají k překročení planetárních mezí, co se týče chemického znečištění. Odhad celkových celosvětových úniků dioxinů činil podle dat z roku 2008 101,4 kg TEQ ročně. Tento odhad vycházel ze shrnutí národních inventur emisí a přenosů dioxinů (Fiedler, 2016). V roce 2021 jsme ve studii prezentované na mezinárodní konferenci Dioxin 2021 odhad-



Obr. 4.3: Grafický abstrakt studie zaměřené na sledování mikroplastů a těžkých kovů ze spalovny odpadů dobře dokumentuje jejich toky. Zdroj: (Shen et al., 2021)



Foto 4.6 Popílků ze spaloven jsou velkým zdrojem dioxinů a vymykají se kontrole kvůli benevolentnímu limitu. Zařízení na shromažďování a převoz popílků ze spalovny nebezpečných odpadů v Jihlavě, jak vypadalo v roce 2012. Foto: Matěj Man, Arnika.

li, kolik dioxinů skončilo s nejvyšší pravděpodobností globálně v popílcích a zbytcích z čištění kouřových plynů spaloven (Petrlik et al., 2021). Došli jsme k číslu mezi 14 až 15 kg TEQ dioxinů ročně. V příslušné studii jsme provedli rozbor, jak jsme k tomuto odhadu dospěli (Petrlik, Jelínek et al. 2022).

Na základě dnes globálně používaného limitu LPCL (15 ng TEQ.g^{-1}) zůstává ročně v odpadech nejméně polovina ze 14 až 15 kg TEQ PCDD/F³⁰,

³⁰ Posun k přísnějšímu limitu 5 ng TEQ.g^{-1} , k němuž došlo v EU, na odhadu množství dioxinů v odpadech (popílcích) ponechaných bez kontroly příliš nezmění. Zatímco limit 15 ng TEQ.g^{-1} překročila jediná z 35 spaloven, ve kterých se v EU měřily dioxiny v popílcích, limit 5 ng TEQ.g^{-1} překročily čtyři ze 35 spaloven, tedy 11 % (Ramboll, 2019).

kteřé pocházejí z popílků ze spaloven odpadů. Pravděpodobně je to ale ještě více.

Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) zpřisnil v roce 2018 hodnotu tolerovatelného týdenního příjmu (TWI) dioxinů a dl-PCB na 2 pg TEQ.kg^{-1} tělesné hmotnosti člověka (EFSA CONTAM, 2018). To znamená, že by člověk o hmotnosti 70 kg neměl za rok přijmout tyto látky v množství větším než 7 280 pg TEQ. Pro celou populaci na Zemi, která v roce 2019 činila 7,7 miliardy lidí, to je 56,056 g TEQ dioxinů za rok. Polovina z množství dioxinů, které ročně zůstane v popílcích ze spaloven odpadů a která má i nadále zůstat bez kontroly, se tak rovná roční dávce tolerovatelné pro lidskou populaci, která by žila na 133 planetách Zemích. Pokud použijeme hodnotu TWI $14 \text{ pg TEQ.kg}^{-1}$ tělesné hmotnosti (používanou dosud WHO), potom toto množství odpovídá roční dávce tolerovatelné pro populaci žijící na 19 planetách Zemích. Naštěstí se ne všechny dioxiny dostanou do našeho potravního řetězce. Není toto jasný důkaz překračování planetárních hranic, k němuž přispívají spalovny čistě produkcí dioxinů v popílcích?

4.3 Biodiverzita

Nedávno vydaná studie (Sigmund et al., 2023) spojuje ztrátu biodiverzity s přítomností antropogenních chemických látek, které jsou v prostředí všudypřítomné, a které představují rostoucí hrozbu pro biologickou rozmanitost a ekosystémy. Spalování odpadů přispívá ke ztrátě biodiverzity uvolňováním toxických látek antropogenního původu do prostředí (emise, zbytky po spalování odpadů, odpadní vody) a zároveň tvorbou těch, které by bez spaloven nevznikly. POPs uvolňované ze spaloven odpadů výrazně přispívají k ohrožení biodiverzity jako takové. Stejně jako mají vliv na reprodukční schopnosti člověka, ohrožují tyto schopnosti i u dalších živočichů.



Foto 4.7 Symbolem ohrožení zvířecí říše POPs se nejdříve stal v minulém století orel bělohlavý, jehož schopnost mít mladé ohrožovalo DDT.
Foto: Wikimedia Commons.



Foto 4.8 Vydra evropská, u které klesá úspěšnost odchovu mláďat s rostoucími koncentracemi PCB v životním prostředí.
Foto: Bernard Landgraf, wikimedia commons.



Foto 4.9 Pro ryby jsou toxické například sloučeniny zinku, které ve vysokých koncentracích obsahují popel a škvára ze spaloven komunálních odpadů (viz kapitolu 5.3). Ilustrativní foto štiky – autor: katdaned – Pike, CC BY 2.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=42498819>



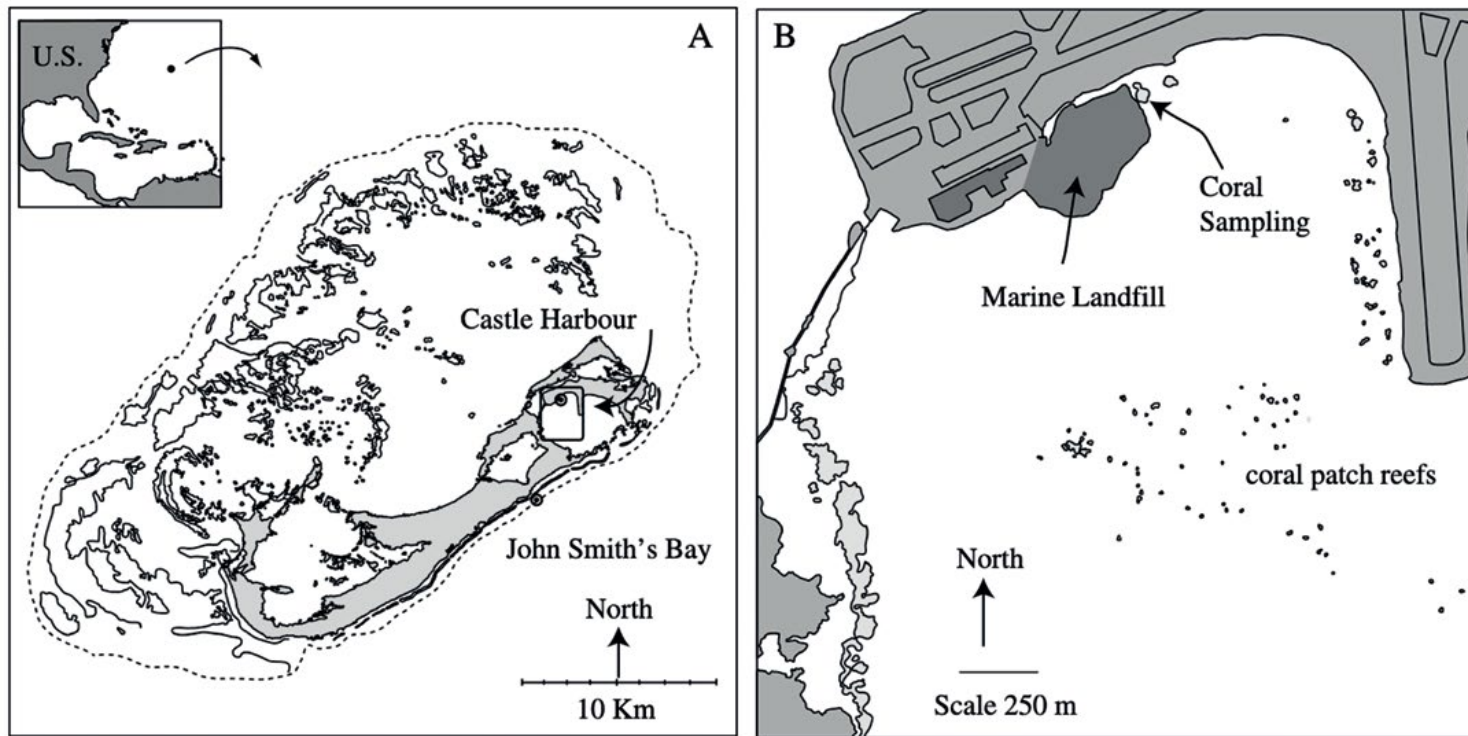
Foto 4.10 Hrozbou pro lokální populace ohrožených druhů živočichů mohou být místa, kde se spalují odpady s obsahem POPs, které se pak mohou dostat do potravních řetězců. Na fotografii je kareta obrovská po snůšce vajec v mangrovové bažině v sousedství cementárny spalující odpad s PFAS v Queenslandu v Austrálii (viz foto 5.18).

Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

Jasně známky o negativním vlivu POPs na populace divokých zvířat sleduje lidstvo minimálně od šedesátých let minulého století, a to včetně dioxinů a PCB. Výzkum z počátku 60. let 20. století v povodí Velkých jezer zaznamenal reprodukční selhání u norků krmených rybami na farmě s vysokými koncentracemi organochlorových sloučenin. Úmrtí plodu a abnormality souvisely s dl-PCB a PCDD/F (Brunström et al., 2001; Giesy et al., 1994; Wren, 1991). Longitudinální studie populací švédských vyder trvajících 30 let (1968–1999) ukázala, že s rostoucími koncentracemi PCB v životním prostředí klesá úspěšnost odchovu mláďat (Roos et al., 2001).

Některé těžké kovy a jejich sloučeniny uvolňované z odpadů produkovaných spalovnami pak přispívají k ohrožení například vodních živočichů. Popel ze spaloven obsahuje vysoké koncentrace zinku a jeho sloučenin, které nejsou ani tak nebezpečné pro člověka, jako pro vodní organismy (Javed & Usmani, 2017; Sibiyi et al., 2022) viz například kapitoly 5.3.7 a 5.3.8. Nekontrolované nakládání s popelem ze spaloven přispívá k celkové zátěži prostředí zinkem a jeho sloučeninami, stejně jako dalšími těžkými kovy (viz obrázek 4.3).

Ke snad nejbizarnějším případům ohrožení biodiverzity patří kontaminace korálového útesu u Bermud uložením zbytků ze spalování odpadů do podmořské skládky (viz obrázek 4.4). Bermudy postavily spalovnu v roce 1995. Byla zjištěna kontaminace chlorovanými dioxiny, polyaromatickými uhlovodíky, polychlorovanými bifenoly a těžkými kovy (zinkem, olovem, manganem a rtuť), zatímco se uložení popelovin solidifikovaných cementem ukázalo jedním z pravděpodobných zdrojů (Jones, 2011; Prouty et al., 2013).



Obr. 4.4:

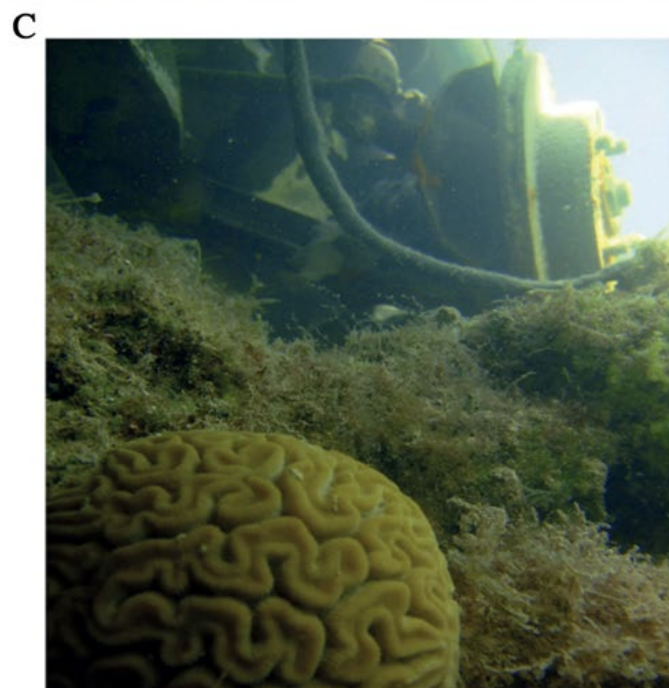
(A) Mapa Bermud a jejich umístění vzhledem k východu Spojených států společně s místy, kde byly provedeny vrty korálů na Castle Harbour a John Smith's (kulaté body). Území korálového útesu je vymezeno čárkovaně.

(B) Zvětšený Castle Harbour a umístění podmořské skládky, místa sběru korálů a skvrnitých korálových útesů uvnitř přístavu.

(C) Fotografie hlavy korálu *Diploria labyrinthiformis* o velikosti přibližně 20–30 cm z Castle Harbour s pozadím z podmořské skládky odpadů

(D) Černá voda vytékající ze skládky v Castle Harbour při nízkém přílivu, kdy anoxický (bezokyslíkatý) materiál vytéká ze skládky.

Zdroj: (Prouty et al., 2013)



5. Toxické látky ze spaloven, jejich toky a vlivy na zdraví

5.1 Perzistentní organické látky (POPs)

POPs jsou látky schopné dlouhodobě setrávat v životním prostředí – za běžných podmínek se velice těžko odbourávají či rozkládají, některé dokonce vůbec. Jsou velmi škodlivé, vyznačují se vysokou toxicitou, některé z nich jsou karcinogenní, mutagenní či teratogenní. Kvůli nízké míře rozkladu se přenášejí na velké vzdálenosti (vodou, vzduchem, organismy) a ukládají se v živých organismech, čímž se jejich negativní účinek násobí. Nepůsobí sice jako bezprostředně usmrcující jedy, ale jejich postupná akumulace v organismu způsobuje celou škálu závažných onemocnění. Některé z této skupiny látek nacházely a nacházejí použití v průmyslu i zemědělství, často vznikají i tzv. nezamýšleně, to znamená, že mohou být nechtěnými produkty například spalování či se může jednat o odpadní produkty chemických výrob.

Nakládání s POPs i emise těch, které vznikají jako vedlejší produkty ve spalovnách, reguluje celosvětově Stockholmská úmluva, která byla dohodnuta v květnu 2001 a vstoupila v platnost 17. května 2004. Každá ze smluvních stran pro její naplňování musí zpracovat národní implementační plán, který je pravidelně aktualizován. V České republice ho připravuje MŽP a schvaluje ho vláda ČR. Poslední verze byla schválena v roce 2017 a je platná do roku 2023 (Bláha, 2017). Spalovny nebezpečných odpadů

a cementárny jsou často k likvidaci odpadů obsahujících POPs využívány, přestože nepředstavují ideální cestu pro rozklad těchto látek, a zároveň mohou při spalování odpadů s PCB nebo PFOS vznikat nové POPs jako nezamýšlené vedlejší produkty. UPOPs vznikají spalovacími procesy i při spalování odpadů jiných než s obsahem POPs. Tento typ látek je zařazený v Příloze C Stockholmské úmluvy. K nejznámějším UPOPs patří dioxiny. Spalovny i cementárny jsou vyjmenovány jako významné zdroje těchto látek společně například s hutnickými provozami (MZV, 2006).

Některé z nově regulovaných POPs dokumentují, jak se svět kolem nás mění a stává se stále složitějším, a to i co se toxických látek týče. Vyrábí se stále více látek se specifickými vlastnostmi, které později komplikují jejich rozklad. Ani na zpracování odpadů ve spalovnách se nemůžeme dívat bez rozšiřování komplexního poznání bilance chemických látek, jejichž škálu samotné spalování spíše rozšiřuje, aniž bychom mysleli jen dioxiny. Zdá se, že například spalováním velice komplikovaných PFAS vznikají jejich nové formy, které mohou být stejně toxické jako ty původní.

5.1.1 Dioxiny

Souhrnné označení „dioxiny“ se používá pro skupinu strukturně a chemicky příbuzných polychlorovaných dibenzo-para-dioxinů (PCDD) a polychlo-

rovaných dibenzofuranů (PCDF). Pod pojem „dioxiny“ se někdy zahrnuje také 12 dioxinům podobných kongenerů polychlorovaných bifenylů (dl-PCB), které mají podobné toxické vlastnosti jako dioxiny, kvůli čemuž jim byly zároveň přisouzeny hodnoty TEQ, které reprezentují PCB zařazené do Přílohy C Stockholmské úmluvy (MZV, 2006). Vyskytují se v životním prostředí po celém světě a hromadí se v tukové tkáni organismů, protože jsou lipofilní. Na to navazuje i hromadění v potravních řetězcích.

K více než 90 % expozice člověka těmto látkám dochází skrze potraviny – především prostřednictvím masných a mléčných výrobků, ryb a korýšů. Krátkodobé vystavení člověka vysokým koncentracím dioxinů, k němuž dochází většinou v chemických provozech anebo po chemických haváriích a není spojeno se spalováním odpadů, může mít za následek kožní léze (chlorakné), skvrnitě ztmavnutí kůže a změnu funkce jater. Mezi dlouhodobé toxické účinky lze řadit reprodukční a vývojové problémy včetně poškození nervové soustavy u dětí, poškození imunitního systému, narušení endokrinního systému a rakovinu (Anwer et al., 2016; Carpenter, 2013; Eskenazi et al., 2018; Giesy & Kannan, 1998). Jakmile se dioxiny dostanou do těla, přetrvávají v něm po dlouhou dobu díky své chemické stabilitě a schopnosti vstřebávat se do tukové tkáně, kde se pak ukládají. Poločas rozpadu dioxinů v lidském těle je 7 až 11 let (WHO, 2016). Rychleji se jich mohou zbavit jen kojící ženy mateřským mlékem (což znamená předání dioxinů svým potomkům).

Nejcitlivější na expozici dioxinům je vyvíjející se plod. Někteří lidé (nebo skupiny lidí) mohou být vystaveni vyšším hladinám dioxinů kvůli své stravě (například konzumenti ryb ve velkém v některých částech světa) nebo svému zaměstnání (například pracovníci v chemickém průmyslu, ve spalovnách odpadů nebo na místech s nebezpečným odpadem). Vzhledem k rozsahu kontaminace prostředí dioxiny je třeba vyvinout úsilí k jeho snížení, což je nejjednodušší přímo u jejich zdrojů. Dioxiny jsou hlavně vedlejšími produkty průmyslových procesů, především chlorové chemie, tavení kovů

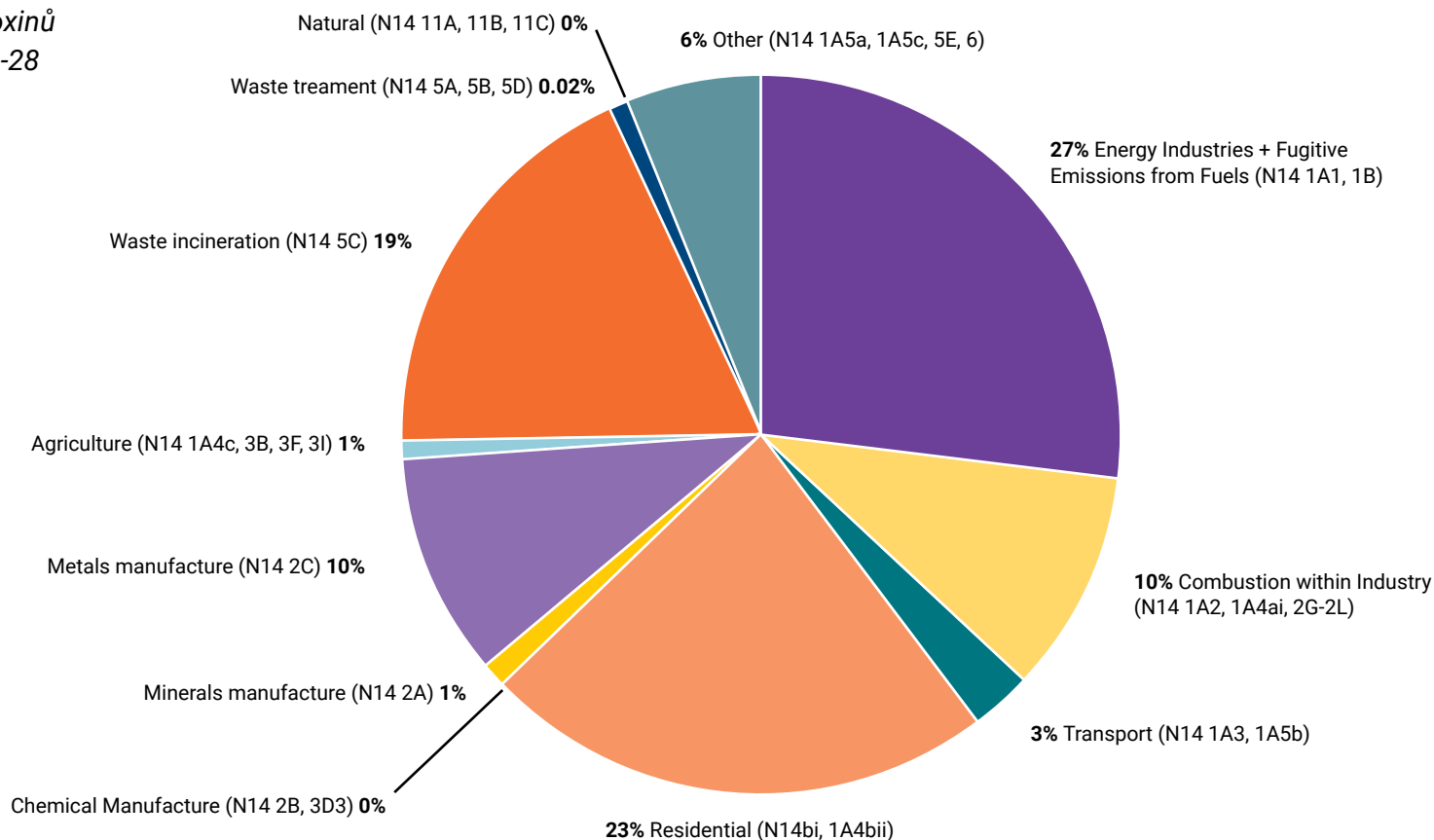
anebo spalování odpadů obsahujících chlor (MZV, 2006; UNEP & Stockholm Convention, 2013). V menší míře mohou vznikat i v důsledku přírodních procesů, jako jsou sopečné erupce a lesní požáry. Všechny typy spaloven odpadů patří k velkým zdrojům dioxinů, a to včetně jejich spoluspalování v cementárnách. Pro výpočet celkových emisí dioxinů vytvořil odborný panel Stockholmské úmluvy tzv. Dioxin Toolkit, který stanovil emisní faktory pro jednotlivé procesy a jejich produkty (UNEP & Stockholm Convention, 2013).

Způsobem, jak zjistit, jestli a jaký dioxinový účinek má určitý vzorek, je bioassay analýza DR CALUX. Metoda DR CALUX stanovuje koncentraci PCDD/F a dl-PCB vyjádřenou jako bio-toxický ekvivalent BEQ (European Commission, 2012), který ukazuje, jak se vzorek chová v porovnání s nejtoxičtějším kongenerem 2,3,7,8-TCDD (Besselink H, 2004; Besselink et al., 2004). Popisuje ho metodika US EPA 4435. Extrakt vzorku se aplikuje na geneticky upravenou linii buněk, dioxiny nebo dl-PCB (případně i další látky) aktivují arylhydrokarbonový receptor, který spustí expresi sledovaného genu. Koncentrace dioxinů a jim podobných látek se stanovuje podle míry odpovědi. V porovnání s chemickou analýzou nemáme v tomto případě informaci o koncentraci a přítomných kongenerech, ale informaci o tom, jaký má vzorek účinek na savčí, případně lidské buňky. Hodnotu BEQ mohou ovlivnit i další látky s dioxinovým efektem, například bromované dioxiny, ale nejen ony.

5.1.1.1 Ovzduší

Monitoring emisí některých látek (včetně dioxinů) ze spaloven odpadů probíhá pouze několik hodin ročně, což může odpovídat desetinám procent celkové doby provozu zařízení (při běžných 8 000 h.rok⁻¹). Navíc je obvykle realizován za stabilních podmínek, což znamená s výjimkou najíždění, příp. vypínání kotle, při kterém může docházet k násobně vyšším emisím dioxinů (k tomu viz text dále v této kapitole nebo v kapitole 3.4.1.3).

Obr. 5.1: Zdroje emisí dioxinů a furanů do ovzduší v EU-28 v roce 2015 (European Commission, 2022)



Závěry o nejlepších dostupných technikách (Evropská komise, 2019) jsou částí (výtahem) rozsáhlého dokumentu BREF a jsou závazné pro povolání nových zdrojů znečišťování v průmyslu a zemědělství v Evropské unii. V roce 2015 byl v platnosti BREF pro spalování odpadů, který požadoval emisní limit $0,1 \text{ ng TEQ.m}^{-3}$ (Evropská komise, 2005). I přes takto nízký limit byly spalovny odpadů v roce 2015 zodpovědné za 19 % emisí dioxinů do ovzduší v EU-28 (European Commission, 2022) viz obrázek 5. 1. Po vypuštění těchto látek do ovzduší dochází k jejich transportu a depozici v bližším i vzdálenějším okolí zdroje spalování.

Emise dioxinů z většiny moderních spaloven odpadů se při použití Závěrů o nejlepších dostupných technikách pohybují v rozmezí $0,0008\text{--}0,05 \text{ ng I-TEQ.m}^{-3}$ (Stockholm Convention, 2008), dle v současnosti platného BREF dokumentu (Neuwahl et al., 2019) se pohybují mezi hranicemi kvantifikace a $0,24 \text{ ng I-TEQ.m}^{-3}$. Zařízení vybavená tuhou adsorpční vrstvou vykazovala úroveň emisí pod $0,05 \text{ ng.m}^{-3}$ (Neuwahl et al., 2019). V případě špatně navržených a provozovaných zařízení však mohou být emise podstatně vyšší. Požadavky na výši emisí PCDD/PCDF nebo PCDD/F s dl-PCB upravují nejnovější Závěry o nej-

lepších dostupných technikách pro spalování odpadů z roku 2019, viz tabulku 5. 1.

Zda spalovny odpadů splňují nastavené limity pro dioxiny, se většinou kontroluje dvěma krátkodobými měřeními v průběhu roku. Tato možnost je ponechána na rozhodnutí orgánu vydávajícího tzv. integrované povolení, přestože se jasně prokázalo, že krátkodobá měření neukazují reálné emise dioxinů, protože nezachytí kritické období najíždění a vypínání technologie (De Fré & Wevers, 1998; Kriekouki et al., 2018), které se děje každoročně v souvislosti s nutnou údržbou technologie. Nezachytí ani další výpadky v čištění spalin. V případové studii spalovny (ZEVO) v nizozemském Harlingenu (viz kapitolu 3.4.1.3.) demonstrujeme, jak velký rozdíl může být v emi-

Tabulka 5.1: Úrovně emisí spojené s nejlepšími dostupnými technikami (BAT-AEL) u řízených emisí TVOC, PCDD/F a dl-PCB ze spalování odpadu do ovzduší. Zdroj: (Evropská komise, 2019).

Parametr	Jednotka	BAT-AEL		Období pro stanovení průměru
		Nové zařízení	Stávající zařízení	
TVOC	mg.m ⁻³	< 3–10	< 3–10	Denní průměr
PCDD/F*	ng I-TEQ.m ⁻³	< 0,01–0,04	< 0,01–0,06	Průměr za interval odběru vzorků
		< 0,01–0,06	< 0,01–0,08	Dlouhodobý interval odběru vzorků**
PCDD/F + dl-PCB*	ng WHO-TEQ.m ⁻³	< 0,01–0,06	< 0,01–0,08	Průměr za interval odběru vzorků
		< 0,01–0,08	< 0,01–0,1	Dlouhodobý interval odběru vzorků**

* Použijí se buď BAT-AEL pro PCDD/,F, nebo BAT AEL pro PCDD/F + dl-PCB.

** BAT-AEL se nepoužijí, jestliže se prokáže, že úrovně emisí jsou dostatečně stabilní.



Foto 5.1 Spalovna komunálních odpadů Termizo Liberec zpočátku nebyla schopná splnit limit 0,1 ng TEQ.m⁻³ pro dioxiny, a tak musela přistoupit k dostavbě nákladného filtru (viz kapitolu 9.1.1). Foto: Jindřich Petrlík.



Foto 5.2 *Dioxiny se mohou šířit i prostřednictvím fugitivních emisí, například při nakládání zbytků po spalování odpadů, jak to zachycuje tento snímek z nizozemského Harlingenu anebo foto 4.6 ze spalovny nebezpečných odpadů v Jihlavě kde je znatelný únik prachu při nakládání popílku. Foto: ToxicoWatch, zdroj: (Arkenbout & Bouman, 2018).*

sích dioxinů (a nejen jich) vypočtených na základě jednorázových měření (trvajících po dobu cca 24 hodin) oproti měřením s pomocí semikontinuálního vzorkování emisí (Cheruiyot et al., 2017; Reinmann, 2011). Podobně kritické je měření emisí rtuti, pro niž lze použít rovněž kontinuální vzorkování emisí.

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 monitoro-

vat 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 semikontinuální monitoring dioxinů vznikla (a začala se zavádět do praxe) norma EN 1948-5 pro dlouhodobé vzorkování PCDD/F a dl-PCB.

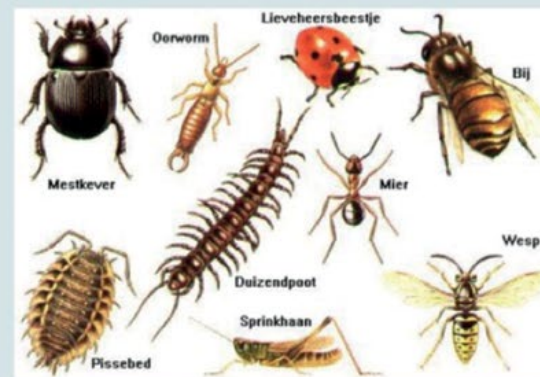
5.1.1.2 Půda

Před zavedením přísnějších limitů a monitoringu (Reinmann et al., 2010) emisí dioxinů uvolňovaly běžné spalovny komunálního odpadu o kapacitě 50 až 200 000 tun spáleného odpadu za rok za stabilních podmínek do ovzduší ročně až 100 g TEQ PCDD/F (údaje z let mezi 1950 a 1980); (Rappe et al., 1987). Takové úniky kontaminovaly půdu dioxiny v okolí spaloven odpadů, například v případě půdy v okolí spalovny nebezpečných odpadů ve Velké Británii dosahovaly koncentrace až 58 pg TEQ.g⁻¹ (Holmes et al.), v případě půdy z okolí jedné spalovny odpadů v USA až 450 pg TEQ.g⁻¹ (Goovaerts et al., 2008) a v případě půdy odebrané blízko dlouhodobě provozované spalovny komunálních odpadů ve Švýcarsku až 640 pg TEQ.g⁻¹ (Vernez et al., 2023); viz také kapitolu 3.4.1.

Taková zátěž půdy dioxiny ze spaloven odpadů vedla již v 90. letech 20. století ke kontaminaci masa a mléka zvířat chovaných v okolí spaloven odpadů (Goovaerts et al., 2008; Liem et al., 1991). K té dochází i v místech s nešetrným nakládáním se zbytků po spalování odpadů. Podrobněji jsme tuto problematiku rozebrali v kapitole věnované vlivům na půdu (viz kapitolu 3.4), kde uvádíme i konkrétní případy.

Co se kontaminace půdy v okolí spaloven týče, nejedná se o jev pozorovaný pouze v zahraničí: v sousedství malé spalovny zdravotnických odpadů v Ostravě – Porubě byla v roce 2001 naměřena koncentrace 19,7 pg TEQ.g⁻¹ (Jech et al., 2001), přičemž půdy s koncentracemi dioxinů mezi 1,6–14 pg TEQ.g⁻¹ se v ČR považují za znečištěné oblasti pod vlivem průmyslových zdrojů (Ivan Holoubek et al., 2003).

Back yard chicken as biomarker of dioxin/PCB pollution



Obr. 5.2 Některé studie ukázaly, že dioxiny a dl-PCB ve vejcích slepic z volného výběhu překračují přijatelné hladiny pro potraviny v EU (PCDD/F 2,5 pg TEQ.g⁻¹ tuku u vajec) už při koncentracích PCDD/F v půdě 2-4 ng TEQ.kg⁻¹ sušiny. Slepice konzumuje hodně půdních živočichů včetně půdy jako takové, a také velké množství prachových částic. Zdroj infografiky: (Arkenbout & Bouman, 2018)

Některé studie ukázaly, že dioxiny a dl-PCB ve vejcích slepic z volného výběhu překračují přijatelné hladiny pro potraviny v EU (PCDD/F 2,5 pg TEQ.g⁻¹ tuku u vajec) už při koncentracích PCDD/F v půdě 2–4 ng TEQ.kg⁻¹ sušiny (Hoogenboom et al., 2016; Kijlstra et al., 2007; Weber et al., 2019) viz obrázek 5. 2. Koncentrace 0,020–4,224 ng I-TEQ.kg⁻¹ sušiny v půdě vedla ke koncentraci až 56 pg WHO-TEQ.g⁻¹ tuku ve vejcích v Newcastle (Pless-Mulloli, 2003). Konzumenti kontaminovaných vajec, zvláště pak malé děti, tak mohou být velice snadno vystaveni dávce těchto látek překračující TWI, což znamená nadměrné vystavení dioxinům.

Kritickým případům kontaminace půdy a posléze i vajec doma chovaných slepic se věnuje také kapitola 3.4 a případové studie Lausanne (kapitola 3.4.1.1.), Maincy (kapitola 3.4.1.2) a Harlingen (kapitola 3.4.1.3). Podobný případ kontaminace lokálně pěstovaných potravin v lokalitě zamořené hexachlorbenzenem ze spalování nebezpečného odpadu cementárnou pak rozebírá případová studie Wietersdorfer (viz kapitolu 5.1.4.1). Mezinárodní síť IPEN zpracovala několik souhrnných studií o nejvyšších koncentracích PCDD/F, dl PCB a PBDD/F ve vejcích drůbeže z domácích chovů (Petrlík, Bell et al., 2022; Jelinek, Behnisch et al., 2023; Teebthaisong et al., 2021).

5.1.1.3 Pevné zbytky po spalování

Přehled úniků dioxinů do různých médií v přepočtu na tunu odpadu lze vidět v tabulce 5. 2.

K únikům či přenosům látek, které jsou uvedeny v příloze C Stockholmské úmluvy, dochází zejména prostřednictvím popílku, popela a filtračního koláče z čištění odpadních vod. Ve zbytcích po čištění spalin totiž končí největší část vzniklých dioxinů. Nejvyšší koncentrace zjištěná v popílku byla ve spalovně nebezpečných odpadů v Medelinu: 181 535,8 ng WHO-TEQ.kg⁻¹ (Cobo et al., 2009). V popílku z moderní spalovny komunálních odpadů pak z posledních let pochází údaj o koncentraci až 23,9 ng TEQ.g⁻¹

Tabulka 5.2: Odhad úniků a přenosů dioxinů do různých médií pro spalovny komunálního odpadu. Zdroj: Stockholm Convention (2008, p. 5)

Médium	Tvorba (na tunu odpadu)	Jednotka (na tunu odpadu)	Průměrná koncentrace	Jednotka	Množství (µg I -TEQ.t ⁻¹ odpadu)
Popel	220	kg	46	ng I -TEQ.kg ⁻¹	10,12
Popílek	20	kg	2950	ng I -TEQ.kg ⁻¹	59
Filtrační koláč	1	kg	4 000	ng I -TEQ.kg ⁻¹	4
Odpadní voda	450	l	0,3	ng I -TEQ.l ⁻¹	0,135
Ovzduší	5 000	m ³	0,02	ng I -TEQ.m ³	0,1
Celkem					73,355

(Ramboll, 2019) a ze starších dat pak až 28 ng TEQ.g⁻¹ (Johnke & Stelzner, 1992). Proto je velmi důležité zajistit bezpečné ukládání těchto odpadů a v případě překročení limitu pro POPs rovněž jejich zpracování nespalovacími technologiemi vedoucími k destrukci/rozkladu POPs (Stockholm Convention, 2008).

Převládá názor, že škodlivé látky, které se podařilo přeměřovat do popílku, jsou v něm dostatečně fixovány a je v podstatě zbytečné se obsahu těchto látek v odpadech věnovat. Tyto názory patrně vycházejí ze starších studií (Fischer et al., 1992; Hagenmaier et al., 1992; Ratti et al., 1986) o chování dioxinů v půdě, které podporovaly původní myšlenku silné fixace dioxinů v popelu a popílku. Pravidla pro výluhové testy, týkající se POPs, zejména dioxinů, tak nejsou založeny na (nejnovějších) vědeckých poznacích. Nejspíš se jimi nikdo netrápí, když je limit pro dioxiny v odpadech (LPCL) nastavený tak vysoko, že mu vyhoví i většina popílků ze spaloven odpadů (viz kapitolu 5.1.9).

5.1.1.3.1 Nedostatky výluhových testů

Experimenty s vymýváním dešťovou vodou potvrdily vyluhovatelnost dioxinů ze zbytků po spalování odpadů (Takeshita & Akimoto, 1991), kterou navíc zvyšují i přítomné povrchově aktivní látky (Sakai et al., 1997). Další studie ukázaly, že v podmínkách podobných těm na skládkách je vyluhovatelnost dioxinů vyšší (Kim & Lee, 2002) a že je dále zvyšována přítomností huminových³¹ látek. Rovněž hašením dochází k uvolňování dioxinů (Schramm et al., 1995).

Výluhové testy nejsou dostatečně reprezentativní, jejich doba trvání je příliš krátká, přičemž zkoumané prvky mohou být mobilní i po 6 letech (Simon et al., 2021). Kvůli úpravě pH poskytují falešné výsledky, čímž se popílek jeví stabilnější, než ve skutečnosti je (Rollinson et al., 2022). Výluhové testy nezohledňují látky, které prokazatelně uvolňování do prostředí ovlivňují. Do vodného výluhu se v odpovídající koncentraci nedostanou látky omezeně rozpustné ve vodě nebo látky navázané na pevné částice. Úřadům obvykle stačí, když je nebezpečný odpad předán oprávněné osobě, ale tím, jak je s odpadem dále nakládáno, se nezabývají (Arnika, 2019a).

5.1.1.3.2 Případová studie: důl Jan Šverma

Pod Krkonošemi se mezi městem Žaclěř a Lamperticemi nachází nejstarší uhelný hlubinný důl Jan Šverma, který byl uzavřen v roce 1990. Nachází se v typicky podhorské oblasti, kterou protéká Lampertický potok, s komplikovaným systémem podzemních vod. Podle odborníků společnosti GEMEC Union (pracující na rekultivaci dolu) voda z dolu neuniká. Místní lidé, kteří v dole pracovali, však tomuto názoru nevěří a tvrdí, že situace je mnohem složitější. Je běžnou praxí, že tyto staré doly jsou zasypávány různými materiály, aby se zabránilo pohybu povrchové krajiny. Podle záznamů orgánů státní kontroly životního prostředí se v tomto

³¹ Jako huminové látky se označují látky přírodního původu, vzniklé rozkladem (převážně) rostlinných zbytků.



Foto 5.3 Při použití směsi popílku a popela ze spaloven odpadů pro povrchové úpravy skládek tak, jako na skládce Větrov u Frýdlantu (používá se směs z liberecké spalovny odpadů), je třeba vzít v potaz specifické podmínky pro vymýváním dioxinů. Foto z dronu pořízené v roce 2021: Marek Jehlička (skyworker.cz).

dole ukládaly zbytky ze spalování odpadů v množství až 7 000 tun ročně (Petrlík & Ryder, 2005). Podle GEMEC Union byla používaná technologie bezpečná a k vyluhování toxických látek z materiálů uložených v dole do podzemních vod nedocházelo. Výsledky testů sedimentů z Lampertického potoka však ukázaly, že v jednom místě (pod výpustí z čistírny odpadních vod v areálu dolu) byla koncentrace dioxinů desetinásobně vyšší než nejnižší zjištěná hodnota ve vzorkované oblasti, která byla zjištěna nad



Foto 5.4 Areál dolu Jan Šverma u Lampertic v Podkrkonoší, kde se mimo jiné ukládaly popílků ze spaloven odpadů ve směsi s dalšími nebezpečnými odpady. Foto z roku 2006, Jan Feřtek.

přítokem z dolu (jedná se o přítok Lampertického potoka „U Kirschů“, který odvodňuje jižní část odvalu).

V první polovině roku 2004 spolek Arnika zveřejnil výsledky analýz čtyř vzorků pstruhů z různých míst České republiky, analyzovaných na různé POPs. Z analyzovaných látek obsahoval pstruh z Lampertic druhou nejvyšší naměřenou hodnotu hexachlorbenzenu v rybách v ČR (462 ng.g^{-1} tuku); (Arnika, 2004). Tento příklad ukazuje, že ukládání směsi odpadů do dolu, který je zdánlivě izolovaný od podzemních vod, může vést ke kontaminaci vod povrchových, konkrétně sedimentů nebo ryb, které v dotčené oblasti žijí. Vysoké koncentrace hexachlorbenzenu v okolí potvrdily

i pozdější analýzy sedimentů (Arnika, 2011) a na seznam toxických látek doplnily i PFAS (Lanková et al., 2011).

5.1.1.3.3 Případová studie: Newcastle

V letech 1994–1999 bylo na cestách v Newcastle použito 2 000 tun směsi popela a popílku z blízké spalovny komunálních odpadů Byker (Pless-Mulloi, 2003). Koncentrace dioxinů zjištěné v popílku se pohybovaly mezi 11 a $4\,224 \text{ pg I-TEQ.g}^{-1}$ sušiny (Pless-Mulloi, Edwards et al., 2001). Watson (2001) uvádí dokonce koncentraci dioxinů až $9\,500 \text{ pg I-TEQ.g}^{-1}$ sušiny a konstatuje, že se v tomto případě nejspíš jednalo o čistý popílek, nikoliv smíchaný popel a popílek.

Sedmnáct z devatenácti vzorků vajec z pozemků, kde byl použit popílek ze spalovny, vykazovalo úroveň kontaminace, které výrazně překračovaly koncentrace ve vejcích od slepic chovaných v drůbežárnách, jež byla zakoupena v obchodě. Sedmnáct z devatenácti vzorků vajec z pozemků, kde byl použit popílek ze spalovny, vykazovalo vliv popílku na zastoupení kontaminantů. Vážený průměr všech vzorků vajec byl $16,4 \text{ pg I-TEQ.g}^{-1}$ tuku. Vážený průměr těch vzorků, které vykazovaly ve vzorcích vajec zastoupení kongenerů odpovídající spalovně, činil $22,2 \text{ pg I-TEQ.g}^{-1}$ tuku (Pless-Mulloi, Schilling et al., 2001) s maximem $56 \text{ pg I-TEQ.g}^{-1}$ tuku.

V Newcastle byly na rekonstrukci cest použity odpady, v nichž činil obsah dioxinů méně než třetinu limitu LPCL pro dioxiny, jak jej stanovuje Basilejská úmluva (15 ng TEQ.g^{-1} sušiny). Přesto to mělo za následek kontaminaci drůbežích vajec, která v průměru přesáhla tehdy platný limit EU pro dioxiny ve vejcích 5,5 až 7násobně.

Půda na zkoumaných pozemcích rovněž přesáhla limity pro těžké kovy, konkrétně pro arsen, kadmium, měď, rtuť, olovo a zinek (Pless-Mulloi, Schilling et al., 2001). Přestože výzkum v Newcastle podle Watsona (2001)

nezahrnul dl-PCB, dospěl k závěru, že konzumace vajec z domácích chovů na pozemcích ovlivněných popelem a popílkem ze spalovny může mít významný vliv na zdraví obyvatel. Výzkum provedený dva roky poté, co byla směs popelovin z pozemků odstraněna, zjistil, že koncentrace dioxinů ve vejcích podstatně klesly (Pless-Mulloli, 2003).

5.1.1.4 Odpadní vody

Obecně se emise dioxinů ze spaloven v odpadních vodách pohybují v rozmezí 0,01–0,3 ng I-TEQ.l⁻¹ (Stockholm Convention, 2008).

V České republice upravuje výši emisních limitů v průmyslových odpadních vodách nařízení 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Pro součet dioxinů a furanů (přepočítaný podle koeficientů ekvivalentů toxicity ve zmíněném nařízení) platí koncentrace 0,3 ng.l⁻¹.

5.1.1.5 Kolik dioxinů spalovna rozloží a kolik jich vyprodukuje?

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.

Často používaným argumentem ze strany spaloven komunálních odpadů je množství emisí dioxinů, které zařízení vypustí do ovzduší, přičemž ignorují množství dioxinů v pevných zbytcích po spalování odpadů. Například ředitel ZEVO Malešice v roce 2007 tvrdil: „Běžný odpad, který se k nám dostane, obsahuje kolem 50–60 ng dioxinů na kg odpadu. Za období 2000–2006 tak bylo do spalovny s odpady dovezeno cca 77 gramů dioxinů. Ze spalovny pak odchází 7 % celkového množství dioxinů v podobě strusky. V té je koncentrace dioxinů 17 ng na kg strusky, což je méně, než některé horniny, a lze ji tak využít například při stavbě silnic. 81 % dioxinů zůstane v popílku, se kterým je nakládáno jako s nebezpečným



Foto 5.5 Fotografie z dobového tisku zachycuje dekontaminace území postiženého použitím popela a popílku ze spalovny Byker v Newcastleu. Foto: Archiv Public Interest Constultants, UK.

odpadem a je smíchán s cementem (tzv. solidifikován) a uložen na skládkách nebezpečného odpadu a do volného prostředí už se nedostane. Při samotném procesu termického zpracování odpadu 11 % dioxinů z hmotnostní bilance zmizí,“ (Mach, 2007). Použil tedy zastaralý údaj o množství dioxinů v komunálním odpadu.

Do spalovny o kapacitě 300 000 tun odpadů vstupuje komunální odpad, který má koncentraci dioxinů 5 pg TEQ.g⁻¹ odpadu. V literatuře jsou však uváděny i vyšší hodnoty, například 50 pg TEQ.g⁻¹, což je hodnota, která vychází ze složení komunálního odpadu v Německu v 80. letech (Wilken



Foto 5.6 Přestože vypadají nevábne, v komunálních odpadech do spalovny velikosti té v Praze-Malešicích vstoupí cca 1,5 g TEQ dioxinů za rok. Daleko více jich spalovnu opouští. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

et al., 1992). Tato hodnota ale neodpovídá současnému stavu, další hodnota – 37 pg TEQ.g⁻¹ (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⁻¹ (Abad et al., 2000) nebo 15 pg TEQ.g⁻¹. Dioxin Toolkit (UNEP & Stockholm Convention, 2013) používá údaj 5 pg TEQ.g⁻¹ (neboli 5 μg TEQ.t⁻¹), který jsme si 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⁻¹ (viz tabulku 5.4). 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 najíždění a vypínání kotlů totiž může v některých případech docházet 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⁻¹.

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⁻¹, v malešické spalovně vybavené poměrně účinnými filtry se tato hodnota pohybuje mezi 300 až 2 200 pg TEQ.g⁻¹ (Mach, 2017).³² Použijeme-li koncentraci

³² V popílcích z čištění odpadních plynů ze spaloven komunálního odpadu (ZEVO Malešice a SAKO Brno) byly v období let 2014–2016 dle protokolů poskytnutých Krajským úřadem Jihočeského kraje a Českou inspekcí životního prostředí zjištěny koncentrace PCDD/F v rozmezí 324–2200 ng I-TEQ.kg⁻¹, viz Mach (2017).

Tabulka 5.3: Množství dioxinů předaných v odpadech spalovnami komunálních odpadů v ČR v g TEQ.rok⁻¹. Zdroj: (Petrlik et al., 2018)

Provozovna	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Plzeňská teplárenská, a.s., ZEVO Plzeň	0	0	0	0	0,455	0,001
Pražské služby, a.s., ZEVO Malešice	13	8	11	4,56	5,7	26,75
SAKO Brno	2,543	2,25	3,773	2,857	2,236	2,238
Termizo, a.s. Liberec	2,1	0	0	0	0	0
Celkem	17,64	10,25	14,77	7,42	8,39	28,99
Celkem spalovny nebezpečných odpadů	5,35	18,366	10,665	23,7	17,4	18,979

Tabulka 5.4: Množství dioxinů předané v odpadech za rok 2021 a uvolněné do ovzduší u čtyř českých ZEVO. Zdroje: IRZ (2021) a ČHMÚ (2021)

	Předáno v odpadech [g TEQ]	Emise do ovzduší [g TEQ]
ZEVO Malešice	1,28	0,010
SAKO Brno	4,845	0,0072
ZEVO Chotíkov	-	0,0028
Termizo, a.s. Liberec	2,61	0,0063

Pozn.: Spalovna v Chotíkově sice neohlásila za rok 2021 žádné dioxiny předané v odpadech, ale nikdo neprověřil, zda tak neměla učinit.

1 000 pg TEQ.g⁻¹, v jedné desetíně (v popílku) pevných reziduí dostaneme 3 g TEQ.rok⁻¹. Protože se do popela distribuuje 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. Z tabulky 5.3 je přitom zřejmé, že se pohybujeme u dolní hranice skutečného množství dioxinů předaných spalovnou v odpadech.

Do spalovny tak vstoupí 1,5 g TEQ dioxinů za rok, zatímco v emisích unikne 0,015 g TEQ.rok⁻¹, 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⁻¹. 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. Reálná data lze vidět v tabulkách 5.3 a 5.4

5.1.1.6 Mýty spojené s produkcí dioxinů ve spalovnách

V kapitole 5.1.1.5 jsme vyvrátili argument, že spalovna „ničící“ dioxiny, jak se psalo o ZEVO Malešice.

Dalším argumentem, se kterým se setkáváme, je ten, že jedna spalovna vyprodukuje v emisích tolik dioxinů jako jedna vesnice. Zprávy z České republiky uvádějí, že emise dioxinů z domácího spalování v jedné vesnici jsou podobné emisím z velké spalovny (Horák & Hopan, 2009). „Tato tvrzení jsou spíše zavádějící, protože emisní faktory se vztahují pouze na emise do ovzduší a v moderních spalovnách se mnohem více dioxinů koncentruje ve zbytcích z čištění spalin, než je jich vypouštěno do vzduchu. Rezidua ze spalování odpadů jsou často ukládána na místa, kde není zabezpečena dostatečná ochrana životního prostředí před úniky toxických látek z tohoto materiálu. Stockholmská úmluva o POPs se vztahuje na emise do všech složek životního prostředí (i do vody či odpadů) a je proto důležité, aby se její přístup promítl v praxi při projektování určitých technologií a tvorbě specifických postupů, jež mají vést ke snížení těchto emisí. Nepodaří-li se tento problém správně pochopit, povede to nejspíše

k jednostrannému zaměření na snížení emisí do ovzduší, zatímco další, stejně podstatné, či ještě podstatnější toky POPs, zůstanou neřešené. *Současně se nepodaří zaměřit na odstranění prekurzorů vzniku těchto látek.*“ (Watson et al., 2012).

Tento argument je také rozebrán v analytickém komentáři Watsona (2012). Skutečnost je podle něj taková, že tři česká zařízení na energetické využití odpadu (v té době bez ZEVO Chotíkov) vyprodukují tolik dioxinů, jako 120 až 270 vesnic o 76 000 až 176 000 obyvatel v součtu.

Rovněž není pravda, že jsou ohňostroje větším producentem dioxinů než spalovny odpadů. Jedná se o opakované, nicméně mylné tvrzení, které vychází z odborného článku publikovaného v roce 1999 (Lee et al., 1999), jenž došel k závěru, že mileniální ohňostroj a ohně vyprodukovaly 30 g dioxinů. Na táborové ohně se časem zapomělo, byť ty byly už ve zmíněném článku uváděny jako podstatnější zdroj dioxinů než ohňostroj, ale i emise dioxinů z ohňů se postupem času ukázaly jako nadhodnocené a UK National Atmospheric Emissions Inventory odhadla emise ze všech takových ohňů v roce 2003 na 6,79 g TEQ. Anglický odborník na POPs, který se tímto případem podrobně zabýval (Watson, 2009), například spočítal, že „Spalovny by tedy celkově vyprodukovaly nejméně 40× více dioxinů než táboráky. Je samozřejmě důležité zdůraznit 95 % plusových dioxinů ve zbytcích.“

Dalším argumentem je, že stoletý provoz jedné spalovny odpadu odpovídá jednomu požáru na skládce. Porovnáním ročních emisí dioxinů ve výstupech ze spalovny zjistíme, že se při jednom požáru (na skládce) uvolní 300 $\mu\text{g TEQ}\cdot\text{t}^{-1}$ do ovzduší a 10 $\mu\text{g TEQ}\cdot\text{t}^{-1}$ dioxinů do půdy. Při porovnání s uvolněním 73,355 $\mu\text{g I-TEQ}\cdot\text{t}^{-1}$ tak nemůže jeden požár odpovídat stoletému provozu spalovny odpadů. Jednou spálenou tunou odpadu ve spalovně vznikne přibližně čtyřikrát méně dioxinů než při požáru na skládce (viz kapitolu 5.1.1.3).



Foto 5.7 Do bilance dioxinů v odpadech ze spaloven nebezpečných odpadů výrazně zasahuje ta lokalizovaná v Trmicích na Ústecku – na této fotografii s hromadou zdravotnických odpadů čekajících na spálení.
Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

V příloze k dokumentaci EIA ke spalovně v Mělníku ČEZ tvrdil, že je vliv spaloven na životní prostředí zanedbatelný. Svou teorii založil na předpokladu, že jsou celkové emise dioxinů do ovzduší v ČR 740 g TEQ. Ve skutečnosti jsou ale 25× nižší, hodnota národních emisí dioxinů za rok 2016 byla 29,26 g TEQ (Arnika & Ekozahrada pod věží, 2018). Dále ČEZ tvrdil, že 82,5 % dioxinů vzniká přírodními procesy, například při lesních požárech. Pokud by ale v ČR shořely všechny lesy, dosáhly by emise dioxinů zhruba tří pětín ze 740 g TEQ (Arnika & Ekozahrada pod věží, 2018).

5.1.2 Bromované dioxiny (PBDD/F)

Polybromované dibenzo-para-dioxiny a dibenzofurany (PBDD/F), zkráceně nazývané jako bromované dioxiny, mají podobné vlastnosti jako chlorované dioxiny (PCDD/F); (WHO, 1998). Jsou toxické pro imunitní systém a štítnou žlázu a jsou teratogenní³³ (van den Berg et al., 2013). Některé studie prokázaly také negativní vliv na inteligenci (snížení), na schopnost soustředění (snížení) a na chování (hyperaktivita u dětí). Prokázán byl negativní účinek na brzlík, játra a tělesnou hmotnost (van den Berg et al., 2013).

Podobně jako chlorované dioxiny, vznikají ty bromované jako vedlejší nezamýšlené produkty v chemických procesech, například při výrobě bromovaných zpomalovačů hoření. To znamená, že už v určitém množství vstupují do spaloven v odpadech, ale samotným spalováním odpadů obsahujících brom a jeho sloučeniny vznikají další bromované dioxiny (Soderstrom & Marklund, 2002).

Bromované dioxiny jsou přítomné v plynných emisích ze spaloven, stejně jako v popelu, popílcích a dalších zbytcích z čištění spalin (Chatkittikunwong & Creaser, 1994; L.-C. Wang et al., 2010). Byly zjištěny i v ovzduší (M.-S. Wang, S.-J. Chen, K.-L. Huang et al., 2010), půdě (Song et al., 2022), ale i ve vejcích drůbeže z domácích chovů v okolí spaloven a míst, kde se nakládá s popelem a popílkem ze spaloven (Teebthaisong et al., 2021; Weber et al., 2015). Na rozdíl od chlorovaných dioxinů se však více kumulují v popelu (Bell et al., 2023; L.-C. Wang et al., 2010; Wang et al., 2009). Brom je těžší než chlor, a proto i jeho sloučeniny zůstávají spíše v popelu než v popílkem. To platí i pro bromované zpomalovače hoření, které se při spalování úplně nerozloží (L.-C. Wang et al., 2010; Wang et al., 2009; M.-S.

³³ Jako teratogeny se označují vnější faktory, které jsou schopné zapříčinit vznik vývojové vady nebo riziko takové vady významným způsobem zvyšují.

Wang, S.-J. Chen, Y.-C. Lai et al., 2010). Bromované dioxiny významně přispívají k celkové dioxinové toxicitě odebraných vzorků vajec z domácích chovů (Petrlik et al., 2021). V Číně je známý případ spalovny komunálního odpadu, která byla zdrojem kontaminace svého okolí bromovanými dioxiny (Petrlik, 2015; Weber et al., 2015).

Relativně vysoké koncentrace PBDD/F obsahovaly vzorky popela ze spaloven komunálních odpadů nelegálně uloženého v sousedství vodních nádrží u Ancing Road v jižním Tchajwanu, což vedlo k vysokým koncentracím bromovaných dioxinů v sedimentu těchto nádrží (Bell et al., 2023; Hsieh et al., 2023).



Foto 5.8 Vejce slepic z domácího chovu ze sousedství spalovny komunálních odpadů v čínském Wuhanu obsahovaly vysoké koncentrace bromovaných dioxinů. Foto: Jindřich Petrlik, Arnika.



Foto 5.9 Popel ze spaloven komunálních odpadů na jihu Tchajwanu uložený do sousedství vodních nádrží používaných i k chovu ryb a dalších zdrojů potravin obsahuje vysoké koncentrace bromovaných dioxinů (Bell et al., 2023). Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

Evropská legislativa ukládá povinnost měřit PBDD/F v emisích do ovzduší jednou za šest měsíců v zařízeních, kde se spaluje odpad obsahující bromované zpomalovače hoření, nebo v zařízeních využívajících kontinuální vstřikování bromu (Evropská komise, 2019). První z těchto podmínek splňuje v podstatě každá spalovna odpadů, protože bromované zpomalovače hoření jsou v široké škále výrobků končících jak v komunálním, tak nebezpečném odpadu, včetně objemného odpadu z nábytku anebo v hračkách či dalších předmětech z recyklovaných plastů (DiGangi et al., 2011; Straková & Petrlík, 2017). Koncentrace PBDE v odpadech z vrakovišť a v elektroodpadu sumarizuje graf na obrázku 5. 3. Tato skupina BFRs byla sice již za-



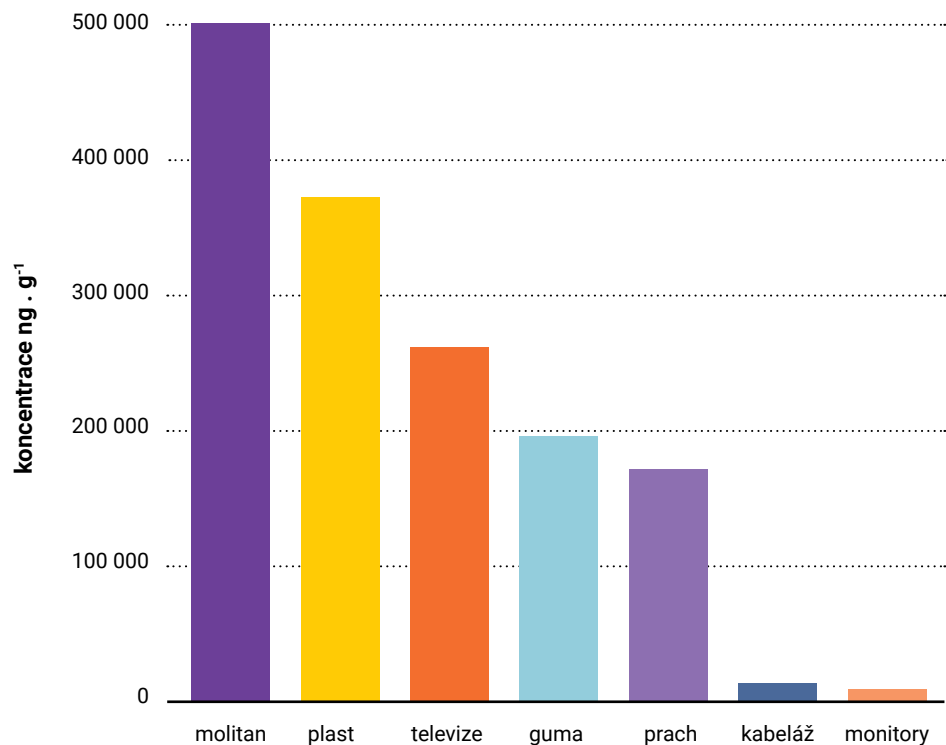
Foto 5.10 I hračky (většinou z černého plastu) obsahují vysoké koncentrace bromovaných dioxinů (Behnisch et al., 2023) a PBDE (Møller et al., 2021) přispívajících k jejich tvorbě během spalování odpadů. Foto: ALHEM, Srbsko.

kázána a odhaduje se, že jejich velká část již skončila v odpadu s vrcholem v roce 2011 (Abbasi et al., 2019), ale její náhrady jsou opět většinou bromované látky. Z materiálů prezentovaných v grafu je minimálně alespoň část takového charakteru, že ji lze očekávat i ve směsném komunálním odpadu.

5.1.3 Polychlorované bifenyly (PCB)

Polychlorované bifenyly (PCB) představují skupinu látek, které byly jednak vyráběny záměrně, jednak stále vznikají jako nezamýšlené vedlejší produkty v podobných procesech jako vznikají dioxiny, včetně spalování odpadů. Jed-

Obr. 5.3: Koncentrace PBDE v různých materiálech z vrakovišť a v elektroodpadu. Zdroj: (Nagyová, 2012).



ná se o skupinu látek tvořenou 209 kongenery. Jejich výroba byla v bývalém Československu zastavena až v roce 1983, ale i nadále jsou obsaženy v řadě zařízení, v odpadech, kontaminovaných budovách a zeminách, a znečišťují tak různé složky životního prostředí včetně ryb či drůbeže (I. Holoubek et al., 2003; Mach & Petrlík, 2016; Mach et al., 2016). Dodnes se s nimi můžeme setkat například v podobě starých nátěrů kovových konstrukcí (ČIŽP, 2017).

PCB patří mezi nejvýznamnější toxické polutanty v ČR vůbec. Poškozují imunitní, hormonální a reprodukční systém. Od roku 2016 jsou

zařazeny mezi prokazatelně rakvinotvorné látky (do skupiny 1 podle IARC); (IARC, 2023). Jsou spojovány především s rakovinou jater. Způsobují opožděný vývoj u dětí a negativně působí také na funkci štítné žlázy.

Odpady s PCB se mimo jiné spalují ve spalovnách nebezpečných odpadů (například v Ostravě) a v cementárnách za vysokých teplot, byť se tím riskuje vznik dioxinů. Pokoušela se je také spalovat spalovna nebezpečných odpadů v Lysé nad Labem, proto pro ně má v integrovaném povolení



Foto 5.11 V Borsicích u Buchlovic, ve vinařské oblasti jižní Moravy, se měla v 90. letech minulého století stavět spalovna nebezpečných odpadů kvůli likvidaci masokostní moučky a dalších odpadů obsahujících vysoké koncentrace PCB. Místním lidem se tento záměr nelíbil, a tak to při příležitosti návštěvy tehdejšího premiéra české vlády, Václava Klause v roce 1994, přišli dát jasně najevo. Foto: Zahrada Moravy, ekologické sdružení.

stanovený limit (KÚSK, 2009), jinak nejsou indikátorové kongenery PCB v emisích ze spaloven běžně sledovány.

Polychlorované bifenyly (PCB) se mohou ve vyšších koncentracích vyskytnout jak v popelu (Arp et al., 2020; Ramesh Kumar et al., 2021; Shen et al., 2010), tak v popílku ze spaloven odpadů (Sakai et al., 2007; M.-S. Wang, S.-J. Chen, Y.-C. Lai, et al., 2010). Při sledování v brněnské spalovně (z roku 2004) se většina PCB kumulovala v popelu v množství až 170 g ročně (Bogdálék & Moskalík, 2008). Z 80 až 99,9 % jsou PCB vázány na pevné částice nebo rozpuštěný organický uhlík.

5.1.3.1 Dioxinům podobné polychlorované bifenyly (dl-PCB)

Část polychlorovaných bifenyly má vlastnosti jako dioxiny a jejich 12 kongenerů se měří často společně s chlorovanými dioxiny jako dl-PCB, vyjadřují se v přepočtu na TEQ (van den Berg et al., 2006). Znamená to, že mají i podobné účinky na lidské zdraví. V roce 2016 byly, stejně jako záměrně vyráběné PCB, zařazeny mezi prokazatelně rakovinotvorné látky (do skupiny 1 podle IARC); (IARC, 2023).

Dioxinům podobné PCB vznikají podobnou cestou jako dioxiny a lze je očekávat i ve stejných materiálech. Společně s dioxiny se s nimi setkáme spíše v popílcích než popelu ze spaloven odpadů (Bell et al., 2023; Pan et al., 2013; Pekarek et al., 2001; Soong & Ling, 1996).

5.1.4 Hexachlorbenzen (HCB), pentachlorbenzen (PeCB) a hexachlorbutadien (HCBD)

Pentachlorbenzen (PeCB) a hexachlorbenzen (HCB) jsou primárně produkovány neúmyslně během spalování, stejně jako během tepelných a průmyslových procesů. Vyskytují se také jako vedlejší produkt při výrobě různých chlorovaných uhlovodíků nebo pesticidů. V minulosti byly vyráběny záměrně jako pesticidy nebo technické látky (POP RC, 2008).

Ve vysokých dávkách je HCB pro některá zvířata smrtelný a při nižších hladinách nepříznivě ovlivňuje jejich reprodukci. Vědci také zjistili, že se HCB, podobně jako jiné organochlorové sloučeniny, může přenášet skrze placentu (Sala et al., 2001). Reed et al. (2007) zjistili, že kromě rakoviny zahrnují účinky na lidské zdraví spojené s expozicí HCB systémové poškození lidských orgánů (štítná žláza, játra, ledviny, kosti, kůže) a krevních buněk, stejně jako imunitního a endokrinního systému. Má také teratogenní účinek a narušuje nervový systém. PeCB je středně toxický pro člověka, velmi toxický pro vodní organismy a může vyvolat dlouhodobé nepříznivé účinky ve vodním prostředí (POP RC, 2007b).

Hexachlorbutadien (HCBD) se vyskytuje jako vedlejší produkt při výrobě stejných chlorovaných uhlovodíků jako PeCB a HCB. Vzniká také neúmyslně při procesech spalování látek, jako je acetylen a chlor. HCBD je velmi toxický pro vodní organismy a ve studiích na zvířatech se ukázalo, že způsobuje poškození ledvin a rakovinu, stejně jako chromozomální aberace u lidí mu vystavených v zaměstnání (Balmer et al., 2019; POP RC, 2012a). HCBD je toxický při opakované i chronické expozici již při nízkých úrovních expozice (tj. 0,2 mg.kg⁻¹). Cílovým orgánem toxicity jsou ledviny; biotransformace na reaktivní sloučeniny vede k orgánové toxicitě, genotoxicitě a karcinogenitě v důsledku celoživotní dietární expozice (POP RC, 2012a).

Všechny tři uvedené látky vznikají jako vedlejší produkty při spalování odpadů, i když HCBD v daleko menší míře než HCB a PeCB. V ostravské spalovně nebezpečných odpadů jsou dlouhodobě spalovány odpady nazývané jako hexazbytky z výroby chlorovaných rozpouštědel v ústředí Spolchemii, které obsahují HCB, PeCB i HCBD. Použití nespalovacích technologií na jejich rozklad by byla z hlediska životního prostředí pravděpodobně šetrnější cesta.

Z porovnání hladin HCB ve vejcích drůbeže z domácích chovů v asijských zemích vyplynulo, že byla nejvyšší hodnota (481 ng.g⁻¹ tuku) zjištěna v sou-

Tabulka 5.5: Koncentrace HCB ve vejcích z různých lokalit v okolí spaloven odpadů.

Lokalita	Typ spalovny	Koncentrace [ng. g ⁻¹ tuku]	Rok odběru vzorku	Zdroj informace
Wuhan (ČÍ)	TKO	481 a 28,9	2014	(Petrlik, 2016)
Liberec	TKO	250	2005	(DiGangi & Petrlik, 2005)
Lysá nad Labem	NO	46,2	2005	(Skalsky et al., 2006)
Benešov	ZdO	14,9	2004	(Skalsky et al., 2006)
Košice (SL)	TKO	10,7	2005	(Hegyi et al., 2005)
Šala (Duslo); (SL)	NO	8,64	2006	(Petrlik, 2006)
Shetpe (KA)	NO (?)	6,29		(Petrlik et al., 2016)
Aguado (FI)	NO	1,9	2005	(Calonzo et al., 2005)
Aguado (FI)	NO	3,6 a 4,6	2019	(Petrlik, Bell et al., 2021)
Lucknow (IN)	ZdO	3,8	2005	(Agarwal et al., 2005)
Ústí nad Labem	NO°	35,8	2005	(Petrlik et al., 2005)
Coatzacoalcos (ME)	NO°	34,5	2005	(Bejarano et al., 2005)
Izmit (TU)	NO	5,30	2005	(Yarman et al., 2005)
Akkra (GH)	ZdO	3,63	2018	(Hogarh et al., 2019)
Kumasi (GH)	ZdO	0,76	2018	(Hogarh et al., 2019)

Vysvětlivky: TKO – tuhý komunální odpad, NO – nebezpečný odpad, ZdO – zdravotnický odpad, ° – spalovna umístěná v areálu chemičky, která může výrazně přispívat ke kontaminaci HCB; (?) v Shetpe nebylo jisté, zda cementárna spaluje nebezpečný odpad, nebo ne; ČÍ – Čína, SL – Slovensko, KA – Kazachstán, FI – Filipíny, ME – Mexiko, TU – Turecko, GH – Ghana.

sedství velké spalovny komunálních odpadů v čínském Wuhanu (Dvorska et al., 2023). Rovněž ze sousedství spalovny komunálních odpadů v Liberci pochází (z doby počátku jejího provozu) směsný vzorek vajec s vysokou koncentrací HCB na úrovni 250 ng.g⁻¹ tuku (DiGangi & Petrlik, 2005). Relativně vysoké koncentrace HCB byly zjištěny také ve vejcích ze sousedství některých spaloven nebezpečných odpadů (viz tabulku 5.5).

HCB a PeCB byly zjištěny rovněž v popílcích ze spaloven odpadů v České republice (Mach, 2017; Petrlik et al., 2007). HCB v nich nebyl v koncentracích nad detekčním limitem (Mach, 2017).



Foto 5.12 Vysoká koncentrace hexachlorbenzenu se objevila také ve vejcích z okolí spalovny nebezpečných odpadů v Lysé nad Labem (Jelinek, Mochungong et al., 2023). Spalovna se mimo jiné potýkala s problémem, kde uskladnit převzaté nebezpečné odpady, a tak je měla často uložené volně na nezabezpečených plochách ve svém areálu. Fotografie zachycuje stav z roku 2002. Foto: Jindřich Petrlik, Arnika.



5.1.4.1 Případová studie: Cementárna Wietersdorfer (Korutany, Rakousko)

Cementárna Wietersdorfer v alpském údolí v Korutanech spalovala mezi lety 2011 až 2014 hašené vápno s obsahem hexachlorbenzenu (HCB); (Holub, 2017; Kundi, 2015). Když byl v roce 2014 pozorován nárůst hladin HCB v potravinách pocházejících z údolí, 120 místním obyvatelům byla odebrána krev (a mateřské mléko). Bylo zjištěno, že u 21 obyvatel koncentrace v krvi překračují nově stanovené rakouské referenční hodnoty (odpovídající německé, deset let staré referenční úrovni). Nejvyšší koncentrace byly zjištěny u těch, kteří konzumovali zejména lokální (v údolí vyrobené) potraviny.

Znečištění okolí se odrazilo na zvýšených koncentracích HCB u těch obyvatel, kteří žijí v okolí cementárny. To souviselo s koncentrací v ovzduší (až $5,1 \text{ ng.m}^{-3}$) a ve smrkovém jehličí ($30\text{--}50 \text{ ng.g}^{-1}$). Na základě těchto zjištění totiž může přímá cesta ze vzduchu do půdy (až $0,8 \text{ ng.g}^{-1}$) a přes krmivo pro dobytek a potraviny pro lidskou spotřebu (zejména mléko, maso) dobře vysvětlit variabilitu koncentrací HCB v krvi (Kundi, 2015). Cementárna měla certifikaci EMAS³⁴, po této kauze o ni přišla (Holub, 2017).

Na celém případě je ještě pozoruhodné to, že byla prováděna periodická měření emisí PCDD/F, která byla vždy pod emisním limitem $0,1 \text{ ng TEQ.m}^{-3}$. Emise HCB nebyly měřeny, přestože cementárna likvidovala odpady s jeho obsahem. Předpokládá se, že vysoké emise HCB způsobilo přivádění kontaminovaného hašeného vápna do mlýna na surovou moučku (Stockholm Convention on POPs, 2019)

³⁴ Program systému environmentálního řízení a auditu (EMAS) představuje jeden ze způsobů, kterým může organizace přistoupit k zavedení tzv. systému environmentálního řízení (EMS). Ten lze definovat jako součást celkového systému řízení organizace, jejímž cílem je zahrnutí požadavků na ochranu životního prostředí do celkové strategie organizace a jejich každodenních činností.

Foto 5.13 Hexachlorbenzen se v nezanedbatelném množství objevil i ve vejcích ze sousedství další spalovny nebezpečných odpadů, která stojí v sousedství nemocnice v Benešově (Jelinek, Mochungong et al., 2023).
Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.



Foto 5.14 Cementárna Wietersdorfer, která zamořila korutanské údolí hexachlorbenzenem. Foto: Wikimedia commons CC-BY-SA-3. 0.



Foto 5.15 Cementárna Čížkovice patří do skupiny Lafarge; na fotografii z roku 2005. Foto: Miaow Miaow pod licencí Wikimedia Commons.

I v České republice jsou často spalovány odpady s vysokým obsahem POPs v cementárnách. Ani tyto cementárny nemají stanovené specifické emisní limity pro likvidované POPs, a tudíž je v emisích nesledují. Například v době, kdy spalovala cementárna Čížkovice kaly z ostravských lagun s obsahem PCB, měla stanovenou povinnost sledovat PCB v emisích jen jednorázově jednou za tři roky (KÚÚK, 2011).

5.1.5 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

Polycyklické aromatické uhlovodíky jsou skupinou více jak sta látek tvořených pouze uhlíkem a vodíkem ve formě benzenových jader. PAU jsou běžnou součástí životního prostředí. Až na výjimky se cíleně nevyrábí, jsou však

přítomny v řadě průmyslových produktů jako je nafta nebo asfalt. Přirozeně vznikají při spalování jakékoliv organické hmoty (doprava, elektrárny, průmysl, cigaretový kouř apod.). Některé PAU mají vysoký bioakumulační potenciál. Člověk jim může být vystaven vdechnutím, pozřením i kožním kontaktem. Při expozici dochází k podráždění kůže a očí. Poškozují ledvinovou a jaterní tkáň (ATSDR, 1995; Havel & Válek, 2010). Řada PAU patří mezi lidské karcinogeny, ať už prokázané nebo pravděpodobné (rakovina plic, trávicího traktu nebo kůže); (IARC, 2023). U zvířat byl sledován negativní vliv na reprodukci a vývoj mláďat. Za nejtoxičtější se obecně považuje benzo[a]pyren (BaP), který IARC zařadila do kategorie 1 jako prokázaný lidský karcinogen (IARC, 2023). Vedle nehalogenovaných PAU se v poslední době věnuje zvýšená pozornost i halogenovaným (chlorovaným či bromovaným) PAU, které vznikají mimo

jiné spalování halogenovaných odpadů (Altarawneh & Altarawneh, 2022; Wang et al., 2003), z nichž některé jsou považovány za toxickejší než PAU nehalogenované (Ohura, 2007) anebo dioxiny (Jin et al., 2020).

Polycyklické aromatické uhlovodíky byly zjištěny v různých koncentracích v popílku (Alawi & Al-Mikhi, 2016; Mininni et al., 2007; Till et al., 1997), ale i v popelu (Shen et al., 2010; Zhao et al., 2010) ze spaloven. Při sledování v brněnské spalovně z roku 2004 se většina PAU kumulovala v popelu v množství přesahujícím 6,5 kg ročně (Bogdálek & Moskalík, 2008), viz rovněž graf na obrázku 3. 2.

PAU sice nepatří mezi běžně měřené látky v emisích do ovzduší, ale jsou samozřejmě spalovnami vypouštěny i do ovzduší (Hsu et al., 2021; Liu et al., 2010; Mininni et al., 2007; Petrlík et al., 2007). Francie má zavedený limit pro jejich obsah v popelu/strusce, pokud je použita při inženýrských stavbách na povrchu terénu 50 mg.kg^{-1} (French Republic, 2011). V ČR platí limit pro obdobné použití na úrovni 1 mg.kg^{-1} sušiny, ale pro součet koncentrace pouze 4 PAU (Σ benzo[a]pyren, benzo(b)fluoraten, benzo(k)fluoranten, indeno(1,2,3-cd)pyren); (MŽP, 2021e). PAU byly ve zvýšených koncentracích nalezeny v sedimentech z okolí závodu, který zpracovával (mimo jiné) i popílky ze spaloven odpadů do směsi odpadů připravované k rekultivaci lagun po úpravě uranových rud v Mydlovarech (Mach, 2017), i když zde mohly být jejich zdrojem i jiné odpady.

PAU patří rovněž k produktům zplyňování odpadů, které jednak znečišťují výsledný produkt, jednak jsou toxické (Rollinson, 2018).

5.1.6 Bromované zpomalovače hoření

Bromované zpomalovače hoření (BFR) jsou nedílnou součástí odpadů (Van Caneghem et al., 2010). Přidávají se do potenciálně hořlavých materiálů, aby jejich případnému hoření zabránily nebo ho alespoň zpomalily.

Jsou běžnou součástí plastů, textilu nebo elektrozařízení. V plastech se jejich koncentrace pohybuje mezi 1 až 15 % (Hennebert, 2020), v extrémních případech byla až 33 % (Alaee et al., 2003). I přes aktuální zákaz některých zpomalovačů hoření v Evropské unii lze předpokládat, že se nakonec v odpadech objeví všechny, včetně těch již nebo v budoucnu zakázaných. Mezi bromované zpomalovače hoření se řadí PBDE, HBCD, PBB, bromované bisfenoly a mnoho dalších, včetně tzv. nových/alternativních zpomalovačů hoření (nBFR) viz kapitolu 5.1.6.2. Dále se zaměříme hlavně na ty, které jsou z hlediska toků toxických látek při spalování odpadů důležité anebo jsou více sledovány.

5.1.6.1 Polybromované difenyletery (PBDE)

Polybromované difenyletery (PBDE) jsou skupinou bromovaných zpomalovačů hoření, které zahrnují látky, jež byly postupně doplněny na seznam ve Stockholmské úmluvě pro globální eliminaci. PBDE jsou přísady přimíchané do plastových polymerů, přičemž nejsou chemicky vázány na materiál, a proto se uvolňují do životního prostředí. Mají nepříznivé účinky na reprodukční zdraví a také vývojové a neurotoxické účinky (POP RC, 2006, 2007a, 2014). DekaBDE i jeho degradační produkty mohou působit jako látky poškozující endokrinní systém (POP RC, 2014). PentaBDE se používá v polyuretanové pěně pro čalounění automobilů a nábytku, zatímco Okta- a DekaBDE se používají hlavně v plastových krytech pro elektroniku.

Spalováním PBDE nejen, že nedochází k jejich úplné destrukci, ale naopak vznikají PBDD/F (Weidlich, 2021), a to podobnými procesy jako PCDD/F při spalování chlorovaných látek. Právě proto jsme přítomnost BFRs v odpadu již zčásti diskutovali v kapitole věnované bromovaným dioxinům (5.1.2), ve které je také na obr. 5.3 graf s koncentracemi PBDE v některých materiálech z vrakovišť a elektrošrotu.

PBDE 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 běžné půdě na venkově



Foto 5.16 Ve vzorku směsi SPRUK z liberecké spalovny se našly i PBDE. Vzorek pocházel z této haldy u skládky Větrov na Frýdlantsku.
Foto: Marek Jehlička, Arnika

nebo ve městě (Lin et al., 2014). Neexistuje hodnota, se kterou by bylo možné tuto koncentraci porovnat, ve stavebních materiálech z popelovin se obsah PBDE nebo PBDD/F nesleduje, pro PBDD/F neexistuje ani limit ve zbytcích pro spalování odpadů (Rollinson et al., 2022). Podle Morin et al. (2017) se množství bromovaných zpomalovačů hoření v popelu nedá považovat za zanedbatelné a mělo by být zvaženo při skládkování popela ze spaloven odpadů nebo jeho použití jako výplně a v zásypech v inženýrských sítích. Lin et al. (2014) doporučují opatrnost při používání popela jako stavebního materiálu nebo rovnou konstatují, že koncentrace PBDE a PBDD/F v popelu jsou takové, že by jejich použitím došlo ke kontaminaci životního prostředí (Wang et al., 2010).

V okolí spalovny nebezpečného odpadu v tureckém Izmitu byly zjištěny vysoké koncentrace PBDE ($106,8 \text{ ng.g}^{-1}$ tuku) ve vejcích slepic z domácích chovů (Blake, 2005). O něco nižší ($33,6 \text{ ng.g}^{-1}$ tuku) pak v sousedství spalovny nebezpečných odpadů v Aguadu na Filipínách. Hodnota přesahující $1\,000 \text{ ng.g}^{-1}$ tuku byla naměřena ve vejcích ze sousedství spalovny komunálních odpadů ve Wuhanu. Ve stejném vzorku, v jakém byly vysoké koncentrace PBDD/F (Petrlik, 2016). Ve srovnání s ostatními lokalitami to byla podle studie z roku 2021 (Petrlik et al., 2021) devátá nejvyšší hodnota.

V ČR byly PBDE zjištěny například ve směsi popela a popílku neboli tzv. SPRUKu z liberecké spalovny komunálních odpadů (Petrlik, 2006).

5.1.6.2 „Nové“ bromované zpomalovače hoření (nBFR)

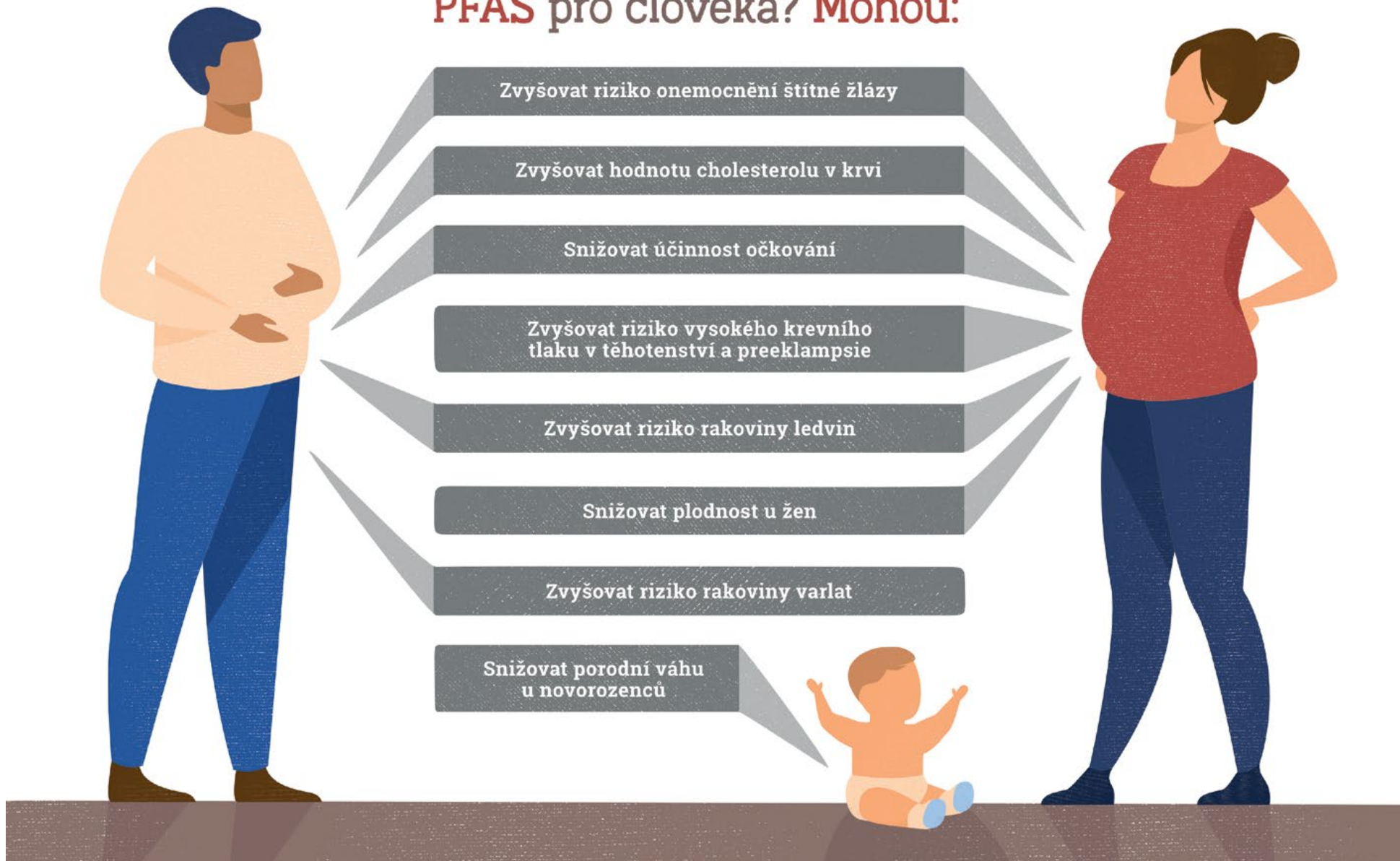
Nové bromované zpomalovače hoření jsou skupinou chemikálií, které v mnoha případech nahradily BFR již omezené. Různé zdroje uvádějí v této skupině různé chemikálie, ale pouze některé z nich jsou měřeny v environmentálních maticích. V ČR se většinou analyzuje v této skupině šest nBFR:

- 1,2-bis (2,4,6-tribromfenoxy) ethan (BTBPE)
- dekabromdifenyl ethan (DBDPE)
- hexabrombenzen (HBBz)
- oktobrom-1,3,3-trimethylfenyl-1-indan (OBIND)
- 2,3,4,5,6-pentabromethylbenzen (PBEB)
- pentabromtoluen (PBT)

Jedná se o látky, které jsou již rozšířené nejen v životním prostředí, ale i v potravinách (Shi, Zhang et al., 2016). Novější přehled naznačuje, že: „Údaje o toxicitě nBFR ukazují, že několik nBFR může působit nepříznivými účinky jako je narušení endokrinního systému, genotoxicita a poruchy chování“ (Xiong et al., 2019). Bylo zjištěno, že HBBz, PBEB a PBT se akumulují

Obr. 5.4: Rizika PFAS pro zdraví

Jaká jsou zdravotní rizika PFAS pro člověka? Mohou:



ve vodních druzích organismů (Wu et al., 2011; Xiong et al., 2019). Dekabromdifenyloethan (DBDPE) byl představen na počátku 90. let jako alternativa k DekabDE v plastových a textilních aplikacích (Ricklund, Kierkegaard et al., 2010).

Nový bromovaný zpomalovač hoření 1,2-bis (2,4,6-tribromfenoxy) ethan (BTBPE) byl poprvé vyroben v 70. letech minulého století a používá se jako náhrada za OktaBDE (Hoh et al., 2005). Má schopnost bioakumulace a biomagnifikace ve vodních potravních řetězcích (Law et al., 2006; Wu et al., 2011). Podobně jako u DekabDE bylo zjištěno, že komerční směs BTBPE obsahuje bromované dioxiny (PBDD/Fs) a/nebo podporuje jejich tvorbu během úpravy ABS plastu (Ren et al., 2017; Tlustos et al., 2010; Zhan et al., 2019).

HBBz se běžně používá při výrobě papíru, dřeva, textilu, plastů a elektronického zboží (Watanabe & Sakai, 2003). PBEB je zpomalovač hoření, který se používal hlavně v 70. a 80. letech minulého století pod názvem FR-105 (de Wit et al., 2010; Straková et al., 2018). PBT se používá v polystyrenových pouzdrech pro elektroniku, ABS plastech a dalších plastových polymerech a prodává se pod názvem FR-105 nebo Flammex (de Wit et al., 2010; Straková et al., 2018). OBIND je další náhradou za PBDE, která se používá v různých plastech v elektronických produktech (Straková et al., 2018).

Z nBFR byl v nejvyšší koncentraci ve vejcích ze sousedství spalovny ve Wuhanu zjištěn BTBPE (51 ng.g⁻¹ tuku); (Petrlik, 2016). Jinak jsou tyto látky sledovány v analýzách vzorků z okolí spaloven odpadů zřídka (McGrath et al., 2017), pokud vůbec, přestože by si to zasloužily.

5.1.7 Per- a polyfluorované alkylované látky (PFAS)

Názvem PFAS se označují per- a polyfluorované alkylované látky, které se používají jak v průmyslu, tak v domácnostech. Vyrábějí se přibližně od

50. let 20. století. Tato skupina čítající kolem 10 tisíc látek (ECHA, 2023) je známá především díky použití v teflonu nebo Gore-Texu³⁵, ale i v papírových obalech na potraviny, outdoorovém oblečení nebo kobercích. Většina zástupců PFAS je buď perzistentních, nebo představují prekurzor³⁶ jiných perzistentních sloučenin. Tyto látky jsou kontinuálně uvolňovány do prostředí a následně bioakumulovány v živých organismech (Duffek et al., 2020; Lanková et al., 2011; Lewis et al., 2022). Člověk přijímá PFAS především v pitné vodě a v potravě, ale i v prachu, předmětech osobní péče nebo spotřebitelském zboží (Straková et al., 2022). PFAS se vážou na bílkoviny, proto je nacházíme především v játrech, krevním séru a plazmě nebo ledvinách živých organismů, dále i v moči, placentě nebo kojenčím mléce (Duffek et al., 2020; Llorca et al., 2010; Xu et al., 2022).

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). Přehled všech možných vlivů těchto látek na zdraví člověka ukazuje obrázek 5. 4.

Komunální odpad může obsahovat značné množství materiálu kontaminovaného PFAS a/nebo jinými fluorovanými sloučeninami, což může vést k emisím PFAS a jejich uvolňování během spalování. PFOS a PFOA byly měřeny v emisích do ovzduší ze ZEVO v Harlingenu v Nizozemí (Arkenbout & Petrlik, 2019) viz kapitola 3.4.1.3. Vysoké a/nebo zvýšené hladiny PFAS byly naměřeny také biologickými analýzami v mechu a jehličích z blízkosti dvou evropských spaloven komunálního odpadu (Arkenbout & Bou-

³⁵ Gore-Tex i teflon se používají i při čištění kouřových plynů ze spaloven. Paradoxně tak mohou být zdrojem nového znečištění POPs, tentokrát PFAS.

³⁶ Prekurzor – sloučenina, ze které vzniká chemickou přeměnou jiná sloučenina.



Foto 5.17 Cementárna společnosti Cement Australia Fisherman's Landing v Gladstone v australském státě Queensland zkušebně spaluje hasicí pěny obsahující PFAS, přestože nedosahuje vytyčenou míru likvidace těchto látek. Cementárna je v sousedství mangrovových bažin, kde mimo jiné vzácné karety kladou snůšky vajec, viz foto 4.10 (Limpus et al., 2013). Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

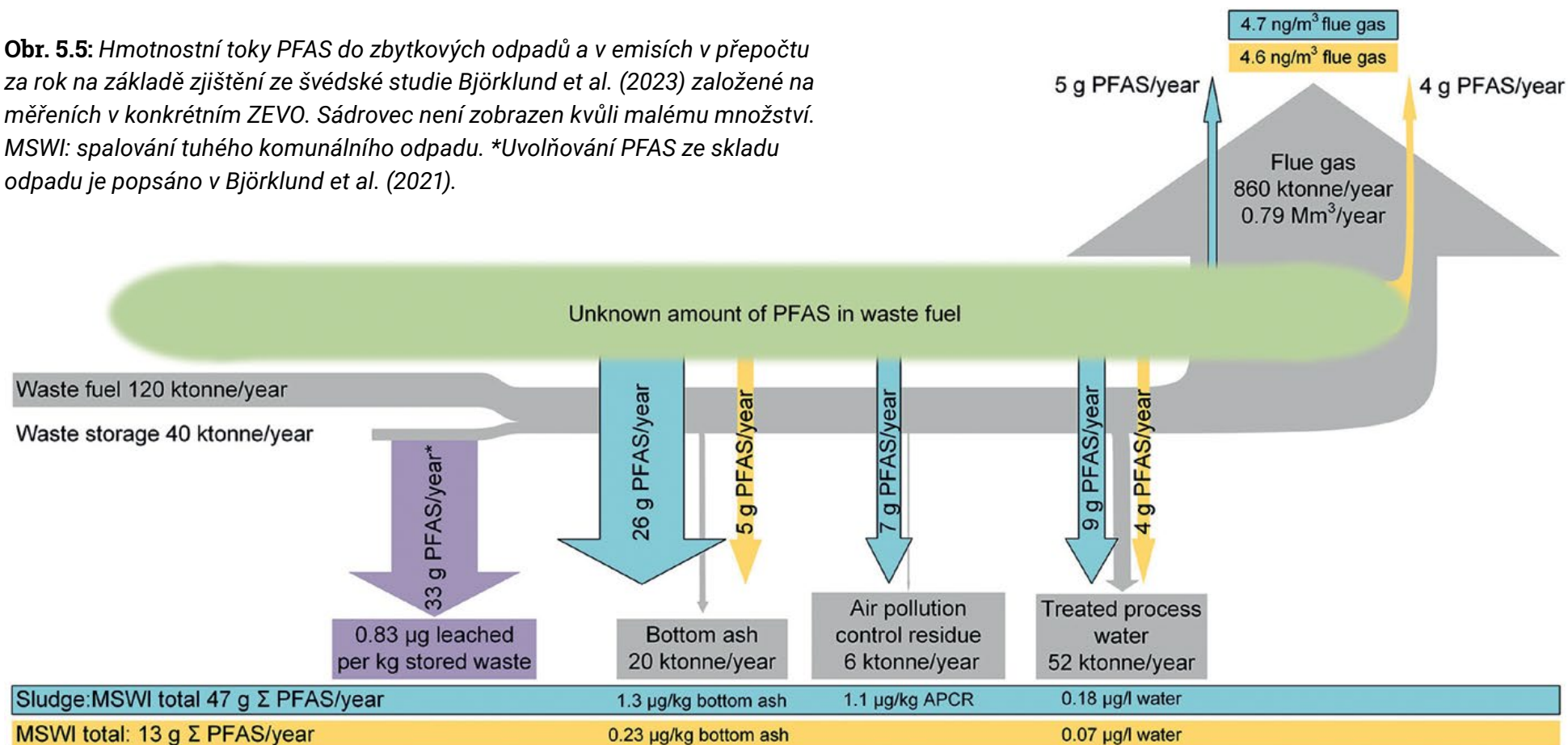
man, 2021). Tyto výsledky také podporují podezření na vznik PFAS při spalování odpadu. Jiné studie došly k závěru, že spaliny by mohly být významným zdrojem emisí PFAS ze spaloven odpadu (Ahrens et al., 2011).

Studie 31 švédských spaloven (Strandberg et al., 2021), která měřila PFAS ve zbytcích po spalování odpadů, ale nikoli přímo emise z komínů, zjistila přítomnost PFAS v popelu z 9 vzorkovaných zařízení, v popílku z 15 zařízení a v kondenzátu 13 zařízení. Stejná studie dospěla k závěru, že PFAS byly zjištěny bez ohledu na provozní podmínky. Nejvyšší úrovně PFAS v kondenzátu byly zjištěny u spaloven provozovaných při teplotě nad 1 100 °C. Autoři poznamenali, že k tomu došlo „navzdory obecné hypotéze, že všechny organické látky se rozkládají (shoří) při teplotách nad 1 000 °C“ (Strandberg et al., 2021). Studie také zjistila vysoké koncentrace PFAS jak v pecích spalujících pouze komunální odpad, tak ve spalovnách průmyslového (nebezpečného) odpadu, což naznačuje, že jsou oba typy spaloven významným zdrojem PFAS. Tvůrci politik by se proto neměli spoléhat pouze na „vysokou teplotu“ ve spalovacích zařízeních jako na kritérium, které povede ke zničení PFAS.

Podobně jako u PBDD/F dochází ve spalovnách ke koncentrování PFAS v popelu. Liu et al. (2021) zjistili, že u dvou ze tří spaloven byla jejich koncentrace v popelu 3× vyšší než v popílku. Kromě toho, že žádná evropská země neanalyzuje soustavně zbytky po spalování odpadů určené k použití jako stavební materiály na obsah PFAS (Blasenbauer et al., 2020), zjistili Liu et al. (2021), že popel představuje důležitý vektor přenosu PFAS do prostředí a že je proto zapotřebí vyvinout spolehlivé techniky k rozkladu PFAS v těchto materiálech.

PFAS jsou významnými látkami znečišťujícími pitnou vodu. K její kontaminaci dochází především v okolí průmyslových závodů, letišť a vojenských základen (Darlington et al., 2018; Milley et al., 2018). V této souvislosti určitě není bez zajímavosti, že byly PFAS studií z roku 2011 zjištěny

Obr. 5.5: Hmotnostní toky PFAS do zbytkových odpadů a v emisích v přepočtu za rok na základě zjištění ze švédské studie Björklund et al. (2023) založené na měřeních v konkrétním ZEVO. Sádrovec není zobrazen kvůli malému množství. MSWI: spalování tuhého komunálního odpadu. *Uvolňování PFAS ze skladu odpadu je popsáno v Björklund et al. (2021).



také v sedimentech a rybách z Lužické Nisy pod spalovnou Termizo v Liberci (Lanková et al., 2011), což nemusí ani tak souviset s odpady v ní spalovanými, jako s nakládáním s popelovinami anebo s hašením požárů či cvičením požárníků v sousedství spalovny. Každopádně je potřeba, aby byly tyto látky monitorovány i v okolí spaloven odpadů, které se ukazují být jejich významnými zdroji. Tento požadavek podporují výsledky nové studie ze Švédska, která sledovala osud PFAS při spalování jak čistě komunálních odpadů, tak jejich směsi s čistírenskými kalami,

a která došla k závěru, že: „... některé PFAS nejsou plně degradovány vysokými teplotami během přeměny WtE a mohou být emitovány ze závodu prostřednictvím popela, sádrovce³⁷, upravené procesní vody nebo spalin“ (Björklund et al., 2023). Studie také zjistila výrazné zvýšení emisí a přenosu PFAS při spoluspalování čistírenských kalů, které navrhovaly

³⁷ V podstatě jde o odpad z čištění spalin v podobě odpadního sádrovce obsahujícího i zachycené škodliviny, včetně PFAS.



Foto 5.18 Spalovna nebezpečných odpadů v East Liverpool páčila hasící pěny obsahující PFAS. V jejím okolí došlo ke kontaminaci půdy těmito látkami. Foto: William D. Lewis, *Mahoning Matters* (Kruzman, 2022).

i některé projekty ZEVO v České republice. Studie ze švédského ZEVO dobře zmapovala i hmotnostní toky PFAS při spalování komunálních odpadů, zobrazuje je diagram převzatý z této studie (viz obrázek 5.5). PFAS v emisích z moderní spalovny komunálních odpadů byly zjištěny i v nizozemském Harlingenu (viz graf na obrázku 3.5); (Arkenbout & Petrlík, 2019).

Ve spalovnách nebezpečných odpadů a cementárnách rovněž probíhají pilotní testy spalování PFAS. Při takovém pilotním testu byla ve vysoko-plotní spalovně nebezpečného odpadu Veolia Dry Creek v jižní Austrálii

(Veolia, 2019b) odhalena díky analýzám určitá množství PFAS v emisích, ale zároveň nemohla být vypočítána účinnost rozkladu a přesunu (DRE), protože koncentrace PFAS v popelu po zpracování byla vyšší než vstupní koncentrace PFAS v odpadu. To naznačuje, že spalování může být spíše zdrojem PFAS než účinným nástrojem jejich rozkladu.

Zkušební spalování hasicích pěn na bázi PFAS (AFFF) v cementárně společnosti Cement Australia Fisherman's Landing v Gladstone (Queensland); (Cement Australia, 2017) nedosáhlo minimální cílové hodnoty DRE 99,9999 % pro mnoho sloučenin PFAS, což naznačuje, že došlo k jejich uvolnění do atmosféry. Srovnání těchto údajů s existující literaturou podporuje hypotézu, že samotné vysoké teploty nejsou zárukou destrukce PFAS ve spalovacích zařízeních. Cementárny a spalovny nebezpečných odpadů tak nemusí být vhodná zařízení pro likvidaci odpadu s obsahem PFAS (Kuepou et al., 2022).

V okolí spalovny nebezpečných odpadů v East Liverpool (Ohio, USA) proběhl výzkum koncentrací PFAS v půdách, a ve všech 35 odebraných vzorcích byly zjištěny měřitelné koncentrace. PFOS byl naměřen ve většině vzorků půdy (97 %) v rozmezí 50–8 300 ng.kg⁻¹. PFOA byla naměřena v 94 % vzorků půdy v rozmezí 51 ng.kg⁻¹ až 1 300 ng.kg⁻¹ (Martin et al., 2023). Tento výzkum ukazuje, že spalovny nebezpečných odpadů nejspíš nedokážou PFAS bezpečně rozložit, a že při likvidaci odpadů s obsahem PFAS dochází k emisím této skupiny látek do okolního prostředí. Spalovna v East Liverpool totiž v roce 2019 získala smlouvu na spálení hasicích pěn obsahujících PFAS (Kruzman, 2022).

5.1.8 Další POPs

Zbytky po spalování odpadu obsahují nejen UPOPs, které jsou předmětem Stockholmské úmluvy, ale i jiné POPs (Petrlík & Ryder, 2005), které jejím předmětem nejsou. Stockholmská úmluva vznikla s cílem ochránit

zdraví a životní prostředí před (původně) 12 látkami³⁸, z nichž 4 byly právě UPOPs. Protože spalovny odpadů produkují UPOPs v poměrně velkých množstvích, dostaly se mezi hlavní zdroje těchto látek v Příloze C Stockholmské úmluvy.

5.1.8.1 Polychlorované naftaleny (PCN)

Polychlorované naftaleny (PCN) byly vyráběny pro podobná použití jako PCB. PCN vytvářejí účinné izolační povlaky pro elektrické vodiče. Jiné PCN byly použity jako prostředky na ochranu dřeva, jako přísady do pryže a plastů, pro dielektrika kondenzátorů a v mazivech (Stockholm Convention, 2017). Tyto chemikálie však také neúmyslně vznikají při vysokoteplotních procesech za přítomnosti chloru, podobně jako PCDD/F a dl-PCB.

PCN mohou vyvolat toxické účinky typické pro sloučeniny podobné dioxinům, jsou potenciálně teratogenní. Řada krátkodobých a střednědobých testů prokazuje vysokou akutní toxicitu, tj. úbytek hmotnosti, poškození jater a opožděná úmrtí při relativně nízkých koncentracích (>3 mg.kg⁻¹). Pracovní studie prokázaly negativní účinky na lidské zdraví; některé z nich byly rovněž zaznamenány ve studiích na zvířatech (dermální účinky, onemocnění jater). Byly prokázány určité důkazy o souvislosti s nadbytkem specifických rakovin (POP RC, 2012b).

V simulovaných podmínkách spalovny odpadů naměřili Noma et al. (2004) 0,17 až 0,96 ng.g⁻¹ polychlorovaných naftalenů (PCN) v popílku a 0,95 až 1,7 ng.g⁻¹ v popelu. V popelu japonských spaloven odpadů byly nalezeny koncentrace od 0,74 do 610 ng.g⁻¹ (Kawano et al., 1998). Běžně se tyto látky ve zbytcích po spalování odpadů nesledují.

³⁸ Mezi první dvanáctkou nejnebezpečnějších POPs pokrytých Stockholmskou úmluvou bylo osm látek používaných jako pesticidy, dvě průmyslové sloučeniny a polychlorované dibenzo-para-dioxiny a dibenzofurany, vznikající mimovolně v chemické výrobě a při spalování chlorovaných látek. Tyto látky byly označovány jako „dirty dozen“.



Foto 5.19 Stockholmskou úmluvu regulující POPs podepsal za Českou republiku v květnu 2001 ve Stockholmu tehdejší ministr životního prostředí RNDr. Miloš Kužvart. Foto: Earth Negotiations Bulletin, 2001 <https://enb.iisd.org/chemical/popsd>.

5.1.8.2 Polychlorované dibenzothiofeny (PCDT)

Polychlorované dibenzothiofeny (PCDT) jsou sirnatou obdobou polychlorovaných dibenzofuranů (PCDF). Podobně jako ony, jsou i PCDT nezamýšleným vedlejším produktem při chemických a spalovacích procesech. Zatím je problém s měřením polychlorovaných dibenzothiofenů hlavně

proto, že nejsou k dispozici standardy těchto látek nutné pro běžné kvalitní měření jejich koncentrací. I přes chybějící informace považujeme PCDT za perzistentní látky s vysokým potenciálem pro bioakumulaci. Toxicita PCDT je nižší než u nejnebezpečnějších PCB (Mantyla, 1992). Díky vysoké podobnosti se očekává dioxinům podobný účinek, tedy poškození hormonálního a imunitního systému. Nemají však tak vysoký potenciál jako jejich okysličené obdoby (PCDF); (Kopponen et al., 1993).

Buser (1992) zjistil PCDT ve vzorcích popílků ze dvou spaloven komunálních odpadů a v popílcích z provozu, kde byly za pomoci elektrického oblouku zpracovávány autovraky. PCDT byly zjištěny také v plynných emisích ze spaloven odpadů. Vznikají rovněž v procesech druhotné výroby kovů.

Výsledky analýz v různých částech životního prostředí a maticích shrnuje poprvé finská studie (Sinkkonen, 1997). Druhá, polská studie se zaměřila i na polychlorované thianthreny (PCTA), které jsou sirnatou obdobou PCDD. Tato studie obsahuje mimo jiné informace o PCDT v sedimentech Labe (Czerwinski, 2008). Stopová množství PCDT byla stanovena například v půdě, sedimentech, poléťavém prachu, některých vodních organismech a jehličí jehličnanů.

5.1.9 Limity pro POPs v odpadech

S obsahem POPs souvisí stanovení limitu pro definici tzv. „Low POPs Content Level (LPCL). Ten určuje, od jaké koncentrace se s odpadem zachází jako s „odpadem kontaminovaným POPs“. V současné době je v Evropské unii tento limit pro dioxiny nastaven na 5 µg TEQ.kg⁻¹ (Evropský parlament a Rada EU, 2022) a na 1 anebo 15 µg TEQ.kg⁻¹ v globálním doporučení schváleném Basilejskou úmluvou v General Technical Guidelines for POPs Waste (Basel Convention, 2022). Pro POPs, které se vyskytují v odpadech ze spaloven, jsou tyto limity shrnuty v tabulce 5.6, limity pro strusku v sušině a ve výluhu jsou shrnuty v tabulce 5. 9.

Tabulka 5.6: Limity pro POPs v odpadech, jak jsou stanovené ve směrnici pro odpady s obsahem POPs, odsouhlasené Basilejskou úmluvou (Basel Convention, 2022) a v Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) o POPs (Evropský parlament a Rada EU, 2019, 2022).

	Globální „prozatímní“ doporučené limity LPCL	Limity stanovené nařízením v EU	Limity prosazované africkými státy a mezinárodní sítí IPEN
PCDD/F	1 nebo 15 µg TEQ.kg ⁻¹	-	1 µg TEQ.kg ⁻¹
PCDD/F + dl-PCB	-	5 µg TEQ.kg ⁻¹	1 µg TEQ.kg ⁻¹
HBCD	100 nebo 1 000 mg.kg ⁻¹	500 mg.kg ⁻¹	100 mg.kg ⁻¹
Suma PBDE	-	500 mg.kg ⁻¹	50 mg.kg ⁻¹
Hexa-, hepta- a tetraBDE	50 nebo 1 000 mg.kg ⁻¹	-	50 mg.kg ⁻¹
PCB	50 mg.kg ⁻¹	50 mg.kg ⁻¹	50 mg.kg ⁻¹
PCN	10 mg.kg ⁻¹	10 mg.kg ⁻¹	10 mg.kg ⁻¹
PeCB	50 mg.kg ⁻¹	50 mg.kg ⁻¹	50 mg.kg ⁻¹
HCB	50 mg.kg ⁻¹	50 mg.kg ⁻¹	50 mg.kg ⁻¹
PFOS, jeho soli a PFOSF	50 mg.kg ⁻¹	50 mg.kg ⁻¹	-
PFOA, její soli a PFOA / příbuzné sloučeniny	-	1 mg.kg ⁻¹ / 40 mg.kg ⁻¹	-
Suma PFOS, PFOA, PFHxS / jejich příbuzných sločenin	-	-	0,025 mg.kg ⁻¹ / 10 mg.kg ⁻¹
PFHxS, její soli / sloučeniny příbuzné PFHxS	-	1 mg.kg ⁻¹ / 40 mg.kg ⁻¹	-

5.2 Další organické látky

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) a těkavé organické sloučeniny (VOC) jsou rozsáhlou skupinou chemických látek se širokou škálou negativních účinků na zdraví. Není příliš prozkoumáno, jaké druhy a jaká množství jednotlivých VOC spalovny do ovzduší emitují.

Jak jsme již zmínili v kapitole o ovzduší, v roce 1995 publikovali Jay a Stieglitz výzkum, ve kterém se pokusili stanovit organické látky obsažené v kouřových emisích ze spalovny komunálních odpadů. Identifikovali cca 250 individuálních sloučenin v koncentraci převyšující 50 ng.m^{-3} . To představovalo cca 42 % všech organických látek v emisích. Zbýlých 58 % se skládalo z neidentifikovaných alifatických uhlovodíků (Jay & Stieglitz, 1995). Mezi identifikovanými látkami v emisích byla řada karcinogenů či jinak zdraví poškozujících látek. Jednalo se o jednorázový výzkum, tyto sloučeniny se běžně v emisích ze spaloven neměří. Na obrázku 5.6 je část ze zjištěných látek vyjmenovaná.

5.3 Těžké kovy

V popelu spaloven odpadů končí velké množství kovů (Rollinson et al., 2022), splňujících alespoň jedno z kritérií nařízení REACH. Jedná se o arsen, baryum, kadmium, kobalt, chrom, měď, olovo, rtuť, molybden, nikl, antimon, cín, vanad a zinek (Rollinson et al., 2022), viz tabulku 3. 5. Pevný komunální odpad je vysoce heterogenní, takže je jeho spalování velmi složitým procesem zahrnujícím tisíce chemických reakcí (Chagger et al., 2000). Teoreticky by se prvky jako Cd a Hg s body varu nižšími, než je teplota roštu, neměly v popelu vyskytovat vůbec, zatímco jiné, jako Pb a Zn s vyššími body varu, by měly vždy vypadávat skrze rošt. To se však neděje, v popelu se běžně vyskytují As, Br, Cd, a dokonce i Hg (Buchholz & Landsberger, 1995;



Foto 5.20 Pro vyjednávání o zpřísnění limitů pro POPs v odpadech, které probíhalo v roce 2022, byl v Evropském parlamentu zpravodajem slovenský poslanec Martin Hojsík (Progresívne Slovensko) ze skupiny Renew Europe. Foto: Archiv Martina Hojsíka.

Meima & Comans, 1999). Kovy vstupují do spalovny v méně nebezpečné formě, než z ní vystupují. Opouštějí ji totiž uvolněné z těch materiálů, do kterých byly vázány, redukované na elementární formu nebo jednodušší sloučeniny, což je dělá mobilnějšími a biologicky dostupnějšími. Díky tomu je vyšší pravděpodobnost, že se dostanou do podzemních vod, povrchových vod nebo potravního řetězce, kde mohou ovlivnit zdraví člověka nebo jiných organismů. Protože se jedná o prvky, které se časem nerozloží, nezůstanou-li na stejném místě, na kterém byly uloženy, dojde ke kontaminaci prostředí.

Těkavé organické látky v kouři spaloven

3,3'-dimethylbiphenyl
3,4'-dimethylbiphenyl
hexadecane
benzophenone
tridecanoic acid
hexachlorobenzene
heptadecane
fluorenone
dibenzothiophene
pentachlorophenol
sulphonic acid m.w. 224
phenanthrene
tetradecanecarboxylic acid
octadecane
phthalic ester
tetradecanoic acid isopropyl ester
caffeine
12-methyltetradecanecarboxylic acid
pentadecanecarboxylic acid
methylphenanthrene
nonadecane
9-hexadecene carboxylic acid
anthraquinone
dibutylphthalate
hexadecanoic acid
eicosane
methylhexadecanoic acid
fluoroanthene
pentachlorobiphenyl
heptadecanecarboxylic acid
octadecadienal
pentachlorobiphenyl
aliphatic amide
octadecanecarboxylic acid
hexadecane amide
docosane
hexachlorobiphenyl
benzylbutylphthalate
aliphatic amide
diisooctylphthalate
hexadecanoic acid hexadecyl ester
cholesterol.

pentane
trichlorofluoromethane
acetone
iodomethane
dichloromethane
2-methyl-2-propanol
2-methylpentane
chloroform
ethyl acetate
2,2-dimethyl-3-pentanol
cyclohexane
benzene
2-methylhexane
3-methylhexane
1,3-dimethylcyclopentane
1,2-dimethylcyclopentane
trichloroethene
heptane
methylcyclohexane
ethylcyclopentane
2-hexanone
toluene
1,2-dimethylcyclohexane
2-methylpropyl acetate
3-methylenheptane
paraldehyde
octane
tetrachloroethylene
butanoic acid ethyl ester
butyl acetate
ethylcyclohexane
2-methyloctane
dimethyldioxane
2-furanecarboxaldehyde
chlorobenzene
methyl hexanol
trimethylcyclohexane

ethyl
benzene
formic acid
xylene
acetic acid
aliphatic carbonyl
ethylmethylcyclohexane
2-heptanone
2-butoxyethanol
nonane
isopropyl benzene
propylcyclohexane
dimethyloctane
pentanecarboxylic acid
propyl benzene
benzaldehyde
5-methyl-2-furane carboxaldehyde
1-ethyl-2-methylbenzene
1,3,5-trimethylbenzene
trimethylbenzene
benzonitrile
methylpropylcyclohexane
2-chlorophenol
1,2,4-trimethylbenzene
phenol
1,3-dichlorobenzene
1,4-dichlorobenzene
decane
hexanecarboxylic acid
1-ethyl-4-methylbenzene
2-methylisopropylbenzene
benzyl alcohol
trimethylbenzene
1-methyl-3-propylbenzene
2-ethyl-1,4-dimethylbenzene
2-methylbenzaldehyde
1-methyl-2-propylbenzene
methyl decane
4-methylbenzaldehyde

1-ethyl-3,5-dimethylbenzene
1-methyl-(1-pro-penyl)benzene
bromochlorobenzene
4-methylphenol
benzoic acid methyl ester
2-chloro-6-methylphenol
ethylmethylbenzene
undecane
heptanecarboxylic acid
1-(chloromethyl)-4-methylbenzene
1,3-diethylbenzene
1,2,3-trichlorobenzene
4-methylbenzyl
alcohol
ethylhexanoic acid
ethyl benzaldehyde
2,4-dichlorophenol
1,2,4-trichlorobenzene
naphthalene
cyclopentasiloxanecamethyl
methyl acetophenone
ethanol-1-(2-butoxyethoxy)
4-chlorophenol
benzothiazole
benzoic acid
octanoic acid
2-bromo-4-chlorophenol
1,2,5-trichlorobenzene
dodecane
bromochlorophenol
2,4-dichloro-6-methylphenol
dichloromethylphenol
hydroxybenzonitrile
tetrachlorobenzene
methylbenzoic acid
trichlorophenol
2-(hydroxymethyl) benzoic acid
2-ethylnaphthalene-1,2,3,4-tetrahydro
4-ethylacetophenone

4-ethylacetophenone
2,3,5-trichlorophenol
4-chlorobenzoic acid
2,3,4-trichlorophenol
1,2,3,5-tetrachlorobenzene
1,1'biphenyl (2-ethenyl-naphthalene)
3,4,5-trichlorophenol
chlorobenzoic acid
2-hydroxy-3,5-dichlorobenzaldehyde
2-methylbiphenyl
2-nitrostyrene(2-nitroethenylbenzene)
decanecarboxylic acid
hydroxymethoxybenzaldehyde
hydroxychloroacetophenone
ethylbenzoic acid
2,6-dichloro-4-nitrophenol
sulphonic acid
m.w. 192
4-bromo-2,5-dichlorophenol
2-ethylbiphenyl
bromodichlorophenol
1(3H)-isobenzofuranone-5-methyl
dimethylphthalate
2,6-di-tertiary-butyl-p-benzoquinone
3,4,6-trichloro-1-methyl-phenol
2-tertiary-butyl-4-methoxyphenol
2,2'-dimethylbiphenyl
2,3'-dimethylbiphenyl
pentachlorobenzene
bibenzyl
2,4'-dimethylbiphenyl
1-methyl-2-phenylmethylbenzene
benzoic acid phenyl ester
2,3,4,6-tetrachlorophenol
tetrachlorobenzofurane
fluorene
phthalic ester
dodecanecarboxylic acid-d

Jay, K. and L. Stieglitz (1995). "Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants." *Chemosphere* 30(7): 1249-1260.

Obr. 5.6: Výčet
značné části látek
identifikovaných
v kouři ze spalovny
komunálních odpadů.
Zdroj: (Jay & Stieglitz,
1995)

Prvek	Škvára	Popílek	End-produkt	Spaliny	Celkem	Množství [g.t ⁻¹]
Antimon	9 763,51	3 189,42	1 405,15	1,00	14 359,09	14,36
Arsen	1 293,07	243,37	71,60	5,14	1 613,13	1,61
Hliník	7 318 132,80	672 034,20	130 294,80	379,35	8 120 841,15	8 120,84
Chrom	27 743,76	2 284,20	184,21	9,28	30 221,45	30,22
Kadmium	2 332,44	2 250,36	1 003,68	0,63	5 587,11	5,59
Kobalt	2 659,80	331,35	24,17	0,38	3 015,70	3,02
Mangan	147 843,96	13 084,80	468,79	92,02	161 489,57	161,49
Měď	849 499,20	7 467,36	20 936,52	52,15	877 955,23	877,96
Nikl	15 684,64	782,83	1 548,35	5,27	18 021,09	18,02
Olovo	396 637,56	20 067,12	9 614,52	26,20	426 345,40	426,35
Rtuť	116,21	15,20	609,18	143,17	883,76	0,88
Thallium	525,82	73,60	52,44	0,04	651,90	0,65
Vanad	7 971,22	442,35	2 908,22	5,64	11 327,43	11,33
Zinek	1 318 115,04	148 086,66	49 859,64	226,41	1 516 287,75	1 516,29
Železo	5 279 498,40	210 907,80	46 267,20	491,43	5 537 164,83	5 537,16
suma [kg.t ⁻¹]	15,38	1,08	0,27	1,44.10 ⁻³	16,73	

Tabulka 5.7: Množství těžkých kovů v produktech spalování v mg.t⁻¹, množství jednotlivých prvků v g.t⁻¹ v různých produktech spalování a celková hmotnost všech sledovaných prvků (suma) v kg.t⁻¹ v jednotlivých produktech spalování. Zdroj: (Karásek, 2010)

O rozložení vybraných kovů ve zbytcích ze spalovny komunálních odpadů v ČR si lze udělat představu podle grafu na obrázku 3.3, který vznikl jako výsledek podrobnějších analýz provedených v roce 2004 v SAKO Brno (Karásek, 2010). Tabulka 5.7 výše je převzata z tohoto sledování a poskytuje obrázek o množství těžkých kovů končících ročně ve zbytcích po spalování odpadů ve spalovně o roční instalované kapacitě přesahující 200 000 tun odpadů, ale reálně spalující přes 50 000 tun odpadů/rok (ČHMÚ, 2010).

Z přehledu v tabulce 5.7 plyne, že většina těžkých kovů, které se spalováním uvolní, končí v pevných produktech spalování odpadů, z největší části ve škváře.

Ve studii Macha (2017) byly odebrány vzorky z okolí zařízení k využívání odpadů Hůrka, ve kterém se provádí biodegradace a stabilizace odpadů, a ve kterém vznikají certifikované výrobky sloužící k rekultivacím odkališť,

důlních děl a skládek odpadů. V letech 2014 a 2015 byly přijaty ke zpracování rovněž popílků ze spaloven komunálního a nebezpečného odpadu. Ve vzorcích z okolí zařízení byly stanoveny některé organické látky, některé skupiny organických látek a 20 kovů v sedimentech. U kadmia a zinku byla zjištěna několikanásobně vyšší koncentrace na dvou ze tří odběrových míst oproti průměrným hodnotám v sedimentech vodních toků v ČR v letech 1995 až 2004. Nejvyšší koncentrace PCDD/F, PAU a kovových prvků byly nalezeny na odběrovém místě označeném jako „nad nádrží“, které se nachází v bezprostřední blízkosti (řádově v metrech) od hranice zařízení.

Obsah kovů ve vzorku směsi škváry a popílku (odpad III) pocházející ze spalovny Termizo Liberec, odebraném ze skladové plochy náležející firmě Strabag, shrnuje tabulka 5.8 (Košařová, 2006). Vedle nich jsou uvedeny podklad 6 a podklad 8 (ze zpráv o hodnocení nebezpečných vlastností odpadů). Zároveň jsou v téže tabulce limitní hodnoty tehdy platné vyhlášky 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu³⁹. Porovnáním bylo zjištěno, že „tuto směs nelze používat k rekultivaci vytěžených povrchových důlních děl, terénním úpravám nebo rekultivacím lidskou činností postižených pozemků bez omezení. Tato skutečnost se vztahuje jak na využití odpadu na povrchu terénu, tak i na využití tohoto materiálu jako stavebního výrobku“ (Košařová, 2006).

5.3.1 Olovo

Olovo se váže na pevné částice, které mohou být člověkem přímo inhalovány, případně smyty do půdy či vody nebo uloženy na vegetaci. Přibližně 30 % olova se do lidského těla dostane inhalací, 10 % pitnou

³⁹ Aktuálně upravuje stejnou problematiku vyhláška 273/2021 Sb. o podrobnostech nakládání s odpady.

Tabulka 5.8: Obsah škodlivin [v mg.kg⁻¹ sušiny] ve směsi škváry a popílku z Termiza a.s. (odpad III, podklad 6 a podklad 8) ve srovnání s limitními hodnotami stanovenými v tab. 10.1, příl. č. 1 k vyhlášce č. 294/2005 Sb. (tučně jsou označeny překročené hodnoty). Zdroj: (Košařová, 2006)

prvek	odpad III	podklad 6	podklad 8	Limitní hodnoty ve vyhlášce č. 294/2005 Sb.
As	16	43	54	10
Cd	1,7	13	8	1
Cr	120	113	90	200
Hg	1,2	4	2,6	0,8
Ni	230	220	160	80
Pb	550	2300	2200	100
V	64	120	78	180

vodou a zbytek potravou. Olovo zůstává v lidském těle desítky let. Podobně jako nikl nebo arsen prochází placentární bariérou a existuje podezření na jeho embryotoxické a teratogenní účinky. Vystavení plodu již nízkým dávkám olova se projevuje poklesem porodní váhy, předčasnými porody, zpožděním vývoje a změnami chování dítěte. Expozice olovu vede k poškození celé řady orgánů a systémů: ledvin a jater, nervového systému, červených krvinek, cév nebo svalstva. Poškození nervové soustavy olovem se projevuje podrážděností, poruchami pozornosti a paměti, bolestmi hlavy, svalovým třesem, halucinacemi, prodloužením reakčního času, poklesem IQ a rychlosti vedení nervového vzruchu. Olovo je velmi toxický kov, který se může vyskytovat ve všech složkách životního prostředí. Může se také akumulovat v tělech organismů, protože vykazuje vysoký bioakumulační koeficient (MŽP, 2021d). V ČR se olovo hodnotí jako lidský karcinogen plic a ledvin (MŽP, 2021d), IARC ho řadí

do skupiny 2B, podezřelý jako karcinogen, jeho anorganické sloučeniny jsou pak řazeny do skupiny 2A, pravděpodobně karcinogenní. Organické sloučeniny olova nejsou podle IARC karcinogenní a řazeny jsou do skupiny 3 (IARC, 2023).

Olovo se objevuje přímo v popelu v koncentraci 4 000 mg.kg⁻¹ a 2,9 mg.kg⁻¹ v cementu (Rozumová et al., 2015). V popílku lze pozorovat koncentrace mezi 1 036 až 5 090 ppm (Ayorloo et al., 2022). V blízkosti korejské spalovny komunálních odpadů proběhl monitoring krve 841 osob, ve kterém byla zjištěna průměrná hladina olova 43,1 µg.l⁻¹ s mediánem 41,9 µg.l⁻¹ (Lee et al., 2012).

Olovo bylo zjištěno v koncentracích mezi 700 až 1 100 mg.kg⁻¹ ve vzorcích popela a popílku z lokalit na jihu Tchaj-wanu. Hodnota přesahující 1 000 mg.kg⁻¹ pak byla naměřena i v prachu z okolí úložiště popela a popílku (Bell et al., 2023; Hsieh et al., 2023). Ve směsi popela a popílku ze spalovny v Liberci přesáhly koncentrace olova 2 000 mg.kg⁻¹ sušiny (Košarová, 2006).

5.3.2 Kadmium

Eliminace kadmia v organismu živočichů je velmi pomalá, pokud je mu tedy člověk vystaven, prakticky se jedná o nevratnou akumulaci zejména v ledvinách a játrech. Podle MŽP (2021b) „způsobuje kadmium inhibici sulfhydrolýzových enzymů (vazbou na SH-skupinu), váže se v játrech na metaloproteiny, zasahuje do metabolismu sacharidů a inhibuje sekreci inzulínu. Kadmiové ionty jsou také účinnými blokátory kalciových kanálů, čímž dochází k přerušení šíření nervového vzruchu. Kadmium je toxické pro reprodukci (ohrožuje funkčnost a kvalitu spermií a poškozuje zárodečný epitel varlat), narušuje metabolismus ostatních kovů, kostní tkáň, imunitní i kardiovaskulární systém. Inhalační expozice kadmiumu může způsobovat rakovinu plic u lidí a zvířat a poškození plodu.“

IARC⁴⁰ klasifikovala kadmium a jeho sloučeniny jako lidské karcinogeny skupiny 1 (IARC, 2023). Ve stejné studii jako v případě kapitoly 5.3.1 byla v krvi obyvatel z okolí spalovny zjištěna průměrná hladina kadmia v krvi 1,7 µg.l⁻¹ (s mediánem 1,6 µg.l⁻¹); (Lee et al., 2012). V popílku lze pozorovat koncentrace mezi 30 až 350 ppm (Ayorloo et al., 2022). Studie z jihu Tchajwanu ve vzorcích popela a popílku zjistila koncentrace kadmia mezi 13 až 92 mg.kg⁻¹ (Bell et al., 2023).

5.3.3 Arsen

Arsen se do těla dostává vdechováním a potravou nebo s vodou. Ukládá se v kůži a jejích derivátech (nehty, vlasy), má schopnost pronikat placentární bariérou, přitom je vylučován převážně močí. Chronicky působí alergické dermatitidy a ekzémy, často postihuje nervovou soustavu (degenerace optického nervu, poškození vestibulárního ústrojí), trávicího ústrojí, cévního systému i krvetvorby. V epidemiologických studiích byla pozorována zvýšená úmrtnost na kardiovaskulární choroby. U exponovaných osob byly zjištěny chromosomální aberace periferních lymfocytů. Anorganické sloučeniny arsenu jsou klasifikovány jako lidský karcinogen. Kritickým účinkem po expozici vdechováním je rakovina plic (MŽP, 2021b). V popílku lze pozorovat koncentrace mezi 25 až 262 ppm (Ayorloo et al., 2022). Studie z jihu Tchajwanu ve vzorcích popela a popílku zjistila koncentrace arsenu mezi hodnotami pod mezí detekce až 51 mg.kg⁻¹ (Bell et al., 2023).

⁴⁰ IARC třídí chemické látky, fyzikální faktory a pracovní procesy podle nebezpečnosti do pěti skupin. Skupina 1 jsou prokázané karcinogeny, skupina 2 jsou potenciální karcinogeny (2A – pravděpodobné karcinogeny, 2B – možné karcinogeny), skupina 3 jsou látky nehodnotitelné pro nedostatek vědeckých důkazů a skupina 4 zahrnuje pravděpodobné nekarcinogeny.



Foto 5.21 Ve stabilizovaném popílku z lokality Yan Chao v jižním Tchajwanu byly zjištěny vysoké koncentrace rtuti a olova (Bell et al., 2023).

Foto: Tainan Community University.

5.3.4 Nikl

Nikl při vdechování dráždí a poškozuje dýchací cesty, v organismu má různé imunologické odezvy (vč. zvýšení počtu alveolárních mikrofágů a imunosuprese). Podobně jako arsen prochází placentární bariérou a je schopen ovlivnit prenatální vývoj přímým působením na embryo (MŽP, 2021b). Některé sloučeniny niklu vykazují karcinogenní účinky na zvířatech, u člověka jsou klasifikovány sloučeniny niklu jako karcinogen skupiny 1, kovový nikl jako karcinogen 2B (IARC, 2023). V popílku lze pozorovat koncentrace mezi 12 až 203 ppm (Ayorloo et al., 2022).

5.3.5 Chrom

Chrom se běžně vyskytuje ve dvou oxidačních stavech, jako Cr^{3+} a Cr^{6+} . Jejich toxicita je rozdílná. Cr^{3+} patří mezi esenciální stopové prvky, sloučeniny Cr^{6+} jsou toxické (oxidační účinek), přičemž jeho rozpustné sloučeniny jsou mutagenní a karcinogenní (IARC, 2023). Inhalace prachu s obsahem Cr^{6+} vyvolává astmatické potíže. Dlouhodobé působení se projevuje tvorbou vředů a nádorů nosní dutiny, plic a zažívacího traktu (MŽP, 2021a). V přítomnosti organických látek se však rychle transformuje na Cr^{3+} . Cr^{3+} se poměrně silně váže na částice půdy, proto se ve vodě rozpouští pouze malé množství Cr^{3+} . Emise chromu do prostředí, kde se může akumulovat například v zeminách či sedimentech, jsou proto velmi nežádoucí, protože z takových rezervoárů může být chrom například změnou vnějších podmínek i za mnoho let uvolněn a způsobit závažné škody a zdravotní rizika (MŽP, 2021a). V popílku lze pozorovat koncentrace mezi 55 až 612 ppm (Ayorloo et al., 2022).

5.3.6 Rtuť

Podobně jako dioxiny, je i rtuť bioakumulativní, což je dále umocněno tím, že se jedná o prvek a nemůže tak dojít k jejímu rozložení. Naopak, působením živých organismů dochází ke vzniku methylrtuti, která snadno vstupuje do potravního řetězce. Rtuť má rovněž schopnost přecházet na plod přes placentu a na kojence mateřským mlékem. Pro nejmladší je zvláště nebezpečná, má vliv na vývoj motorických funkcí (chůze, mluvení a řeč), mentální retardaci, záchvatovité stavy, mozkovou obrnu, slepotu a hluchotu. U dospělých působí zejména na centrální nervovou soustavu (NRC, 2000). Ve stejné studii jako v případě kapitoly 5.3.1 byla zjištěna v krvi obyvatel z okolí spalovny průměrná hladina $1,3 \mu\text{g.l}^{-1}$ s mediánem $1,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Lee et al., 2012). V popílku lze pozorovat koncentrace mezi 0,4 až 35 ppm (Ayorloo et al., 2022). Ve stabilizovaném popílku na jedné z lokalit jižního Tchaj-wanu byla zjištěna rtuť v koncentraci přesahující 7 mg.kg^{-1} sušiny (Bell et al., 2023; Hsieh et al., 2023).



Foto 5.22 Vysoké koncentrace zinku byly naměřeny v roce 2010 například v Labi pod Lovosicemi (Havel et al., 2011). Foto: Milan Havel, Arnika.

5.3.7 Měď

Měď se řadí mezi běžně používané kovy, zároveň se jedná o biogenní prvek pro člověka i jiné organismy. Některé jsou na něj ale citlivé, je pro ně toxická, a měď je tak součástí algicidů (přípravků proti řasám), fungicidů (přípravků proti houbám) nebo přípravků proti bakteriím či virům (IRZ, 2023). Do ovzduší se uvolňuje při těžbě a zpracování měděných rud a při spalování fosilních paliv a odpadů. Měď se může vedle požití v potravě nebo ve vodě do těla dostávat také dýcháním. Expozice vůči měděnému prachu ve vzduchu může způsobovat podráždění nosu a očí, případně může docházet ke vzniku obtíží typu bolestí hlavy, otupělosti a průjmů. Vdechování prachu způsobuje také onemocnění podobné chřipce, jehož symptomy jsou kovová pachuť v ústech, horečka, která se může střídát se zimnicí, svírání na prsou a kašel. Negativní působení mědi a závažnost problémů, které jsou mědí způsobeny, se obecně odvíjejí od doby a míry expozice. Přes její značnou toxicitu pro vodní organismy nepředstavuje většinou výskyt volné mědi v ekosystémech velký problém, protože se komplexně váže v půdě, čímž se značně snižuje její toxicita (Vebr, 2022). V popílku lze pozorovat koncentrace mezi 98 až 2 794 ppm (Ajorloo et al., 2022).

5.3.8 Zinek

Podobně jako měď, je i zinek nezbytný pro živé organismy. Člověk ho přijímá převážně potravou. Příliš vysoký příjem však akutně způsobuje poruchy trávicí soustavy, chronicky pak poškození krve nebo slinivky (Vebr, 2018). Nízký příjem zinku naopak vede k růstovým a vývojovým poruchám, kritický je dodatečný příjem zinku u těhotných žen. Je důležitý pro zdárný pohlavní vývoj. Nedostatečné množství zinku v potravě způsobuje nechtěný úbytek na váze, pomalé hojení ran, zhoršování paměti, smyslové poruchy (především zrakové a čichové), malý vzrůst a mentální letargii. Pro lidské zdraví nepředstavuje velké riziko. Snadno se vyluču-

je z těla gastrointestinálním traktem, proto nehrozí nebezpečí jeho kumulace v těle. Chronická konzumace velkého množství zinku však může zvyšovat riziko srdečních chorob a ovlivňovat imunitní systém. Zinek je značně toxický pro ryby a jiné vodní organismy, zvláště citlivé jsou lososovité ryby. Ve vodě se rozpouští omezeně, většinou se váže na půdní částice (MŽP, 2021f). V popílku lze pozorovat koncentrace mezi 18 až 22 000 ppm (Ayorloo et al., 2022). V popelech a popílcích z lokalit v jižním Tchaj-wanu byl zjištěn v koncentracích 3 500 až téměř 10 000 mg.kg⁻¹ (Bell et al., 2023; Hsieh et al., 2023).

5.3.9 Beryllium

Plicní onemocnění spojené s expozicí beryllium bylo rozpoznáno a studováno od počátku 40. let 20. století. Navzdory snížené expozici na pracovišti se chronické onemocnění způsobené berylliem nadále vyskytuje (NRC, 2008). Kromě toho bylo beryllium klasifikováno jako lidský karcinogen kategorie 1 (IARC, 2023). Americká EPA stanovila limity pro beryllium ve venkovním ovzduší na 0,01 µg.m⁻³ jako 30denní průměr (Wambach & Laul, 2008)2008. Lidé jsou beryllium vystaveni především inhalací, ale také prostřednictvím potravin nebo pitné vody (Bolan et al., 2023). K hlavním zdrojům emisí beryllia patří spalování uhlí, dalších fosilních paliv a odpadů (Bolan et al., 2023; Taylor et al., 2003), specializovaná kovovýroba anebo výroba keramiky (Taylor et al., 2003). Prostřednictvím přenosu se pak může koncentrovat v půdách v okolí spalovny. Jedna studie z konce 90. let minulého století beryllium identifikovala v půdách v okolí spalovny odpadů v Barceloně (Meneses et al., 1999).

5.3.10 Limity pro těžké kovy v odpadech ze spaloven

Aby mohla být struska použita k zasypávání, musí podle vyhlášky 273/2021 Sb. splňovat kritéria týkající se obsahu vybraných kovů a něko-

Tabulka 5.9: Nejvyšší přípustné koncentrace škodlivin ve výluhu a v sušině vyžralé strusky podle přílohy č. 6 vyhlášky 273/2021 Sb. (MŽP, 2021e)

Ukazatel	Limit v sušině [mg.kg ⁻¹]	Limit ve výluhu [mg.l ⁻¹]
As	45	0,03
Cd	20	0,005
Cr	200	-
Cu	7 000	1
Hg	1	0,0008
Ni	500	0,03
Pb	1 000	0,05
Zn	10 000	0,6
TOC	30 000	-
PAU*	1	-
PCDD/F [ng I-TEQ.kg ⁻¹]	10	-
chloridy	-	700
fluoridy	-	6
sírany	-	1 000
Ba	-	3
Cr (celkový)	-	0,2
Mn	-	0,3
Na	-	400
Mo	-	0,5
Sb	-	0,07
Se	-	0,1
V	-	0,3

*(Σ Benzo[a]pyren, Benzo(b)fluoraten, Benzo(k)fluoranten, Indeno(1,2,3-cd) pyren)

lika skupin organických látek. Rozlišuje se jejich koncentrace ve výluhu a v sušině. Přehled je uveden v tabulce 5. 9. Další požadavky (zrnitost, způsoby použití, hodnota pH) jsou uvedeny v Příloze č. 6 výše uvedené vyhlášky. Vyhláška upřesňuje i další požadavky v § 7, který obsahuje i požadavek na testy ekotoxicity strusky prováděné 4x ročně (MŽP, 2021e). Pravidla stanovená pro podobné použití strusky (popela) v ostatních zemích EU shrnuli Blasenbauer et al. (2020).

5.4 Pevné částice

Účinek těchto částic závisí na jejich velikosti, tvaru a chemickém složení. Jejich velikost je zásadní pro průnik a následné ukládání v dýchacím ústrojí. Větší částice (PM_{10}) jsou z největší části zachyceny v horních partiích dýchacího ústrojí, drobnější se dostávají dále, $PM_{2,5}$ do průdušinek, ty nejmenější až do plicních sklípků. Účinky jsou ovlivněny tím, co částice na svém povrchu nesou, obecně mají široké spektrum účinků na srdečně-cévní a respirační ústrojí. Dráždí sliznici dýchacích cest, mění strukturu a funkci řasinkové tkáně, zvyšují produkci hlenu a snižují samočisticí funkci dýchacího ústrojí, což usnadňuje vznik infekcí. Jejich opakování může vést ke vzniku chronického zánětu průdušek a chronické obstrukční nemoci plicní s následným přetížením pravé srdeční komory a oběhovým selháváním, na kterém se spolupodílí i jiné faktory (stav imunitního systému organismu, alergická dispozice, kouření, expozice pracovním látkám); (MŽP, 2021b). Tyto částice jsou spojovány s astmatem, sníženou funkcí plic a dalšími dýchacími potížemi, poruchami srdeční činnosti a zvýšenou úmrtností. V roce 2016 byly zařazeny mezi prokázané lidské karcinogeny skupiny 1 (IARC, 2023).

Moderní spalovny v Evropské unii byly podle Howardovy studie (2009) hlavním zdrojem emisí ultrajemných částic s průměrem rovným nebo



Foto 5.23 Úložiště zbytků ze spalovny Covanta (tzv. monofill) v Haverhill, Massachusetts, USA. Zdroj: (Connett, 2013)

menším než $0,1 \mu m$ ($PM_{0,1}$), i když jedna z pozdějších studií zpochybňuje velký vliv nanočástic ze spalování komunálních odpadů na lidské zdraví a opírá se hlavně o mezery ve znalostech o jejich působení (Johnson, 2016). Některé studie nepotvrdily spalovny odpadů jako hlavní zdroj

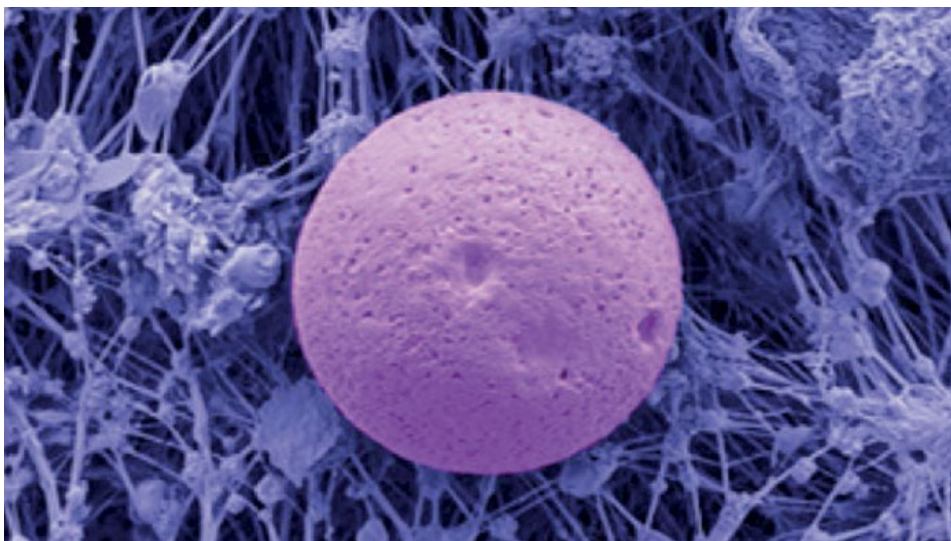


Foto 5.24 Obarvený sken prachových částic z elektronového mikroskopu.
Zdroj: ČHMÚ.

ultrajemných částic v ovzduší (Ragazzi et al., 2013). Nicméně jiná studie poukázala na údržbu a další nepravidelnosti v provozu velkých spaloven a na malé spalovny odpadů jako potenciálně problematické zdroje ultrajemných částic (Walser et al., 2012). Jedna ze studií poukázala na zajímavý aspekt při sledování zdrojů ultrajemných částic v ovzduší: „Výsledky měření spalin ze spaloven a atmosférického vzorkování na úrovni země v blízkosti spaloven ukazují, že jsou typické koncentrace ultrajemných částic ve spalinách v zásadě podobné koncentracím v městském ovzduší a že je následně po procesu rozptylování zředí spaliny ze spaloven. V okolním vzduchu jsou koncentrace ultrajemných částic typicky nerozpoznatelné od těch, které by se vyskytovaly v nepřítomnosti spalovny“ (Jones & Harrison, 2016). Ultrajemné prachové částice v ovzduší lze tedy připsat na seznam kontroverzních témat, co se týče vlivu spaloven, ale určitě by se měly v jejich emisích sledovat a měly by pro ně mít stanovený limit podobně jako jiné zdroje.

6. Vlivy spaloven na zdraví

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 byl ale potvrzen (na stejném místě) 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_{10} 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).⁴¹ Opomenutí této expoziční cesty například pro dioxiny nedává smysl. Její zahrnutí v hodnocení dopadů spaloven odpadů na lidské zdraví často chybí. Zařazení expozice prostřednictvím lokálně pěstovaných potravin doporučují i další studie (Ma et al., 2002; Nouwen et al., 2001).⁴²

Nová studie z okolí spalovny v Turíně ukázala, že místní farmáři měli v krevním séru vyšší koncentrace PCDD/Fs a dl-PCBs oproti ostatní populaci žijící v okolí spalovny (Iamiceli et al., 2021).⁴³ K podobnému závěru dospěla i starší studie z Vlámka (Nouwen et al., 2001). Nejnovější studie, která se kriticky podívala na hodnocení zdravotní expozice populace žijící v okolí spaloven odpadů, konstatuje, že: „... dlouhodobá konzumace potravin produkovaných v oblasti ovlivněné emisemi ze spalovny může zvýšit u populace vnitřní zátěž dioxiny“ (Campo et al., 2019).⁴⁴ Dá se říci, že potvrzuje, že expoziční cesta prostřednictvím doma chovaných živočichů jako zdrojů potravy může v okolí spaloven vést ke zvýšené expozici dioxinům. A mohou to být právě farmáři, kteří v daleko větší míře konzumují vlastní vypěstované produkty, koho může provoz spalovny daleko více zasáhnout.

⁴¹ „Přestože původní zdroje dioxinů jsou převážně průmyslové, vystavení obecné populace probíhá téměř výhradně prostřednictvím konzumace potravin živočišného původu, včetně masa, ryb a mléčných produktů.“ Volně přeloženo z: Schechter et al., (2006)

⁴² „Příjem potravy byl hlavní cestou dioxinů do lidského organismu, která představovala 64–99 % celkového rizika spojeného s dioxiny v devíti oblastech....Dospěli jsme k závěru, že by cesty konzumace potravin měly být zohledněny při posuzování zdravotních rizik spojených s emisemi dioxinů spalovnami na Tchaj-wanu.“ Volně přeloženo z: Ma et al. (2002).

⁴³ „Koncentrace PCDD, PCDF a PCB byly ve skupině farmářů vyšší než koncentrace zjištěné u zkoumané dospělé populace.“ Volně přeloženo z: Iamiceli et al. (2021).

⁴⁴ „Dlouhodobé požívání potravin produkovaných pod vlivem spalovny může zvýšit koncentraci dioxinů v organismu dotčené populace.“ Volně přeloženo z: Campo et al. (2019).



Foto 6.1: Farmáři v okolí spalovny komunálních odpadů v Turíně měli v krvi vyšší hodnoty dioxinů a dl-PCB. Stejná spalovna vykázala v důsledku havárie v srpnu 2017 nadlimitní koncentrace rtuti v emisích do ovzduší. Zdroj a foto: (Eco-dalle-Cittá, 2017)

V rámci monitoringu provedeného sítí IPEN bylo analyzováno 26 směsných vzorků od slepic chovaných v okolí spaloven odpadu ve 12 zemích (včetně České republiky a Slovenska). Obsah dioxinů ve vejcích se pohyboval mezi 2,6 a 234,4 pg TEQ.g⁻¹ tuku (PCDD/F a dl-PCB) a u 24 ze 26 hejn žijících v okolí spalovny došlo k překročení regulačního limitu v EU pro samotné dioxiny (PCDD/F) nebo dl-PCB a PCDD/F v součtu. Téměř všechny zkoumané oblasti v okolí spaloven odpadů byly proto pro volný chov drůbeže nevhodné (Petrlík et al., 2022).

7. Havárie

K haváriím spaloven odpadů (požárům či explozím) dochází běžně a může k nim vést řada faktorů – nedostatečné bezpečnostní normy, jejich nedodržování, vady na zařízení, lidský faktor nebo i prostá souhra okolností. Havárie ve formě požárů se nevyhýbají ani těm spalovnám, které lze považovat za moderní (postavené jako state-of-the-art), a rozhodně ani těm, které jsou postaveny na území České republiky – v každé už minimálně jednou hořelo (Arnika, 2022).

Nebezpečnost havárií spaloven odpadů spočívá především v tom, že při nich dochází k nekontrolovanému a neregulovanému spalování odpadní hmoty a následnému nekontrolovatelnému úniku vysoce toxických látek do ovzduší. Havárie spaloven jsou poměrně běžnou záležitostí, která se dříve nebo později téměř s jistotou stane každému zařízení. Požáry nerozlišují, jestli se jedná o spalovnu nebezpečných odpadů, ZEVO nebo zařízení pro pyrolýzu odpadů, může k němu dojít ve všech z nich. Havárie spaloven odpadů jsou také značně nákladné – kromě opravy samotného zařízení se v některých případech musí řešit i nákladná dekontaminace prostředí. K méně častým haváriím spaloven patří také úniky toxických látek do vody (viz kapitolu 3.2.2) anebo zřícení zkorodované konstrukce (dpa, 2009), které je podrobněji popsáno v kapitole 9.2 (viz také foto č. 7.5).

Poměrně častým požárům v České republice čelí například pražská spalovna v Malešicích – v roce 2003 se zde vzňaly odpady uložené v bunkru odpadů, v roce 2020 hořel odpad u technologie drtičky, v roce 2021 podle vyjádření hasičů hořely rekonstruované technologie na čištění spalin (iRozhlas, 2021), a to jen krátce před svým uvedením do provozu. Jejich oprava měla podle prvotních odhadů stát stovky milionů korun a trvat více než půl roku.

Ve spalovně odpadů Termizo v Liberci hořelo v roce 2019 v jednom z bunkrů. Požár se podařilo zlikvidovat přibližně po pěti hodinách, mezitím shořela zhruba třetina z 1 500 tun odpadů (Ortová & Berka, 2019).

Ve spalovně nebezpečných odpadů v Malenovicích ve Zlíně, kterou v té době provozovala firma SUEZ, hořela v roce 2016 jedna z pecí na spalování odpadu (tydenikpolicie.cz, 2016). K největšímu požáru zde ale došlo již 7. března 1997, kdy celá spalovna lehla popelem.

Několikrát hořelo i ve spalovně nebezpečných odpadů v Chropyni. V roce 2003 se v ní například vzňal drtič pevného odpadu a škoda dosáhla 1,5 milionu korun. V roce 2005 zde hořelo v meziskladu s barely, hořela uložená rozpouštědla a chemické látky určené ke spálení ve spalovně, ale



Foto 7.1 V roce 2005 hořelo dvakrát i ve spalovně nebezpečných odpadů Ekotermex Vyškov, na fotografii je květnový požár. Foto: HZS.

požár zasáhl i samotnou spalovací technologii a vznikla škoda přibližně za 2 miliony korun (Kapitánová, 2005). V témže roce hořelo v tomto zařízení už podruhé.

Havárie spaloven nejsou žádnou výjimkou ani v zahraničí. V roce 2019 hořelo na předměstí Londýna v Beddingtonu, pravděpodobně vinou lithium-iontové baterie. Zkrotit požár trvalo hasičům 9 hodin. Ve francouzském Marseille hořelo ve spalovně společnosti Evere v roce 2013. Požár nejdříve zachvátil třídící zónu, pak dvě jímky pevného odpadu a trval celé 2 dny.

V košické spalovně komunálních odpadů na Slovensku (postavené v roce 1996) hořelo v roce 2004, přičemž požár trval 30 hodin. V roce 2015, již



Foto 7.2 Také nesoulad mezi technologií spalovny a nevyzkoušeným dioxinovým filtrem může vést k havárii spalovny, jak k tomu došlo v dubnu 2013 ve spalovně nebezpečných odpadů v Lysé nad Labem (Arnika, 2013). Foto: Archiv Arniky.

po rekonstrukci spalovny, zde došlo k dalšímu požáru, který vznikl v hale s parní turbínou a generátorem.

V německém Leverkusenu došlo v roce 2021 v místní spalovně nebezpečných odpadů k explozi a následnému požáru skladovacích nádrží s organickými ředidly. Havárie měla na svědomí několik lidských životů a zranění desítek dalších lidí. V norské spalovně v Kristiansandu došlo rovněž v roce 2021 k explozi a následnému požáru bunkrů s odpadem. Požár zranil 7 lidí, z toho dva kriticky. Hasiči s ním bojovali několik dní.

Havárie se nevyhýbají ani pyrolýzním jednotkám. V německém Hammu byla v roce 2000 přistavena pyrolýzní jednotka k místní elektrárně.



Foto 7.3 Požár košické spalovny komunálních odpadů v roce 2004. Foto: Archiv Společnost přátelov Zeme, Košice.



Foto 7.5 Komín pyrolýzy v Hammu zkorodoval a v roce 2009 se poroučel k zemi. Už nikdy nebyl obnoven. Foto: Reiner Mors, tz.de, zdroj (dpa, 2009).



Foto 7.4 Ve spalovně nebezpečných odpadů v maďarském Füzfó hořelo v červenci 2010. K velké havárii došlo 15. června 2010 v závodu na zpracování nebezpečných odpadů se spalovnou situovaného v sousedství jezera Balaton (Tremmer, 2010). Do ovzduší mimo jiné unikl čpavek, chlor a oxid dusičitý. Foto: Gáspár Gábor.



Foto 7.6 Požár ve spalovně ve švýcarském kantonu Aargau 28. května 2015 zasáhl část na čištění spalin. Z oken v jednom z vysokých podlaží vycházel černý dým (badische-zeitung.de, 2015).
Foto: Kanonspolizei, Aargau, Švýcarsko.



Foto 7.7 K jedné z největších havárií došlo ve spalovně nebezpečných odpadů v Campaně v Argentině 18. listopadu 2004 (Red Proteger, 2004). Požár spalovnu zcela srovnal se zemí, jako se to v roce 1997 stalo ve spalovně nebezpečných odpadů Emseko ve Zlíně - Malenovicích.
Foto: Red Proteger, Argentina.

V praktickém provozu se však následně objevila řada technických potíží, které vyvrcholily tím, že se v roce 2009 zřítil 60 metrů vysoký komín této jednotky. Poničena při tom byla i střecha elektrárny. Hlavní příčinou byla koroze materiálu. Podle provozovatele elektrárny nebyl po tomto incidentu komerční provoz pyrolýzního zařízení nadále možný. V 90. letech ve Fürthu byla postavena pyrolýzně-spalovací jednotka s kapacitou 100 000 t.rok⁻¹ (nízkohodnotného odpadu). I přes některé procesy optimalizace bylo kvůli dlouhodobým problémům zařízení odstaveno (dpa, 2009; Gleis, 2012).

Od roku 1971 bylo realizováno přes 30 větších pyrolýzních a zplyňovacích jednotek, ale většina jich byla následně odstavena (Ernst & Young, 2015), mimo jiné kvůli poruchám nebo technickým problémům. Například výstavba pyrolýzní jednotky Eco Valley začala v roce 2002 a její provoz byl zahájen o rok později. Zařízení mělo zpracovávat denně 165 tun odpadu, který tvořil komunální odpad a zbytkový odpad z drcení automobilů (1:1). Záměr se však potýkal s několika provozními problémy – docházelo v něm například k nerovnoměrnému prohřátí lože, ve kterém docházelo k tuhnutí strusky. Dále byla problematická krátká doba život-

nosti žáruvzdorné izolace. Za nejzávažnější problém, který se v zařízení objevil, lze považovat unášení prachových částic a popílku s pyrolýzním plynem. Všechny tyto problémy vedly k častým odstávkám zařízení, což způsobilo odliv odpadních materiálů. Zařízení nemělo ani přes vyřešení problémů dostatek materiálů a pracovalo na poloviční kapacitu, což bylo neekonomické a nakonec vedlo k jeho uzavření v roce 2013 (Castaldi et al., 2010).

V Detroitu bylo v roce 2019 uzavřeno zařízení pro spalování odpadů, které spalovalo několik tisíc tun odpadů denně, ale své okolí trápilo znečištěním (a zápachem). Za posledních 5 let provozu překročilo zařízení emisní limity více než 750krát. Následovat měla sanace kontaminovaného okolí

a pozemek by se v ideálním případě pro podobné účely již neměl používat (Aguilar et al., 2019).

Havárie se nevyhnula ani největší dánské spalovně Amager Bakke, kde v roce 2022 vypukl požár v hydraulických tlačných zařízeních (Freiesleben, 2022); viz také kapitolu 10.1.1., výjimkou nemusí být požár ani ve švýcarských spalovnách (viz foto 7.6).

Lze konstatovat, že požárů spaloven proběhlo mnohem větší množství, než jsme výše uvedli. Jejich přehled je k dispozici na internetu⁴⁵. Přestože není rozhodně kompletní, poskytuje určitou představu o haváriích spaloven v Evropě.

⁴⁵ <https://arnika.org/odpady/nase-temata/spalovani-odpadu/havarie-spaloven-v-evrope>

8. Alternativy ke spalovnám

8.1 Komunální odpady

Prevence vzniku odpadů je preferovaným přístupem před jejich řešením skládkováním a spalováním. Tímto lze dosáhnout úspory surovin, energie i snížení emisí škodlivin v celém řetězci produkce a spotřeby. Pokud již odpad vznikne, nejlepším postupem je oddělit a recyklovat použitelný materiál, což opět šetří zdroje a energii. Neseparovaný zbytkový odpad lze energeticky využít ve spalovnách, ale s nižším energetickým ziskem a ztrátou surovin. Skládkování odpadů představuje největší ztrátu surovin a energie.

Spalování odpadů se tak může v porovnání se skládkováním zdát jako ideální řešení. Spalovny ale samy produkují pevný odpad, který musí být na skládce ukládán, část dokonce na speciálně zabezpečené skládce nebezpečného odpadu. Přestože jeho část (popel) podle současných kritérií nepovažujeme za nebezpečný, neznamená to, že se to se sledováním širší škály škodlivých látek nezmění (viz kapitoly 3.3, 5.1.6 a 5.1.7). Za ideální způsob nakládání s komunálními odpady lze považovat „zero waste“⁴⁶, který kombinuje vyšší principy hierarchie pro nakládání s odpady, než je skládkování a energetické využití odpadu. Jeho cílem je minimalizace odpadů, které je nutno skládkovat či spalovat.

⁴⁶ Zero waste lze do češtiny přeložit jako „nulový“ nebo „žádný odpad“.

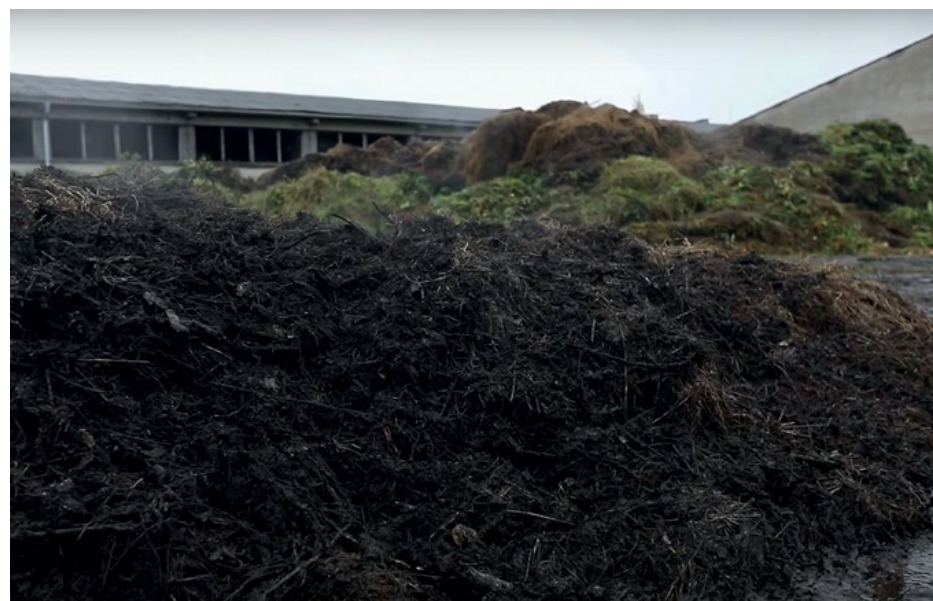


Foto 8.1 Kompostování bioodpadů odkloní z komunálních odpadů jednu čtvrtinu a více (Āriṇa et al., 2023) a považuje se i za důležitou část prevence vzniku odpadů, ale bioodpady je třeba třídít přímo u zdroje. Kompostování dotřídovaných bioodpadů ze směsného komunálního odpadu není vhodné a s ohledem na přítomnost toxických látek může být i nebezpečné. Arnika natočila zajímavé video o kompostování na Broumovsku (Arnika, 2017). Foto: Arnika.



Foto 8.2 Základem pro nastavení Zero waste v Palárikovu byl rozbor obsahu popelnic. Foto: Spoločnosť priateľov Zeme, Košice.

Obecně se tyto systémy skládají ze třídění odpadů, kompostování jejich kompostovatelné složky a recyklace dalších odpadů (například skla, plastů, kovů a dalších složek). Důležitou součástí takových systémů je i opětovné použití některých výrobků po jejich opravě, vyčištění anebo úpravě. Je jasné, že zcela bezodpavý systém není v současnosti možný a ten odpad, který již nejde dále využít, bude obsahovat toxické látky nebo nebude recyklovatelný. K řešení tohoto problému může přispět nepřidávání toxických látek do výrobků nebo nevyrobění takových výrobků, které nejsou recyklovatelné. Předcházením vzniku odpadů a zaváděním systémů zero waste se také snižuje riziko úniků dioxinů a dalších POPs do životního prostředí, jak se pokusila i v zemích střední a východní Evropy zmapovat a odhadnout studie z roku 2006. Popsala i případ Palárikova na

Slovensku, kde systém zero waste pomohl rapidně snížit množství skládkovaného odpadu z 1 300 tun za rok 1999 na 330 tun za rok 2005 (Havel et al., 2006).

Zero waste je propracovanějším systémem, než je spalování odpadů. Na rozdíl od něj vyžaduje i motivaci občanů a zároveň přijetí zodpovědnosti za to, co lidé nakupují a kolik odpadů produkují, ale i vyšší požadavky na třídění odpadů. To ale není dostatečné, přístup občanů vyžaduje kombinaci s některými nařízeními shora (snížení obsahu toxických látek ve výrobcích, dostupnost nádob na tříděný odpad atd.) a spolupráci s firmami, od kterých se požaduje, aby převzaly odpovědnost za své výrobky v celém jejich životním cyklu. V současnosti se musí firmy v rámci takzvané rozšířené odpovědnosti výrobců (EPR) postarat o zpětný odběr svých výrobků (obaly, elektroodpad), nová legislativa však klade důraz i na ekodesign (životnost, opravitelnost a recyklovatelnost výrobků).

Prvním regionem, který se k systému zero waste v roce 1996 přihlásil, bylo australské hlavní město Canberra (Arnika, 2020). Ke koncepci se od té doby přihlásilo mnoho regionů a měst, jejichž přehled lze nalézt na webu Zero Waste Europe⁴⁷.

8.1.1 Treviso, Itálie

Jako příklad dobré praxe v oblasti zero waste může sloužit společnost Contarina (Simon, 2018), která působí v italské provincii Treviso s populací 550 000 obyvatel a rozlohou 1 300 km². Tato společnost se specializuje na zpracování komunálních odpadů pro celou oblast.

V regionu se odpady třídí do pěti kategorií: mokré odpady, obaly (plasty, sklo, kovy), papír, rostlinné bioodpady a směsný odpad. Pro další druhy

⁴⁷ <https://zerowasteurope.eu/>

odpadu jsou k dispozici sběrné dvory, které se nacházejí v 49 lokalitách. Celková produkce komunálního odpadu v této oblasti činí 413,34 kg na obyvatele (bez zahrnutí odpadu z velkých nákupních center a podniků). V roce 2020 bylo v regionu tříděno téměř 90 % všech odpadů. Díky tomu byla průměrná produkce směsného odpadu na obyvatele ve stejném roce pouze 42 kg, zatímco v Itálii to bylo 193 kg a v České republice 260 kg na obyvatele.

Mokrý odpad a rostlinný bioodpad se kompostují a obalové materiály a papír se dodatečně třídí a odesílají ke zpracování. Dokonce i papírové pleny jsou zpracovávány. Z jedné tuny materiálu se získá 150 kg buničiny, 75 kg plastů a 75 kg vysoce absorpčních materiálů. Od roku 2020 výstupy z tohoto zařízení získávají potřebný certifikát a mohou být následně uváděny na trh. Společnost Contarina dokáže zpracovávat i uliční smetky. Ty se vyčistí, rozdělí a využijí podle různých frakcí.

Vysoké úrovně třídění odpadu jsou dosaženy prostřednictvím osvěty, systému sběru a motivace občanů. Samotná svozová společnost provádí osvětu a pro tento účel byla zřízena vzdělávací akademie, která poskytuje školení jak pro děti, tak pro zaměstnance společnosti.

Každá domácnost má svou vlastní nádobu na odpad (očipovanou) a také vlastní účet, na kterém může sledovat svou produkci odpadu. Způsob sběru závisí na typu obytné zástavby. V celém regionu je stanovena jednotná výše poplatku za odpady, která se skládá z pevné částky (60 %) a variabilní částky, jež závisí na produkci směsného odpadu. Domácnosti, které kompostují doma, obdrží slevu z poplatku (30 %). Naopak je zpoplatněn svoz bioodpadu. V roce 2020 dosahovala průměrná výše poplatku na jednu domácnost 196 eur, což představuje přibližně 80 eur na obyvatele.

Z českého pohledu se zde máme co učit, protože mnoho peněz investujeme do neefektivního systému nakládání s odpady. To je pravděpodobně

způsobeno tím, že v České republice je odpadové hospodářství řízeno každou obcí zvlášť, což neumožňuje systémové řešení pro větší region. Contarina je příkladem, který bychom měli následovat nejen v oblasti nakládání s odpady, ale i v provozu samotné společnosti svázející a nakládající s odpady. Samotná firma se snaží naplnit cíle udržitelného rozvoje OSN do roku 2030.

8.1.2 Vrhnika, Slovinsko

Zatímco se ve Slovinsku v roce 1994 začaly řešit nedostatečné kapacity skládek, což vedlo v roce 2004 k razantnímu zvýšení poplatku za skládkování, město Vrhnika se rozhodlo zavést oddělený sběr odpadů. Díky tomu se mu podařilo snížit náklady na skládkování o více než polovinu. Roční produkci odpadu na obyvatele se proti roku 2003 (201 kg) podařilo snížit na 80 kg v roce 2013. V roce 2018 separovala obec 83 % odpadu (McQuibban, 2021).

Zpočátku se třídilo sklo, papír a lepenka, plasty, kovové obaly, zbytkový odpad, organický odpad, nebezpečný, objemný, stavební a demoliční odpad. Recyklovatelný komunální odpad se sbíral na tzv. ekoostrovech v ulicích, kam obyvatelé mohli odpad donášet. V roce 2020 byli obyvatelé vyzváni k tomu, aby odpady nosili přímo do sběrného střediska. Na oplátku dostali po zvážení odpadu body, díky kterým se jim snížil měsíční účet za odpad (systém „pay-as-you-throw“). Díky tomuto systému obyvatelé ročně sami odnesou přibližně 30 tun odpadu bez pomoci svozových služeb (Van Vliet, 2014).

Intenzita svozu zbytkového odpadu, která byla zpočátku nastavena na jednu týdně, se v roce 2011 snížila na jednu za dva týdny, a od roku 2013 se sváží pouze jednou za měsíc. Objemný odpad se sbírá dvěma způsoby – obyvatelé jej mohou odevzdat přímo ve sběrném středisku, nebo požádat o jeho svoz z domu. Veškerý objemný odpad je rozebrán

a většina materiálů je předána k recyklaci. S tím souvisí i centrum opětovného využití (DEPO), které slouží k upcyclaci odpadu na žádané zboží a k využití věcí, které by jinak skončily na skládce. Předměty se opravují, vylepšují nebo rozebírají na použitelné části, z nichž se vyrábí něco jiného, a poté se prodávají veřejnosti za přijatelné ceny.

Osvěta začíná na školách, přednášek se ročně zúčastní 1 500 dětí a mladých lidí z celého Slovinska. Co se týká dětí, zavádí jesle ve Vrhnice ve spolupráci s Ekology bez hranic pilotní projekt týkající se opakovaně použitelných plenek, aby se zabránilo ukládání jednorázových plenek na skládku (Van Vliet, 2014).

8.1.3 Kamikatsu, Japonsko

Kamikatsu, město o 1 700 obyvatelích v Japonsku, mělo od roku 1991 svoji spalovnu, která byla v roce 2001 uzavřena z důvodu nedostatku financí na pořízení „filtru na dioxiny“. V souvislosti s uzavřením spalovny se město v roce 2001 rozhodlo, že přestane posílat jakýkoli odpad na skládky i do spaloven (Shenyoputro & Jones, 2023). „Lidé viděli, že spalovna ubližuje jak životnímu prostředí, tak jejich zdraví. Proto byl vytvořen program nulového odpadu,“ vysvětlila Akira Sakano, zástupkyně předsedy Akademie nulového odpadu, neziskové organizace, která podporuje Kamikatsu v její environmentální politice (Žák, 2017).

Ambice zvýšili tak, že nechtěli do roku 2020 produkovat žádný odpad. Celému procesu předcházela pětiletý pilotní projekt spuštěný v roce 1998, který měl za cíl především separovat odpad u zdroje. V době zavádění se jednalo o 22 kategorií odpadu, v roce 2020 už to bylo 45 kategorií. Ve stejném roce recyklovalo Kamikatsu 81 % odpadu⁴⁸, což je zvýšení o 65 %

⁴⁸ Za recyklaci v Kamikatsu považují cokoliv, co nevede ke skládkování nebo spalování odpadu.



Foto 8.3 Slovinské město Vrhnika mělo v roce 2013 zhruba osmnáct tisíc obyvatel a produkci 80 kg směsných odpadů na obyvatele. Foto: SI-Ziga – Own work, Public Domain, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=6118754>

oproti roku 2000 (Shenyoputro & Jones, 2023) a oproti japonskému průměru 20 % (Wikipedia, 2022) je to úctyhodné číslo. Vývoj od roku 2000 shrnuje obrázek 8. 1.

Městu to přineslo úspory, protože se díky lepšímu třídění odpadů podařilo snížit každoroční náklady za likvidaci odpadu o třetinu (Shenyoputro & Jones, 2023; Žák, 2017).



Foto 8.4: Zero-waste management center v Kamikatsu postavené výhradně z materiálu, který měl skončit jako odpad.

Foto: Own work (投稿者撮影), CC0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=108202162>.

Systém ve městě Kamikatsu je propracovaný, nejedná se pouze o třídění a sběr odpadu. Občané jsou motivováni finančně, protože město zavedlo věrnostní bodové karty za třídění odpadu, které lze vyměnit za nákupní kupóny. Město zakoupilo i elektrické kompostéry (Shenyoputro & Jones, 2023). Nic se nevyhodí. Ve městě existují obchody, kde lidé mohou nechat oblečení, nábytek a věci, které už nechtějí a které si může kdokoli

odnést zdarma. A když o ně dlouho není zájem? Vezmou je do manufaktury, kde z nich ženy vyrobí něco nového – například plyšového medvídka ze starého kimona. „Snažíme se víc a víc soustředit na změnu našeho životního stylu,“ řekla Akira Sakano (Žák, 2017).

Obyvatelé Kamikatsu si postavili nové městské centrum zcela z recyklovaného materiálu. Osm metrů vysoká okenní stěna a další otvory přivádějí v létě chladný vánek, zatímco uhlíkově neutrální sálavé teplo ohřívá konstrukci v zimě (Wang, 2016). Podobně bylo vybudováno i Zero-waste management center (viz foto 8.4); (Wikipedia, 2022).

Za tři klíčové principy ve městě Kamikatsu lze označit recyklaci a využití zdrojů prostřednictvím třídění u zdroje; spolupráci mezi obyvateli a vládou s cílem snížit daňovou zátěž a povzbuzování výrobců k tomu, aby přehodnotili a přepracovali design svých výrobků udržitelným způsobem, protože zbylých 19 % odpadu je považováno za nerecyklovatelné (Shenyoputro & Jones, 2023).

8.2 Nebezpečné odpady

Nebezpečné odpady představují poměrně širokou škálu odpadů, které jsou hodnoceny jako nebezpečné kvůli mnoha různým vlastnostem a podle toho je třeba volit způsoby, jak s nimi naložit. Mezi nebezpečné vlastnosti odpadu patří toxicita, karcinogenita, mutagenita, infekčnost, ekotoxicita a další (MŽP, 2023a).

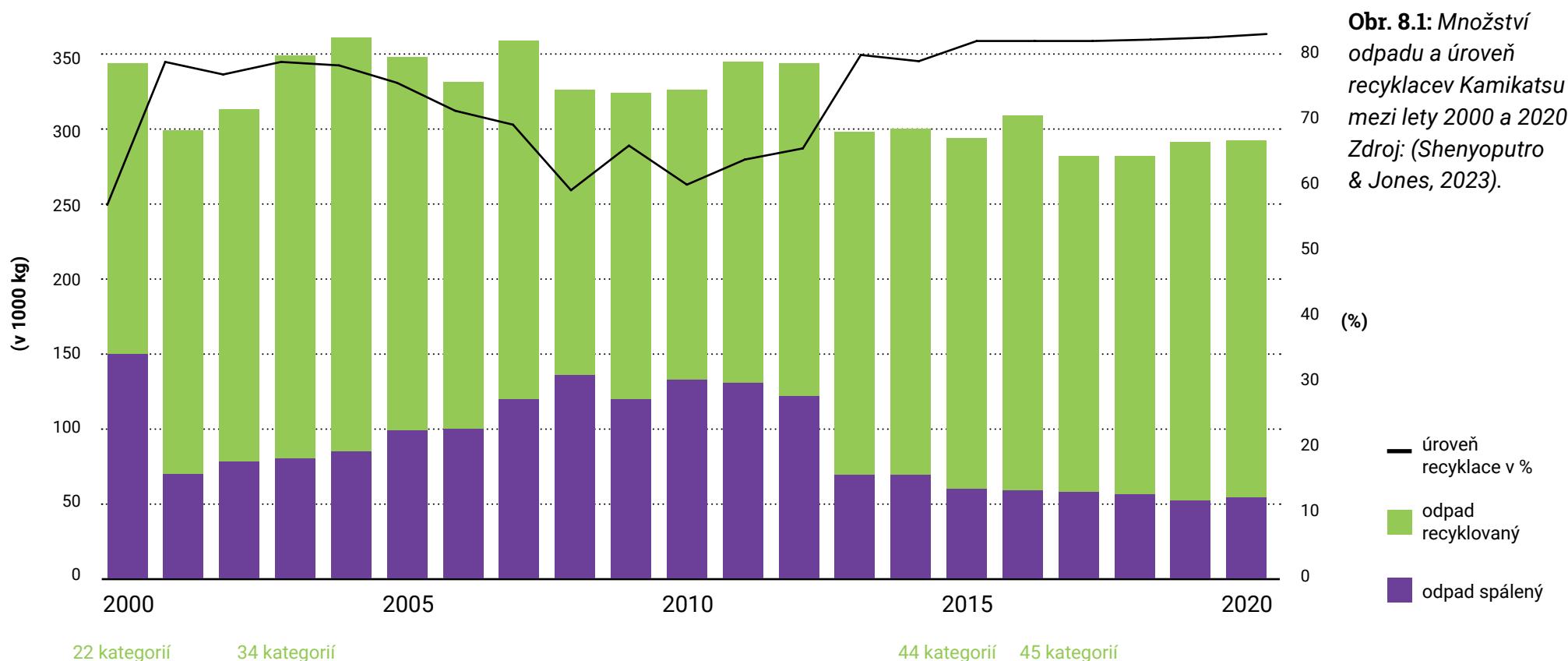
S jednou skupinou nebezpečných odpadů, a sice s popílky a odpady z čištění spalin, už jsme se vypořádávali v kapitolách věnovaných zbytkům po spalování odpadů (viz kapitolu 3.3) anebo v kapitolách zaměřených na různé toxické látky (viz kapitolu 5).

Další velkou skupinu tvoří zdravotnické odpady, které vznikají jak v nemocnicích, tak v dalších zdravotnických zařízeních, a které jsou nebezpečné především kvůli své potenciální infekčnosti. Bude jim proto věnována zvláštní kapitola 8.2.1. Specifickou skupinou jsou odpady obsahující rtuť, na které se soustředíme v kapitole 8.2.2.

Další poměrně specifickou skupinou jsou odpady obsahující látky odolné vůči rozkladu, které dlouhodobě přetrvávají v životním prostředí, tedy perzistentní organické látky (POPs). Rovněž na ně zaměříme zvláštní kapitolu (8.2.3). Technologie primárně zaměřené na rozklad POPs jsou po-

užitelné pro rozklad daleko širší škály nebezpečných odpadů, především pak těch obsahujících halogenované látky.

Jsou tu ovšem také odpady, které obsahují nebezpečné látky a se kterými nelze dělat nic jiného, než je umístit na zabezpečenou skládku, jako jsou například odpady obsahující azbest, který se spálením nerozloží a naopak vzniká nebezpečí, že se jeho vlákna rozptýlí. Podobně je nesmysl spalovat například popel z domácích topenišť, který může obsahovat nebezpečné látky, ať už v podobě těžkých kovů nebo PAU (viz kapitolu 5.1.5). Ten se spálením pouze přemění na jiný druh popela a částečně po-



pílku, ale rozhodně se nijak příliš nezmění jeho objem, a proto je lepší ho uložit na speciální skládku, nehledě na to, že většina popela bude vyřešena s koncem spalování uhlí v domácích topeništích, protože nebude dál vznikat. Je ale zbytečné si dělat iluze, že lze popel z domácích topenišť nějak využít, a v žádném případě nelze doporučit jeho použití jako aditiva do půdy nebo k posypu silnic a chodníků v zimě, právě kvůli obsahu těžkých kovů, a případně i organických látek.

8.2.1 Zdravotnické odpady

Odpad z nemocničních zařízení tvoří ze 75 až 90 % odpad nespecifický, svým složením podobný komunálnímu odpadu. Zbytek do sta procent tvoří odpad nebezpečný⁴⁹. Toto množství by bylo možné důslednou recyklací snížit na pouhých 5 až 3 %. Techniky minimalizace zahrnují třídění a recyklaci. Důsledná separace infekčního a nebezpečného materiálu je důležitým krokem, jehož dodržování může ve zdravotnických zařízeních vést k významné úspoře zdrojů i peněz. Recyklace je znovuvyužití materiálu z odpadů. Překvapivě velké množství zdravotnického odpadu je stejného charakteru jako odpad z kanceláří či hotelů – kartón, papír či zbytky jídla. Nemocnice mohou zavést jednoduchý program na odklonění těchto materiálů od infekčního či toxického, který by jej mohl kontaminovat, a tím znehodnotit pro další recyklaci. Možnosti recyklace ve svém příspěvku „Jak vytvořit a uskutečňovat program minimalizace odpadů

⁴⁹ Mezi nebezpečné odpady řadíme odpady, které vykazují alespoň jednu nebezpečnou vlastnost (označováno písmeny HP a číslem) uvedenou v příloze nařízení komise (EU) č. 1357/2014 ze dne 18. prosince 2014, kterým se nahrazuje příloha III směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/98/ES o odpadech. Celkově se určuje 15 nebezpečných vlastností (HP 1 až HP 15). Mezi nebezpečné vlastnosti odpadu patří toxicita, karcinogenita, mutagenita, infekčnost, ekotoxicita a další. Problematika hodnocení nebezpečných vlastností odpadů je vymezena zákonem č. 541/2020 Sb., o odpadech a vyhláškou č. 8/2021 Sb., o Katalogu odpadů a posuzování vlastností odpadů (Katalogu odpadů).



Foto 8.5 Autokláv francouzské firmy Ecodas instalovaný v jedné z francouzských nemocnic. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

v nemocnici – praktický příklad z Polska“ pro konferenci v roce 2012 podrobně zpracoval Głuszyński (Kristian et al., 2012).

V ČR vzniká ročně ve zdravotnických zařízeních asi 49 000 tun odpadu⁵⁰ (CENIA, 2023). V roce 2000 tvořil nebezpečný odpad ze zdravotnictví, veterinární a sociální péče 18 % celkového produkovaného odpadu. Téměř bez výjimek se v ČR tento nebezpečný odpad likviduje spalováním. Příručka UNEP z roku 2006 označila zdravotnický sektor za jeden z hlavních zdrojů dioxinů a rtuti v životním prostředí. Tyto látky unikají především kvůli nesprávné manipulaci a poškození rtuť kontaminovaných zařízení (UNEP, 2006).

Zredukovaný zbytek odpadů ze zdravotnictví po vytrídění těch neinfekčních lze místo spalování zpracovat tzv. nespalovacími technologiemi (Kristian et al., 2012; Petrova et al., 2008). Pro jejich výběr je nezbytné znát charakter odpadů, které ve zdravotnickém zařízení vznikají, jejich množství a místo vzniku a dále se řídit popisem technologie, který uvádí výrobce. Nespalovací technologie mohou zbavit infekční odpad nebezpečné vlastnosti, „infekčnosti“, přičemž s ním dále může být nakládáno jako s komunálním odpadem. Díky zavádění nespalovacích technologií do zdravotnických provozů se výrazně sníží jak dopad na životní prostředí, tak zdravotní bezpečnost zaměstnanců (Emmanuel, 2012; Emmanuel & Hrdinka, 2003).

Nespalovací technologie se mohou dělit dle různých kritérií, nicméně z hlediska procesu dekontaminace se dají rozdělit do čtyř kategorií – nízkoteplotní, chemické, radiační a biologické (Emmanuel, 2012; Emmanuel & Hrdinka, 2003). Jejich následující popis vychází z kompendia vydaného Světovou zdravotnickou organizací (WHO); (Emmanuel, 2012).

⁵⁰ Před deseti lety jich bylo o zhruba 10 tisíc tun méně.

8.2.1.1 Nízkoteplotní procesy

K dezinfekci odpadů se používá buď horká pára nebo suché teplo o teplotě 93–177 °C. Působení horké páry je základním principem autoklávů a retort. Tyto technologie běžně zpracovávají tkáňové kultury a kmeny, ostré nástroje, materiály kontaminované krví a omezeným množstvím tekutin, odpady z infekčních oddělení, chirurgické odpady, laboratorní odpad (vyjma chemikálií) a tzv. měkký odpad pocházející ze zdravotní péče.

Problémem těchto zařízení může být zápach v okolí, pokud není zajištěno dostatečné větrání. Je nutné dbát důsledného třídění odpadů, které zamezí vstupu nebezpečných materiálů do komory. Jednoznačnou výhodou je nízká pořizovací cena a široká škála výrobků na trhu, která umožní vybrat nejvhodnější velikost.

Řadí se sem použití autoklávů nebo retort (Bondtech, ETC, Mark-Costello, Sierra Industries, SteriTech a Tuttnauer), pokročilejších autoklávů s funkcemi drčení, vakuování, kontinuálního plnění nebo promíchávání atd. (San-I-Pak, Tempico Rotoclave, STI Chem-Clav, Antaeus SSM, Ecoletec, Hydroclave, Aegis Bio-systems, Log Med), mikrovlnné systémy (SINTION, Medister), elektrotermická deaktivace nebo působení horkého vzduchu.

8.2.1.2 Chemické procesy

Chemické procesy fungují na principu dezinfekce za přítomnosti chemických činidel. Používá se řada chemických látek – sloučeniny chloru, ozon, oxid vápenatý, hydroxid sodný a draselný, kyselina peroxyoctová a další. Některé chemikálie nemění fyzický vzhled odpadů, jiné vyvolávají chemické reakce, které mění fyzikální vzhled a chemické vlastnosti. Výhodou technologií založených na jiných chemických činidlech, než na sloučeninách chloru je skutečnost, že tyto metody neprodukují vedlejší chlorované produkty. Technologie založené na působení chemikálií mohou zpracovávat odpad zahrnující kultury a kmeny, ostré předměty,

anatomický a patologický odpad včetně krve a tělních tekutin, chirurgické odpady, odpady z infekčních oddělení, laboratorní odpady (vyjma chemikálií) a tzv. měkký odpad. Technologie jsou většinou automatizované a jednoduché pro použití, nejsou produkovány žádné vedlejší produkty spalování a tekuté odpady mohou být vypuštěny do běžného odpadního systému, ale používání chemikálií na druhou stranu představuje určitá rizika pro pracovníky a použité chemické látky mohou kontaminovat ovzduší a odpadní vody, pokud jsou přítomny v odpadu.

Mezi metody založené na působení chemických látek bez obsahu chloru lze zařadit Steris EcoCycle10 (kyselina peroxyoctová), Lynntech (ozon), Delphi MEDETOX CerOx (kovy jako katalyzátory) nebo WR² (zásady).

8.2.1.3 Radiační procesy

Radiační procesy využívají pro dekontaminaci zdravotnického odpadu elektromagnetické záření. Jde o vysoce automatizovanou metodu řízenou počítačem. U technologií na bázi elektronového svazku je proto nutné použít rozmělnovače nebo jiná mechanická zařízení, kterými se sníží objem a odpad homogenizuje tak, aby nebyl rozpoznatelný jeho původ. Konkrétně se využívá UV záření, kobalt 60 nebo elektronový svazek (BioSterile Technology).

8.2.1.4 Biologické procesy

Biologické procesy dekontaminují zdravotnický materiál pomocí směsi enzymů. Tato technologie je vhodná pro velké objemy odpadu, ale zatím je jen zřídka využívána (Kristian et al., 2012). Prototyp od Bio Conversion Technologies byl testován ve Virginii.

8.2.1.5 Porovnání nespalovacích technologií se spalovacími

Ukázkou velice omezené znalosti alternativních technologií k ošetření infekčnosti zdravotnických odpadů pomocí nespalovacích technologií je příloha (Dombek, 2018) k dokumentaci EIA pro rozšíření ostravské spa-

lovny nebezpečných odpadů (Mynář et al., 2018). Protože jde o ukázkový případ, jak se podobné dokumentace vypořádávají s touto problematikou, pokusíme se rozebrat, jak tato příloha ve svých závěrech zkrusluje ve prospěch spalování zdravotnických odpadů, a to často bez náležitých důkazů.

Neúplný výčet technologií a jejich charakteristika napovídají, že zpracovatel přílohy nejspíš nezná kompendium technologií ke zpracování zdravotnických odpadů zpracované WHO (Emmanuel, 2012) a ani se neseznámil s technologií autoklávu použitého mimo jiné v oblastech Afriky zasažených epidemií eboly (UNDP, 2015). Tento autokláv v kombinaci s drtičem odpadu redukuje jeho objem z 85 %, má tedy v tomto ohledu srovnatelnou účinnost se spalováním. Nevyžaduje transport odpadu na velké vzdálenosti, protože jej lze instalovat přímo ve větších nemocničních zařízeních. Podobně odpadá doprava i u dalších zařízení, která lze velikostně upravit potřebám zdravotnických zařízení (redakce Průmyslová ekologie, 2018).

Jako nevýhodu nespalovacích technologií autoři posuzování spaloven vidí, že „kapacita všech uvedených nespalovacích metod je výrazně menší ve srovnání se spalovacími technologiemi.“ (Dombek, 2018). V tom ale netkví jejich nevýhoda, naopak díky tomu je možné tyto technologie snadno instalovat přímo v areálu zdravotnických zařízení a vyhnout se tak jejich transportu a rizikům havárie při jejich přepravě. Přeprava odpadů je současně vysoká položka v rozpočtu nakládání s odpady a je zdrojem emisí dalších škodlivin.

K dalším výtkám vůči použití nespalovacích technologií patří, že nezmenší objem odpadů a že spálení neznamená jistotu zničení všech choroboplodných organismů. Drcení odpadu je často již součástí moderních autoklávů (Emmanuel, 2012; UNDP, 2015). Současně tvrzení, že „nespalovací metody vyžadují další následné operace, což ještě navýší náklady celého procesu“ pokulhává, když nepřipouští, že i odpad ze spalovny

vyžaduje a v budoucnu bude ještě více vyžadovat „následné operace“. Vždyť i pro odpady z čištění spalin se u spaloven nebezpečných odpadů předpokládá jejich stabilizace před uložením na skládku, což samozřejmě „navyšuje náklady celého procesu“, pomineme-li skutečnost, že některé z nich by měly projít dekontaminací v nespalovací technologii schopné rozložit POPs (viz kapitolu 3.3.1). Vzhledem k problematičnosti odpadů ze spaloven je jejich využití pro zdravotnické odpady přinejmenším sporné a také ony vyžadují další „následné operace“.

Dombek (2018) dále tvrdí, že „nespalovací metody neumožní výrazně snížit objem a hmotnost dekontaminovaného odpadu“, což pak dokládá na nejhorším zvoleném příkladu, tedy mikrovlnné technice. Některé autoklávy vybavené drtiči redukuje objem odpadů až na 15 % původního objemu a 50 % původní hmotnosti. Jsou tedy svou účinností srovnatelné se spalovnami, co se týká redukce objemu odpadů, aniž by přitom docházelo ke tvorbě nových toxických látek typu dioxinů jako ve spalovnách.

Jako argument ve prospěch spalování zdravotnických odpadů Dombek (2018) uvádí, že „mikrovlnné technologie a autoklávy nemusí zlikvidovat všechny patogenní bakterie...“, aniž by doložil, že tato účinnost byla u spaloven zdravotnických odpadů nějak podrobněji sledována. Starší studie US EPA konstatovala, že pro takové hodnocení chybí podklady, jinými slovy, nebylo to zkoumáno (US EPA, 1990). Ve vědecké literatuře neexistuje studie, jež by se věnovala výskytu patogenních organismů ve zbytkových odpadech ze spaloven zdravotnických odpadů. Jedna studie zmiňuje, že proces spalování komunálních odpadů mohou přežít například bakterie salmonely (Klee & Peterson, 1971).⁵¹ Obecně vžitý hypotetický předpoklad, že se v procesu spalování vysokými teplota-

⁵¹ „Terénní studie provedené ve čtyřech spalovnách komunálního odpadu s různým provozním uspořádáním ukázaly, že pokud jsou v pevném odpadu přítomny střevní patogeny, mohou proces spalování přežít.“ Volně přeloženo z: Klee et al. (1971).



Foto 8.6 Jorge Emmanuel (vlevo) a Johan Hoffman (vpravo), spolukonstruktéři nového autoklávu s jednou z prvních vyrobených jednotek v roce 2014. Dr. Emmanuel byl hlavním technickým expertem z Rozvojového programu OSN (UNDP)/Global Environment Facility (GEF)/Světové zdravotnické organizace (WHO)/Health Care Without Harm Global Healthcare Waste Project; Johan Hoffman (vpravo) – výkonný ředitel a hlavní inženýr společnosti Medi-Clave, která autoklávy spolunavrhla a vyrobila. Foto: HCWH, zdroj (HCWH, 2014).

mi „zlikviduje vše“, aniž by se brala v úvahu praktická zkušenost a empirický výzkum, tedy nemusí platit. Moderní nespalovací zařízení pro dekontaminaci zdravotnických odpadů mají zabudována čidla likvidace biologicky aktivních mikroorganismů (PE, 2018). Nic takového ve spalovně neexistuje.



Foto 8.7 Toto nenápadně vypadající zařízení s komíny je spalovna zdravotnických odpadů v Praze - Motole. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.



Foto 8.8 Zdravotnické odpady se poznají podle balení v barevných plastových pytlech - tady ve spalovně nebezpečných odpadů v Trmicích. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.



Foto 8.9 Infekční odpady ve speciálních obalech připravené ke spálení v severočeských Trmicích. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.

8.2.2 Nakládání s odpady obsahujícími rtuť

Specifické nakládání vyžadují odpady obsahující rtuť. Jejich spalování představuje významné riziko pro životní prostředí, protože rtuť i při normální (pokojové) teplotě vytěká a kontaminuje ovzduší.

Spalovna neodstraní „z odpadu sloučeniny rtuti“ (Dombek, 2018), jak tvrdila jedna z příloh dokumentace EIA pro rozšíření spalovny nebezpečných odpadů v Ostravě (Mynář et al., 2019). Z odpadů, které ji obsahují, tak ve spalovně velmi rychle přejde do plynných emisí a v nejlepším případě končí v popílcích a dalších zbytcích z čištění spalin (viz obrázek 3.3). Spalovny v žádném případě nepatří k doporučeným technologiím pro odpady obsahující rtuť (Basel Convention, 2012).⁵² Minamatská úmluva označuje spalovny odpadů za jeden z hlavních zdrojů emisí rtuti (UN Environment, 2016).

Z odpadů obsahujících rtuť ji lze dostat nepřímou termickou desorpcí. Zkoncentrovaná rtuť se nejlépe stabilizuje na sulfid rtuťnatý a poté ukládá. Ve srovnání s jinými cestami vykazuje tato sloučenina „velmi malou vyluhovatelnost rtuti a vysokou trvanlivost“ (Rodríguez et al., 2012). Provoz takové stabilizace rtuti vzniká ve Chvaleticích (Plachý, 2022).

8.2.3 Odpady obsahující perzistentní organické látky

Základní pravidla pro nakládání s odpady obsahujícími POPs definuje Stockholmská úmluva v článku 6 (MZV, 2006). Tato pravidla dále upřesnili odborníci z Greenpeace a mezinárodní sítě IPEN (IPEN, 2012). Odpady s obsahem POPs je třeba zlikvidovat nebo nevratně přeměnit metodami

⁵² „...obsah rtuti v odpadu se může uvolnit do životního prostředí v důsledku skládkování nebo spalování. Odpady obsahující rtuť nebo rtuť kontaminované by měly být shromažďovány odděleně od ostatních odpadů bez fyzického porušení nebo kontaminace.“ Volně přeloženo z: Basel Convention (2012).



Foto 8.10 Požár, k němuž došlo ve spalovně převážně zdravotnických odpadů v Plzni - Na Slovanech v červnu 2017, vyžadoval dvoudenní zásah pozárníků. Foto: HZS Plzeňského kraje.

nepoškozujícími životní prostředí tak, aby v co největší míře byla splněna následující kritéria (IPEN, 2012):

- téměř 100% účinnost likvidace POPs – vztahující se na všechny vstupní (při výpočtu) i výstupní složky (plynné, kapalné či pevné)
- pro zajištění, pokud možno 100% účinnosti likvidace POPs, musí být všechny výstupní složky analyzovatelné
- v případě nutnosti musí být možné odpady vrátit zpět do procesu likvidace POPs;
- zabránění nekontrolovaným únikům toxických látek během procesu.

Technologie k rozkladu POPs v odpadech jsou posuzovány již několik deseti letí. Část z nich vznikla v důsledku poptávky po technologiích k likvidaci chemických bojových látek anebo k vyčištění míst kontaminovaných v důsledku jejich využívání jako vojenské základny, kde byly častým kontaminantem PCB. Vedle spaloven a cementáren se vyvinula řada technologií schopných rozkládat POPs s často vyšší účinností, která se vyhodnocuje pomocí tzv. účinnosti rozkladu (destrukce), zkratkou DE. Jejich přehled poskytuje například souhrnná studie sítě IPEN z roku 2020 (Bell, 2020). Část jich popisuje také obecná směrnice pro nakládání s POPs odpady aktualizovaná v rámci Basilejské úmluvy o přeshraniční přepravě nebezpečných odpadů (Basel Convention, 2022). Účinnost technologií vyhodnocují i další studie US EPA (2010) anebo UNEP (2004). Současně je třeba vzít v potaz potenciál vzniku a emisí POPs vznikajících jako nezamýšlené vedlejší produkty, tedy PCDD/F, dl-PCB a dalších. K tomu může posloužit i dokument zpracovaný expertní skupinou pro BAT/BEP Stockholmské úmluvy (UNEP – EG BAT/BEP, 2006). Některé z těchto technologií, které měly být použity k dekontaminaci dioxinové zátěže ve Spolaně, byly prezentovány na mezinárodní konferenci pořádané v roce 2003 v Praze (IPEN et al., 2003). Tu nakonec dekontaminovala kombinace nepřímé termické desorpce (ITD) a BCD (Kubal et al., 2004).

Zde je výčet alespoň těch základních nespalovacích technologií:

- Chemická redukce v plynné fázi (GPCR)
- Kulové mlýny – mechanicko-chemická destrukce
- Oxidace superkritickou vodou (SCWO)
- Zásaditý katalytický rozklad (BCD)
- Katalytická hydrogenace (CHD)
- Redukce alkalickými kovy (SR)
- Katalytická dechlorace s pomocí mědi (CDC)

Část z nich jsme blíže popsali v kapitole 3.3.1, a tak se jejich podrobnému popisu zde již vyhneme. Některé se využívají i k rozkladu dalších haloge-

novaných látek a hodí se tedy pro likvidaci daleko širší škály nebezpečných odpadů než jenom těch, které obsahují POPs.

Vedle zde popsaných technologií se za alternativy ke spalování nebezpečných odpadů považují zplyňování nebo plazmové zpracování odpadů (viz kapitoly 2.1 a 2.2). Jedná se však pouze o jiné formy spalování odpadů, proto je nemůžeme zařadit jako alternativy ke spalovnám, nehledě na to, že z hlediska vlivů na životní prostředí nesplňují výše popsaná kritéria.

8.2.3.1 CreaSolv®

Jak už bylo uvedeno v kapitole 3.3.1, některé technologie a odpady vyžadují předúpravu. K takovým odpadům patří i polystyren ošetřený BFR, specificky hexabromcyklododekanem (HBCD). K tomuto účelu byla vyvinuta metoda zvaná CreaSolv®. Její podrobný popis v češtině obsahuje infolist vydaný v roce 2012 (IPEN, 2012).

Materiál vstupující do reakce tvoří díky předtřídění obvykle alespoň ze 75 % plast s obsahem BFR (Malcolm et al., 2011). Bromované zpomalovače hoření se z plastu (v tomto případě z polystyrenu) odstraní tak, že se polymer rozpustí a vyčistí od aditiv, která se zakoncentrují. Množství použitého rozpouštědla je v poměru ke zpracovávanému plastu velice nízké (< 1 %), protože se jeho převážná většina vrací zpět do procesu a ze zařízení vystupuje pouze malá frakce, která obsahuje BFR. Pokud jsou přítomny kovy, vzniká vedle využitelného polymerového recyklátu ještě nerozpustná frakce bohatá na kovy (Schlummer et al., 2004). V Kanadě se podařilo spolu s BFR odstranit i PBDD/F, které byly přítomny jako spolukontaminanty (Schlummer et al., 2008). Koncentrované BFR mohou být rozloženy jinou nespalovací technologií nebo nevratně přeměněny jako činidla během průmyslových procesů.

Tento proces dokáže zpracovat i například znehodnocené mobilní telefony (po odstranění baterie), které poskytují částice polymerů vhodné

pro výtlačné lisování a injekční modelování (Schlummer et al., 2004). V jiném případě byl takto ošetřen expandovaný polystyrenový odpad za vzniku polystyrenu, který může být znovu expandován, a jehož vlastnosti jsou srovnatelné s primárním lehčeným polystyrenem (Mäurer & Knauf, 2005).

Z porovnání čtyř různých procesů zpracování elektronického a elektrického odpadu obsahujícího BFR vyšel proces CreaSolv® jako nejlepší s ohledem na spotřebu energie a potenciál fotochemické oxidace. CreaSolv® společně s Centretrap® mají podle studie Freera (2005) nejmenší dopady na životní prostředí. U CreaSolv® je zajímavá nízká ztrátovost rozpouštědel a jejich vysoká obnovitelnost.

CreaSolv® je v plně komerčním měřítku v provozu v Nizozemí. Problémem je, že členské státy EU netřídí dostatečně starý polystyren s obsahem HBCD použitý pro izolace budov a provoz tak nemá dostatek materiálu ke zpracování.



Foto 8.11 Provoz PolyStyreneLoop v Nizozemsku je v podstatě CreaSolv® v plně komerčním měřítku. Foto: Sustainable Plastics, <https://www.sustainableplastics.com/news/new-life-breathed-polystyrene-loop-initiative>

9. Ekonomika a finanční stránka spalování odpadů

Z hlediska financování jsou větším problémem spalovny komunálních odpadů než spalovny nebezpečných odpadů. Za spálení jedné tuny nebezpečných odpadů lze totiž inkasovat daleko vyšší poplatky než za komunální odpad. Podle studie mezinárodní sítě GAIA je v USA na vybudování spalovny komunálních odpadů o kapacitě milionu tun odpadů za rok potřebná investice v přepočtu mezi 5 až 26 miliardami Kč. Operační náklady na provoz ZEVO (WtE) patří k nejvyšším v porovnání s jinými způsoby nakládání s odpady, jako jsou kompostování, anaerobická digesce anebo skládkování (Moon, 2021).

Ekonomická stránka spalování odpadů v ZEVO je poměrně komplikovaná, tak jako u většiny způsobů nakládání s odpady. Pokusíme se ji probrat podle následujících oblastí:

- investice do výstavby
- údržba a opravy
- provozní náklady a cena za spalování odpadů
- související náklady a poplatky
- nezohledněné náklady vyvolané spalováním odpadů

Spalování odpadů v ZEVO je ve srovnání s jejich skládkováním dražší i v České republice. Proto se přistoupilo ke zvýšení poplatků za skládkování. S tím lze nepochybně souhlasit, pokud však bude dále zvýšen

poplatek i za spalování odpadů, protože ani ono není bez negativních dopadů na životní prostředí a zdraví lidí, na které doplácí stát či obce. Teprve potom bude platit, že ekonomické nástroje pomohou odklonit odpady z nakládání nepříznivého pro životní prostředí ke způsobům šetrnějším: bioodpad ke kompostování, ostatní odpady k recyklaci, nebo jejich použití povede dokonce ke snižování produkce odpadů.

9.1 Investice do výstavby

Prvotní investice do výstavby ZEVO se liší podle jeho velikosti, ale výrazně se liší také podle státu, ve kterém se má uskutečnit. Čím sofistikovanější je v dané zemi přístup k ochraně životního prostředí, tím jsou investiční náklady vyšší. Dalšími aspekty, které investici ovlivňují, jsou samozřejmě cena pracovní síly a vstupních materiálů, ale to není nic neobvyklého oproti jiným stavbám. Výstavba velké spalovny (ZEVO) na Mallorce o kapacitě 730 000 tun.rok⁻¹ (Environmental Justice Atlas, 2014) stála okolo 500 milionů EUR (to je v přepočtu cca 11,5 miliardy Kč); (ESFC, 2023a).

Aby se investice do ZEVO vrátila, musí mít zaručené naplnění kapacity na 25 až 30 let (ESFC, 2023a). Budoucí provozovatel ZEVO si proto zava-



Foto 9.1 Spalovna komunálních odpadů Likeng v Číně, kde lze postavit nové ZEVO nejlevněji. Foto: Jitka Straková, Arnika.

zuje obce smlouvami, v nichž musí přislíbit trvalý přísun dostatečného množství odpadů po dostatečně dlouhou dobu. Tento nástroj často vede k blokování jiných, byť životnímu prostředí příznivějších způsobů nakládání s odpady.

Nejlevněji lze postavit nové ZEVO v Číně. Zatímco v EU, Velké Británii, Kanadě nebo USA stojí investice do jedné instalované tuny spalovaného odpadu za rok mezi 600 až 1 000 EUR, v Číně to je 250 EUR a v rozvojových zemích tato investice málokdy přesáhne 400 až 500 EUR (ESFC, 2023b). Podobné srovnání poskytla i starší studie, podle které bylo v Číně možné instalovat jednu tunu roční kapacity ZEVO (WtE) za 250 USD, zatímco v USA to bylo v průměru 850 USD (Wu, 2018).

Spalovny komunálních odpadů se při své výstavbě a údržbě často neobejdou bez půjček a dotací z veřejného rozpočtu. Ze čtyř velkokapacitních spaloven komunálních odpadů, které jsou nyní v provozu v České republice, nezískala žádnou dotaci jen jedna, a sice ta v Chotíkově, byť o ni usilovala.

Spalovny v Brně (SAKO Brno a. s. – divize 3 ZEVO) a v Praze – Malešicích (Pražské služby a.s.) byly postaveny před rokem 1989. Malešická spalovna byla dokončena až v roce 1997, ale po dobu jednoho roku byla černou stavbou bez platného stavebního povolení. Obě tyto spalovny prošly anebo procházejí rekonstrukcí či navýšením kapacity. A obě na to získaly bohaté dotace z fondů EU (viz následující kapitolu). Z fondů EU bylo sice zakázáno dotovat výstavbu spaloven nových, ale na modernizaci těch již postavených se takové omezení nevztahovalo.

9.1.1 Případová studie: ZEVO Liberec

Postup výstavby a financování spalovny Termizo v Liberci popisuje podrobná ministudie Hnutí Duha (Kropáček, 2003). Investice byla financována z půjčky, za niž ručilo město Liberec, které vlastnilo 77 % akcií Termiza. Původní úvěr ve výši 1,35 miliardy korun poskytla v roce 1996 Termizu Investiční a poštovní banka (IPB), přičemž podnikatelský plán nepočítal s dodatečnými úrokovými náklady. Na výstavbu spalovny získalo město Liberec také příslib Státního fondu životního prostředí (SFŽP) hradit splátky za úrokové závazky, o který málem přišlo kvůli nedostatkům při vydávání stavebního povolení.

Příběh liberecké spalovny je dokonalou ukázkou toho, jak se město může stát vazalem společnosti spalující jeho odpady. Město Liberec se podepsáním tzv. Prohlášení ručitele zavázalo blokovat šetrnější způsoby nakládání s odpady. Prohlášení totiž obsahovalo klauzuli, že se ručitel (město) zavazuje „...předávat všechny komunální spalitelné odpady produkované



Foto 9.2 Výstavbu spalovny komunálních odpadů v Liberci z velké části zaplatili všichni občané ČR. Foto: Marek Jehlička (skyworker.cz).

na území města nebo obce k termickému využití v TVO (termickém využití odpadů).“ Tento závazek nemotivuje například ke kompostování bioodpadu, který většinou tvoří zhruba čtvrtinu veškerého domovního odpadu.

Město Liberec nebylo schopné půjčku splácet i kvůli chybným ekonomickým předpokladům, co se týče výnosnosti výroby tepla spalováním odpadů. Půjčka nakonec skončila v balíku problematických projektů převedených po krachu IPB pod Českou konsolidační agenturu (ČKA). V dubnu 2002 vláda svým usnesením schválila prodej pohledávky ČKA ve výši 1,92 miliardy korun hlavnímu ručiteli, tedy městu Liberec, za výrazně sníženou cenu 715 milionů korun. Transakci následně v červnu 2002 posvětil Úřad pro ochranu hospodářské soutěže z hlediska zákona o veřej-

né podpoře. Spalovnu v Liberci tedy částečně zaplatili daňoví poplatníci z celé ČR – výdaje na hlavu činily více než 115 Kč.

Na základě politiky technických poradců bylo ZEVO v Liberci postaveno bez dioxinového filtru, který byl ovšem potřeba, aby spalovna plnila evropský limit pro emise dioxinů na úrovni $0,1 \text{ ng TEQ.m}^{-3}$. Jeho dostavba představovala v roce 2002 další investici ve výši 250 milionů Kč. Ani ty město nemělo, a tak odprodalo většinový podíl akcií společnosti ČP finanční služby, členovi skupiny PPF. Na tomto příběhu je vidět, že spalovna Termizo v Liberci by bez opakovaných injekcí od státu nemohla existovat.

9.1.2 Případová studie: spalovna v Plzni - Na Slovanech

Podobně jako město Liberec na výstavbu spalovny komunálních odpadů, doplatila Plzeň na výstavbu spalovny nebezpečných odpadů Na Slovanech. Kontroverzní spalovnu nebezpečných odpadů v Plzni, Na Slovanech postavila firma Navrátil počátkem 90. let 20. století za úvěr od Rady Města Plzně. Na to doplatilo město tak, že nakonec muselo úvěr včetně úroků ve výši blížící se částce kolem sta milionů Kč⁵³ uhradit samo odprodejem městského majetku. Firma T. O. P. Eko Plzeň, která spalovnu provozovala do roku 2009, proto patřila z více než 90 % městu. Od ledna 2009 se stala stoprocentním vlastníkem firmy, a proto i provozovatelem spalovny nebezpečných odpadů SITA CZ, dnes spadající pod společnost Recove-

⁵³ Do konce roku 1993 nedošlo ke splacení části úvěru (původně 76 milionů Kč) a dluh se naopak zvýšil na 82 milionů. Ještě na začátku roku 1994 rostl každým měsícem o další milion. Plzeňská radnice proto založila s podnikatelem Navrátilem holdingovou společnost Spalovna odpadů (95 % vlastní město) a prosadila, aby ve spalovně původně určené na zdravotnický odpad byl pálen odpad průmyslový – prostě nebezpečný odpad z plzeňských podniků, ale například také z Ostrova nad Ohří. Inzerát nabízející spalování odpadů v této plzeňské spalovně se objevil také v pražských Zlatých stránkách. Politická reprezentace Plzně si nedělala vrásky s tím, že původně obyvatelům města slíbila, že se Na Slovanech bude pálit pouze zdravotnický odpad a jen odpad z Plzně. Oba sliby plzeňští politici zapomněli v zájmu výdělečnosti spalovny odpadů. Zdroj: (DZP, 2002).



Foto 9.3 *Spalovna nebezpečných odpadů v Plzni - Na Slovanech (na snímku z roku 2011) se těsně minula s povinností zpracovat posouzení vlivů na životní prostředí, dluh za její výstavbu zaplatilo město Plzeň.
Foto: Jindřich Petrlík, Arnika.*

ra skupiny Veolia. Kapacita spalovny je 2 500 tun odpadu za rok. Příběh spalovny je dokonalým příkladem toho, jak město může ekonomicky doplatit na rozhodnutí investovat do výstavby spalovny odpadů. Spalovna ve své historii zaznamenala také řadu problémů z hlediska vlivů na životní prostředí. V samém počátku své existence se vyhnula posouzení těchto vlivů podle zákona o posuzování vlivů na životní prostředí, protože v době zahájení stavebního řízení ještě neplatil.

Studie zpracovaná pro Komerční banku v roce 1991 v souvislosti s poskytnutím úvěru na spalovnu nebezpečných odpadů v Plzni mj. doporučovala: a) odsouhlasit zvýšení provozních nákladů lůžkových zdravotnických

zařízení v Plzni o 30 milionů Kč ročně; b) do doby splacení úvěru zamezit zřizování další konkurenceschopné spalovny zdravotnického odpadu a c) smluvně zajistit dodávku zdravotnického odpadu ve stálém množství na den (7 t); (DZP, 2002).

9.1.3 Spalovny versus kompostárny

Kompostování bioodpadů má několikanásobně nižší investiční náklady na 1 t instalované kapacity ve srovnání se ZEVO (Ščasný, 2002). Přitom si konkurují. Malešická spalovna například potřebuje spalovat i část vlhčího odpadu, protože její technologie není postavena na příliš výhřevné plasty (Info.cz, 2023).

Podle nedávného výzkumu v Litvě je 30 až 40 % komunálních odpadů biodegradabilních (Āriņa et al., 2023), tvoří je tedy materiály kompostovatelné anebo zpracovatelné v bioplynových stanicích. Autoři navrhnou podpořit kompostování v domech. Kompostéry zdarma anebo s podporou města nabídla i některá města v České republice, například Jihlava (Tulis, 2011), Příbor (Čtk, 2018c), Jablonec nad Nisou (Čtk, 2018b) anebo Praha 10 (Čtk, 2015).

9.2 Údržba a opravy

Spalovny odpadů, ať už komunálních nebo nebezpečných, potřebují během svého provozu nejen pravidelnou údržbu, ale i výměnu různých doslouživších nebo zkorodovaných částí. Náklady na takovéto opravy mohou často dosáhnout částek blížících se nákladům na výstavbu nové spalovny, jak můžeme dokumentovat na případech brněnské a pražské spalovny komunálních odpadů. Ještě předtím se však podívejme na tyto náklady z obecnějšího pohledu.

Spalovna Pražských služeb měla hned v počátku problémy s příliš vysokými koncentracemi chloru (chlorovaných látek) ve vstupním odpadu, které vedly ke korozi v části technologie pro čištění spalin. Na korozi komínu doplatila elektrárna spoluspalující odpad pyrolýzní technologií v Hammu v Severním Porýní – Vestfálsku. Šedesát metrů vysoký komín kvůli příliš kyselým emisím zkorodoval a v roce 2009 se zřítil (dpa, 2009). O čtyři měsíce později oznámila společnost RWE ukončení provozu v tomto zařízení, protože se komín nevyplatilo opravovat i kvůli riziku opakované koroze (wade, 2010). Míru koroze dobře zachycuje i detail železného obložení pořízený na jednom z komínů vysloužilé spalovny odpadů v ČR (viz foto 9.5).

Statisíce eur, tak byla odhadnuta škoda způsobená požárem v technologii katalytické pyrolýzy v Lučenci v roce 2016 (viz foto 9.5).



Foto 9.4 V závodu katalytické pyrolýzy plastových odpadů v Lučenci na Slovensko došlo opakovaně k požáru v květnu 2016 (viz foto) a v září 2017. Zdroj: (Hutková, 2016)

Malešická spalovna sice měla na rozdíl od liberecké dioxinový filtr již nainstalovaný, ale musela ho v roce 2007 modernizovat. Přišlo ji to na 260 milionů Kč (Mach, 2007). To je podobná částka, jakou musela do dovybavení dioxinovým filtrem investovat i spalovna v Liberci. Zpřísnování legislativy na ochranu životního prostředí se promítá i do dalších nákladů na modernizaci a údržbu spaloven.

Během poslední modernizace vyměnila malešická spalovna všechny čtyři kotle a při té příležitosti navýšila svou kapacitu na téměř 400 000 tun odpadů za rok. Celková investice do modernizace spalovny měla být podle plánu zhruba 2,8 miliardy korun (iDnes, 2023). Na část financování této akce vydaly Pražské služby dluhopisy. Podle zprávy v E15 pak vedení Prahy v srpnu 2018 odsouhlasilo, že město odkoupí od Pražských služeb



Foto 9.5: Zkorodované železné obložení komína vysloužilé spalovny odpadů.

dluhopisy až do výše jedné miliardy korun (redakce Euro.cz, 2019). Jak uvedlo zpravodajství iDnes: „Problém při obnově nastal v roce 2021, kdy třetí z linek poškodil požár. Oheň poničil téměř polovinu spalovny a poškozenou technologii bylo potřeba opravit. Škoda se vyšplhala do stovek milionů korun,“ (iDnes, 2023).

K podobné investici se schyluje i v Brně: „Miliardové investice chystá v nejbližších letech provozovatel spalovny odpadů SAKO Brno. Nový kotel na spalování odpadu včetně souvisejících investic vyjde na 2,3 miliardy korun,“ (Tramba, 2022). A podle článku v *Ekonomickém deníku* k jeho financování hodlá využít Modernizačního fondu EU (Tramba, 2022). Stejně jako pražská spalovna, chce tuto příležitost využít k navýšení kapacity spalovny.

Rozdělení peněz z Modernizačního fondu EU hlavně teplárenským společnostem kritizovaly nevládní organizace. „Nejvíce peněz poputuje stávajícím ‚velkým hráčům‘ – energetickým a teplárenským společnostem. Pro transformaci teplárenství získají 26 % fondu,“ napsala v roce 2020 právní expertka Laura Otýpková (Otýpková, 2020).

Není to však poprvé, kdy chce brněnská spalovna využít evropské dotace. „Důležitým milníkem a zároveň počátkem I. etapy pro zhodnocení provozu spalovny komunálního odpadu SAKO Brno, a.s. před a po modernizaci je rok 2002, kdy byly zpracovány a podány podklady pro žádost na finanční dotaci z fondu EU ISPA (finanční nástroj pro financování infrastrukturních projektů v oblastech životního prostředí a dopravy) pro projekt Odpadové hospodářství Brno. Následující rok byla schválena finanční dotace ve výši 1,5 miliardy korun z fondu ISPA. Celková hodnota investice činila 2,2 miliardy korun, kdy zbylou část financovalo Statutární město Brno, Státní fond životního prostředí a SAKO Brno, a.s.,“ (Bajzová, 2017).

Investice do modernizace spaloven v Praze a Brně jsou podobné tomu, co se zjistilo o zařízení spalovny ve Švýcarsku používané jako příklad pro



Foto 9.6 Spalovna SAKO Brno bohatě využívá evropské dotace.

Foto: BíláVrána – Vlastní dílo, CC BY-SA 4.0,

<https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=62476281>

plánovanou výstavbu ZEVO v Písku: „...zařízení ve Švýcarsku KVA Horgen, na které se odkazuje i studie proveditelnosti pro spalovnu odpadů v Písku, muselo od roku 1950 do roku 2017 každých 2,5 roku uskutečnit investice do spalovny odpadů, a to z důvodu zpřísňujících se ekologických norem a emisních limitů, v řádu milionů CHF na jednotlivý případ,“ (Kajtman, 2023). Nicméně brněnské i pražské spalovně pomohly výrazně veřejné rozpočty.

O náročnosti oprav projektu největší spalovny Amager Bakke v Dánsku pojednává případová studie (kapitola 10.1.1).

9.3 Provozní náklady a cena za spalování odpadů

Podle dostupných dat se cena za spálení komunálních odpadů v České republice v roce 2020 pohybovala mezi 850 až 1 500 Kč na 1 tunu odpadu (Blahut, 2020).

K provozním nákladům spaloven odpadů se řadí i platby za uložení zbytkového odpadu, tedy popela, škváry či popílku (viz kapitolu 3.3). Spalovny hledají a nacházejí cesty, jak svůj odpad prohlásit za výrobek a neplatit za jeho uložení. Používá se ve velkém jako materiál k technickému zabezpečení skládek, a tudíž se na něj nevztahují poplatky za ukládání odpa-



Foto 9.7 Skládka AVE CZ v Benátkách nad Jizerou skladuje popel z malešické spalovny ve své zadní části a roztříděný podle frakcí jej pak používá k povrchovým úpravám. Ještě v roce 2018 na skládce končilo zhruba 70 000 tun takových odpadů. Foto: Marek Jehlička (skyworker.cz).

dů, čímž utíká obcím, na jejichž katastru skládka jsou, poměrně značný zisk. Takto používá popel z malešické spalovny například skládka AVE CZ v Benátkách nad Jizerou (Bočan, 2014).

Termizo Liberec míchá vypraný popílek z čištění spalin s popelem z pece a prodává tuto směs jako produkt nazvaný SPRUK. I když za jednu tunu tohoto produktu inkasuje třeba jen jednu korunu, vyplatí se jí to, protože ušetří spoustu peněz, které by musela platit za uložení nebezpečného odpadu, kterým popílek je. Právě snaha ušetřit peníze za ukládání odpadů v podobě škváry, popela a popílku je hnacím motorem, proč spalovny usilují o úpravu a rekvalifikaci svých odpadů na výrobky (stavební materiál). Není jím ochrana životního prostředí a ušetření materiálů, ale prostá snaha ušetřit vlastní peníze.

9.4 Související náklady a poplatky

Spalovny odpadů vyžadují centralizovaný systém nakládání s odpady a jsou náročné na dopravu. Většinou se jedná o velkokapacitní zařízení, jehož naplnění vyžaduje dopravu odpadů i z velkých vzdáleností. Poměrně dobře to popsal na příkladu ČEZem plánované velkokapacitní spalovny odpadů v areálu elektrárny Mělník v Horních Počaplech starosta Úval Petr Borecký v rozhovoru z roku 2016: „Buduje se poměrně drahý systém, kdy musíte zřídit systém překládacích míst, náklad na vybudování jednoho je přibližně 35 milionů korun. To je celkem 600 milionů korun, které budou muset obce na toto vydat,“ (iRozhlas, 2016). Tehdejší hejtmán Středočeského kraje Miloš Petera (ČSSD) potvrdil, že Středočeský kraj toto zařízení potřebuje a doplnil, že „...příjmová místa obcí by byla pod dotaci Evropské unie, takže na těch 600 milionů by byla 80% dotace,“ (iRozhlas, 2016). Dotaci z EU lze tedy získat i na náklady pro logistiku vyvolanou výstavbou ZEVO.

Spalovny komunálních odpadů také získávají podporu jako obnovitelné zdroje energie za část tepla vyrobeného ze spalovaného odpadu na základě ustanovení zákona o podporovaných zdrojích energie⁵⁴ (redakce EnergetikaInfo.cz, 2022).

9.5 Nezohledněné náklady vyvolané spalováním odpadů

V ostatních kapitolách této studie jsou pojednány vlivy spaloven na životní prostředí a lidské zdraví. Vesměs jde o vlivy, jejichž důsledky nejsou zohledněny, přestože náklady na zdravotnictví převážně nesou daňoví poplatníci a stát. Již samotné zjišťování rozsahu kontaminace v okolí například již uzavřených spaloven v Lausanne ve Švýcarsku nebo Maincy ve Francii (viz kapitolu 3.4.1) hradily státní anebo městské (tedy veřejné) instituce. To samé platí pro případ kontaminace drůbeže z domácích chovů v Newcastle, kde bylo v roce 2000 identifikováno na 44 místech znečištění dioxiny a těžkými kovy způsobené použitím popelovin ze spalovny komunálních odpadů (viz také kapitolu 5.1.1.3.3).

Zavedení povinnosti kupovat si tzv. emisní povolenky i pro provoz ZEVO je pokusem alespoň zčásti zohlednit vlivy spalování odpadů na životní prostředí, v tomto případě konkrétně emise CO₂. Rada EU a Evropský parlament se v rámci balíčku „Fit for 55“⁵⁵ dohodli na kompromisu obsahujícím povinnost pro evropská ZEVO zapojit se do systému placení emisních

⁵⁴ D) množství tepla z obnovitelného zdroje dodaného do rozvodného tepelného zařízení soustavy zásobování tepelnou energií v případě společného spalování obnovitelného zdroje a neobnovitelného zdroje podle § 25a odst. 3, které budou předmětem podpory (redakce EnergetikaInfo.cz, 2022).

⁵⁵ Fit for 55 je cíl Evropské unie snížit do roku 2030 čisté emise skleníkových plynů alespoň o 55 %.



Foto 9.8 Spalovny odpadů jsou zdroji znečištění domácích chovů drůbeže, což může mít zdravotní dopady na obyvatelstvo a vyvolává to dodatečné náklady hrazené z veřejných rozpočtů. Ilustrační foto je z odběru vzorků vajec v okolí košické spalovny komunálních odpadů v roce 2005 (Hegyi et al., 2005). Foto: Archiv SPZ Košice.

povolenek nejpozději do roku 2030 (Garrett, 2023). Co to bude konkrétně obnášet, poměrně dobře rozebrala studie zpracovaná pro ZWE (Warringa, 2021). Zařazení spaloven do systému emisních povolenek (EU ETS) s sebou samozřejmě přinese zdražení poplatků za odpad (nebo tepelnou a elektrickou energii) pro domácnosti a vytvoří větší tlak na třídění, ale především na snížení produkce směsného komunálního odpadu končícího ve spalovnách.

Studie, která porovnávala ekonomicky nejvhodnější variantu pro řešení nakládání s odpady v Bombaji, dospěla k závěru, že spalování odpadů vy-

cháží z hlediska investice a provozních nákladů po celou dobu životnosti spalovny jako nejdražší varianta (Sharma & Chandel, 2021).

Zajímavý aspekt zmínil také profesor Lars Stoumann Jensen z Kodaně, když poukázal na fakt, že v dánských spalovnách místo na polích končí téměř 10 000 tun fosforu v podobě kompostovatelných bioodpadů (viz kapitolu 9.1.3), což zhruba odpovídá množství, které Dánsko ročně dováží v podobě fosfátů (Borking, 2011), za které musí platit.

9.6 Souhrn podkapitoly

Shrneme-li to, spalovny odpadů, ať už ZEVO nebo spalovny nebezpečných odpadů, získávaly a získávají řadu finančních úlev hrazených z veřejných zdrojů, tedy z peněz daňových poplatníků. Bez nich by řada těchto provozů nemohla vzniknout anebo by se stala nerentabilními. Spalování odpadů vyvolává i řadu skrytých nákladů, jež musí hradit stát anebo jeho obyvatelé (například na ochranu zdraví, za zničené suroviny atd.).

Samozřejmě, že za kvalitnější ochranu životního prostředí je třeba platit, a že ji nelze pořídit zadarmo. Ale když se podíváme na vliv zařízení spa-

lujících odpady na životní prostředí, je toto opravdu ta kvalitnější ochrana životního prostředí v oblasti nakládání s odpady?

Spalování odpadů jinak celkem nakloněná analýza shrnula velice dobře jejich ekonomickou náročnost: „Instalace spalovny odpadu je nákladný proces, většinou kvůli drahé infrastruktuře a vybavení potřebnému k vybudování spalovny. Kromě vysokých počátečních nákladů vyžaduje spalovna odpadů zaměstnávání vyškoleného a obětavého personálu obsluhujícího její provoz. Pravidelná údržba zařízení, jejíž intenzita se stárnutím zařízení zvyšuje, přidává další značné náklady na jeho provoz,“ (conserve-energy-future.com, 2023).

V centrálně řízené Číně nejsou spalovny schopné dosáhnout ekonomické rentability bez státní podpory, jak konstatoval v roce 2019 publikovaný rozbor: „(1) Spalovny odpadů (W-t-E) nemohou dosáhnout zisků jen z poplatků za likvidaci odpadu bez státních dotací. Ve vypočítaném případě by dotace na tunu měla být 100–300 juanů, s ohledem na dosažení požadavků ziskovosti. (2) Současná dotace na poplatky za likvidaci odpadu do W-t-E je 292,5 juanů/tunu a minimální dotace je 197 juanů/tunu. S ohledem na dobu návratnosti pohledávek je potřeba mírně navýšit dotaci na poplatek za likvidaci odpadu.“ (Ye et al., 2019).

10. Kapacity spaloven v České republice

V této části naší studie se zaměříme především na spalování komunálních odpadů. V roce 2020 vzniklo dle ČSÚ v ČR 5 271 690 tun komunálního odpadu⁵⁶, viz tabulku 2. 2. Přibližně polovinu veškerého KO tvoří směsný komunální odpad (SKO), který je dobře známý jako obsah „černých“ popelnic a měl by teoreticky být dále nevyužitelný a nerecyklovatelný. Realita je ale mnohem „barevnější“.

V zákoně o odpadech jsou stanoveny cíle, kterých bychom měli jako členský stát Evropské unie v letech 2025 až 2035 dosáhnout. Ty jsou uvedeny v zákoně č. 541/2020 Sb., o odpadech:

⁵⁶ Podle zákona č. 541/2020 Sb., o odpadech, je „komunálním odpadem směsný a tříděný odpad z domácností, zejména papír a lepenka, sklo, kovy, plasty, biologický odpad, dřevo, textil, obaly, odpadní elektrická a elektronická zařízení, odpadní baterie a akumulátory a objemný odpad, zejména matrace a nábytek, dále směsný odpad a tříděný odpad z jiných zdrojů, pokud je co do povahy a složení podobný odpadu z domácností. Komunální odpad nezahrnuje odpad z výroby, zemědělství, lesnictví, rybolovu, septiků, kanalizační sítě a čistíren odpadních vod, včetně kalů, vozidla na konci životnosti ani stavební a demoliční odpad.“ Směsný komunální odpad je ta část odpadu, která se již dále nedá třídít a obvykle končí na skládce nebo ve spalovně odpadů.

- Zvýšit postupně úroveň přípravy k opětovnému použití a úroveň recyklace celkové hmotnosti komunálních odpadů vyprodukovaných na území České republiky do roku 2025 na 55%, do roku 2030 na 60% a do roku 2035 na 65%.
- Odstraňovat uložením na skládku v roce 2035 a v letech následujících nejvýše 10 % z celkové hmotnosti komunálních odpadů vyprodukovaných na území České republiky.
- Energeticky využívat v roce 2035 a v letech následujících nejvýše 25 % z celkové hmotnosti komunálních odpadů vyprodukovaných na území České republiky; toto množství může být navýšeno o rozdíl mezi množstvím komunálních odpadů, které mohly být uloženy na skládku podle bodu 4, a skutečným množstvím komunálních odpadů uložených na skládku.

Jak jsme na tom byli s komunálními odpady v ČR v roce 2021, shrnuje tabulka 10.1, ze které lze vypočítat, že stále skládkujeme nadměrné množství KO a naopak nevyužíváme energeticky možných 25–35 % KO. Není určitě také bez zajímavosti, že v meziročním srovnání let 2020 a 2021 se celkové množství komunálních odpadů snížilo o 1,2 % a množství nebezpečných komunálních odpadů kleslo o 6,5 % (Harák, 2023).

Tabulka 10.1: Způsoby nakládání s komunálními odpady v roce 2020 v ČR. Zdroj: (ČSÚ, 2022)

Způsob nakládání	Hmotnost [t]	Hmotnost [%]	Požadovaný stav k 2035 [%]
Energetické využití	803 773	15,2	30 (25–35) *
Materiálové využití odpadů (recyklace, kompostování, zaspávání)	1 859 134	35,3	65
Skládkování	2 603 743	49,4	5 (0–10)
Spalování	5 030	0,1	0

*Nelze předpokládat, že bude skládkováno 0 % komunálních odpadů, nadále tak budeme používat 30 % pro energetické využití odpadu.

Tabulka 10.2 zachycuje, jak jsme na tom v porovnání s Evropskou unií. Lze z ní vyzorovat, že množství odpadů ukládaných na skládky je stále značně vysoké a množství energeticky využívaného odpadu je nižší, než je průměr v EU.

Tabulka 10.2: Nakládání s odpady v ČR v porovnání s EU pro komunální odpad v roce 2021. Zdroj: ČSÚ (2022) a EUROSTAT (2023)

	Energetické využití odpadů [%]	Skládkování [%]	Materiálové využití + kompostování + zaspávání [%]	Jiné [%]
EU (2021)	26,8*	23,4	30,3 + 19,5**	0
ČR (2021)	15,8	46,9	24,6 + 12,3 + 0,2	0,1

*Není rozlišeno spalování a energetické využití.

**Není rozlišeno zaspávání.

Pokud uvažujeme v roce 2030 produkci KO zhruba 6 000 000 tun ročně⁵⁷, budeme v roce 2035 moci energeticky využít zhruba 30 % (2 000 000 tun). V České republice fungují v současné době 4 zařízení na energetické využití odpadů (ZEVO), která mají dohromady kapacitu 962 000 tun odpadů ročně (ta se v čase téměř kontinuálně navyšuje).

V letech 2011 až 2022 získalo od Ministerstva životního prostředí souhlasné stanovisko v posuzování vlivů na životní prostředí (EIA) několik dalších záměrů pro stavbu zařízení na energetické využití odpadu (ZEVO Komořany, ZEVO Mělník, ZEVO Přerov, ZEVO Vráto a ZEVO Karviná) s celkovou kapacitou 759 000 tun směsných komunálních odpadů a TAP⁵⁸ ročně⁵⁹.

Do května 2023 zažádalo o „povolení“ v procesu EIA dalších sedm zařízení (ZEVO Opatovice, ZEVO Písek, ZEVO Neratovice, ZEVO Chomutov, ZEVO Uherské Hradiště, ZEVO Příbram a ZEVO Planá) s celkovou kapacitou 411 600 tun směsných komunálních odpadů ročně. Pokud do této kalkulace započteme spoluspalování TAP, u kterého nelze zjis-

⁵⁷ Tuto hodnotu (6 000 000 t.r⁻¹) používáme záměrně, protože při zohledňování hierarchie nakládání s odpady a prevence tvorby odpadů by se množství KO nemělo v následujících letech zásadně zvyšovat. Dosavadní produkce je o více než 10 % nižší.

⁵⁸ Volně lze označit TAP jako tuhé palivo vyrobené z jiného než nebezpečného odpadu. Aktuálně upravuje problematiku TAP vyhláška č. 169/2023 Sb. Tvořit ho tak může průmyslový, ale i komunální odpad, který již nelze využít. Pro účely výroby TAP z komunálního odpadu se používá tzv. mechanicko-biologická úprava odpadu, při které se vytřídí nadsítná, spalitelná frakce. Například společnost EcoWaste vyrábí TAP ze směsi odpadů, jejichž největší podíl tvoří plasty z třídících linek, tento podíl tvoří v tomto konkrétním případě 50 % TAP. Dále využívá z 8 až 10 % průmyslový odpad (z automobilového průmyslu). Zbytek, tzn. 20–30 % tvoří papír, textil a dřevo (redakce Odpadové fórum, 2022).

⁵⁹ Kapacita uvedených zařízení je ve studii omezena pouze na množství spalovaného SKO. Množství jiných odpadů, které mají být v zařízeních spalovány, není započteno (pokud ovšem SKO netvoří 100% podíl spalovaných odpadů).



Foto 10.1: Další navyšování kapacit spaloven odpadů (ZEVO) v České republice kritizovala před schválením nového zákona o odpadech, který spalovnám dost nahrává, mimo jiné senátorka RNDr. Jitka Seitlová (KDU-ČSL). Foto: Martin Holzknecht, Arnika.

tit přesný podíl komunálního odpadu, přibude dalších 496 000 tun odpadu.

Všechny záměry – to znamená ty s uděleným souhlasným stanoviskem i ty, které o něj žádají, jsou k nalezení v informačním systému EIA, který je k dispozici na webu https://portal.cenia.cz/eiasea/view/eia100_cr.

Stojící a schválená zařízení (do konce roku 2022) tak disponují kapacitou 2 217 000 tun ročně (bez spoluspalování v cementárnách a vápenkách to činí 1 721 000 tun ročně). Při udělení povolení dalším sedmi

záměrům zveřejněným v průběhu let 2022 a 2023 by došlo k navyšování na 2 628 600 tun ročně (bez spoluspalování to je 2 132 600 tun ročně). Již stojící a do roku 2022 schválená zařízení tak (z pohledu dnešní produkce odpadů) zásadním způsobem překračují maximální množství směsného komunálního odpadu, které budeme moci v a po roce 2035 energeticky využívat. Další navyšování kapacit spaloven odpadů v Česku se může odrazit v neschopnosti naplňovat po roce 2035 stanovené recyklační cíle, protože spalovny a recyklační zařízení si budou navzájem konkurovat o stejné materiály. Přehnaně vysokou kapacitu spaloven odpadů zmínila 12. 11. 2020 při projednávání nového zákona o odpadech v Senátu Parlamentu ČR senátorka RNDr. Jitka Seitlová (Göblová, 2021).

Rovněž Plán odpadového hospodářství (po vzoru pro nás závazné evropské legislativy) pro rok 2035 počítá se třemi scénáři, v nichž je maximální roční energeticky využití množství SKO 1 869 600 tun – viz tabulku 10. 3. Zde je třeba kriticky poznamenat, že POH příliš nepočítá se snižováním celkové produkce komunálního odpadu, což se například mezi lety 2019 a 2020 stalo (MŽP, 2021c).

Tabulka 10.3: Scénáře produkce a energetického využití komunálních odpadů dle Plánu odpadového hospodářství v roce 2035.

Zdroj: (MŽP, 2022)

	Základní scénář	Realistický scénář	Optimistický scénář
Celková produkce KO [t]	6 924 600	6 578 400	6 232 200
Energetické využití KO [t]	1 731 200	1 644 006	1 869 600
Energetické využití KO [%]	25	25	30

Situaci v České republice shrnuje graf na obrázku 10.1 a tabulka 10. 4.

Tabulka 10.4: Kapacity zařízení pro energetické využití odpadu v České republice (do května 2023).

Název zařízení	Kapacita zařízení (t.rok ⁻¹) – pouze pro SKO	Celková kapacita skupiny (součet kapacit)	Název zařízení	Kapacita zařízení (t.rok ⁻¹) – pouze pro SKO	Celková kapacita skupiny (součet kapacit)
Stávající zařízení			Plánované záměry (v informačním systému EIA)		
ZEVO Malešice	394 000*	962 000	ZEVO Opatovice	150 000	411 600
TERMIZO Liberec	96 000		ZEVO Písek	50 000	
SAKO Brno	352 000		ZEVO Neratovice	83 200 (celkem 160 000)	
ZEVO Chotíkov	120 000		ZEVO Chomutov	39 000 (celkem 60 000)	
Cementárny a vápenky – spoluspalování odpadu (TAP)		496 000	ZEVO Uherské Hradiště	15 000	
Celkem	496 000		ZEVO Příbram	34 400	
Zařízení s uděleným souhlasným stanoviskem			ZEVO Planá	40 000 (celkem 80 000)	
ZEVO Komořany	150 000	759 000	Další uvažované záměry		
ZEVO Mělník	320 000		ZEVO Vsetín	12 000	32 000
ZEVO Vráto	113 600 (celkem 150 000)		ZEVO Cheb	20 000	
Přerov (TAP)	114 400				
Karviná (TAP)	61 000				

* V roce 2023 požádal provozovatel ZEVO Malešice prostřednictvím EIA o další navýšení kapacity zařízení na 480 000 tun ročně.

Postavení nadbytečných kapacit pro spalování odpadů v severských státech (Dánsko, Norsko, Estonsko) vede k tomu, že jsou závislé na dovozu odpadů z okolních států – v případě Dánska je to zhruba 1 000 000 tun odpadů ročně (Schart, 2020), viz obrázek 10. 3. Dánští zákonodárci se ale v roce 2020 rozhodli, že v rámci snižování emisí uhlíku sníží do deseti let kapacitu tamních spaloven o 30 %, což znamená, že dojde k uzavření sedmi spaloven odpadu (Gardiner, 2021). Do norské spalovny Klemetsrud se zase dováží odpad z Manchesteru nebo Leedsu ze Spojeného králov-

ství. Protože se za zpracování odpadů platí, vyplatí se odpad z Norska naopak vyvážet do Švédska, protože tam je jeho spálení levnější (Bevan-ger, 2015).

Nedostatek odpadu (neboli nadbytečné kapacity pro jeho spalování) znamená také to, že se ve spalovně spaluje odpad, který by za jiných okolností mohl být recyklován. Pokud by spalovny využívaly skutečně pouze nerecyklovatelné materiály, jak tvrdí na svém webu například ČEZ (ČEZ, 2022),

neexistovala by soutěž o odpadové materiály, stejné státní prostředky a smluvní závazky na dodávky odpadů od obcí. Více zřetelné je to u ZEVO, méně přímo u spaloven, které odpady pouze likvidují (GAIA, 2013). Spalovny potřebují materiály s vysokou výhřevností (papír, lepenka, plast), což jsou často ty samé materiály, které se snadno recyklují. Spalování navíc využije pouze přibližně 20 % energie uložené v těchto odpadech, zatímco recyklace ušetří 3× až 5× více energie oproti využití primárních zdrojů (GAIA, 2013). Konkrétně v případě výroby kancelářského papíru to je 2,5× více energie – viz tabulku 10. 5.

V Německu a ve Spojeném království si již několik let konkurují papírenský průmysl a spalovny v zájmu o papír (lestercycle.com, 2007). Až 70 % vláken, která se používají v papírenském průmyslu, pochází ze sběru domácností a podniků k recyklaci. Papírenský průmysl si to dostatečně uvědomuje a prosazuje, aby recyklace vysoce kvalitního papíru měla přednost

Obř. 10.1: Stávající a plánované kapacity pro spalování odpadů v ČR (v tis. tun)

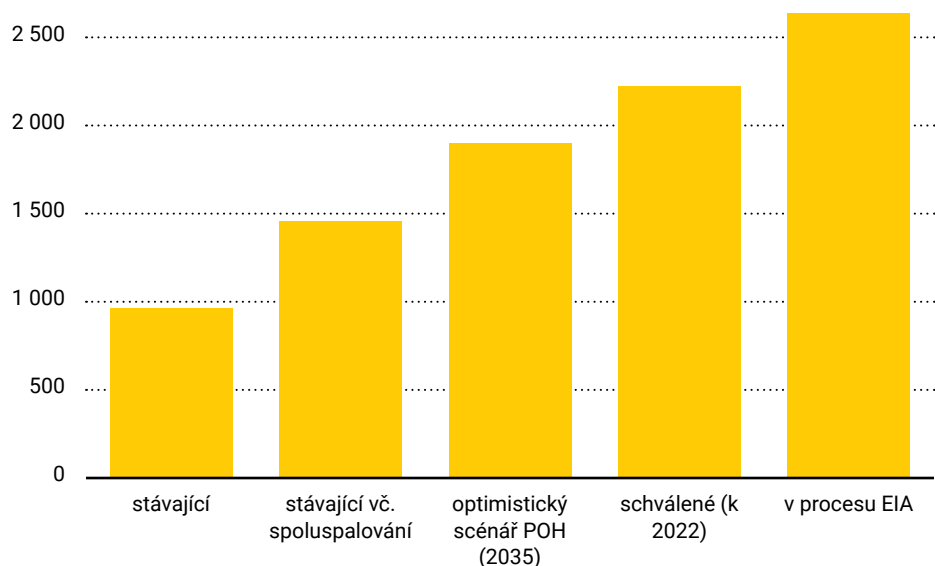


Foto 10.2 Spalovna komunálních odpadů na ostrově Bornholm bude patřit mezi ty, které se chystá Dánsko uzavřít (Christensen et al., 2021). Foto: BOFA.

před jeho spálením (CPI, 2012). V Nizozemsku adresovaly recyklační firmy v roce 2009 několika ministrům otevřený dopis, protože se obávaly konkurence v podobě spaloven odpadů (GAIA, 2013). Nadbytečná kapacita spaloven totiž vede ke snižování vybíraných poplatků za nakládání s odpady, v důsledku čehož se obce rozhodují pro spalování místo recyklace.

Přestože stojí spalovny v hierarchii nakládání s odpady níže, jsou na místní úrovni velice často upřednostňovány před recyklací a mají tak trvale negativní dopad na úsilí o předcházení vzniku odpadů a snahu o zvýšení procenta recyklace (GAIA, 2013). Pro místní samosprávy to znamená

Tabulka 10.5: Spotřeba energie na výrobu kancelářského papíru z primárních surovin a ze sběrového papíru. Zdroj: (Havel, 2022)

	Výroba z primárních surovin		Výroba ze sběrového papíru	
	Energie celkem (MJ.t ⁻¹)	Energie fosilní (MJ.t ⁻¹)	Energie celkem (MJ.t ⁻¹)	Energie fosilní (MJ.t ⁻¹)
Dřevo / starý papír	803,6	730,5	807,5	774,1
Buničina/DIP*	28365,8	5507,9	5352,3	4221,1
Doprava buničiny	463,5	419,3		
Výroba papíru	8975,8	7956,7	8975,8	7956,7
celkem	38608,7	14614,3	15135,5	12952,0

*DIP – odstraňování barev ze starého papíru

přesměrování financí určených pro nakládání s odpady do staveb spaloven s tím, že nezbyde na prevenci, recyklaci nebo podporu kompostování (GAIA, 2013; ZWE, 2019).

Státy, ve kterých se spaluje ve velkém, typicky recyklují méně. Údaje z Dánska z roku 2005 jasně ukazují, že v regionech s větším podílem spalování odpadů mají nižší úroveň recyklace a v regionech s nižším podílem spalování je vyšší podíl recyklace. Míra recyklace v Dánsku zaostává za jinými evropskými regiony. Podle dat z Eurostatu Dánsko generuje dlouhodobě jedno z nejvyšších množství odpadů v přepočtu na obyvatele v Evropské unii a přes 80 % toho, co se v Dánsku spálí, je recyklovatelné (GAIA, 2013).

Podobná situace panuje i ve Švédsku. Ve spalovnách tam končí odpad, který je z více než 70 % recyklovatelný, což ukázala analýza odpadu určeného ke spálení (Politico, 2022).

Podobným problémem trpí i japonská Minamata, která se snaží od spalování upustit. Recykluje sice dvakrát více, než je japonský průměr, ale do spaloven zde stále putuje 51,6 % odpadů, které jsou kompostovatelné nebo recyklovatelné (GAIA, 2013).

Na Madeiře a Azorech, kde stojí několik spaloven odpadů, byla recyklační zařízení zrušena nebo nebyla nikdy postavena, protože by narušovala tok odpadu, který je nezbytný pro udržení ekonomického chodu spaloven. Výstavba a udržování spaloven odpadů v chodu spotřebovává značné množství financí, které jsou k dispozici pro nakládání s odpadem, což brání investicím do alternativ v oblasti nakládání s odpady (ZWE, 2019).

Spalování uhlí je ale rovněž původcem energie s významnými dopady na životní prostředí (emise CO₂, jemné prachové částice, oxidy síry a dusíku) i na zdraví lidí, a to zejména těch, kteří žijí v blízkosti uhelných elektráren (MŽP, 2023b). Evropská unie, jíž je ČR součástí, se zavázala prostřednictvím Zelené dohody dosáhnout do roku 2050 uhlíkové neutrality, v rámci které dojde i k zastavení těžby a spalování uhlí. V České republice se jedná o rok 2033. Vedle toho je spalování odpadů jedna z nejdražších a nejméně efektivních forem výroby energie, z jedné tuny odpadu vznikne přibližně 550 kWh elektrické energie (US EPA & OLEM, 2016). Stejně množství energie vznikne spálením 280 kg uhlí (resp. spálením 1 tuny uhlí vznikne cca 1971 kWh energie); (US EIA, 2022). Vedle toho lze značné množství energie ušetřit recyklací materiálů – viz tabulku 10.6.

Více je toto téma rozvinuto v kapitole 4.1.

Pokud se nyní pomyslně vrátíme zpět do České republiky, z uvedených dat a informací jednoznačně plyne, že kapacita stávajících a (v rámci procesu EIA) schválených zařízení pro energetické využití odpadů je více než dostatečná a že není zapotřebí udělovat záměrům žádná další souhlasná stanoviska. Naopak, žádoucí by bylo udržovat kapacitu pro energetické

využití odpadů nižší, aby byl vytvářen mírný tlak na recyklaci odpadů a nedošlo k tzv. „lock-in“ efektu⁶⁰, který byl popsán v případech výše. Z dat rovněž plyne, že problém nespočívá v nízké míře spalování, resp. energetického využití odpadů, ale zejména v jejich nadbytečné produkci a nedostatečné recyklaci, což je v České republice aktuálně řešeno převážně nadměrným skládkováním odpadů.

10.1 Případové studie

V následujících dvou případových studiích se pokusíme ukázat, jak ovlivnila přemrštěná kapacita ZEVO odpadové hospodářství, případně politiku v zahraničí. O některých aspektech už jsme se zmínili například v kapitole věnované zbytkům ze spalování odpadů (3.3). Nizozemí, které má nadsazené kapacity spaloven se potýká s problémy, kam s popelem (viz kapitolu 3.3.3.1).

10.1.1 Amager Bakke, Kodaň

V hlavním městě Dánska, Kodani, byla pěti obcemi (Dragør, Frederiksberg, Hvidovre, Kodaň a Taarnby), které vlastnily 40 let starou spalovnu odpadů Amager, postavena a v roce 2017 spuštěna do provozu nová. V porovnání se starou spalovnou se očekávalo, že vyrobí o 20 % více tepla a elektřiny na tunu spáleného odpadu. Její případ dobře popsal Madsen (2019) a následující rozbor z něj, vedle článků z dánského tisku, významně čerpá.

Již v roce 2012 byla na projekt spalovny zamítnuta záruka za úvěr ve výši 534 milionů EUR od kodaňského magistrátu, protože by stavba takového

⁶⁰ Jako „lock-in efekt“ se označuje závislost na produktech a službách konkrétního dodavatele z důvodu existence nákladů a překážek pro přechod k jinému dodavateli.

Tabulka 10.6: Energie ušetřená recyklací vs. energie získaná spalováním pro různé materiály. Zdroj: (Jofra, 2013)

Materiál	Energie ušetřená recyklací (MJ.kg ⁻¹)	Energie získaná spalováním (bez zpětného získávání energie)	Energie získaná spalováním (se zpětným získáváním energie)
Sklo	2,85	*	*
Kancelářský papír	10,54	2,55	7,17
Novinový papír	17,81	2,98	8,38
Ocelové plechovky	21,61	*	*
PET	34,36	3,98	11,17
Měděný drát	87,59	*	*
Hliníkové plechovky	161,58	*	*

* Pro materiály a způsoby využití označené hvězdičkou je energetická bilance negativní, protože je pro zvýšení teploty materiálu zapotřebí vstupní energie.

projektu mohla vyslat obyvatelům signál, že je spalování jinak recyklovatelných materiálů přijatelné. Místo něj chtěl magistrát závod s menší kapacitou a větším zaměřením na recyklaci a opětovné použití. Město Kodaň požádalo o další výběrové řízení s menší pecí. Představenstvo společnosti Amager Bakke zamítlo návrh s odůvodněním, že to není ekonomicky životaschopné. Během léta 2012 se po sérii tajných jednání magistrát v Kodani rozhodl schválit plány s malými změnami. Stalo se tak navzdory skutečnosti, že by nový projekt nasměroval zpracování odpadu z města pro spalování na 30–40 let a podkopal jeho klimatický plán (Bredsdorff & Wittrup, 2012). Navíc bylo dohodnuto, že zařízení nemůže odpad dovážet.

Celková kapacita nové spalovny, která byla uvedena do provozu v roce 2017, je 560 000 tun odpadu ročně (o 120 000 tun ročně více než měla



Foto 10.3 Do největší dánské spalovny komunálních odpadů Amager Bakke známé tím, že na její střeše je sjezdovka, se musí ročně dovážet až 90 tisíc tun odpadů ze zahraničí, aby se naplnila její příliš velká kapacita. Foto: <https://www.youtube.com/watch?v=B1a8bGMAUvI>.

spalovna stará) o dvou linkách, každá s kapacitou 30–35 tun odpadu za hodinu (Madsen, 2019). V letních měsících ale nemůže spalovna pracovat na plný výkon, protože výsledná nadvýroba by znamenala, že ostatní elektrárny by nemohly distribuovat své teplo a elektřinu (a byly by nuceny zavřít). Přes léto tedy funguje v Amager Bakke pouze jedna linka.

Ve snaze být vlajkovou lodí udržitelného rozvoje změnila spalovna Amager Bakke svůj název na Amager Resource Center (ARC) a zavázala se utratit dalších 8 milionů EUR na výzkum alternativních technologií. Za tímto účelem byla vedle spalovny vybudována nová třídírna odpadu s prostorem pro uložení domovního odpadu a recyklaci (Madsen, 2019).

V čase se ukázalo, že fungování na plný výkon vyžaduje použití dovezeného odpadu, což bylo původně zakázáno. V roce 2016 však pět obcí, které vlastní Amager Bakke, změnilo původní dohodu tak, aby dovoz odpadu umožňovala (Wittrup, 2016a). Původní odhadované množství odpadu bylo příliš nízké, protože klesající objem odpadu by po několika letech způsobil bankrot závodu. Obce byly nuceny upravit předpokládaných 480 000 na 350 000 tun odpadu ročně, přestože maximální kapacita spalovny je 560 000 tun. Nyní zařízení nejenže umožňuje spalovat dovážený odpad, ale umožňuje také spalování biomasy, opět v rozporu s původní dohodou (Madsen, 2019).

V roce 2018 spálila Amager Bakke přes 451 000 tun odpadů, z toho přibližně 30 000 tun odpadu dovezla z Velké Británie a Irska (Gurzu, 2019; Wittrup, 2016b). V roce 2019 plánovala spalovna dovést 50 až 70 tisíc tun odpadů z Velké Británie, Německa, Itálie, Irska a Nizozemska a počítala s dalším nárůstem až na 90 000 tun dovezených odpadů ročně (Gurzu, 2019). Zastánci závodu nadále ospravedlňují přínosy dovozu odpadu pro životní prostředí, ale je jasné, že jejich argumenty týkající se životního cyklu nejsou potvrzeny, protože dováženým odpadem je papír, plasty, lepenka a 15–40 % plastů, z nichž všechny jsou recyklovatelné.

Po deseti letech vývoje projektu, několika výpomocích a zásahu ministra financí se spalovna nadále potýká s finančními i technickými problémy. V roce 2016 například dodavatelé Babcock & Wilcox Vølund objevili chybu v pecích. Následné řešení způsobilo společnosti a společnosti ARC ztrátu mnoha milionů EUR (Martini & Sandøe, 2017). V roce 2017 byla elektrárna na čtrnáct dní odstavena, když konstrukční chyba ve výměníku znamenala, že nezvládla změny teploty. V květnu 2022 byla o něco více než dva týdny jedna pecní linka v Amager Bakke mimo provoz poté, co vypukl požár v hydraulických tlačných zařízeních na odpad, která přivádějí odpad do pece. Společnost odhadovala, že odstranění požáru bude stát 8 až 10 milionů dánských korun (Freiesleben, 2022).



Foto 10.4 Profesor Brian Vad Mathiesen z Aalborg Universitet říkal už v roce 2012, že zaměření na tepelná čerpadla, geotermální a solární teplo by bylo podstatně výhodnější než spalování odpadů (Bredsdorff & Wittrup, 2012).
Foto: <https://thinkeuropa.dk/en/advisory-board/brian-vad-mathiesen>.

Profesor Brian Vad Mathiesen z Aalborg Universitet už v roce 2012 říkal, že existují výrazně lepší způsoby, jak vytvářet teplo a energii, než spalovat zdroje. Podotýkal, že zaměření na tepelná čerpadla, geotermální a solární teplo by bylo podstatně výhodnější (Bredsdorff & Wittrup, 2012). Vzhledem k tomu, že je spalovna Amager Bakke financována prostřednictvím úvěru na 30 let, cenu tohoto odpadu zaplatí dánští daňoví poplatníci. Těží z toho stavitel spaloven Babcock & Wilcox.

„Každý rok se v dánských spalovnách ztratí téměř 10 000 tun fosforu,“ odhadoval v roce 2011 profesor Lars Stoumann Jensen z Fakulty přírodních věd Kodaňské univerzity (KU-LIFE). To zhruba odpovídá množství, které Dánsko ročně dováží jako fosfát (Borking, 2011). Narážel



Foto 10.5 Lars Stoumann Jensen z Kodaňské univerzity tvrdí, že v dánských spalovnách se „ztratí“ množství fosforu odpovídající ročnímu dovozu fosfátů do Dánska. Foto: University of Copenhagen (<https://plen.ku.dk>).

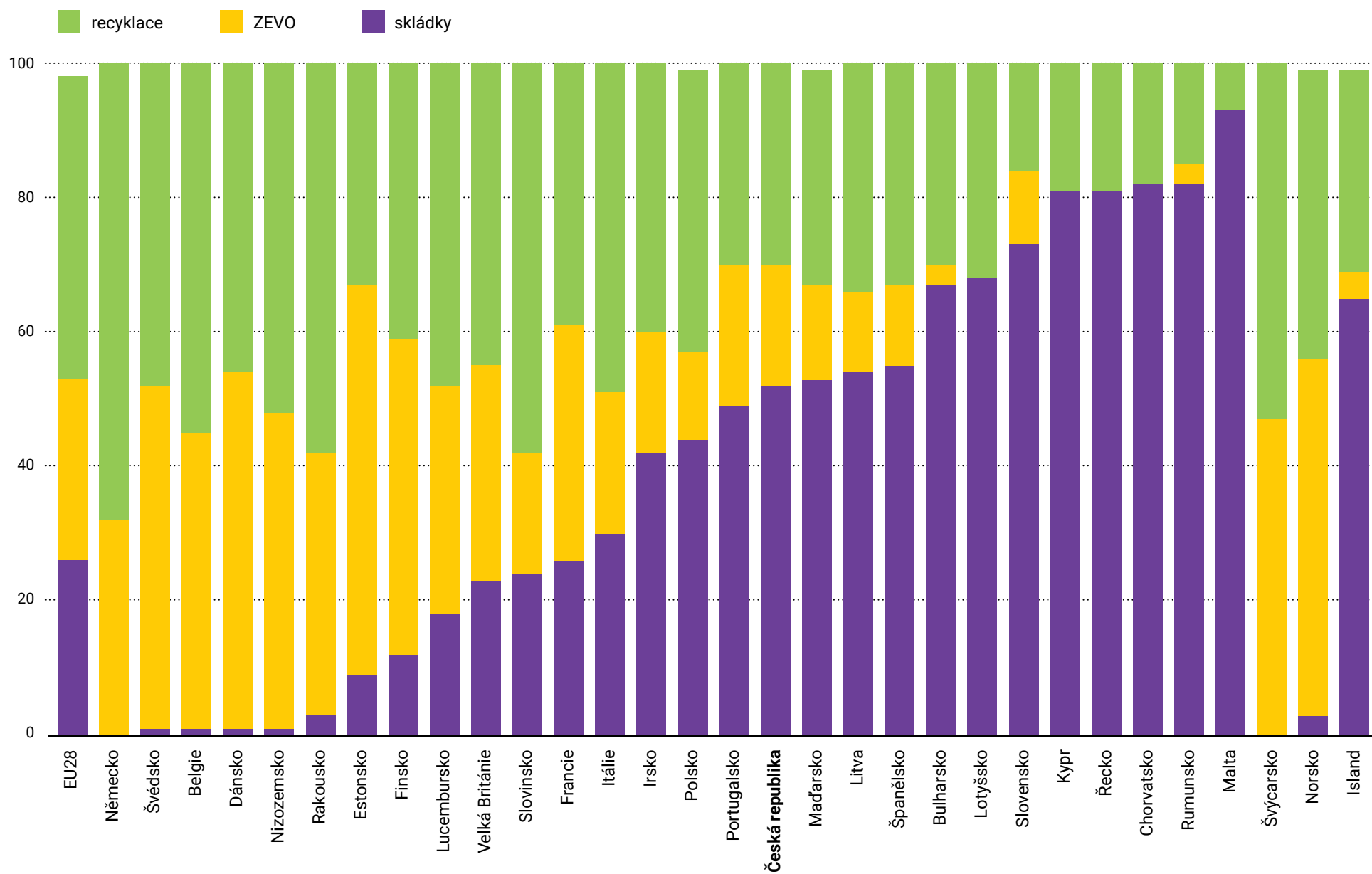
tím na fakt, že ve spalovnách mizí velké množství kompostovatelných odpadů.

Jiné části Dánska se vydávají jiným směrem, než je ten, který představuje Amager Bakke. Na ostrově Bornholm chtějí do roku 2032 dosáhnout nulové produkce odpadu (BOFA, 2019; Gurzu, 2019).

10.1.2 Tallinn, Estonsko

Estonsko podle dat z Eurostatu za rok 2015 (viz obrázek 10.2) využívalo 58 % komunálních odpadů energeticky a jen 9 % jich skládalo (EUROSTAT, 2015). Ze starších dat je patrné, že toho docílilo výstavbou ZEVO

Obr. 10.2: Evropská statistika ukazující, jak jednotlivé země nakládaly v roce 2015 s komunálním odpadem. Zdroj: (EUROSTAT, 2015).



v Tallinnu, do kterého směřuje většina dříve skládkovaných odpadů. Podle výkazu z roku 2010 Estonsko tři čtvrtiny komunálních odpadů skládkovalo (EUROSTAT, 2010; Watkins et al., 2012).

ČEZ či teplárenské společnosti by, zdá se, rády následovaly estonskou cestu. Tam to šlo hladce, nikdo moc proti místní velké spalovně odpadů postavené v areálu elektrárny v Iru u Tallinnu neprotestoval. Byla spuštěna v roce 2013 a má kapacitu 220 000 tun odpadů/rok (Petrlík, 2018).

Při pohledu na to, jak to má Estonsko vyřešeno s komunálním odpadem, musí člověka napadnout otázka, jak bude plnit cíl EU pro recyklaci komunálních odpadů. Politický rámec pro cirkulární ekonomiku stanovil v EU recyklaci na úrovni 65 % komunálních odpadů. Dnes jich Estonsko recykluje 33 %. I když přidá devět procent ze skládek, bude mu scházet 23 %. Sebere



Foto 10.6 Tallinnské ZEO v Iru je blízko moře, po kterém se do něj dováží odpad ze zahraničí. Foto: Bjoertvedt – Own work, CC BY-SA 3.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=9110788>.

je spalovně? Když spalovně v Iru ubude více než třetina odpadů, bude jí scházet. Lidé v Tallinnu jsou závislí na dodávkách energie z tohoto závodu.

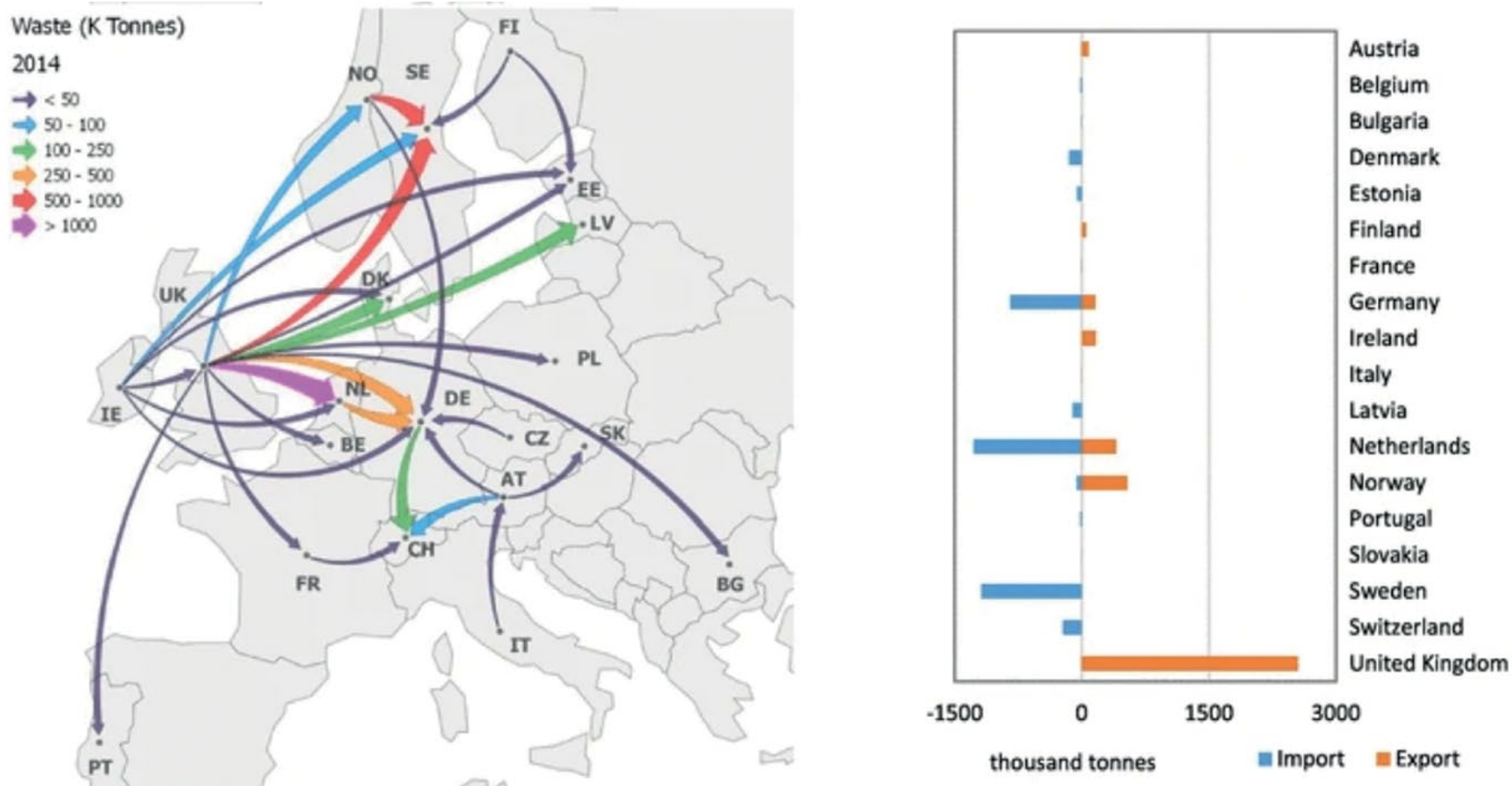
Například článek ze září 2013 uvádí, že závod Iru si již dnes nevystačí s estonským odpadem. K devadesáti procentům odpadů pocházejícím z Estonska proto musí přidávat 10 % dovezených z Irska anebo Finska (viz obrázek 10.3). Ty se vozí po moři na lodích (Kallas, 2013).

„Bohužel trh s odpady v Estonsku je pořád ve vývoji, a není proto možné dostat do našeho závodu odpad ze všech regionů země. Protože si nemůžeme dovolit výpadek výroby energie, musíme doplnit naši kapacitu čas od času odpadem z Finska a Irska,“ řekla internetovému listu Ärilehele (Ekonomický list) Eliis Vennik, tisková mluvčí provozovatele tallinnského ZEO (Kallas, 2013). Tallinnskou spalovnu v Iru provozuje Eesti Energia, estonská obdoba Skupiny ČEZ.



Foto 10.7 Také popel a struska ze spalovny Iru se používá při stavbě silnic tak, jako je tomu v Nizozemsku. Foto: Jäätmed Artiklite arhiiv.

Obr. 10.3: Tento graf ukazuje, že v Estonsku převažuje dovoz komunálních odpadů nad vývozem, ale v jiných zemích s ještě větší kapacitou spaloven (Nizozemsko, Německo, Švýcarsko či Švédsko) je tento nepoměr daleko výraznější. Údaje jsou v tisících tun. Zdroj: (Scarlat et al., 2018).



Další informace dostupné o spalovně v Iru jsou také zajímavé. Tak jako jiné spalovny v Evropě, nechce ani ta tallinnská platit za uložení strusky a popílku na skládkách. A proto strusku zkouší využívat jako podklad při stavbě silnic a s popílkem zkouší tzv. proces karbonizace. Údajně to

umožní popílek následně použít buďto do nějakých výrobků (pravděpodobně cementu anebo jako přísadu do jiných stavebních materiálů), anebo ho uložit na běžné skládce (Ruutemann, 2017). Není jasné, zda a jak v popílkou fixují dioxiny.

11. Jak se prodává projekt na stavbu spalovny?

Na webu jednotlivých společností, které v ČR nebo v zahraničí plánují stavět ZEVO, se lze dočíst informace o energetickém využití odpadu. Podobně je tomu na webu CEWEP, což je Evropská konfederace spaloven (Confederation of European Waste-to-Energy Plants), která na něm tvrdí, že emise na výstupu ukázaly, že dioxiny v okolí spalovny nesouvisejí s emisemi ze zařízení, že spalovny dodržují jedny z nejpřísnějších limitů pro dioxiny (které představují méně než 0,2 % průmyslových emisí dioxinů) a že je průběh emisí velice podobný při periodickém a semikontinuálním měření emisí. Že to tak není, je zřejmé z kapitoly 3.4.1.3.

Podobně je tomu na webu ČEZ, který energetickým využitím odpadu šetří neobnovitelné zdroje energie, jako je uhlí nebo ropa (ČEZ, 2022), přičemž pro stejné množství energie vyrobené spalováním odpadu je zapotřebí

přibližně čtyřikrát větší množství odpadu než uhlí, navíc odpad není obnovitelným zdrojem (viz kapitolu 4.1). U spaloven odpadů se nejedná o „špičkovou technologii“ nebo „zařízení s bezpečnými filtry“, jak se někdy tvrdí, protože spalování odpadů provází množství negativních vlivů, viz kapitolu 3.4.1.3. S tím souvisí i to, že konstruktéři a inženýři spaloven často na otázky týkající se znečištění odpovídají tvrzením, že „emise do ovzduší jsou u nejnovější generace ‚nejmodernějších‘ spaloven odpadu pod kontrolou“. V pozadí jejich tvrzení jsou tři nepodložené předpoklady: Za prvé, že existují přijatelné úrovně emisí pro všechny znečišťující látky vypouštěné spalovnami (viz kapitoly 3.1.3. a 5.1.1.1); za druhé, že jsou emise spaloven do ovzduší nyní přesně měřeny (viz kapitolu 3.4.1 3) a za třetí, pokud jsou emise měřeny, jsou v mezích, které jsou v současnosti definovány jako „přijatelné“ (viz 3.1.3 aj.).

12. Závěrečný souhrn

V této studii jsme postupně prošli jednotlivé oblasti vlivů spaloven na životní prostředí, lidské zdraví i ekonomiku.

Jedním z největších problémů spojených se spalováním odpadů jsou dioxiny, které mají vážné negativní účinky na lidské zdraví, včetně rakoviny, poškozování imunitního systému, reprodukčních problémů a vzniku vývojových vad (kapitola 5.1.1). Přestože pro ně existují přísné emisní limity, spalovny odpadů jsou zodpovědné za téměř jednu pětinu všech dioxinů vypouštěných do ovzduší v Evropské unii (kapitola 5.1.1.1).

Je patrné, že pyrolýza a plazmové zplyňování odpadů stejně jako technologie nyní shrnované pod název „chemická recyklace“ plastových odpadů nepředstavují funkční náhrady za spalování a jsou z hlediska dopadů na životní prostředí podobně problematické anebo mají jiné negativní dopady než „klasické“ spalovny odpadů (kapitoly 2 a 8). Jako nejvhodnější alternativy v oblasti nakládání s odpady se nám proto jeví na prvním místě předcházení vzniku odpadů, jejich třídění a recyklace, které na prvním místě zahrnuje kompostování bioodpadů (kapitoly 9.1.3 a 8). Pro komunální odpady je nejvhodnějším řešením nastavení systémů zvaných „zero waste“ (nulový odpad, viz kapitolu 8.1), byť je jasné, že i v těchto systémech zatím nějaké odpady zbývají. Pro ty však není třeba stavět nové spalovny odpadů, protože Česká republika má již dostatečně velké kapacity pro

energetické zhodnocení odpadů. Při jejich dalším růstu nám hrozí, že stejně jako v jiných zemích budeme muset odpady dovážet, protože města se stanou závislá na ZEVO jako zdrojích tepla (kapitola 10).

Zdravotnické odpady se kvůli zbavení infekčnosti nemusejí spalovat, existuje řada osvědčených nespalovacích technologií. I ve zdravotnickém sektoru se vyplatí odpady třídit, ne všechny jsou infekční (kapitola 8.3). POPs lze v nebezpečných odpadech daleko účinněji rozložit a dekontaminovat tzv. nespalovacími technologiemi (kapitola 8.2.3), a to včetně popílků ze spaloven obsahujících vysoké koncentrace dioxinů (kapitola 3.3.1). Rozhodně je nutné se vyhnout spalování odpadů obsahujících rtuť, která snadno vytěkává už za normální (pokojové) teploty. Mimo jiné je to zcela v rozporu s Minamatskou úmluvou o rtuti, kterou Česká republika ratifikovala (kapitola 8.2.2).

Navzdory tvrzením provozovatelů spaloven, že mají všechno pod kontrolou, je skutečnost taková, že ty nejnebezpečnější látky (například dioxiny nebo rtuť), které vznikají při spalování, jsou v emisích sledovány jen dvakrát ročně a mnoho z nich se nemonitoruje vůbec (kapitoly 3.1 a 5.1.1.1). Vzhledem k emisním limitům musí spalovny čistit spaliny. Tak však vytváří další tok toxického odpadu v podobě popílku a zbytků z čištění spalin, se kterými musí být nějak naloženo (kapitoly 3.3 a 5.1.1.3). Pro popílek

nejsou nastaveny dostatečně přísné limity, a proto například značná část toxických látek, především dioxinů, uniká kontrolovanému nakládání a významně tak přispívá k překročení planetárních mezí chemického znečištění (kapitola 4.2). Množství dioxinů v popílcích mimo kontrolu odpovídá maximálnímu tolerovatelnému příjmu těchto látek pro populaci až 133 planet Zemí.

Kromě dioxinů se při spalování odpadů uvolňují také další toxické látky, jako jsou bromované dioxiny, PFAS, polychlorované bifenylly a další organické látky (kapitoly 5.1 a 5.2). Bromované dioxiny mají podobnou toxicitu jako chlorované dioxiny a podobné účinky na lidské zdraví, přesto se ve spalínách ze spaloven zatím neměří (tato povinnost je nová), o jejich koncentraci v pevných zbytcích nemluví (kapitola 5.1.2). Spalovny odpadů rovněž do prostředí uvolňují značné množství rtuti a jiných toxických kovů s negativními dopady na zdraví (kapitola 5.3). Tyto kovy jsou v menší míře uvolňovány do ovzduší, ale končí především v pevných zbytcích, jako je popílek a zbytky z čištění spalin a v popelu. V popelu dále zůstávají nespálené částičky plastů, známé jako mikroplasty (kapitola 4.2). Existuje také mnoho dalších potenciálně nebezpečných látek, o kterých se ve výstupech ze spaloven neví nebo pro ně neexistují limity (kapitola 5). To je problematické při úvahách o dalším využití zbytků ze spaloven odpadů. V souvislosti s překročením planetárních mezí pro chemické znečištění není prostor pro další znečišťování planety.

I přes celou škálu toxických látek, které spalovny odpadů opouštějí v emisích do ovzduší a vody, ale především v odpadech, popelu a popílku, zůstává hodnocení jejich dopadů na zdraví obyvatel žijících v okolí kontroverzním tématem (kapitola 6). Vznikla sice řada studií prokazujících jejich negativní dopad i na lidské zdraví, ale je tu i řada studií, které tento dopad neprokázaly. Kapitola 6 podává hrubý průřez problematikou hodnocení dopadů spaloven na lidské zdraví. Týká se ho však i hodnocení kontaminace lokálních potravin (kapitoly 3.4., 5.1.1.3.3 a 5.1.4.1).

Spalovny odpadů nezpracovávají pouze materiály, které nelze recyklovat, soutěží totiž o stejné finanční prostředky a suroviny s recyklačními zařízeními. Přitom znamená spalování odpadů ztrátu cenných surovin, které musí být znovu vytěženy, vyrobeny a dopraveny. Odrazují tím od zachování zdrojů a jejich udržení v cirkulárním hospodářství. Spalovny plýtvají energií, jež byla investována do produkce výrobků, které skončily v odpadu, a do jejich sběru. Z těchto důvodů bylo spalování odpadů vyřazeno z EU Taxonomy a ze seznamu financování udržitelných aktivit.

Výstavba ZEVO a spaloven odpadů je silně závislá na finanční podpoře veřejného sektoru (kapitoly 9 a 10.1.1). Ten na jejich výstavbu často doplácel anebo doplácí. ZEVO dostávají skrytou cestou podporu z fondů EU. Kromě vstupních investičních nákladů spolýkají spalovny (ZEVO) spoustu fondů na opravy a údržbu, nepočítaje výdaje související s dopady spaloven na lidské zdraví a životní prostředí (kapitoly 9.3, 9.4 a 9.5). Další finanční náklady souvisejí s haváriemi, většinou požáry, k nimž ve spalovnách dochází poměrně často, a které nezdědka zničí větší část zařízení a ohroží zdraví obyvatel žijících v okolí (kapitola 7). V okolí spaloven byla rovněž pozorována kontaminace půdy toxickými látkami (především dioxiny) a s ní související kontaminace domácích chovů slepic anebo dobytka. Už jen jejich výzkum představoval další vyvolané náklady (kapitoly 3.4 a 9.5).

Byť o některých jejich vlivech na životní prostředí můžeme stále diskutovat, protože nebyly jednoznačně prokázány, spalovny odpadů představují zastaralý, neudržitelný a drahý způsob nakládání s odpady, který má negativní dopady na životní prostředí, lidské zdraví, a dokonce celý planetární ekosystém.

Moderní spalovny se snaží zařadit do systému cirkulární ekonomiky, a proto hledají cesty využití popela, kterého ze spáleného odpadu zbývá až jedna třetina z jeho původní hmotnosti (kapitola 3.3.3). I v tomto ohledu už například předimenzované nizozemské spalovny narazily na pomyslný

strop a nositel Nobelovy ceny Ernst Worrell proto označil nizozemské silnice budované ze spalovnového popela za „lineární skládky“ (kapitola 3.3.3.1).

Spalování odpadů, i když produkuje energii, která pohání náš moderní, energeticky náročný život, také aktivně přispívá k cyklu změny klimatu. Emise oxidu uhličitého, vzniklého procesem spalování, jsou považovány za jednu z hnacích sil skleníkového efektu, který má vážné důsledky ve formě globálního oteplování a změny klimatu. Do roku 2050 povede přeměna plastového odpadu na energii (včetně spalování v ZEVO) k větším

emisím oxidu uhličitého než spalování fosilních paliv. Energetické využití odpadu tedy nepomáhá řešit globální změnu klimatu, ale přispívá k ní a představuje tak slepou uličku v nahrazování uhlí (kapitola 4.1).

Zatímco se zdá, že odpad kouzelně mizí, skutečnost je taková, že spalováním odpadu ničíme cenné suroviny, které už nemáme možnost znovu využít, recyklovat nebo kompostovat, zatímco nepoužitelná třetina původní hmotnosti odpadů zůstává obohacena o toxické látky. Provozem spaloven podporujeme lineární odpadové hospodářství, které vyžaduje neustálý přísun odpadu.

LITERATURA

- Abad, E., Adrados, M., Caixach, J., Fabrellas, B., & Rivera, J. (2000). Dioxin mass balance in a municipal waste incinerator. *Chemosphere*, 40(9-11), 1143-1147. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=10739056
- Abbasi, G., Li, L., & Breivik, K. (2019). Global Historical Stocks and Emissions of PBDEs. *Environ Sci Technol*, 53(11), 6330-6340. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07032>
- Agarwal, R., Kuncova, H., Petrlik, J., DiGangi, J., Skalsky, M., & Maskova, L. (2005). Contamination of chicken eggs near the Queen Mary's Hospital, Lucknow medical waste incinerator in Uttar Pradesh (India) by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. Keep the Promise, Eliminate POPs Report. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.18999.21926>
- Aguilar, L., MacDonald, C., & Sarah, R. (2019, 2019/03/27). Detroit's controversial incinerator permanently shut down. <https://eu.detroitnews.com/story/news/local/detroit-city/2019/03/27/detroits-controversial-incinerator-permanently-shutting-down-today/3287589002/>
- Ahrens, L., Shoeib, M., Harner, T., Lee, S. C., Guo, R., & Reiner, E. J. (2011). Wastewater treatment plant and landfills as sources of polyfluoroalkyl compounds to the atmosphere. *Environ Sci Technol*, 45(19), 8098-8105. <https://doi.org/10.1021/es1036173>
- Ajorloo, M., Ghodrat, M., Scott, J., & Strezov, V. (2022). Heavy metals removal/stabilization from municipal solid waste incineration fly ash: a review and recent trends. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 24(5), 1693-1717. <https://doi.org/10.1007/s10163-022-01459-w>
- Alaee, M., Arias, P., Sjödin, A., & Bergman, Å. (2003). An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environment International*, 29(6), 683-689. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00121-1](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00121-1)
- Alawi, M. A., & Al-Mikhi, N. E. (2016). Levels of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Waste Incineration Ash Of Some Jordanian Hospitals Using Gc/ms. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, 42(4), 298-307. <https://doi.org/10.5276/JSWTM.2016.298>
- Altarawneh, I. S., & Altarawneh, M. (2022). On the formation chemistry of brominated polycyclic aromatic hydrocarbons (BrPAHs). *Chemosphere*, 290. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133367>
- AMAP Assessment. (2016). Temporal Trends in Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). AMAP.
- Anwer, F., Chaurasia, S., & Khan, A. A. (2016). Hormonally active agents in the environment: a state-of-the-art review. *Rev Environ Health*, 31(4), 415-433. <https://doi.org/10.1515/reveh-2016-0014>
- Arena, U. (2012). Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *Waste Management*, 32(4), 625-639. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.025>
- Āriņa, D., Teibe, I., Bendere, R., Jākobsone, L., & Ruperta, Z. (2023, 21-24 June 2023). The household bio-waste management: a case study of Latvia 10th International Conference on Sustainable Solid Waste Management, Chania.
- Arkenbout, A. (2019). The hidden impacts of incineration residues. Case Study.
- Arkenbout, A., & Bouman, K. (2018, 13-14 Sep 2018). Environmental Biomarkers 11th BioDetectors Conference 2018, Aachen, Germany.
- Arkenbout, A., & Bouman, K. (2021). The True Toxic Toll - Biomonitoring research results - Czech Republic, Lithuania, Spain (<https://zerowasteurope.eu/library/the-true-toxic-toll-biomonitoring-of-incineration-emissions/>).
- Arkenbout, A., & Esbensen, K. (2017). Sampling, monitoring and source tracking of dioxins in the environment of an incinerator in the Netherlands. Proceedings Eighth World Conference on Sampling and Blending,
- Arkenbout, A., Olie, K., & Esbensen, K. (2018). Emission regimes of POPs of a Dutch incinerator: regulated, measured and hidden issues. *Organohalogen Compounds*, 80, 413-416.
- Arkenbout, A., & Petrlik, J. (2019, 26-30/Aug/2019). Hidden emissions of UPOPs: Case study of a waste incinerator in the Netherlands (poster presentation) The 39-th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants Dioxin 2019, Kyoto.
- Arnika. (2004, 2004/04/02). V rybě z Lampertic bylo hodně toxického hexachlorbenzenu. Retrieved 2023/07/20 from <https://arnika.org/o-nas/tiskove-zpravy/v-rybe-z-lampertic-bylo-hodne-toxickeho-hexachlorbenzenu>

- Arnika. (2011, 2011/06/28). Zavážení dolů v okolí Lampertic a Žaclěře odpady škodí životnímu prostředí a mělo by přestat Retrieved 2023/07/10 from <https://www.arnika.org/o-nas/tiskove-zpravy/zavazeni-dolu-v-okoli-lampertic-a-zaclere-odpady-skodi-zivotnimu-prostredi-a-melo-by-prestat>
- Arnika. (2013, 2013/05/14). Spalovna v Lysé nad Labem se vymyká kontrole (tisková zpráva). Retrieved 2023/07/30 from <https://www.arnika.org/o-nas/tiskove-zpravy/spalovna-v-lyse-nad-labem-se-vymyka-kontrola>
- Arnika. (2017, 2017/11/16). Jak se kompostuje na Broumovsku (video). Retrieved 2023/07/10 from https://www.youtube.com/watch?v=EUKMxHGZ5F0&list=PL5vP_DUudtQYPXvKJGSXVWfp_wQVKVFNT&index=23
- Arnika. (2019a, 2019). Končí extrémně toxický popílek ze spaloven jako stavební materiál? To netuší ani ministerstvo. <https://arnika.org/o-nas/tiskove-zpravy/konci-extremne-toxicky-popilek-ze-spaloven-jako-stavebni-material-to-netusi-ani-ministerstvo>
- Arnika. (2019b). Našli jsme nedopálené zbytky odpadů ze spalovny v lese (video). Retrieved 2023/07/10 from https://www.youtube.com/watch?v=HcKm8Bsjvz0&list=PL5vP_DUudtQYPXvKJGSXVWfp_wQVKVFNT&index=20
- Arnika. (2020, 2020/06/30). Australské hlavní město bude bez spaloven. Retrieved 2023/08/01 from <https://arnika.org/australske-hlavni-mesto-bude-bez-spaloven>
- Arnika. (2022a, 2022-10-04 15:45:11). Havárie spaloven v Evropě. <https://arnika.org/odpady/nase-temata/spalovani-odpadu/havarie-spaloven-v-evrope>
- Arnika. (2022b, 2022/10/16). Znečišťovatelé pod lupou - Spalovna Malešice. Retrieved 2023/07/30 from <https://zncistovatele.cz/spot/1008>
- Arnika, & Ekozahrada pod věží. (2018, 2018/02/27). Dioxinová blamáž v režii ČEZ, a. s. <https://arnika.org/o-nas/tiskove-zpravy/dioxinova-blamaz-v-rezii-cez>
- Arnold, F. T. (2003). Gas Phase Chemical Reduction - Proven Technology for Safe and Complete Treatment of Legacy and Non-Legacy POPs Waste. In IPEN, Arnika, & UNIDO (Eds.), International Workshop on Non-Combustion Technologies for Destruction of POPs - January 16, 2003 (pp. 209). Arnika Association. Available at: <http://english.arnika.org/publications/international-workshop-on-non-combustion-technologies-for-destruction-of-pops>
- Arp, H. P. H., Morin, N. A. O., Andersson, P. L., Hale, S. E., Wania, F., Breivik, K., & Breedveld, G. D. (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, 136824. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136824>
- ATSDR. (1995). Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology / Toxicology Information Branch.
- Austin, C., Li, J., Moore, S., Purohit, A., Pinkard, B. R., & Novosselov, I. V. (2023). Destruction and defluorination of PFAS matrix in continuous-flow supercritical water oxidation reactor: Effect of operating temperature. Chemosphere, 327, 138358. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138358>
- badische-zeitung.de. (2015, 2015/05/28). Ein Feuer zu viel in Müllverbrennungsanlage. Retrieved 2023/07/30 from <http://www.badische-zeitung.de/aargau/ein-feuer-zu-viel-in-muellverbrennungsanlage-105424625.html>
- Bajzová, J. (2017). Zhodnocení provozu spalovny komunálního odpadu SAKO Brno před a po modernizaci. Bakalářská práce Mendelova univerzita Brno].
- Balmer, J. E., Hung, H., Vorkamp, K., Letcher, R. J., & Muir, D. C. G. (2019). Hexachlorobutadiene (HCBd) contamination in the Arctic environment: A review. Emerging Contaminants, 5, 116-122. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2019.03.002>
- Basel Convention. (2012). Technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of elemental mercury and wastes containing or contaminated with mercury. As adopted by the tenth meeting of the Conference of the Parties to the Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal (decision BC-10/7). In (pp. 67). Geneva: Secretariat of the Basel Convention.
- Basel Convention. (2022). General technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants (Draft updated version of 6 April 2022). UNEP/CHW/OEWG.12/INF/7/Rev.2. Geneva
- Behnisch, P., Petrlik, J., Budin, C., Besseling, H., Felzel, E., Hamm, S., Strakova, J., Bell, L., Kuepou, G., Gharbi, S., Bejarano, F., Jensen, G. K., DiGangi, J., Ismawati, Y., Speranskaya, O., Da, M., Pulkrabova, J., Gramblicka, T., Brabcova, K., & Brouwer, A. (2023). Global survey of dioxin- and thyroid hormone-like activities in consumer products and toys Environment International. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108079>
- Bejarano, F., Petrlik, J., & DiGangi, J. (2005). Contamination of chicken eggs near the Pajaritos Petrochemical Complex in Coatzacoalcos, Veracruz, Mexico by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene (Keep the Promise, Eliminate POPs Reports). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.24687.74404>
- Bell, L. (2020). NON-Combustion Technology for POPs waste destruction: Replacing incineration with clean technology.
- Bell, L., Hsieh, H., Guang, C. R., Petrlik, J., Jelinek, N., & Strakova, J. (2023). Persistent organic pollutants (POPs) and heavy metals in surrounding of disposal sites of waste incineration ash in South of Taiwan. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.18913.89449/1>

- Besselink H, J. A., Pijnappels M, Swinkels A, Brouwer B. (2004). Validation of extraction, clean-up and DR CALUX® bioanalysis. Part II: foodstuff. *Organohalogen Compd*, 66, 677-681.
- Besselink, H. T., Schipper, C., Klamer, H., Leonards, P., Verhaar, H., Felzel, E., Murk, A. J., Thain, J., Hosoe, K., Schoeters, G., Legler, J., & Brouwer, B. (2004). Intra- and interlaboratory calibration of the DR CALUX® bioassay for the analysis of dioxins and dioxin-like chemicals in sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(12), 2781-2789. <https://doi.org/10.1897/03-542.1>
- Bevanger, L. (2015). First-world problem? Norway and Sweden battle over who gets to burn waste.
- Bhat, M. A., Gedik, K., & Gaga, E. O. (2023). Atmospheric micro (nano) plastics: future growing concerns for human health. *Air Qual Atmos Health*, 16(2), 233-262. <https://doi.org/10.1007/s11869-022-01272-2>
- 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>
- Björklund, S., Weidemann, E., Yeung, L. W., & Jansson, S. (2021). Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances and unidentified organofluorine in leachate from waste-to-energy stockpile - A case study. *Chemosphere*, 278, 130380. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130380>
- Bláha, K. a kolektiv (2017). Aktualizovaný Národní implementační plán Stockholmské úmluvy o perzistentních organických polutantech v České republice na léta 2018 - 2023. dostupný online z: https://www.mzp.cz/cz/strategie_dokumenty_stockholmska_umluva, <http://www.recetox.muni.cz/nc/index.php?pg=cinnost-podpora-vykonu-statni-spravy>, <https://www.databaze-strategie.cz/>: Ministerstvo životního prostředí ČR
- Blahut, R. (2020). Firmy obcí a měst v SVPS a SKS: Navrhovaná třídící sleva a výše poplatku jsou pro obce vážný problém. Retrieved 02-Jul-2023 from <https://www.caoh.cz/aktuality/firmy-obci-a-mest-v-svps-a-sks-navrhovana-tridici-sleva-a-vyse-poplatku-jsou-pro-obce-vazny-problem.html>
- Blake, A. (2005). The Next Generation of POPs: PBDEs and Lindane (Keep the Promise, Eliminate POPs Report).
- Blasenbauer, D., Huber, F., Lederer, J., Quina, M. J., Blanc-Biscarat, D., Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Chimenos, J. M., Dahlbo, H., Fagerqvist, J., Giro-Paloma, J., Hjelm, O., Hyks, J., Keaney, J., Lupsea-Toader, M., O'Caollai, C. J., Orupold, K., Pajak, T., . . . Fellner, J. (2020). Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe. *Waste Manag*, 102, 868-883. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.031>
- Bočan, Z. (2014). Provozní řád - 2. fáze, řízená skládka Benátky nad Jizerou společnosti AVE CZ odpadové hospodářství s.r.o.
- BOFA. (2019). Bornholm viser vej – uden affald 2032. Vision for affalds- og ressourcehåndteringen på Bornholm.
- Bogdálék, J., & Moskalík, J. (2008). Těžké kovy v tuhých spalovenských zbytcích Energie z biomays IX., Brno.
- Bolan, S., Wijesekara, H., Tanveer, M., Boschi, V., Padhye, L. P., Wijesooriya, M., Wang, L., Jasemizad, T., Wang, C., Zhang, T., Rinklebe, J., Wang, H., Lam, S. S., Siddique, K. H. M., Kirkham, M. B., & Bolan, N. (2023). Beryllium contamination and its risk management in terrestrial and aquatic environmental settings. *Environ Pollut*, 320, 121077. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121077>
- Borghese, M. M., Walker, M., Helewa, M. E., Fraser, W. D., & Arbuckle, T. E. (2020). Association of perfluoroalkyl substances with gestational hypertension and preeclampsia in the MIREC study. *Environment International*, 141, 105789. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105789>
- Borking, L. (2011, 15-12-2011). København skal genanvende livets byggesten. Retrieved 02-04-2017 from <https://www.information.dk/indland/2011/12/koebenhavn-genanvende-livets-byggesten>
- Braniš, M., Pivnička, K., Benešová, L., Pušová, R., Tonika, J., & Hovorka, J. (2004). Výkladový slovník vybraných termínů z oblasti ochrany životního prostředí a ekologie. Karolinum.
- Bredsdorff, M., & Wittrup, S. (2012). Hemmelige forhandlinger: Amager får sit kæmpe-anlæg til at brænde affald. Retrieved 2023/06/12 from <https://ing.dk/artikel/hemmelige-forhandlinger-amager-faar-sit-kaempe-anlaeg-til-braende-affald>
- Brožová, K., Dlouhá, J., Fereš, J., Horatius, D., Jungvirtová, E., Kovář, J., Kubelka, F., Kulich, J., Matoušková, L., Mertl, J., Milatová, M., Nosková, B., Podhajská, Z., Pokorný, J., Sůsa, J., Volaufová, L., Vrtišková, L., & Zeman, J. (2008). Hospodářství a životní prostředí v České republice po roce 1989. CENIA.
- Brunström, B., Lund, B.-O., Bergman, A., Asplund, L., Athanassiadis, I., Athanasiadou, M., Jensen, S., & Öberg, J. (2001). Reproductive toxicity in mink (*Mustela vison*) chronically exposed to environmentally relevant polychlorinated biphenyl concentrations [<https://doi.org/10.1002/etc.5620201026>]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(10), 2318-2327. <https://doi.org/10.1002/etc.5620201026>

- Buchholz, B. A., & Landsberger, S. (1995). Leaching Dynamics Studies of Municipal Solid Waste Incinerator Ash. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 45(8), 579-590. <https://doi.org/10.1080/10473289.1995.10467388>
- Bunge, R. (2019). Recovery of metals from waste incinerator bottom ash. In: Institut für Umwelt und Verfahrenstechnik UMTEC.
- Buser, H. R. (1992). Identification and sources of dioxin-like compounds: I. Polychlorodibenzothiophenes and polychlorothianthrenes, the sulfur-analogues of the polychlorodibenzofurans and polychlorodibenzodioxins. *Chemosphere*, 25(1), 45-48. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535\(92\)90476-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90476-8)
- Calonzo, M., Petrlik, J., & DiGangi, J. (2005). Contamination of chicken eggs from Barangay Aguado in Philippines by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene (Keep the Promise, Eliminate POPs Reports. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.21015.55205>
- Campo, L., Bechtold, P., Borsari, L., & Fustinoni, S. (2019). A systematic review on biomonitoring of individuals living near or working at solid waste incinerator plants. *Critical Reviews in Toxicology*, 49, 1-41. <https://doi.org/10.1080/10408444.2019.1630362>
- Candela, S., Bonvicini, L., Ranzi, A., Baldacchini, F., Broccoli, S., Cordioli, M., Carretta, E., Luberto, F., Angelini, P., Evangelista, A., Marzaroli, P., Giorgi Rossi, P., & Forastiere, F. (2015). Exposure to emissions from municipal solid waste incinerators and miscarriages: A multisite study of the MONITER Project. *Environment International*, 78, 51-60. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.008>
- Candela, S., Ranzi, A., Bonvicini, L., Baldacchini, F., Marzaroli, P., Evangelista, A., Luberto, F., Carretta, E., Angelini, P., Sterrantino, A. F., Broccoli, S., Cordioli, M., Ancona, C., & Forastiere, F. (2013). Air pollution from incinerators and reproductive outcomes: a multisite study. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*, 24(6), 863-870. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3182a712f1>
- Carpenter, D. O. (2013). *Effects of persistent and bioactive organic pollutants on human health*. John Wiley & Sons.
- Carrier, M., Hugo, T., Gorgens, J., & Knoetze, H. (2011). Comparison of slow and vacuum pyrolysis of sugar cane bagasse. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 90(1), 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2010.10.001>
- Castaldi, M. J., White, M., & Austin, J. (2010). Proceedings of the 18th Annual North American Waste To Energy Conference: NAWTEC18: presented at the ASME 18th Annual North American Waste to Energy Conference, May 11-23, 2010, Orlando, Florida, USA.
- Cement Australia. (2017). Kiln burning trial for the destruction of firefighting foams. Notification and Pre-Trial Report for the Proposed Trial.
- CENIA. (2023). *Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2021*.
- Clay, M. (2016). Up in the air. <http://www.recyclingwasteworld.co.uk/in-depth-article/up-in-the-air/141467/>. *Recycling & Waste World Newsletter*(27-May-2016).
- Cobo, M., Gálvez, A., Conesa, J., & Montes de Correa, C. (2009). Characterization of fly ash from a hazardous waste incinerator in Medellín, Colombia. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2-3), 1223-1232. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.169>
- Connett, P. (2013). *The zero waste solution: untrashing the planet one community at a time*. Chelsea Green Publishing.
- conserve-energy-future.com. (2023, 2023). Various Advantages and Disadvantages of Waste Incineration. Retrieved 2023-07-02 from <https://www.conserve-energy-future.com/advantages-and-disadvantages-incineration.php>
- Cornelissen, T., Jans, M., Stals, M., Kuppens, T., Thewys, T., Janssens, G. K., Pastijn, H., Yperman, J., Reggers, G., Schreurs, S., & Carleer, R. (2009). Flash co-pyrolysis of biomass: The influence of biopolymers. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 85(1), 87-97. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2008.12.003>
- CPI. (2012, 2012/09/20). Conference 2012: UK Paper Industry calls for u-turns in manufacturing policy. Confederation of Paper Industries. Retrieved 2023/07/20 from <https://www.politicshome.com/members/article/conference-2012-uk-paper-industry-calls-for-u-turns-in-manufacturing-policy>
- Czerwinski, J. (2008). Pathways of polychlorinated dibenzothiophenes (PCDTs) in the environment. *Archives of Environmental Protection*, 34(3), 169-181.
- Černý, F. (2021, 2021/03/29). Bilance (Season 2021, Episode 2). Kolaps recyklace plastů.
- Česká informační agentura životního prostředí. (2021). *Statistická ročenka životního prostředí v ČR za rok 2020*.
- ČEÚ. (1992). *Vybavenost území v odpadovém hospodářství*.
- ČEZ. (2022, 2022). Co je ZEVO. <https://www.cez.cz/cs/zevo/co-je-zevo>
- ČHMÚ. (2003, 31/03/2003). Seznam spaloven v ČR - rok 2002. Retrieved 30/01/2004 from <https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/emise/spalovny/index.html>
- ČHMÚ. (2010, 16/06/2010). Seznam zařízení pro tepelné zpracování odpadu v ČR - rok 2009. Retrieved 20/09/2010 from <https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/emise/spalovny/index.html>
- ČHMÚ. (2023, 16/06/2023). Seznam zařízení pro tepelné zpracování odpadu v ČR - rok 2022. Retrieved 18/06/2023 from <https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/emise/spalovny/index.html>

ČiŽP. (2017). Zpráva o sanaci PCB dle rozhodnutí ČiŽP č.j. ČiŽP/44/OOV/SR02/1509850.016/16/UHS ze dne 25.10.2016. 25-04-2017.

ČSÚ. (2022). 3-21. Nakládání s odpady In Statistická ročenka České republiky - 2022

<https://www.czso.cz/csu/czso/statisticka-rocenka-ceske-republiky-2022>

Čtk. (2015, 2015/08/20). Obyvatelé Prahy 10 si mohou žádat o kompostéry zdarma. Retrieved 2023/07/30 from <http://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/obyvatele-prahy-10-si-mohou-zadat-o-kompostery-zdarma>

Čtk. (2018a, 2018/07/20). Firma Suez dostala pokutu milion Kč za únik ropných látek do řeky. Retrieved 2023/07/20 from <https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/firma-suez-dostala-pokutu-milion-kc-za-unik-ropnych-latek-do-reky>

Čtk. (2018b, 2018/02/16). Jablonečané mohou od března žádat o kompostéry, je jich 1200 Retrieved 2023/07/30 from <http://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/jablonecane-mohou-od-brezna-zadat-o-kompostery-je-jich-1200>

Čtk. (2018c, 2018/03/28). Příbor rozdal lidem dalších 180 domácích kompostérů Retrieved 2023/07/30 from <https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/pribor-rozdal-lidem-dalsich-180-domacich-komposteru>

Darlington, R., Barth, E., & McKernan, J. (2018). The Challenges of PFAS Remediation. The Military engineer, 110(712), 58-60.

De Fré, R., & Wevers, M. (1998). Underestimation in dioxin emission inventories. Organohalogen Compounds, 36, 17-20.

de Wild, P. J., Uil, H. d., Reith, J. H., Kiel, J. H. A., & Heeres, H. J. (2009). Biomass valorisation by staged degasification: A new pyrolysis-based thermochemical conversion option to produce value-added chemicals from lignocellulosic biomass. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 85(1), 124-133. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2008.08.008>

de Wit, C. A., Kierkegaard, A., Ricklund, N., & Sellström, U. (2010). Emerging Brominated Flame Retardants in the Environment. In Brominated Flame Retardants (pp. 241-286). https://doi.org/10.1007/698_2010_73

Dean, S. (2016). Cahill project dead, confirms Lowe. <https://barbadostoday.bb/2016/05/13/cahill-project-dead-confirms-low/> Barbados Today(13-May-2016). <https://barbadostoday.bb/2016/05/13/cahill-project-dead-confirms-low/>

DiGangi, J., & Petrlik, J. (2005). The Egg Report - Contamination of chicken eggs from 17 countries by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene.

DiGangi, J., Strakova, J., & Watson, A. (2011). A survey of PBDEs in recycled carpet padding. Organohalogen Compd, 73, 2067-2070.

Dombek, V. (2018). Technologie likvidace zdravotnického materiálu. Posouzení spalovacích a nespalovacích postupů a variant. (Doplňující údaje k technologiím odstraňování odpadů ze zdravotnictví) - Příloha č. 7 k "CENNZO Ostrava - Dokumentace vlivů záměru na životní prostředí". 17.

dpa. (2009, 2009-12-11). Unfall im RWE-Kraftwerk: Schornstein stürzt ein. Retrieved 2023-07-02 from <https://www.tz.de/welt/unfall-rwe-kraftwerk-schornstein-stuerzt-555621.html>

Du, B., Feng, X., Li, P., Yin, R., Yu, B., E. Sonke, J., Guinot, B., William Noel Anderson, C., & Bourgoïn, L. (2018). Use of mercury isotopes to quantify mercury exposure sources in inland populations, China. Environmental Science and Technology. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05638>

Duffek, A., Conrad, A., Kolossa-Gehring, M., Lange, R., Rucic, E., Schulte, C., & Wellmitz, J. (2020). Per- and polyfluoroalkyl substances in blood plasma - Results of the German Environmental Survey for children and adolescents 2014-2017 (GerES V). Int J Hyg Environ Health, 228, 113549. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113549>

Dvorska, A., Petrlik, J., Boontongmai, T., Bubphachat, N., Walaska, H., Strakova, J., Thowsakul, C., Teebthaisong, A., Jelinek, N., Grechko, V., Saetang, P., Jeungsmarn, P., Phanphet, P., Pulawun, S., Nasomsoi, B., Purechatang, P., Natwong, S., Seemuang, N., Pewpan, P., & Carpenter, D. O. (2023). Toxic hot spot in Kalasin. Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Surroundings of Electronic Waste Recycling Sites in Kalasin Province, Thailand. Arnika – Toxics and Waste Programme and Ecological Alert and Recovery – Thailand. ISBN: 978-80-88508-09-0. https://www.researchgate.net/publication/372769390_Toxic_Hot_Spot_in_Kalasin_POPs_in_the_Surroundings_of_Electronic_Waste_Recycling_Sites_in_Kalasin_Province

DWMA. (2016, 2016). New WtE product deserves recycling label. Dutch Waste Management Association.

Dzonteu, D.-C. (2020, 16/02/2022). Gabon : GES s'invite dans la destruction par incinération aux normes internationales. Retrieved 13/04/2023 from <https://www.gabonreview.com/gabon-ges-sinvite-dans-la-destruction-par-incineration-aux-normes-internationales/>

DZP. (2002). Příběh spalovny Norsk Hydro v Plzni na Slovanech. Děti Země Plzeň. <http://www.detizeme.cz>

EA. (2002). Solid Residues from Municipal Waste Incinerators in England and Wales A report on an investigation by the Environment Agency.

EA. (2020). Pollution inventory reporting – incineration activities guidance note. Bristol: Environment Agency

Eco-dalle-Cittá. (2017, 2017/08/31). Torino, inceneritore fermo da tre giorni. Arpa: "Valori anomali di mercurio". Retrieved 2023/07/30 from <https://archivio.ecodallecitta.it/notizie/388061/torino-inceneritore-fermo-da-tre-giorni-arpa-valori-anomali-di-mercurio/>

- EFSA CONTAM. (2018). Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. EFSA Journal, 16(11), 331. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5333>
- ECHA. (2023, 2023-Feb-07). ECHA publishes PFAS restriction proposal. Retrieved 2023-07-10 from <https://echa.europa.eu/cs/-/echa-publishes-pfas-restriction-proposal>
- Elizalde, M. R. (2017). Sources and fate of methylmercury in the Southern Ocean: use of model seabirds and mercury stable isotopes [Doctoral, University of La Rochelle]. La Rochelle, France.
- 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>
- Emmanuel, J. (2012). Compendium of Technologies for Treatment/Destruction of Healthcare Waste. UNEP DTIE Osaka; 225 p.
- Emmanuel, J., & Hrdinka, Č. (2003). Nespalovací technologie pro nakládání se zdravotnickými odpady. Argumenty, sv. 3, Arnika - program Toxické látky a odpady, Praha; 34 p.
- envea. (2021). Dioxins & Furans Permanent Sampler Amesa-D. Retrieved 02/12/2021 from <https://www.envea.global/s/emissions-en/permanent-samplers-emissions-en/amesa-d/>
- Environmental Justice Atlas. (2014, 2014-05-03). Incinerator in Son Reus, Mallorca, Spain. Retrieved 2023-07-02 from <https://ejatlas.org/conflict/incinerator-in-son-reus-mallorca-spain>
- Ernst & Young. (2015). Analýza a vyhodnocení možnosti aplikace nových technologií k energetickému využití odpadů.
- ESFC. (2023a). Construction of waste incineration plants in Spain. Retrieved 02-Jul-2023 from https://esfccompany.com/en/articles/waste-recycling/construction-of-waste-incineration-plants-in-spain/?sphrase_id=344395
- ESFC. (2023b). The cost of building a waste processing / waste incineration plant. Retrieved 02-Jul-2023 from <https://esfccompany.com/en/articles/waste-recycling/the-cost-of-building-a-waste-processing-waste-incineration-plant/>
- Eskenazi, B., Warner, M., Brambilla, P., Signorini, S., Ames, J., & Mocarelli, P. (2018). The Seveso accident: A look at 40 years of health research and beyond. Environment International, 121, 71-84. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.051>
- European Commission. (2012). Commission Regulation (EU) No 252/2012 of 21 March 2012 laying down methods of sampling and analysis for the official control of levels of dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in certain foodstuffs and repealing Regulation (EC) No 1883/2006 Text with EEA relevance Official Journal of the European Communities
- 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
- EUROSTAT. (2010). Waste Data Center. European Commission.
- EUROSTAT. (2015). Environmental Data Centre on Waste. European Commission.
- EUROSTAT. (2023, 2023/07/18). Municipal waste statistics. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics
- Evropská komise. (2005). Integrovaná prevence a omezování znečištění (IPPC). Referenční dokument o nejlepších dostupných technologiích spalování odpadů. Oficiální český překlad.
- Evropská komise. (2019). Prováděcí rozhodnutí Komise (EU) 2019/2010 ze dne 12. listopadu 2019, kterým se stanoví závěry o nejlepších dostupných technikách (BAT) pro spalování odpadu podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2010/75/EU dostupné na: http://data.europa.eu/eli/dec_impl/2019/2010/oj
- Evropský parlament a Rada EU. (2019). Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/1021 ze dne 20. června 2019 o perzistentních organických znečišťujících látkách (přepřacované znění) (Text s významem pro EHP). Official Journal of the European Union
- Evropský parlament a Rada EU. (2022). Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2022/2400 ze dne 23. listopadu 2022, kterým se mění přílohy IV a V nařízení (EU) 2019/1021 o perzistentních organických znečišťujících látkách (Text s významem pro EHP). Official Journal of the European Union
- Federico, M., Pirani, M., Rashid, I., Caranci, N., & Cirilli, C. (2010). Cancer incidence in people with residential exposure to a municipal waste incinerator: An ecological study in Modena (Italy), 1991–2005. Waste Management, 30(7), 1362-1370. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.06.032>
- Ferreira, C., Ribeiro, A., & Ottosen, L. (2003). Possible applications for municipal solid waste fly ash. Journal of Hazardous Materials, 96(2–3), 201-216. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00201-7](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00201-7)
- Fiedler, H. (2016). Release Inventories of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. In M. Alaee (Ed.), Dioxin and Related Compounds: Special Volume in Honor of Otto Hutzinger (pp. 1-27). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2015_432

- Fischer, J., Lorenz, W., & Bahadir, M. (1992). Leaching behaviour of chlorinated aromatic compounds from fly ash of waste incinerators. *Chemosphere*, 25(4), 543-552. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(92\)90286-Z](https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90286-Z)
- 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&listuids=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>
- Freer, E. (2005). Life cycle assessment Study: SUMMARY REPORT - Selected Treatment Processes for WEEE Plastics Containing Brominated Flame Retardants. For Axion Recycling on behalf of Waste Resources Action Programme (WRAP) Project Ref: E4833, August 2005. http://www.creacycle.de/images/stories/e5c-2006.11._wrap_final_report-appendix_5-_environmental_impact_analysis.pdf
- Freiesleben, S. (2022, 2022/05/12). Brand på Amager Bakke giver skader for millioner: »Det kunne have udviklet sig kritisk«. Retrieved 2023/08/01 from <https://pro.ing.dk/wastetech/artikel/brand-paa-amager-bakke-giver-skader-millioner-det-kunne-have-udviklet-sig-kritisk>
- French Republic. (2011). Arrêté du 18 novembre 2011 relatif au recyclage en technique routière des mâchefers d'incinération de déchets non dangereux. France
- Friends Of The Earth. (2009). Gone to Waste: The valuable resources that European countries bury and burn.
- Fukuda, Y., Nakamura, K., & Takano, T. (2003). Dioxins released from incineration plants and mortality from major diseases: an analysis of statistical data by municipalities. *Journal of Medical and Dental Sciences*, 50(4), 249-255. <https://doi.org/10.11480/jmds.500402>
- GAIA. (2013). Waste Incinerators: Bad News for Recycling and Waste Reduction. In.
- Gardiner, B. (2021, 2021-Apr-01). In Europe, a Backlash Is Growing Over Incinerating Garbage. <https://e360.yale.edu/features/in-europe-a-backlash-is-growing-over-incinerating-garbage>
- Garrett, E. (2023, 2023-Jan-23). Energy from Waste to be included in the EU Emissions Trading System. Retrieved 2023-07-02 from <https://www.ashurst.com/en/insights/energy-from-waste-to-be-included-in-the-eu-emissions-trading-system/>
- 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.
- Giesy, J. P., & 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), 511-569. <https://doi.org/10.1080/10408449891344263>
- Giesy, J. P., Verbrugge, D. A., Othout, R. A., Bowerman, W. W., Mora, M. A., Jones, P. D., Newsted, J. L., Vandervoort, C., Heaton, S. N., Aulerich, R. J., Bursian, S. J., Ludwig, J. P., Dawson, G. A., Kubiak, T. J., Best, D. A., & Tillitt, D. E. (1994). Contaminants in fishes from Great Lakes-influenced sections and above dams of three Michigan rivers. II: Implications for health of mink. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27(2), 213-223. <https://doi.org/10.1007/BF00214265>
- Gleis, M. (2012). Gasification and Pyrolysis? Reliable options for waste treatment. *Waste Management*, 3, 403-410.
- Göblová, S. (2021, 2021/05/23). Silnice jako lineární skládky (Nedej se). Česká televize. Retrieved 2023/07/20 from <https://www.ceskatelevize.cz/porady/1095913550-nedej-se/221562248410016/>
- Golini, M. N., Ancona, C., Badaloni, C., Bolignano, A., Bucci, S., Sozzi, R., Davoli, M., & Forastiere, F. (2014). [Morbidity in a population living close to urban waste incinerator plants in Lazio Region (Central Italy): a retrospective cohort study using a before-after design]. *Epidemiologia e Prevenzione*, 38(5), 323-334.
- Goovaerts, P., Trinh, H. T., Demond, A. H., Towey, T., Chang, S.-C., Gwinn, D., Hong, B., Franzblau, A., Garabrant, D., Gillespie, B. W., Lepkowski, J., & Adriaens, P. (2008). Geostatistical Modeling of the Spatial Distribution of Soil Dioxin in the Vicinity of an Incinerator. 2. Verification and Calibration Study. *Environmental Science & Technology*, 42(10), 3655-3661. <https://doi.org/10.1021/es7024966>
- Gurzu, A. (2019). Not enough's rotten in the state of Denmark. Copenhagen's new waste incineration plant needs foreign trash to burn. <https://www.politico.eu/article/denmark-garbage-gamble-amager-bakke-plant-waste/>
- Hagenmaier, H., She, J., & Lindig, C. (1992). Persistence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in contaminated soil at Maulach and Rastatt in Southwest Germany. *Chemosphere*, 25(7-10), 1449-1456. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(92\)90168-Q](https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90168-Q)
- Harák, T. (2023, 2023-03-27). Zaměřeno na odpady. Retrieved 2023-07-03 from <https://www.statistikaamy.cz/2023/03/27/zemereno-na-odpady>

- Havel, M. (2022). Moje uhlíková stopa. Arnika. <https://www.arnika.org/moje-uhlikova-stopa>
- Havel, M., Moňok, B., Stoykova, I., Bendere, R., Tömöri, B., Popelková, J., Mašková, L., & Skalský, M. (2006). Zero Waste as Best Environmental Practice for Waste Management in CEE Countries (IPEP Reports). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.34195.09762>
- Havel, M., Petrlík, J., & Petrlíková Mašková, L. (2011). Integrovaný registr znečišťování a ochrana vod. Případové studie. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.16980.71040/1>
- Havel, M., & Válek, P. (2010, 2022/05/16). Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs). Retrieved 2023/07/10 from <https://arnika.org/toxické-latky/databaze-latek/polycyklicke-aromaticke-uhlovodiky-pahs>
- HCWH. (2014, 2014/12/22). West Africa | Autoclaves Deployed to Help Anti-Ebola Campaign. Retrieved 2023/07/20 from <https://saudesemdano.org/articles/blog/global/west-africa-autoclaves-deployed-help-anti-ebola-campaign>
- Hegyi, L., Petrlik, J., & DiGangi, J. (2005). Contamination of chicken eggs near the Koshice municipal waste incinerator in Slovakia by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene (Keep the Promise, Eliminate POPs Reports). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.36759.47528>
- Hegyi, L., Petrlik, J., & Melichar, J. (2021). Assessment of the planned recovery of worn tyres by thermal depolymerisation in Handlova. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.23600.48643>
- Hennebert, P. (2020). Concentrations of brominated flame retardants in plastics of electrical and electronic equipment, vehicles, construction, textiles and non-food packaging: a review of occurrence and management. *Detritus*(12), 34-50. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13997>
- Hnutí Duha. (2006). Spalovny komunálního odpadu a emise oxidu uhličitého.
- Hogarh, J. N., Petrlik, J., Adu-Kumi, S., Akortia, E., Kuepouo, G., Behnisch, P. A., Bell, L., DiGangi, J., Rosmus, J., & Fišar, P. (2019). Persistent organic pollutants in free-range chicken eggs in Ghana. *Organohalogen Compounds*, 81(2019), 507-510.
- Hogg, D. (2006). A Changing Climate for Energy from Waste? In: Eunomia Research & Consulting Ltd.
- Hogg, D., & Ballinger, A. (2015). The Potential Contribution of Waste Management to a Low Carbon Economy. *Zero Waste Europe*.
- Hoh, E., Zhu, L., & Hites, R. A. (2005). Novel Flame Retardants, 1,2-Bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane and 2,3,4,5,6-Pentabromoethylbenzene, in United States' Environmental Samples. *Environmental Science & Technology*, 39(8), 2472-2477. <https://doi.org/10.1021/es048508f>
- Holmes, S., Jones, K. C., & Miller, C. PCDD/F contamination of the environment at Bolsover, UK. *Organohalogen Compounds*(24), 373-377.
- Holoubek, I., Adamec, V., Bartoš, M., Černá, M., Čupr, P., Bláha, K., Demnerová, K., Drápal, J., Hajšlová, J., Holoubková, I., Jech, L., Klánová, J., Kocourek, V., Kohoutek, J., Kužílek, V., Machálek, P., Matějů, V., Matoušek, J., Matoušek, M., . . . Zbiral, J. (2003). Národní inventura perzistentních organických polutantů v České republice (Project GF/CEH/01/003: Enabling activities to facilitate early action on the implementation of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Czech Republic. TOCOEN, s.r.o., Brno representing Consortium RECETOX - TOCOEN & Associates. August 2003.
- Holoubek, I., Hofman, J., Sáňka, M., Vácha, R., Zbiral, J., Klánová, J., Jech, L., & Ocelka, T. (2003). Spatial and temporal trends in Persistent Organic Pollutants soil contamination in the Czech Republic. *Organohalogen Compounds*, 62(2003), 460-463.
- Holub, L. R. (2017). Entscheidung des Umweltministeriums ist direkte Konsequenz der HCB-Causa im Görtschitztal . Zulassung des "TÜV Österreich" als Umweltgutachter wird eingeschränkt europaticker. http://www.umweltruf.de/2017_PROGRAMM/news/111/news3.php3?nummer=7797
- Hoogenboom, L. A., Kan, C. A., Zeilmaker, M. J., Van Eijkeren, J., & Traag, W. A. (2006). Carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs at low contamination levels-- influence of mycotoxin binders on the carry-over from feed to eggs. *Food Addit Contam*, 23(5), 518-527. <https://doi.org/10.1080/02652030500512037>
- Hoogenboom, R. L. A. P., ten Dam, G., van Bruggen, M., Jeurissen, S. M. F., van Leeuwen, S. P. J., Theelen, R. M. C., & Zeilmaker, M. J. (2016). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and biphenyls (PCBs) in home-produced eggs. *Chemosphere*, 150, 311-319. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.034>
- Horák, J., & Hopan, F. (2009). Může jedna vesnice vyprodukovat tolik dioxinů jako velká spalovna odpadů? *Topenářství instalace*(6), 36-38.
- Howard, C. V. (2009). Statement of Evidence: Particulate Emissions and Health - Proposed Ringaskiddy waste-to-energy facility.
- Hsieh, H., Guang, C. R., Jelinek, N., Petrlik, J., Bell, L., Strakova, J., Rosmus, J., & Fisar, P. (2023). Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals in Surrounding of Disposal Sites of Waste Incineration Ash in Southern Taiwan Dioxin 2023 - 43rd International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (POPs) September 10-14, 2023, Maastricht, The Netherlands.
- Hsu, J.-F., Chen, C., & Liao, P.-C. (2010). Elevated PCDD/F Levels and Distinctive PCDD/F Congener Profiles in Free Range Eggs. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58(13), 7708-7714. <https://doi.org/10.1021/jf100456b>
- Hsu, Y. C., Chang, S. H., & Chang, M. B. (2021). Emissions of PAHs, PCDD/Fs, dl-PCBs, chlorophenols and chlorobenzenes from municipal waste incinerator cofiring industrial waste. *Chemosphere*, 280, 130645. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130645>

- Hu, S.-W., & Shy, C. M. (2001). Health Effects of Waste Incineration: A Review of Epidemiologic Studies. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 51(7), 1100-1109. <https://doi.org/10.1080/10473289.2001.10464324>
- Hutková, E. (2016). V Lučenci horela hala na spracovanie plastov, škody sa šplhajú na státisíce. <https://www.noviny.sk/krimi/161864-horela-vyrobna-hala-na-spracovanie-plastov-skody-sa-splhaju-na-statisice>
- Chagger, H., Jones, J., Pourkashanian, M., & Williams, A. (2000). The Formation of VOC, PAH and Dioxins During Incineration. *Trans IChemE*, 78(B).
- Chang, M., Chi, K., & Chang-Chien, G. (2004). Evaluation of PCDD/F congener distributions in MWI flue gas treated with SCR catalysts. *Chemosphere*, 55(11), 1457-1467. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=15099725
- Chang, M., & Lin, J. (2001). Memory effect on the dioxin emissions from municipal waste incinerator in Taiwan. *Chemosphere*, 45(8), 1151-1157. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=11695628
- Chang, N.-B., & Pires, A. (2015). *Sustainable Solid Waste Management: A Systems Engineering Approach*. John Wiley & Sons.
- Chatkittikunwong, W., & Creaser, C. (1994). Bromo-, bromochloro- and chloro- dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in incinerator flyash. *Chemosphere*, 29(3), 559-566. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90443-X](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)90443-X)
- Cheeseman, G.-M. (2014, 24/03/2014). Caribbean Island of Barbados To Get Waste-To-Energy Plant. Retrieved 24/03/2019 from <http://www.triplepundit.com/story/2014/caribbean-island-barbados-get-waste-energy-plant/45011>
- Chen, P., Xiao, X., Mei, J., Cai, Y., Tang, Y., & Peng, P. (2017). Characteristic accumulation of PCDD/Fs in pine needles near an MSWI and emission levels of the MSWI in Pearl River Delta: A case study. *Chemosphere*, 181, 360-367. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.098>
- Chen, Y., & He, R. (2011). Fragmentation and diffusion model for coal pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 90(1), 72-79. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2010.10.007>
- Cheruiyot, N. K., Lee, W.-J., Yan, P., Mwangi, J. K., Wang, L.-C., Gao, X., Lin, N.-H., & Chang-Chien, G.-P. (2017). An Overview of PCDD/F Inventories and Emission Factors from Stationary and Mobile Sources: What We Know and What is Missing. *Aerosol and Air Quality Research*, 16(12), 2965-2988. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2016.10.0447>
- Christensen, D., Hjul-Nielsen, J., Moalem, R. M., & Johansen, B. (2021). Circular Economy in Denmark: Bornholm's Vision to Achieve 100 Percent Reuse and Recycling. In S. K. Ghosh & S. K. Ghosh (Eds.), *Circular Economy: Recent Trends in Global Perspective* (pp. 385-424). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-16-0913-8_13
- Iamiceli, A. L., Abate, V., Abballe, A., Bena, A., De Filippis, S. P., Dellatte, E., De Luca, S., Fulgenzi, A. R., Iacovella, N., Ingelido, A. M., Ivaldi, C., Marra, V., Miniero, R., Valentini, S., Farina, E., Gandini, M., Oreggia, M., Procopio, E., Salamina, G., & De Felip, E. (2021). Biomonitoring of the adult population living near the waste incinerator of Turin: Serum concentrations of PCDDs, PCDFs, and PCBs after three years from the plant start-up. *Chemosphere*, 272, 129882. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129882>
- IARC. (2023). *Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–132*. Last update: 16th October 2022.
- iDnes. (2023, 2023-05-20). Spalovna v Malešicích má nové kotle. Zpracují státisíce tun odpadu. Retrieved 2023-07-02 from https://www.idnes.cz/praha/zpravy/malesice-prazske-sluzby-kotle-vymena-energetika.A230520_105813_praha-zpravy_rts
- 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-elektramu/misto-skladky-teplo-a-elektrina-zachrani-zelene-spalovny-cesko?odemknout=JU9GJUOYFN>
- IPEN. (2012, 2012/07/23). Řešení pro likvidaci odpadů s obsahem POPs. Retrieved 2023/07/20 from <https://www.arnika.org/reseni-pro-likvidaci-odpadu-s-obsahem-pops>
- IPEN, Arnika, & UNIDO. (2003). *International Workshop on Non-Combustion Technologies for Destruction of POPs*. January 16, 2003, Upper Chamber of the Czech Parliament Building (Valdstejn Palace) Prague.
- iRozhlas. (2016, 2016-04-12). Jediná spalovna u Mělníka je z hlediska investic nejvýhodnější, ujišťuje hejtman. Retrieved 2023-07-02 from <https://plus.rozhlas.cz/jedina-spalovna-u-melnika-je-z-hlediska-investic-nejvyhodnejsi-ujistu-jehtman-6542796>
- iRozhlas. (2021, 2021-10-20). Hasiči dohasili požár ve spalovně v Malešicích. Škody odhadují na stovky milionů korun. https://www.irozhlas.cz/zpravy-domov/malesice-spalovna-pozar-nehoda-hasici_2110201525_bar
- Javed, M., & Usmani, N. (2017). An Overview of the Adverse Effects of Heavy Metal Contamination on Fish Health. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, 89(2), 389-403. <https://doi.org/10.1007/s40011-017-0875-7>
- Jay, K., & Stieglitz, L. (1995). Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants. *Chemosphere*, 30(7), 1249-1260. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535\(95\)00021-Y](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535(95)00021-Y)
- Jech, L., Minářová, J., Bencko, V., & Černá, M. (2001). Studie výskytu perzistentních organických látek v ovzduší a jejich depozice na území České republiky.

- Jelinek, N., Behnisch, P. A., Petrlik, J., Bell, L., Jopkova, M., Petrlikova Maskova, L., Kalmykov, D., Felzel, E., Jeungsmarn, P., Boontongmai, T., & Teebthaisong, A. (2023). Dioxin-like Compounds by DR CALUX in Free-range Chicken Eggs. Dioxin 2023 - 43rd International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (POPs) September 10-14, 2023, Maastricht, The Netherlands.
- Jelinek, N., Mochungong, P., Kuepouo, G., Allo'o Allo'o, S. M., Bell, L., & Ozanova, S. (2023). Dioxin and Other POPs Contamination Related to Small Medical Waste Incinerators Dioxin 2023 - 43rd International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (POPs) September 10-14, 2023, Maastricht, The Netherlands.
- Jílková, L., Ciahotný, K., & Černý, R. (2012). Technologie pro pyrolýzu paliv a odpadů. Paliva(4), 74-80.
- Jin, R., Minghui, Z., Lammel, G., & Bandowe, B. (2020). Chlorinated and brominated polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, formation mechanisms, and occurrence in the environment. Progress in Energy and Combustion Science, 76, 100803. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2019.100803>
- Jofra, M. S. (2013). Incineration overcapacity and waste shipping in Europe: the end of the proximity principle? In: Global Alliance for Incinerator Alternatives.
- Johnke, B., & Stelzner, E. (1992). Results of the German dioxin measurement programme at MSW incinerators. Waste Management & Research, 10(4), 345-355. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0734-242X\(92\)90043-K](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0734-242X(92)90043-K)
- Johnson, D. R. (2016). Nanometer-sized emissions from municipal waste incinerators: A qualitative risk assessment. J Hazard Mater, 320, 67-79. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.08.016>
- Jones, A. M., & Harrison, R. M. (2016). Emission of ultrafine particles from the incineration of municipal solid waste: A review. Atmospheric Environment, 140, 519-528. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.005>
- Jones, R. J. (2011). Spatial patterns of chemical contamination (metals, PAHs, PCBs, PCDDs/PCDFS) in sediments of a non-industrialized but densely populated coral atoll/small island state (Bermuda). Mar Pollut Bull, 62(6), 1362-1376. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.021>
- Kafka, Z., & Vošický, J. (1998). Chemická stabilizace nebezpečných složek v průmyslových odpadech. Chemické listy(92), 789-793.
- Kajtman, M. (2023, 2023-02-16). Nahradit kotel na uhlí v Písku není problém, spalovna odpadů není řešením Retrieved 2023-07-02 from <https://www.piseckysvet.cz/veci-verejne/nahradit-kotel-na-uhli-v-pisku-neni-problem-spalovna-odpadu-neni-remenim-autor-m-kajtman>
- Kallas, R. (2013, 2013/09/27). Eesti Energia ootab suurt prügilaadungit Iirimaalt. Retrieved 2018/01/15 from <http://arileht.delfi.ee/news/uudised/eesti-energia-ootab-suurt-prugilaadungit-iirimaalt?id=66802689>
- Kapitánová, V. (2005, 2005-11-16T00:00:00+01:00). MF Dnes: Chropyně: město spalovně nevěří. <https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/co-pisi-jini/chropyne-mesto-spalovne-neveri>
- Karásek, R. (2010). Transfer těžkých kovů při spalování odpadů. Vysoké učení technické, Brno.
- Kašpar, A., Tížková, V., Výtisk, J., Lollek, V., & Bestová, P. (2019). Zařízení na ekologickou transformaci komunálního a jiného typu odpadu na produkty k následnému materiálovému či energetickému využití na bázi technologie plazmového zplyňování společnosti Westinghouse Plasma Corp. v lokalitě skládky Horní Benešov. Oznámení dle přílohy č. 3 zákona č. 100/2001 Sb. o posuzování vlivů na životní prostředí.
- Katima, J. H. Y., Bell, L., Petrlik, J., Behnisch, P. A., & Wangkiat, A. (2018). High levels of PCDD/Fs around sites with waste containing POPs demonstrate the need to review current standards. Organohalogen Compounds, 80, 700-704.
- Kawano, M., Ueda, M., Matsui, M., Kashima, Y., Matsuda, M., & Wakimoto, T. (1998). Extractable organic halogens (EOX: Cl, Br and I), polychlorinated naphthalenes and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in ashes from incinerators located in Japan. Organohalogen Compounds, 36, 221-224.
- Kijlstra, A., Traag, W., & Hoogenboom, L. (2007). Effect of Flock Size on Dioxin Levels in Eggs from Chickens Kept Outside. Poult Sci, 86(9), 2042-2048.
- Kim, Y., & Lee, D. (2002). Solubility enhancement of PCDD/F in the presence of dissolved humic matter. J Hazard Mater, 91(1-3), 113-127. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00364-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00364-8)
- Klee, A. J., & Peterson, M. L. (1971). Studies on the detection of salmonellae in municipal solid waste and incinerator residue. International Journal of Environmental Studies, 2(1-4), 125-132. <https://doi.org/10.1080/00207237108709455>
- Kopittke, P. M., Menzies, N. W., Dalal, R. C., McKenna, B. A., Husted, S., Wang, P., & Lombi, E. (2021). The role of soil in defining planetary boundaries and the safe operating space for humanity. Environ Int, 146, 106245. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106245>
- Kopponen, P., Krenlampi, S., & Sinkkonen, S. (1993). Sulphur analogues of polychlorinated dioxins, furans and diphenylethers as inducers of aryl hydrocarbon hydroxylase. Organohalogen Compd, 13, 229-232.
- Košařová, G. (2006). Posouzení vlastností směsi škváry a popílku ze spalovny odpadů TERMIZO a.s. dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. https://arnika.org/soubory/dokumenty/odpady/spalovny/Liberec/GKosarova_posudek.pdf
- Koyuncu, B., Hoffman, M., Rateau, F., & Vahk, J. (2021). Chemical Recycling and Recovery Recommendation to Categorise Thermal Decomposition of Plastic Waste to Molecular Level Feedstock as Chemical Recovery. Zero Waste Europe.

Kriekouki, A., Lazarus, A., & Schaible, C. (2018). A Wasted Opportunity? EU environmental standards for waste incineration plants under review.

Kristian, J., Petrlíková Mašková, L., Hlousek, M., Novotný, J., Zimová, M., Petrlík, J., Gluszynski, P., Man, M., Fila, A., Miláček, V., & Cetlová, L. (2012, 30. 3. 2012). Řízení ekologicky šetrné nemocnice s důrazem na eliminaci toxických látek a nakládání s odpady. Sborník z konference (Management of an environmentally friendly hospital with an emphasis on the elimination of toxic substances and waste management). <https://arnika.org/ekologicky-setrne-nemocnice-sbornik>. Řízení ekologicky šetrné nemocnice s důrazem na eliminaci toxických látek a nakládání s odpady, Střítež u Jihlavy.

Kropáček, I. (2003). Varovný příklad: ekonomická situace spalovny v Liberci. In H. Duha (Ed.), Informační list (pp. 4). Brno.

Kruzman, D. (2022, 2022/02/24). Department of Defense sued amid 30-year fight against East Liverpool hazardous waste incinerator. Retrieved 2023/08/01 from <https://www.mahoningmatters.com/news/local/investigations/article257945213.html#storylink=cpy>

Kubal, M., Fairweather, J., Crain, P., & Kuraš, M. (2004, 29 September - 1 October 2004). Treatment of solid waste polluted by polychlorinated contaminants (pilot-scale demonstration) International Conference on Waste Management and the Environment No2, Rhodes. <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsid=17852976>

Kuepouo, G., Jelinek, N., Bell, L., Petrlik, J., & Grechko, V. (2022). Trials of Burning PFASs Containing Wastes in a Waste Incinerator and Cement Kiln assessed against Stockholm Convention Objectives. *Organohalogen Compounds*, 83(2022), 179-182.

Kundi, M. H., H-P., Moshammer H., Wallner P., Shelton J., Scharf S., Oberleitner I. E. and Kohlweg, B. . (2015). Hexachlorobenzene Contamination in an Austrian Alpine Valley 27th Conference of the International Society for Environmental Epidemiology 30th August-3rd September 2015, Sao Paolo, Brazil.

KÚSK. (2009). Integrované povolení podle § 13 odst. 3 zákona o integrované prevenci provozovateli zařízení BDW LINE, spol. s r.o. k provozu zařízení „Spalovna nebezpečných odpadů Lysá nad Labem“. Krajský úřad Středočeského kraje.

KÚÚK. (2011). Úplné znění výrokové části integrovaného povolení č.j.: 1678/ŽPZ/06/IP-98/Rc, z 30.04. 2007, včetně opravy chyby č.j.: 1678/ŽPZ/06/IP-98/Rc, z 10.05. 2007, se změnami č.j.: 736/ŽPZ/08/IP-98/Z1/Rc, z 30.06. 2008, č.j.: 324/ŽPZ/2010/IP-98/Z2/Rc, z 01.03. 2010, č.j.: 1609/ŽPZ/2010/IP-98/Z3/Rc, z 01.06. 2010, č.j.: 947/ŽPZ/2010/IP-98/Z4/Rc, z 11.09. 2010, č.j.: 947/ŽPZ/2010/IP-98/Z5/Rc, z 16.11. 2010, a č.j.: 29/ŽPZ/2011/IP-98/Z6/Rc, z 29.03. 2011, pro zařízení: „Čížkovická cementárna“ společnosti Lafarge Cement, a.s., Čížkovice, IČ 1486 7494. Ústí nad Labem: Krajský úřad Ústeckého kraje.

Kwon, S., Kang, J., Lee, B., Hong, S., Jeon, Y., Bak, M., & Im, S.-k. (2023). Nonviable carbon neutrality with plastic waste-to-energy. *Energy & Environmental Science*. <https://doi.org/10.1039/D3EE00969F>

Lanková, D., Hloušková, V., Kalachová, K., Hrádková, P., Pulkrabová, J., & Hajšlová, J. (2011). Výskyt perfluorovaných a bromovaných sloučenin ve vzorcích ryb a sedimentů z vybraných lokalit České republiky (Zpráva pro projekt sdružení Arnika "Voda živá"; ISBN: 978-80-904685-6-6).

Law, K., Halldorson, T., Danell, R., Stern, G., Gewurtz, S., Alae, M., Marvin, C., Whittle, M., & Tomy, G. (2006). Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(8), 2177-2186. <https://doi.org/10.1897/05-500r.1>

Lee, R., Green, N., Lohmann, R., & Jones, K. (1999). Seasonal, anthropogenic, air mass, and meteorological influences on the atmospheric concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD-Fs): Evidence for the importance of diffuse combustion sources. *Environ Sci Technol*, 33(17), 2864-2871. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=BIOSIS/00/00021_DOCNO-BIOSIS/00/00021

lestercycle.com. (2007, 2007/03/19). Germany to push recycling ahead of "thirsty" Efw plants. Retrieved 2023/07/20 from <https://www.letsrecycle.com/news/germany-to-push-recycling-ahead-of-thirsty-efw-plants/>

Lewis, A. J., Yun, X., Spooner, D. E., Kurz, M. J., McKenzie, E. R., & Sales, C. M. (2022). Exposure pathways and bioaccumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in freshwater aquatic ecosystems: Key considerations. *Science of The Total Environment*, 822. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153561>

Li, J., Wang, C., & Yang, Z. (2010). Production and separation of phenols from biomass-derived bio-petroleum. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 89(2), 218-224. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2010.08.004>

Liem, A. K. D., Hoogerbrugge, R., Kootstra, P. R., van der Velde, E. G., & de Jong, A. P. J. M. (1991). Occurrence of dioxins in cow's milk in the vicinity of municipal waste incinerators and a metal reclamation plant in the Netherlands. *Chemosphere*, 23(11), 1675-1684. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535\(91\)90016-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535(91)90016-7)

Limpus, C., Parmenter, C., & Chaloupka, M. (2013). Monitoring of Coastal Sea Turtles: Gap Analysis 1. Loggerhead turtles, *Caretta caretta*, in the Port Curtis and Port Alma region. In: Report produced for the Ecosystem Research and Monitoring Program Advisory

Lin, Y.-m., Zhou, S.-q., Lee, W.-J., Wang, L.-C., Chang-Chien, G.-P., & Lin, W.-C. (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*, 21(6), 4614-4623. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2402-6>

- Liu, G., Tong, Y., Luong, J. H., Zhang, H., & Sun, H. (2010). A source study of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Shenzhen, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 163(1-4), 599-606. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0862-4>
- Liu, S., Zhao, S., Liang, Z., Wang, F., Sun, F., & Chen, D. (2021). Perfluoroalkyl substances (PFASs) in leachate, fly ash, and bottom ash from waste incineration plants: Implications for the environmental release of PFAS. *Sci Total Environ*, 795, 148468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148468>
- Llorca, M., la Farré, M., Picó, Y., Lopez Teijón, M., Álvarez, J. G., & Barceló, D. (2010). Analysis, occurrence and risk of perfluorinated compounds in breast milk and commercial baby food. *Organohalogen Compounds*, 72.
- Lovett, A., Foxall, C., Ball, D., & Creaser, C. (1998). The Panteg monitoring project: comparing PCB and dioxin concentrations in the vicinity of industrial facilities. *Journal of Hazardous Materials*, 61(1-3), 175-185. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(98\)00121-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(98)00121-6)
- Ma, H.-w., Lai, Y.-L., & Chan, C.-C. (2002). Transfer of dioxin risk between nine major municipal waste incinerators in Taiwan. *Environment International*, 28(1-2), 103-110. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00013-2](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00013-2)
- Ma, X. F., Babish, J. G., Scarlett, J. M., Gutenmann, W. H., & Lisk, D. J. (1992). Mutagens in urine sampled repetitively from municipal refuse incinerator workers and water treatment workers. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 37(4), 483-494. <https://doi.org/10.1080/15287399209531687>
- Madsen, J. (2019, 2019/11/08). A Danish fiasco: the Copenhagen incineration plant. Zero Waste Europe. Retrieved 10/05/2023 from <https://zerowasteurope.eu/2019/11/copenhagen-incineration-plant/>
- 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>
- Mach, V. (2017). Kontaminace perzistentními organickými polutanty a kovovými prvky v okolí zařízení k využívání odpadů Hůrka. (Contamination by Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals in Surroundings of Waste Reprocessing Plant Hůrka).
- Mach, V., & Petrlík, J. (2016). Znečištění vodních toků perzistentními organickými polutanty ve vybraných zájmových oblastech. (Pollution of selected parts of the Czech rivers and creeks by persistent organic pollutants). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.25549.44003>
- Mach, V., Petrlík, J., & Straková, J. (2016). Aktuální znečištění a šíření kontaminace perzistentními organickými polutanty z areálu skladu nebezpečných odpadů ve Lhenicích (Levels of pollution by POPs and its spreading from the storage of hazardous waste in Lhenice, Czech Republic). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.30714.88005>
- Malaták, J., & Jevič, J. (2017, 2017). Přehled pyrolýzních technologií pro zpracování biomasy.
- Malcolm, R., Mario, M., Javier, T., & Susana, T. (2011). Optimization of the recovery of plastics for recycling by density media separation cyclones. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(4), 472-482. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.12.010>
- Mantyla, E. (1992). Polychlorinated dibenzothiophenes: toxicological evaluation in mice. *Organohalogen Compd.*, 10, 161-163.
- Martin, K. V., Hilbert, T. J., Reilly, M., Christian, W. J., Hoover, A., Pennell, K. G., Ding, Q., & Haynes, E. N. (2023). PFAS soil concentrations surrounding a hazardous waste incinerator in East Liverpool, Ohio, an environmental justice community. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(33), 80643-80654. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27880-8>
- Martini, J., & Sandøe, N. (2017, 2017/01/01). Topchef får sparket efter kæmpetab på prestigeprojektet Amager Bakke. Retrieved 2023/08/01 from <https://finans.dk/erhverv/ECE9330270/topchef-faar-sparket-efter-kaempetab-paa-prestigeprojektet-amager-bakke/?ctxref=ext>
- Mäurer, A., & Knauf, U. (2005). Recycling of EPS-waste to expandable polystyrene. FAKUMA Forum 2005. Friedrichshafen, 20. October 2005. http://www.creacycle.de/images/stories/2005.10.20_fakuma_eps-looppdf?phpMyAdmin=3YWg3TY3Fwx5szw4jy1vC6g8tf&phpMyAdmin=168fc401cb4cc955191a9e0c52e0d626
- McDowall, I. R. (2010). Dioxin Remediation Technologies.
- McDowall, R. e. a. (2007). Destruction and Decontamination Technologies for PCBs and Other POPs Wastes. A Training Manual for Hazardous Waste Project Managers. Volume C.
- McGrath, T. J., Ball, A. S., & Clarke, B. O. (2017). Critical review of soil contamination by polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and novel brominated flame retardants (NBFRs); concentrations, sources and congener profiles. *Environmental Pollution*, 230, 741-757. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.009>
- McQuibban, J. (2021). The State of Zero Waste Municipalities 2020.
- Meima, J. A., & Comans, R. N. J. (1999). The leaching of trace elements from municipal solid waste incinerator bottom ash at different stages of weathering. *Applied Geochemistry*, 14(2), 159-171. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927\(98\)00047-X](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927(98)00047-X)
- Meneses, M., Llobet, J. M., Granero, S., Schuhmacher, M., & Domingo, J. L. (1999). Monitoring metals in the vicinity of a municipal waste incinerator: temporal variation in soils and vegetation. *Science of The Total Environment*, 226(2), 157-164. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00386-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00386-6)

MF Dnes, & Jurčová, P. (2003, 2003/02/28). Úřady už tuší, kdo může za rtuť. Retrieved 2023/07/20 from <https://www.enviweb.cz/41413>

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

Milley, S. A., Koch, I., Fortin, P., Archer, J., Reynolds, D., & Weber, K. P. (2018). Estimating the number of airports potentially contaminated with perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances from aqueous film forming foam: A Canadian example. *Journal of Environmental Management*, 222, 122-131. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.028>

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>

Mininni, G., Sbrilli, A., Maria Braguglia, C., Guerriero, E., Marani, D., & Rotatori, M. (2007). Dioxins, furans and polycyclic aromatic hydrocarbons emissions from a hospital and cemetery waste incinerator. *Atmospheric Environment*, 41(38), 8527-8536. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.015>

Mitoma, Y., Miyata, H., Egashira, N., Simion, A. M., Kakeda, M., & Simion, C. (2011). Mechanochemical degradation of chlorinated contaminants in fly ash with a calcium-based degradation reagent. *Chemosphere*, 83(10), 1326-1330. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.015>

Miyake, Y., Yura, A., Misaki, H., Ikeda, Y., Usui, T., Iki, M., & Shimizu, T. (2005). Relationship between distance of schools from the nearest municipal waste incineration plant and child health in Japan. *Eur J Epidemiol*, 20(12), 1023-1029. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=16331434

Mochungong, P. I., Gulis, G., & Sodemann, M. (2012). Clinical waste incinerators in Cameroon—a case study. *Int J Health Care Qual Assur*, 25(1), 6-18. <https://doi.org/10.1108/09526861211192377>

Mølgaard, C. (1995). Environmental impacts by disposal of plastic from municipal solid waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 15(1), 51-63. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0921-3449\(95\)00013-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0921-3449(95)00013-9)

Møller, M., Randjelovic, J., Petrlik, J., Gramblicka, T., Pulkrabova, J., Bell, L., & Petrlikova Maskova, L. (2021). The ongoing hazards of toxic BFRs in toys, kitchen utensils and other consumer products from plastic in Czechia and Serbia. *Organohalogen Compounds*, 82(2021), 93-96.

Moon, D. (2021). *The High Cost of Waste Incineration (Beyond Recovery)*.

Morin, N. A. O., Andersson, P. L., Hale, S. E., & Arp, H. P. H. (2017). The presence and partitioning behavior of flame retardants in waste, leachate, and air particles from Norwegian waste-handling facilities. *Journal of Environmental Sciences*, 62, 115-132. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.09.005>

MPO. (2022). *Statistika energetického využívání odpadů a alternativních paliv 1989–2021*. In (pp. 21). Praha: Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR.

Mynář, P., Ondráčková, E., Kupčík, P., Kotulán, J., Výtisk, J., Lollek, V., Bucek, J., Koláček, P., Dombek, V., Straka, M., Čech, L., Pejchal, K., Sitný, P., & Vích, J. (2018). CENNZO Ostrava. Dokumentace vlivů záměru na životní prostředí.

Mynář, P., Ondráčková, E., Kupčík, P., Kotulán, J., Výtisk, J., Lollek, V., Bucek, J., Koláček, P., Dombek, V., Straka, M., Čech, L., Pejchal, K., Sitný, P., & Vích, J. (2019). CENNZO Ostrava. Dokumentace vlivů záměru na životní prostředí - doplněná.

MZV. (2006). Sdělení Ministerstva zahraničních věcí o sjednání Stockholmské úmluvy o perzistentních organických polutantech. [http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/stockholmska_umluva_polutanty/\\$FILE/OMV-Text_cesky_a_anglicky-20090727.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/stockholmska_umluva_polutanty/$FILE/OMV-Text_cesky_a_anglicky-20090727.pdf). Retrieved from <http://www.mvcr.cz/soubor/sb043-10m-pdf.aspx>

MŽP. (2021a). Chrom a sloučeniny (jako Cr) - profil látky v IRZ. Retrieved 2023/07/20 from https://www.irz.cz/latky-v-irz/chrom-a-slouceniny-jako-cr#field_content_zakladni_informace

MŽP. (2021b, 2021/03/04). Informace o zdravotních rizicích spojených s kvalitou ovzduší v roce 2019. Ministerstvo životního prostředí ČR. Retrieved 2023/07/20 from [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/kvalita_ovzdusi/\\$FILE/OOO-zdravotni_rizika_2019-20210304.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/kvalita_ovzdusi/$FILE/OOO-zdravotni_rizika_2019-20210304.pdf)

MŽP. (2021c, 2021/11/03). Odpadová data 2020: K citelnému nárůstu množství komunálních odpadů v době covidové v ČR nedošlo, odpadové trendy zůstaly téměř stejné. Retrieved 2023/07/20 from https://www.mzp.cz/cz/news_20211103-odpadova-data-2020-K-narustu-mnozstvi-komunalnich-odpadu-v-dobe-covidove-v-CR-nedoslo

MŽP. (2021d). Olovo a sloučeniny (jako Pb) - profil látky v IRZ. Retrieved 2023/07/20 from <https://www.irz.cz/latky-v-irz/olovo-a-slouceniny-jako-pb>

MŽP. (2021e). Vyhláška o podrobnostech nakládání s odpady č. 273/2021 Sb.

MŽP. (2021f). Zinek a sloučeniny (jako Zn) - profil látky v IRZ. Retrieved 2023/07/20 from https://www.irz.cz/latky-v-irz/zinek-a-slouceniny-jako-zn#field_content_charakteristika

MŽP. (2022). 1. Aktualizace Plánu odpadového hospodářství ČR s výhledem do roku 2035.

MŽP. (2023a, 2023). *Nebezpečné odpady*. Retrieved 2023/07/20 from https://www.mzp.cz/cz/nebezpecne_odpady

- MŽP. (2023b, 2023-01-13). Odklon od uhlí. https://www.mzp.cz/cz/odklon_od_uhli
- MŽP ČR. (2012). Vyhláška č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečišťování a jejím zjišťování a o provedení některých dalších ustanovení zákona o ochraně ovzduší. (Decree No. 415/2012 Coll. on the permissible level of pollution and its detection and implementation of some other provisions of the Act on Air Protection). Sbírka zákonů částka 69
- Nagyová, M. (2012). Velké skládky odpadu jako zdroje kontaminace životního prostředí Masarykova univerzita]. Brno.
- 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>
- Němcová, K. (2017). Porovnání technologií pro energetické využití odpadů [diplomová práce, ČVUT].
- Neuwahl, F., Cusano, G., Gómez Benavides, J., Holbrook, S., & Roudier, S. (2019). Nejlepší dostupné techniky (BAT) Referenční dokument pro spalování odpadů EUR 29971 EN. Publications Office of the European Union.
- Noma, Y., Sakai, S.-i., & Giraud, R. (2004). Polychlorinated naphthalene (PCNs) behavior in the thermal destruction process of wastes containing PCNs. *Organohalogen Compd*, 66(2004), 1018-1025.
- Nouwen, J., Cornelis, C., De Fre, R., Wevers, M., Viaene, P., Mensink, C., Patyn, J., Verschaeve, L., Hooghe, R., & Maes, A. (2001). Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium). *Chemosphere*, 43(4-7), 909-923. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00504-X](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00504-X)
- NRC. (2000). Toxicological Effects of Methylmercury. Committee on the Toxicological Effects of methylmercury, Board on Environmental Studies and Toxicology, Commission of Life Sciences, National Research Council. Washington, DC: National Academy Press.
- NRC. (2008). Managing the health effects of beryllium exposure. Committee on Beryllium Alloy Exposures, Committee on Toxicology, Board on Environmental Studies and Toxicology Division on Earth and Life Studies, National Research Council. Washington, DC: National Academy Press.
- Obdrlík, P., Mravcová, R., Libenská, P., Smetanová, S., Havlík, T., Jelínková, K., Mittelbach, R., Pilařová, L., Haškovec, M., Martinovský, J., Karel, J., Jareš, R., Polák, R., Zýval, V., & Kaláb, J. (2023). Průmyslové energetické centrum Neratovice. Dokumentace vlivů záměru na životní prostředí podle § 8 zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí.
- Ohura, T. (2007). Environmental behavior, sources, and effects of chlorinated polycyclic aromatic hydrocarbons. *ScientificWorldJournal*, 7, 372-380. <https://doi.org/10.1100/tsw.2007.75>
- Opie. (2015, 2015/08/29). Langøya limestone quarry in Norway. Retrieved 2023/07/30 from <https://imgur.com/gallery/bIMsM>
- Ortová, N., & Berka, I. (2019, 2019/09/19). V Liberci hořela spalovna odpadů! Na místo povolali speciální techniku. TV Nova. Retrieved 2023/07/20 from <https://tn.nova.cz/zpravodajstvi/clanek/397958-v-liberci-horela-spalovna-odpadu-na-misto-povolali-specialni-techniku>
- Otýpková, L. (2020, 2020-Oct-25). Ministerstvo životního prostředí odsouvá energetické komunity na druhou kolej. Retrieved 2023-07-02 from <https://euractiv.cz/section/energetika/opinion/ministerstvo-zivotniho-prostredi-odsouva-energeticke-komunity-na-druhou-kolej/>
- Pan, Y., Yang, L., Zhou, J., Liu, J., Qian, G., Ohtsuka, N., Motegi, M., Oh, K., & Hosono, S. (2013). Characteristics of dioxins content in fly ash from municipal solid waste incinerators in China. *Chemosphere*, 92(7), 765-771. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.04.003>
- Parkes, B., Hansell, A. L., Ghosh, R. E., Douglas, P., Fecht, D., Wellesley, D., Kurinczuk, J. J., Rankin, J., de Hoogh, K., Fuller, G. W., Elliott, P., & Toledano, M. B. (2020). Risk of congenital anomalies near municipal waste incinerators in England and Scotland: Retrospective population-based cohort study. *Environment International*, 134, 104845. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.039>
- Parzefall, W. (2002). Risk assessment of dioxin contamination in human food. *Food and Chemical Toxicology*, 40(8), 1185-1189. [https://doi.org/10.1016/S0278-6915\(02\)00059-5](https://doi.org/10.1016/S0278-6915(02)00059-5)
- PE. (2018). Nemocniční odpad jinak. Retrieved 11-11-2018 from <http://www.prumyslovaekologie.cz/Dokument/104638/nemocnicni-odpad-jinak.aspx>
- Pekarek, V., Grabic, R., Marklund, S., Puncocar, M., & Ullrich, J. (2001). Effects of oxygen on formation of PCB and PCDD/F on extracted fly ash in the presence of carbon and cupric salt. *Chemosphere*, 43(4-7), 777-782. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=11372865
- Persson, L., Carney Almroth, B. M., Collins, C. D., Cornell, S., de Wit, C. A., Diamond, M. L., Fantke, P., Hasselov, M., MacLeod, M., Ryberg, M. W., Sogaard Jorgensen, P., Villarrubia-Gomez, P., Wang, Z., & Hauschild, M. Z. (2022). Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. *Environ Sci Technol*, 56(3), 1510-1521. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158>
- Petrlík, J. (2006). Polybrominated Diphenyl Ethers in the Czech Republic. International POPs Elimination Project Report. http://ipen.org/sites/default/files/documents/17ceh_pbdes_in_the_czech_republic-en.pdf <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.12471.83361>
- Petrlík, J. (2011). Report about sampling and monitoring in the surrounding of waste incinerators in Phuket. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29037.15847>
- Petrlík, J. (2015). Persistent Organic Pollutants (POPs) in Chicken Eggs from Hot Spots in China. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.36048.30723>

Petrlik, J. (2016). Persistent Organic Pollutants (POPs) in Chicken Eggs from Hot Spots in China (Updated version). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.33569.51040>

Petrlik, J. (2006). Zhodnotenie výsledkov analýzy obsahu dioxínov vo vajciach z okolia areálu Dusla Šaľa a.s. (http://www.priateliazeme.sk/spz/files/tlac22.5.2006_REAK-Duslo-diox-5-06_0.doc). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.30681.44640>

Petrlik, J. (2018, 2018/03/15). S odpady po estonské cestě. Retrieved 2019/03/03 from <https://arnika.org/novinky/s-odpady-po-estonske-ceste>

Petrlik, J., Adu-Kumi, S., Hogarh, J. N., Akortia, E., Kuepouo, G., Behnisch, P., Bell, L., & DiGangi, J. (2019). Persistent Organic Pollutants (POPs) in Eggs: Report from Africa. <https://english.arnika.org/publications/persistent-organic-pollutants-in-eggs-report-for-africa> <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.34124.46723>

Petrlik, J., Bell, L., Beeler, B., Møller, M., Brabcova, K., Carcamo, M., Chávez Arce, S. C., Dizon, T., Ismawati Drwiega, Y., Jopkova, M., Kuepouo, G., Mng'anya, S., Ochieng Ochola, G., & Skalsky, M. (2021). Plastic waste disposal leads to contamination of the food chain. International Pollutants Elimination Network (IPEN), Arnika - Toxics and Waste Programme. ISBN: 978-1-955400-07-7

Petrlik, J., Bell, L., DiGangi, J., Allo'o Allo'o, S. M., Kuepouo, G., Ochieng Ochola, G., Grechko, V., Jelínek, N., Strakova, J., Skalsky, M., Ismawati Drwiega, Y., Hogarh, J. N., Akortia, E., Adu-Kumi, S., Teebthaisong, A., Carcamo, M., Beeler, B., Behnisch, P., Baitinger, C., . . . Weber, R. (2022). Monitoring Dioxins and PCBs in Eggs as Sensitive Indicators for Environmental Pollution and Global Contaminated Sites and Recommendations for Reducing and Controlling Releases and Exposure. *Emerging Contaminants*, 8(2022), 254-279. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.emcon.2022.05.001>

Petrlik, J., Bell, L., & Ožanová, S. (2017). Dioxiny z toxického popílku se dostávají do našeho potravního řetězce. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.36392.19201>

Petrlik, J., Bell, L., & Žulkovská, K. (2018). Crucial Elements of the Pollutant Release and Transfer Register and Their Relationship to the Stockholm Convention. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.27896.90889>

Petrlik, J., Havel, M., & Skalsky, M. (2006). Persistent Organic Pollutants in the Czech Republic -Country Situation Report. What Was Lost on the Way to National Implementation Plan. (IPEP Reports). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.14804.63361>

Petrlik, J., Havel, M., & Skalský, M. (2007). Spalovna komunálního odpadu v Liberci – významný zdroj POPs. <https://arnika.org/spalovna-komunalniho-odpadu-v-liberci-vyznamny-zdroj-pops> (International POPs Elimination Project Report; český překlad - řada Argumenty). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.18131.96809>

Petrlik, J., Jelínek, N., & Ožanová, S. (2022). Bez kontroly: Kolik dioxinů končí ve zbytcích po spalování odpadů a co to pro nás znamená? <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.14271.79528>

Petrlik, J., Kalmykov, D., Behnisch, P. A., & Vachunova, Z. (2016). Chicken eggs as the indicator of the pollution of environment in Kazakhstan. Results of sampling conducted in 2013 – 2016 (Использование яиц кур свободного содержания в качестве индикатора загрязнения в Казахстане. Результаты опробования, проведенного в период в 2013 по 2016 гг.). Arnika – Citizens Support Centre, EcoMuseum Karaganda, Eco Mangystau. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22455.73125>

Petrlik, J., & Khwaja, M. (2006). POPs in residues from waste incineration in Pakistan (IPEP Report). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.10949.22243>

Petrlik, J., Kuepouo, G., & Bell, L. (2021). Global control of dioxin in wastes is inadequate: A waste incineration case study. *Organohalogen Compounds*, 82(2021), 179-182.

Petrlik, J., & Ryder, R. (2005). After Incineration: The Toxic Ash Problem. Available at: http://ipen.org/sites/default/files/documents/ipen_incineration_ash-en.pdf. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.35107.86565>

Petrlik, J., Kuncova, H., Skalsky, M., DiGangi, J., & Maskova, L. (2005). Contamination of chicken eggs near the Spolchemie Ústí nad Labem chemical plant in the Czech Republic by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene (Keep the Promise, Eliminate POPs Reports). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.34909.18408>

Petrlik, J., Strakova, J., Grechko, V., Matustik, J., Trombitsky, I., Skalsky, M., & Gramblicka, T. (2022). Persistent Organic Pollutants in Free-Range Chicken Eggs from Moldova. *Organohalogen Compounds*, 83 (2022), 89-93.

Petrlik, J., Teebthaisong, A., & Ritthichat, A. (2017). Chicken Eggs as an Indicator of POPs Pollution in Thailand. Results of sampling conducted in 2015 – 2016. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.28948.60801/1>

Petrova, S., Petrlik, J., Mašková, L., Růžičková, K., & Kubačáková, V. (2008). Nakládání se zdravotnickým odpadem: Porovnání České republiky a Slovinska. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.13098.80322>

Pirard, C., Eppe, G., Fierens, S., DePauw, E., Massart, A., & Focant, J. (2005). Environmental and Human Impact of an Old-Timer Incinerator in Terms of Dioxin and PCB Level: A Case Study. *Environ. Sci. Technol.*, 39(13), 4721-4728. <https://doi.org/10.1021/es0481981>

Piskorska-Pliszczynska, J., Strucinski, P., Mikolajczyk, S., Maszewski, S., Rachubik, J., & Pajurek, M. (2016). Pentachlorophenol from an old henhouse as a dioxin source in eggs and related human exposure. *Environmental Pollution*, 208, Part B, 404-412. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.007>

- Plachý, V. (2022). Stabilizace odpadů BOME – Chvaletice v areálu Galmet Trade, s. r. o. Dokumentace podle přílohy č. 4 zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů.
- Pless-Mulloli, T., Air, V., Schilling, B., Pöpke, O. and Foster, K. (2003). Follow-up Assessment of PCDD/F in Eggs from Newcastle Allotments.
- Pless-Mulloli, T., Edwards, R., Pöpke, O., & Schilling, B. (2001). Executive Summary: PCDD/F and heavy metals in soil and egg samples from Newcastle allotments: Assessment of the role of ash from Byker incinerator.
- Pless-Mulloli, T., Schilling, B., Paepke, O., Griffiths, N., & Edwards, R. (2001). Transfer of PCDD/F and heavy metals from incinerator ash on footpaths in allotments into soil and eggs. *Organohalogen Compounds*, 51, 48-52.
- Politico. (2022, 2022-10-04 17:19:12). Report highlights hurdles facing landfill bans. https://www.endsreport.com/article/1569368/report-highlights-hurdles-facing-landfill-bans?utm_source=website&utm_medium=social
- POP RC. (2006). Risk profile on commercial pentabromodiphenyl ether, UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1.
- POP RC. (2007a). Risk profile on commercial octabromodiphenyl ether, UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.6.
- POP RC. (2007b). Risk profile on pentachlorobenzene (UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.7, Issue.
- POP RC. (2008). Risk management evaluation for pentachlorobenzene (UNEP/POPS/POPRC.4/15/Add.2, Issue.
- POP RC. (2012a). Risk profile on hexachlorobutadiene (UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2, Issue.
- POP RC. (2012b). Risk profile on chlorinated naphthalenes, UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.1.
- POP RC. (2014). Risk profile on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE), UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2.
- Prouty, N. G., Goodkin, N. F., Jones, R., Lamborg, C. H., Storz, C. D., & Huguenot, K. A. (2013). Environmental assessment of metal exposure to corals living in Castle Harbour, Bermuda. *Marine Chemistry*, 154, 55-66. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2013.05.002>
- Ragazzi, M., Tirlor, W., Angelucci, G., Zardi, D., & Rada, E. C. (2013). Management of atmospheric pollutants from waste incineration processes: the case of Bozen. *Waste Manag Res*, 31(3), 235-240. <https://doi.org/10.1177/0734242X12472707>
- Ramboll. (2019). Study to support the review of waste related issues in Annexes IV and V of Regulation (EC) 850/2004. Final report. M. M. Prepared by: Alexander Potrykus, Ferdinand Zotz, Emiel de Bruijne, Jakob Weissenbacher, Margit Kühnl, Carina Broneder, Miriam Schöpel.
- Ramesh Kumar, A., Vaidya, A. N., Singh, I., Ambekar, K., Gurjar, S., Prajapati, A., Kanade, G. S., Hippargi, G., Kale, G., & Bodkhe, S. (2021). Leaching characteristics and hazard evaluation of bottom ash generated from common biomedical waste incinerators. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 56(10), 1069-1079. <https://doi.org/10.1080/10934529.2021.1962159>
- Ranzi, A., Ancona, C., Angelini, P., Badaloni, C., Cernigliaro, A., Chiusolo, M., Parmagnani, F., Pizzuti, R., Scondotto, S., Cadum, E., Forastiere, F., & Lauriola, P. (2014). [Health impact assessment of policies for municipal solid waste management: findings of the SESPIR Project]. *Epidemiologia E Prevenzione*, 38(5), 313-322. <https://europepmc.org/article/med/25387746>
- Rappe, C., Andersson, R., Bergqvist, P.-A., Brohede, C., Hansson, M., Kjeller, L.-O., Lindström, G., Marklund, S., Nygren, M., Swanson, S. E., Tysklind, M., & Wiberg, K. (1987). Sources and relative importance of PCDD and PCDF emissions. *Waste Management & Research*, 5(3), 225-237. [https://doi.org/10.1016/0734-242X\(87\)90075-9](https://doi.org/10.1016/0734-242X(87)90075-9)
- Ratti, S. P., Belli, G., Lanza, A., Cerlesi, S., & Fortunati, U. G. (1986). The seveso dioxin episode: Time evolution properties and conversion factors between different analytical methods. *Chemosphere*, 15(9), 1549-1556. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535\(86\)90436-4](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(86)90436-4)
- Red Proteger. (2004, 2012/08/04). Planta tratamiento de residuos - Campana - Pcia- Buenos Aires - Argentina - Jueves 18 de noviembre de 2004. Retrieved 2023/07/30 from https://www.redproteger.com.ar/escueladeseguridad/grandesaccidentes/campana_argentina_2004.htm
- redakce EnergetikaInfo.cz. (2022, 2022-06-21). Zákon o podporovaných zdrojích energie s komentářem. https://www.enviprofi.cz/33/zakon-o-podporovanych-zdrojich-energie-s-komentarem-uniqueidmRRWSbk196FNf8-jVUh4EIDzobldhBp5dYcCBOWqewVPpA5B58rrwHw/?uri_view_type=5
- redakce Euro.cz. (2019, 2019-07-15). Pražské služby vydají dluhopisy za půl miliardy korun. Peníze použijí na rekonstrukci malešické spalovny. Retrieved 2023-07-02 from <https://www.euro.cz/clanky/prazske-sluzby-vydaji-dluhopisy-za-pul-miliardy-korun-penize-pouziji-na-rekonstrukci-malesicke-spalovny-1458850/>
- redakce Odpadové fórum. (2022). Tuhá alternativní paliva jako šance pro náhradu fosilních paliv. *Odpadové fórum*, 23(6), 4-5.
- redakce Průmyslová ekologie. (2018). Nemocniční odpad jinak. Retrieved 11-11-2018 from <http://www.prumyslovaekologie.cz/Dokument/104638/nemocnici-odpad-jinak.aspx>
- Reinmann, J. (2002). Results of one Year Continuous Monitoring of the PCDD/PCDF Emissions of Waste Incinerators in the Walloon Region of Belgium with AMESA. *Organohalogen Compounds*, 59, 77-80.

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.

Ren, M., Zeng, H., Peng, P.-A., Li, H.-R., Tang, C.-M., & Hu, J.-F. (2017). Brominated dioxins/furans and hydroxylated polybrominated diphenyl ethers: Occurrences in commercial 1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane (BTBPE) and 2,4,6-tribromophenol, and formation during synthesis of BTBPE. *Environmental Pollution*, 226, 394-403. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.077>

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., . . . Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>

Rodríguez, O., Padilla, I., Tayibi, H., & López-Delgado, A. (2012). Concerns on liquid mercury and mercury-containing wastes: A review of the treatment technologies for the safe storage. *Journal of Environmental Management*, 101(0), 197-205. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.02.013>

Rollinson, A. N. (2018). Fire, explosion and chemical toxicity hazards of gasification energy from waste. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 54, 273-280. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jlp.2018.04.010>

Rollinson, A. N., Oladejo, J. M., & Ožanová, S. (2021). Chemická recyklace: Její stav, udržitelnost a vlivy na životní prostředí. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.33231.46248>

Rollinson, A. N., Vahk, J., & Oliveira, A. (2022). Toxic Fallout – Waste Incinerator Bottom Ash in a Circular Economy. *Zero Waste Europe*.

Romanelli, A. M., Bianchi, F., Curzio, O., & Minichilli, F. (2019). Mortality and Morbidity in a Population Exposed to Emission from a Municipal Waste Incinerator. A Retrospective Cohort Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(16), 2863. <https://doi.org/10.3390/ijerph16162863>

Roos, A., Greyerz, E., Olsson, M., & Sandegren, F. (2001). The otter (*Lutra lutra*) in Sweden – population trends in relation to ΣDDT and total PCB concentrations during 1968–99. *Environmental Pollution*, 111(3), 457-469. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00085-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00085-3)

Rozumová, L., Motyka, O., Čabanová, K., & Seidlerová, J. (2015). Stabilization of waste bottom ash generated from hazardous waste incinerators. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.11.006>

Ruutelmänn, M. (2017). Jäätmekäitlejate eestvedamisel rajati maantee katselõik taaskasutusmaterjalist, 3. <https://keskkonnatehnika.ee/maantee-katselõik-taaskasutusmaterjalist/>

Sabbas, T., Poletini, A., Pomi, R., Astrup, T., Hjelmar, O., Mostbauer, P., Cappai, G., Magel, G., Salhofer, S., & Speiser, C. (2003). Management of municipal solid waste incineration residues. *Waste Management*, 23(1), 61-88. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00161-7](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00161-7)

Sakai, S., Noma, Y., & Kida, A. (2007). End-of-life vehicle recycling and automobile shredder residue management in Japan. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 9(2), 151-158.

Sakai, S., Urano, S., & Takatsuki, H. (1997). Leaching Behavior of PCDD/Fs and PCBs from Some Waste Materials. In G. J. S. J.J.J.M. Goumans & H. A. v. d. Soot (Eds.), *Studies in Environmental Science* (Vol. Volume 71, pp. 715-724). [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0166-1116\(97\)80255-5](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0166-1116(97)80255-5)

Sala, M., Ribas-Fito, N., Cardo, E., de Muga, M. E., Marco, E., Mazo, C., Verdu, A., Grimalt, J. O., & Sunyer, J. (2001). Levels of hexachlorobenzene and other organochlorine compounds in cord blood: exposure across placenta. *Chemosphere*, 43, 895-901. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00450-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00450-1)

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., Marciari, 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>

Scarlat, N., Fahl, F., & Dallemard, J.-F. (2018). Status and Opportunities for Energy Recovery from Municipal Solid Waste in Europe. *Waste and Biomass Valorization*, 10(9), 2425-2444. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0297-7>

Scott, E. (2019). Fire at Dutch Carbon Green. Retrieved 2023/07/30 from <https://www.tyreandrubberrecycling.com/articles/news/fire-at-dutch-carbon-green/>

Sharma, B. K., & Chandel, M. K. (2021). Life cycle cost analysis of municipal solid waste management scenarios for Mumbai, India. *Waste Manag*, 124, 293-302. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.02.002>

Shen, C., Tang, X., Yao, J., Shi, D., Fang, J., Khan, M. I., Cheema, S. A., & Chen, Y. (2010). Levels and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in municipal waste incinerator bottom ash in Zhejiang province, China. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3), 197-202. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.02.079>

Shen, M., Hu, T., Huang, W., Song, B., Qin, M., Yi, H., Zeng, G., & Zhang, Y. (2021). Can incineration completely eliminate plastic wastes? An investigation of microplastics and heavy metals in the bottom ash and fly ash from an incineration plant. *Sci Total Environ*, 779, 146528. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146528>

- 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>
- Sherman, L. S., Blum, J. D., Basu, N., Rajae, M., Evers, D. C., Buck, D. G., Petrlik, J., & DiGangi, J. (2015). Assessment of mercury exposure among small-scale gold miners using mercury stable isotopes. *Environmental Research*, 137(0), 226-234. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.021>
- Schart, E. (2020, 2020/09/17). Denmark's devilish' waste dilemma. *Politico*. <https://www.politico.eu/article/denmark-devilish-waste-trash-energy-incineration-recycling-dilemma/>
- Schechter, A., Birnbaum, L., Ryan, J., & Constable, J. (2006). Dioxins: An overview. *Environ Research*(101), 419–428. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=16445906
- Schlummer, M., Brandl, F., Mäurer, A., Gruber, L., & Wolz, G. (2004). Polymers in waste electric and electronic equipment (WEEE) contain PBDD/F in the ppb-range. *Organohalogen Compounds*(66), 859-863.
- Schlummer, M., Maeurer, A., & Danon-Schaffer, M. (2008). Using the Creasolv® process to recycle polymers from Canadian waste plastics containing brominated flame retardants. *Organohalogen Compounds*, 70, 2139-2142.
- Schramm, K., Merk, M., Henkelmann, B., & Kettrup, A. (1995). Leaching of PCDD/F from fly ash and soil with fire-extinguishing water. *Chemosphere*, 30(12), 2249-2257. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(95\)00098-S](https://doi.org/10.1016/0045-6535(95)00098-S)
- Sibiya, A., Jeyavani, J., Santhanam, P., Preetham, E., Freitas, R., & Vaseeharan, B. (2022). Comparative evaluation on the toxic effect of silver (Ag) and zinc oxide (ZnO) nanoparticles on different trophic levels in aquatic ecosystems: A review. *Journal of applied toxicology*, 42(12), 1890-1900. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jat.4310>
- Sigmund, G., Ågerstrand, M., Antonelli, A., Backhaus, T., Brodin, T., Diamond, M. L., Erdelen, W. R., Evers, D. C., Hofmann, T., Hueffer, T., Lai, A., Torres, J. P. M., Mueller, L., Perrigo, A. L., Rillig, M. C., Schaeffer, A., Scheringer, M., Schirmer, K., Tlili, A., . . . Groh, K. J. (2023). Addressing chemical pollution in biodiversity research. *Global Change Biology*, 29(12), 3240-3255. <https://doi.org/10.1111/gcb.16689>
- Simkins, G. (2016). Air Products' plasma failure threatens second project. <https://www.endswasteandbioenergy.com/article/1391241/air-products-plasma-failure-threatens-second-project>. ENDS.
- Simon, F.-G., Vogel, C., & Kalbe, U. (2021). Antimony and vanadium in incineration bottom ash—leaching behavior and conclusions for treatment processes. *Journal: Detritus Volume*, 2021(16), 75-81. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2021.15115>
- Simon, J. M. (2018). The Story Of Contarina, case study #4. *Zero Waste Europe*.
- Sinağ, A., Uskan, B., & Gülbay, S. (2011). Detailed characterization of the pyrolytic liquids obtained by pyrolysis of sawdust. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 90(1), 48-52. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2010.10.003>
- Sinkkonen, S. (1997). PCDTs in the environment. *Chemosphere*, 34(12), 2585-2594. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00101-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00101-X)
- Skalsky, M., Kuncova, H., Petrlik, J., Havel, M., Marcanikova, H., Cadariu, A., & Hegyi, L. (2006). CEE Waste Incineration Hot Spots Report: Lysá nad Labem, Hazardous Waste Incinerator and POPs Waste Stockpile in Milovice - Medical Waste Incineration in Romania - Koshice Municipal Waste Incinerator: A POPs Hotspot in Slovakia (IPEP Report). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.13647.92329>
- Soderstrom, G., & Marklund, S. (2002). PBCDD and PBCDF from incineration of waste containing brominated flame retardants. *Environ Sci Technol*, 36(9), 1959-1964. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=12026978
- Song, A., Li, H., Liu, M., Peng, P. a., Hu, J., Sheng, G., & Ying, G. (2022). Polybrominated dibenzo-p-dioxins/furans (PBDD/Fs) in soil around municipal solid waste incinerator: A comparison with polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans (PCDD/Fs). *Environmental Pollution*, 293, 118563. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118563>
- Soong, D. K., & Ling, Y. C. (1996). PCDD/DFs and coplanar PCBs in fly ash samples from various types of incinerators in Taiwan. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 55(1-4), 37-49. <https://doi.org/10.1080/02772249609358322>
- Starek, A. (2005). [Health risk related to municipal waste incineration]. *Medycyna Pracy*, 56(1), 55-62.
- Stockholm Convention. (2008). Guidelines on Best Available Techniques and Provisional Guidance on Best Environmental Practices Relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. http://www.pops.int/documents/guidance/batbep/batbepguide_en.pdf
- Stockholm Convention. (2017). The 16 New POPs. An introduction to the chemicals added to the Stockholm Convention as Persistent Organic Pollutants by the Conference of the Parties.
- Stockholm Convention on POPs. (2019). Guidelines on Best Available Techniques and Provisional Guidance on Best Environmental Practices Relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants: Section V Guidance/guidelines by source category: Source categories in Part II of Annex C; Part II Source category (b): Cement kilns firing hazardous waste. http://www.pops.int/documents/guidance/batbep/batbepguide_en.pdf
- Straková, J., DiGangi, J., Jensen, G. K., Petrlik, J., & Bell, L. (2018). Toxic Loophole - Recycling Hazardous Waste into New Products. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.21990.68164>

Straková, J., Grechko, V., & Brosché, S. (2022). PFAS in Clothing: Study in Indonesia, China, and Russia Shows Barriers for Non-toxic Circular Economy. IPEN. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.17638.29767>

Straková, J., & Petrлік, J. (2017). Toxická recyklace aneb Jak mohou nevytříděné odpady kontaminovat spotřební zboží v ČR. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.24291.45603>

Strandberg, J., Awad, R., Bolinius, D. J., Yang, J.-J., Sandberg, J., Bello, M. A., Gobelius, L., Egelrud, L., & Härnwall, E.-L. (2021). PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants.

Swedish EPA. (2011). Low POP Content Limit of PCDD/F in Waste. Evaluation of human health risks.

Ščasný, M. (2002, 2002-12-05). Od spalování k většímu třídění a kompostování bioodpadu, ekonomický pohled. Retrieved 2023-07-02 from <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/od-spalovani-k-vetsimu-trideni-a-kompostovani-bioodpadu-ekonomicky-pohled>

Tabrizi, S., Rollinson, A., Hoffmann, M., & Favoino, E. (2022). Understanding the environmental impacts of chemical recycling. Ten concerns with existing life cycle assessments; (pp. 12). Brussels: Zero Waste Europe.

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>

Takeshita, R., & Akimoto, Y. (1991). Leaching of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fly ash from municipal solid waste incinerators to a water system [journal article]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 21(2), 245-252. <https://doi.org/10.1007/bf01055343>

Tang, Q., Liu, Y., Gu, F., & Zhou, T. (2016). Solidification/Stabilization of Fly Ash from a Municipal Solid Waste Incineration Facility Using Portland Cement. *Advances in Materials Science and Engineering*, 2016, 10, Article 7101243. <https://doi.org/10.1155/2016/7101243>

Taylor, T. P., Ding, M., Ehler, D. S., Foreman, T. M., Kaszuba, J. P., & Sauer, N. N. (2003). Beryllium in the environment: a review. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 38(2), 439-469. <https://doi.org/10.1081/ese-120016906>

Teebthaisong, A., Saetang, P., Petrлік, J., Bell, L., Beeler, B., Jopkova, M., Ismawati, Y., Kuepouo, G., Ochieng Ochola, G., & Akortia, E. (2021). Brominated dioxins (PBDD/Fs) in free range chicken eggs from sites affected by plastic waste. *Organohalogen Compounds*, 82(2021), 199-202.

Temkin, A. M., Hocevar, B. A., Andrews, D. Q., Naidenko, O. V., & Kamendulis, L. M. (2020). Application of the Key Characteristics of Carcinogens to Per and Polyfluoroalkyl Substances. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(5), 1668. <https://www.mdpi.com/1660-4601/17/5/1668>

Thabuis, A., Schmitt, M., Megas, F., & Fabres, B. (2007). Recensement rétrospectif des cas de cancers de 1994 à 2002 autour de l'usine d'incinération d'ordures ménagères de Gilly-sur-Isère. *Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique*, 55(6), 426-432. <https://doi.org/10.1016/j.respe.2007.10.003>

Till, M., Behnisch, P., Hagenmaier, H., Bock, K., & Schrenk, D. (1997). Dioxinlike components in incinerator fly ash: a comparison between chemical analysis data and results from a cell culture bioassay. *Environ Health Perspect*, 105(12), 1326-1332. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=pubmed&cmd=Retrieve&dopt=AbstractPlus&list_uids=9405331

Tlustos, C., Fernandes, A., & Rose, M. (2010). The emerging BFRs- Hexabromobenzene (HBB), BIS(246-tribromophenoxy)ethane (BTBPE) and decabromodiphenylethane (DBDPE)- in Irish foods. *Organohalogen Compounds*, 72.

Tramba, D. (2022, 2022-02-07). Městský podnik SAKO Brno investuje miliardy do spalování odpadů i střešní fotovoltaiky. Retrieved 2023-07-02 from <https://ekonomickydenik.cz/mestsky-podnik-sako-brno-investuje-miliardy-do-spalovani-odpadu-i-stresni-fotovoltaiky/>

Tremmer, T. (2010). Az elégett veszélyes hulladék utóhatása Lángok a hulladékégetőben - Mi okozta a tüzet? (2010-Jul-20). <http://veol.hu>.

Tue, N. M., Goto, A., Takahashi, S., Itai, T., Asante, K. A., Kunisue, T., & Tanabe, S. (2016). Release of chlorinated, brominated and mixed halogenated dioxin-related compounds to soils from open burning of e-waste in Agbogbloshie (Accra, Ghana). *Journal of Hazardous Materials*, 302(Supplement C), 151-157. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.09.062>

Tulis, R. (2011, 2011/04/27). Magistrát města Jihlavy: Jihlava nabízí domácí kompostéry – i dva do jedné domácnosti Retrieved 2023/07/30 from <https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/tiskove-zpravy/jihlava-nabizi-domaci-kompostery-i-dva-do-jedne-domacnosti>

tydenikpolicie.cz. (2016, 2016/12/18). Plameny zničily technologii spalovny v Malenovicích ve Zlíně. HZS Zlínského kraje. <http://tydenikpolicie.cz/plameny-znicily-technologie-spalovny-v-malenovicich-ve-zline/>

UN Environment. (2016). Guidance on best available techniques and best environmental practices. Waste Incineration Facilities. (Available at <http://www.mercuryconvention.org/Implementationsupport/Formsandguidance/tabid/5527/language/en-US/Default.aspx>). In Guidance on best available techniques and best environmental practices in relation to emissions of mercury from point sources falling within the source categories listed in Annex D of the Minamata Convention. (pp. 43).

UNDP. (2015). New affordable and effective non-incineration technology for Healthcare Waste Treatment. In *Global Environmental Facility, Health Care Without Harm, & United Nations Development Programme (Eds.): UNDP*.

- UNEP - EG BAT/BEP. (2006). Annex II: Response to the request by the Conference of the Parties to the Basel Convention at its seventh meeting. Report of the second meeting of the Expert Group on Best Available Techniques and Best Environmental Practices. (UNEP/POPS/EGBATBEP.2/4). Geneva
- UNEP. (2004). Review of the Emerging, Innovative Technologies for the Destruction and Decontamination of POPs and the Identification of Promising Technologies for Use in Developing Countries.
- UNEP. (2006). Guide for Reducing Major Uses and Releases of Mercury,. UNEP. <http://www.chem.unep.ch/mercury/Sector%20Guide%202006.pdf>
- 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>
- US EIA. (2022, 2022). How much coal, natural gas, or petroleum is used to generate a kilowatthour of electricity? United States Energy Information Administration. <https://www.eia.gov/tools/faqs/faq.php?id=667&t=6>
- US EPA. (1990). Summary of Potential Risks from Hospital Waste Incineration: Pathogens in Air Emissions and Residues.
- US EPA. (2010). Reference Guide to Non-combustion Technologies for Remediation of Persistent Organic Pollutants in Soil, Second Edition - 2010.
- US EPA, & OLEM. (2016, 2016-03-24T10:33:44-04:00). Energy Recovery from the Combustion of Municipal Solid Waste (MSW). <https://www.epa.gov/smm/energy-recovery-combustion-municipal-solid-waste-msw>
- Vahk, J. (2019). The impact of Waste-to-Energy incineration on climate. Zero Waste Europe.
- Van Caneghem, J., Block, C., Van Brecht, A., Wauters, G., & Vandecasteele, C. (2010). Mass balance for POPs in hazardous and municipal solid waste incinerators. Chemosphere, 78(6), 701-708. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.11.036>
- van den Berg, M., Birnbaum, L. S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N., & Peterson, R. E. (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. Toxicol Sci, 93(2), 223-241. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfl055>
- van den Berg, M., Denison, M. S., Birnbaum, L. S., DeVito, M., Fiedler, H., Falandysz, J., Rose, M., Schrenk, D., Safe, S., Tohyama, C., Tritscher, A., Tysklind, M., & Peterson, R. E. (2013). Polybrominated Dibenzo-p-dioxins (PBDDs), Dibenzofurans (PBDFs) and Biphenyls (PBBs) - Inclusion in the Toxicity Equivalency Factor Concept for Dioxin-like Compounds. Toxicological Sciences, 133(2), 197-208. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kft070>
- Van Vliet, A. (2014). Vrhnika, Slovenian trailblazers. #3 Case study, 4 pp. Zero Waste Europe.
- Vebr, V. (2018, 2018). Zinek. <https://arnika.org/toxicke-latky/databaze-latek/zinek>
- Vebr, V. (2022, 2022). Měď. <https://arnika.org/toxicke-latky/databaze-latek/med>
- Vejvoda, J., Machač, P., & Buryan, P. (2018). Technologie ochrany ovzduší a čištění odpadních plynů. Vysoká škola chemicko-technologická.
- Veolia. (2019b). PFAS Solid Burn Trial Report v.0 - 26th February 2019. Available at <https://ipen.org/documents/veolia-dry-creek-incineration-pfas-trial>
- Vernez, D., Oltramare, C., Sauvaget, B., Demougeot-Renard, H., Aicher, L., Roth, N., Rossi, I., Radaelli, A., Lerch, S., Marolf, V., & Berthet, A. (2023). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) soil contamination in Lausanne, Switzerland: Combining pollution mapping and human exposure assessment for targeted risk management. Environ Pollut, 316(Pt 1), 120441. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120441>
- Viel, J.-F., Daniau, C., Gorla, S., Fabre, P., de Crouy-Chanel, P., Sauleau, E.-A., & Empereur-Bissonnet, P. (2008). Risk for non Hodgkinis 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
- 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>
- Vohra, K., Vodonos, A., Schwartz, J., Marais, E. A., Sulprizio, M. P., & Mickley, L. J. (2021). Global mortality from outdoor fine particle pollution generated by fossil fuel combustion: Results from GEOS-Chem. Environmental Research, 195, 110754. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110754>
- wa.de. (2010, 2010-03-11). ConTherm-Anlage in Hamm wird nicht weiter betrieben. Retrieved 2023-07-02 from <https://www.wa.de/hamm/contherm-anlage-hamm-wird-nicht-weiter-betrieben-667645.html>
- Waegeneers, N., De Steur, H., De Temmerman, L., Van Steenwinkel, S., Gellynck, X., & Viaene, J. (2009). Transfer of soil contaminants to home-produced eggs and preventive measures to reduce contamination. Science of The Total Environment, 407(15), 4438-4446. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.12.041>

- Walser, T., Limbach, L. K., Brogioli, R., Erismann, E., Flamigni, L., Hattendorf, B., Juchli, M., Krumeich, F., Ludwig, C., Prikopsky, K., Rossier, M., Saner, D., Sigg, A., Hellweg, S., Günther, D., & Stark, W. J. (2012). Persistence of engineered nanoparticles in a municipal solid-waste incineration plant. *Nature Nanotechnology*, 7(8), 520-524. <https://doi.org/10.1038/nnano.2012.64>
- Wambach, P. F., & Laul, J. C. (2008). Beryllium health effects, exposure limits and regulatory requirements. *Journal of Chemical Health & Safety*, 15(4), 5-12. <https://doi.org/10.1016/j.jchas.2008.01.012>
- Wang, D., Xu, X., Chu, S., & Zhang, D. (2003). Analysis and structure prediction of chlorinated polycyclic aromatic hydrocarbons released from combustion of polyvinylchloride. *Chemosphere*, 53(5), 495-503. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00507-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00507-1)
- Wang, L.-C., Hsi, H.-C., Wang, Y.-F., Lin, S.-L., & Chang-Chien, G.-P. (2010). Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) in municipal solid waste incinerators. *Environmental Pollution*, 158(5), 1595-1602. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.016>
- Wang, L. (2016). Zero-waste Japanese town builds a unique building from abandoned materials. <https://inhabitat.com/zero-waste-japanese-town-builds-a-unique-building-from-abandoned-materials/>
- Wang, L., J. L. W., Hsi, H., Chang-Chien, G., & Chao, C. (2009). Characteristics of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/DFs) in the bottom and fly ashes of municipal solid waste incinerators. *Organohalogen Compounds*, 71, 516-521.
- Wang, M.-S., Chen, S.-J., Huang, K.-L., Lai, Y.-C., Chang-Chien, G.-P., Tsai, J.-H., Lin, W.-Y., Chang, K.-C., & Lee, J.-T. (2010). Determination of levels of persistent organic pollutants (PCDD/Fs, PBDD/Fs, PBDEs, PCBs, and PBBs) in atmosphere near a municipal solid waste incinerator. *Chemosphere*, 80(10), 1220-1226. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.06.007>
- Wang, M.-S., Chen, S.-J., Lai, Y.-C., Huang, K.-L., & Chang-Chien, G.-P. (2010). Characterization of persistent organic pollutants in ash collected from different facilities of a municipal solid waste incinerator. *Aerosol Air Qual. Res.*, 10, 391-402. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.01.0001>
- Wang, M.-S., Wang, L.-C., & Chang-Chien, G.-P. (2006). Distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the landfill site for solidified monoliths of fly ash. *Journal of Hazardous Materials*, 133(1-3), 177-182. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.10.014>
- Wang, W., Hong, X., Zhao, F., Wu, J., & Wang, B. (2023). The effects of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances on female fertility: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Research*, 216, 114718. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114718>
- Warringa, G. (2021). Waste Incineration under the EU ETS. An assessment of climate benefits.
- Watanabe, I., & Sakai, S.-i. (2003). Environmental release and behavior of brominated flame retardants. *Environment International*, 29(6), 665-682. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00123-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00123-5)
- Watkins, E., Hogg, D., Mitsios, A., Mudgal, S., Neubauer, A., Reisinger, H., Tröltzsch, J., & van Acoleyen, M. (2012). Use of Economic Instruments and Waste Management Performances. Contract ENV.G.4/FRA/2008/0112. Bio Intelligence Service. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13742.38729>
- Watson, A. (2001). Comments on the "Report on the analysis of PCDD/PCDF and Heavy Metals in Soil and Egg samples related to the Byker incinerator".
- Watson, A. (2009). Fireworks and dioxin emissions. In G. members (Ed.).
- Watson, A. (2012). Lež, pustá lež a komíny. (pp. 9). https://arnika.org/soubory/dokumenty/odpady/Ke_stazeni/2012%20Lez%20pusta%20lez%20a%20kominy-Alan%20Watson.pdf
- Watson, A., Petrlik, J. e., & Krčmářová, V. e. (2012). Emissions from burning plastics in domestic fireplaces, household stoves and boilers with special focus on persistent organic pollutants. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.14566.80961>
- Weber, R., Bell, L., Watson, A., Petrlik, J., Paun, M. C., & Vijgen, J. (2019). Assessment of POPs contaminated sites and the need for stringent soil standards for food safety for the protection of human health. *Environmental Pollution*, 249, 703-715. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.066>
- Weber, R., Watson, A., Petrlik, J., Winski, A., Schwedler, O., Baitinger, C., & Behnisch, P. (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), 615-618.
- Weber, R., Yoshida, S., & Miwa, K. (2002). PCB Destruction in Subcritical and Supercritical Waters Evaluation of PCDF Formation and Initial Steps of Degradation Mechanisms. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 1839-1844. <https://doi.org/10.1021/es0113910>
- Weidlich, T. (2021). The Influence of Copper on Halogenation/Dehalogenation Reactions of Aromatic Compounds and Its Role in the Destruction of Polyhalogenated Aromatic Contaminants. *Catalysts*, 11(3), 378. <https://doi.org/10.3390/catal11030378>
- Weidlich, T., Kamenická, B., Melánová, K., Čičmancová, V., Komersová, A., & Čermák, J. (2020). Hydrodechlorination of Different Chloroaromatic Compounds at Room Temperature and Ambient Pressure—Differences in Reactivity of Cu- and Ni-Based Al Alloys in an Alkaline Aqueous Solution. *Catalysts*, 10(9). <https://doi.org/10.3390/catal10090994>
- WHO. (1998). Polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. World Health Organization. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc205.htm>

- WHO. (2016, 04/10/2016). Dioxins and their effects on human health. Retrieved 21-04-2019 from <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/dioxins-and-their-effects-on-human-health>
- Wikipedia. (2022, 2023/01/22). Kamikatsu Zero-waste Center. Retrieved 2023/08/01 from https://en.wikipedia.org/wiki/Kamikatsu_Zero-waste_Center
- Wilken, M., Cornelsen, B., Zeschmar-Lahl, B., & Jager, 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)
- Wittrup, S. (2016a, 2016/08/10). Amager Bakke får alligevel lov til at importere affald. Retrieved 2023/06/12 from <https://ing.dk/artikel/amager-bakke-faar-alligevel-lov-til-importere-affald>
- Wittrup, S. (2016b, 2016/08/12). Miljøorganisation: Affaldsimport til Amager Bakke kan aldrig blive en gevinst for klimaet. Retrieved 2023/06/12 from https://ing.dk/artikel/miljoorganisation-affaldsimport-til-amager-bakke-kan-aldrig-blive-en-gevinst-klimaet?fbclid=IwAR0zIbgKMfhfMs-KQb_hPDPdfYR7sCUUoN8WsgyrnLZUtBmHwZ2UlyfVv4JA
- Wren, C. D. (1991). Cause-effect linkages between chemicals and populations of mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) in the great lakes basin. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 33(4), 549-585. <https://doi.org/10.1080/15287399109531540>
- Wu, E. M.-Y., Wang, L.-C., Lin, S.-L., & Chang-Chien, G.-P. (2014). Validation and characterization of persistent organic pollutant emissions from stack flue gases of an electric arc furnace by using a long-term sampling system (AMESA®). *Aerosol Air Qual Res*, 14, 185-196. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2013.09.0285>
- Wu, J.-P., Guan, Y.-T., Zhang, Y., Luo, X.-J., Zhi, H., Chen, S.-J., & Mai, B.-X. (2011). Several current-use, non-PBDE brominated flame retardants are highly bioaccumulative: Evidence from field determined bioaccumulation factors. *Environment International*, 37(1), 210-215. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2010.09.006>
- Wu, J. S. (2018). Capital Cost Comparison of Waste-to-Energy (WTE), Facilities in China and the U.S. Columbia University].
- Xiong, P., Yan, X., Zhu, Q., Qu, G., Shi, J., Liao, C., & Jiang, G. (2019). A Review of Environmental Occurrence, Fate, and Toxicity of Novel Brominated Flame Retardants. *Environ Sci Technol*, 53(23), 13551-13569. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03159>
- Xu, P., Zheng, Y., Wang, X., Shen, H., Wu, L., Chen, Y., Xu, D., Xiang, J., Cheng, P., Chen, Z., & Lou, X. (2022). Breastfed infants' exposure to polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, and per- and polyfluoroalkyl substances: A cross-sectional study of a municipal waste incinerator in China. *Chemosphere*, 309(Pt 2), 136639. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136639>
- Yang, Z., Lü, F., Zhang, H., Wang, W., Shao, L., Ye, J., & He, P. (2021). Is incineration the terminator of plastics and microplastics? *J Hazard Mater*, 401, 123429. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123429>
- Yarman, S. B., Petrlik, J., DiGangi, J., Skalsky, M., & Dokmecibasi, B. (2005). Contamination of chicken eggs near the hazardous waste incinerator in Izmit, Turkey by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene (Keep the Promise, Eliminate POPs Reports). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.14105.03688>
- Ye, X., Lei, X., Wang, C., Li, Q., Yuan, W., & Li, Z. (2019). Operation Cost Analysis of Typical Power Plant Waste Incineration. *E3S Web of Conferences*, 118. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201911803027>
- Young, G. C. (2010). *Municipal Solid Waste to Energy Conversion Processes: Economic, Technical, and Renewable Comparisons*. John Wiley & Sons.
- 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>
- Zanni, M. (2022, 2022). Parliamentary question: Inclusion of municipal waste incineration plants in the EU ETS | E-003517/2022 | European Parliament.
- Zhan, F., Zhang, H., Cao, R., Fan, Y., Xu, P., & Chen, J. (2019). Release and Transformation of BTBPE During the Thermal Treatment of Flame Retardant ABS Plastics. *Environmental Science & Technology*, 53(1), 185-193. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05483>
- Zhang, D., Huang, G., Xu, Y., & Gong, Q. (2015). Waste-to-Energy in China: Key Challenges and Opportunities. *Energies*, 8(12), 12422. <http://www.mdpi.com/1996-1073/8/12/12422>
- Zhao, L., Zhang, F.-S., Chen, M., Liu, Z., & Wu, D. B. J. (2010). Typical pollutants in bottom ashes from a typical medical waste incinerator. *Journal of Hazardous Materials*, 173(1-3), 181-185. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.066>
- ZWE. (2019). The hidden costs of incineration: the case of Madeira and Azores (Case study). Zero Waste Europe.
- ZWE. (2019a). El Dorado of Chemical Recycling, State of play and policy challenges.
- Žák, V. (2017, 2017/06/20). 34 odpadkových košů? Japonská vesnice si pravděpodobně ujíždí na třídění Flowee. Retrieved 2023/08/01 from <https://www.flowee.cz/77-archiv-2017/eco/zivotni-prostredi/1862>

Spalovny odpadů a životní prostředí

Nikola Jelínek, Jindřich Petrlík,
Sarah Ožanová



Elektronická
verze studie



Kampaň
Nespaluj, recykluj!



<https://arnika.org/odpady/nase-temata/spalovani-odpadu/kampan-nespaluj-recykluj>