



DIOXINY Z TOXICKÉHO POPÍLKU SE DOSTÁVAJÍ DO NAŠEHO POTRAVNÍHO ŘETĚZCE



Jindřich Petrlík
a Lee Bell
IPEN

Duben 2017





DIOXINY Z TOXICKÉHO POPÍLKU SE DOSTÁVAJÍ DO NAŠEHO POTRAVNÍHO ŘETĚZCE

Jindřich Petrlík a Lee Bell

IPEN ve spolupráci se sdružením Arnika (Česká republika) a National Toxics Network (Austrálie)

Ženeva – Göteborg – Perth - Praha

duben 2017

Síť IPEN, založená v roce 1998, v současné době zahrnuje více než 500 organizací ze 116 zemí, převážně rozvojových zemí a zemí s transformující se ekonomikou. IPEN sdružuje významné skupiny lidí zabývajících se ochranou životního prostředí a veřejným zdravím z celého světa, jejichž cílem je vytvářet a uskutečňovat bezpečnou chemickou politiku a praxi, chránící lidské zdraví a životní prostředí. Posláním IPEN je zajistit pro všechny budoucnost bez jedů.

PODĚKOVÁNÍ:

IPEN, Arnika a NTN s vděkem děkují za finanční podporu, kterou jim poskytla vláda Švédska prostřednictvím agentury Swedish Aid Development Agency (SIDA), nadace Global Greengrants Fund a další dárci, a která umožnila připravit tento dokument. Názory, které zde vyjadřujeme, nemusí nutně odrážet oficiální stanovisko kterékoli z institucí, které poskytly finanční podporu.

Děkujeme rovněž všem organizacím IPEN, které se podílely na přípravě zprávy a které pomáhaly sbírat informace a/nebo odebírat vzorky ve vybraných lokalitách, zejména pak organizacím Center of Environmental Solutions – CES (Bělorusko), Nature University (Čína), EARTH (Thajsko), Tchajwan Watch Insitute (Tchajwan) a Public Interest Consultants (Velká Británie).

OBSAH

1	Shrnutí	5
1.1	Klíčová zjištění této studie:	6
1.2	Doporučení	7
2	Předmluva.....	8
3	Jedy z popela ze spalování odpadů se dostávají do potravního řetězce	9
4	Zbytky po spalování odpadu: rozsah problému	11
5	Osud popílku a zbytků z čištění spalin ze spaloven odpadu v životním prostředí.....	15
5.1	Široké spektrum použití popílku a jiných zbytků z čištění spalin (APC) po spalování odpadu.....	15
5.2	Zemědělství	16
5.2.1	Zlepšování kvality půdy	16
5.3	Geotechnické použití zbytků z čištění spalin	17
5.3.1	Hráze	17
5.3.2	Výstavba silnic a chodníků.....	18
5.3.3	Překryvná vrstva na skládkách	19
5.4	Použití zbytků z čištění spalin jako stavebních materiálů.....	19
5.4.1	Cement	20
5.4.2	Sklo a keramika	21
5.5	Jiné.....	21
5.5.1	Úprava kalu	21
5.6	Recyklace kovů	22
5.6.1	Elektrodialytický proces	22
5.7	Závěrečné poznámky k opětovnému používání popílku ze spaloven odpadu (či odpadů obsahujících PCDD/F).....	22
6	Odstraňování popílku a dalších popelovin obsahujících dioxiny	24
6.1	Stabilizace popílku	26
6.1.1	Fosfatace	26
6.2	Tavení	27
7	Obsah PCDD/F (POPs) ve výluhu.....	27

8	POPs ve zbytcích po spalování odpadu	30
9	Případové studie – shrnutí	31
10	Scénáře expozice	40
10.1	Expozice prostřednictvím potravního řetězce: příklad drůbežích vajec	41
10.1.1	Příklad expozice PCDD/F, jehož příčinou bylo dřevo konzervované pentachlorfenolem	42
10.1.2	Město Menen, Belgie	42
10.1.3	Příklad expozice dioxinům v místě, kde se provádí „recyklace“ elektroodpadu v Thajsku.....	43
10.1.4	Příklad kachen, kterým se do krmiva přidával popílek ze spaloven odpadu	44
10.1.5	Závěr pro scénář kontaminace vajec drůbeže chované ve volném výběhu.....	45
10.2	Cesta expozice požitím půdy	45
11	Diskuse o scénářích expozice a návrzích, jak definovat ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘ pro PCDD/F ..	45
12	Příklady legislativních limitů obsahu PCDD/F v různých zemích	49
13	Koncentrace PCDD/F naměřené v popílku a zbytcích z čištění spalin ze spaloven odpadu	51
14	Alternativní možnosti odstraňování zbytků po spalování odpadu	53
14.1	Ověřené technologie	54
14.1.1	Chemická redukce v plynné fázi (GPCR).....	54
14.1.2	Kombinace technologií – jednotka nepřímé termické desorpce (ITDU) a zásaditá katalytická dechlorace (BCD).....	55
14.1.3	Oxidace superkritickou vodou (SCWO).....	57
14.2	Technologie zpracování zkoumané v laboratorním měřítku	57
14.2.1	Využití nízkoteplotního plazmatu	57
14.2.2	Ozařování UV-světlem (fotolytické zpracování).....	58
14.2.3	Chemická dehalogenace	58
14.2.4	Oxidace podkritickou vodou	58
14.2.5	Destilace vodní párou	58
14.2.6	Mechanicko-chemické odbourání (mletí v kulovém mlýnu).....	59
15	Alternativní řešení v oblasti nakládání s odpady	59
15.1	Zdravotnický odpad	61
15.2	POPs a jiný nebezpečný odpad.....	62
15.2.1	Chemická redukce v plynné fázi (GPCR).....	62

15.3	Nahrazení materiálů	65
16	Přílohy.....	66
16.1	Případ „sklárky s monolitickými bloky solidifikovaného popela na Tchajwanu“	66
16.2	Případ „Spalovna nemocničního odpadu v Ghaně“	67
16.3	Případ: „Pákistán – malé spalovny zdravotnického odpadu“	68
17	Zkratky	71
	Literatura	72

1 SHRUTÍ

Tato zpráva, kterou připravila organizace IPEN, se zabývá významným zdrojem kontaminace životního prostředí perzistentními organickými znečišťujícími látkami (POPs), jenž je často přehlížen, podhodnocován nebo nesprávně klasifikován v posuzováních rizik, scénářích expozice a předpisech upravujících nakládání s odpady. Popílek a ostatní zbytky po spalování odpadu, především ty z čištění spalin, obsahují dioxiny, furany (PCDD/F) a řadu jiných vysoce toxických POPs v koncentracích, které ohrožují lidské zdraví a životní prostředí. Nynější praxe v oblasti nakládání se zbytky ze spaloven a předpisy stanovující limitní hodnoty pro obsah POPs, které je kontaminují, nezabraňují únikům POPs do zemědělství, potravního řetězce a životního prostředí obecně.

Průmysl často prosazuje spalování odpadu jako „řešení“ problému nakládání s odpadem a alternativu, která je lepší než skládky. Při spalování odpadu však vzniká velké množství toxického popílku, popela a dalších zbytků (přibližně 30 % z hmotnosti původního odpadu), které se buď ukládají na skládky, na povrch terénu nebo v některých zemích do prostor hluboko pod povrchem země. Podle zákonů platných v některých zemích se popel a popílek nesprávně považují za neškodné, což vede k tomu, že se používá v zemědělství a stavebnictví a způsobuje to významné riziko expozice POPs. Spalováním komunálního odpadu se ničí cenné zdroje a netoxický materiál se mění na toxický popílek a popel. Při spalování nebezpečného a zdravotnického odpadu se vytváří velké množství popela, přitom je však k dispozici řada nespalovacích alternativ, při nichž se tyto odpady zpracují, aniž by vznikaly zbytky kontaminované POPs.

V současné době však na celém světě existují stovky spaloven odpadu, které každý rok vytvářejí miliony tun toxického popílku, ze kterého do životního prostředí unikají POPs, buď v důsledku postupů používaných pro nakládání s odpadem nebo pod rouškou recyklovaných 'produktů', jako jsou stavební materiály, materiály pro zlepšování kvality zemědělských půd a podkladové vrstvy silnic. Tato studie se zabývá znečištěním POPs, ke kterému dochází v důsledku této praxe, přičemž se opírá o relevantní odbornou literaturu, případové studie a zmiňuje nedostatky v předpisech, které nakládání se zbytky po spalování odpadů upravují. Studie se zejména zaměřuje na nutnost zpřísnění globálních limitů pro definici odpadů obsahujících POPs, tedy tzv. „úroveň nízkého obsahu POPs“. Tato definice má prakticky dalekosáhlý dopad, protože s odpadem obsahujícím POPs je nutné nakládat jako s nebezpečným odpadem, v němž je nutné přítomné POPs odbourat. Tato zpráva ukazuje, jak stávající nedostatečně přísná „úroveň nízkého obsahu POPs“ pro dioxiny vede ke špatnému nakládání s popílkem ze spaloven odpadů a umožňuje přeshraniční pohyb odpadů s POPs. Důsledkem je pak často kontaminace lokálních potravin jako jsou vejce z domácích chovů drůbeže, v nichž obsah dioxinů překračuje normy EU a hodnoty tolerovatelného denního příjmu pro člověka.

Tato studie obsahuje množství informací o rozsahu problému s toxickým popílkem, o obsahu POPs v popílku ze spaloven odpadu, způsobech úniků do životního prostředí, dále o neadekvátních postupech nakládání s těmito odpady a scénářích expozice lidí toxickým látkám v nich obsaženým a jejich důsledcích. Stockholmská úmluva o POPs požaduje, aby smluvní strany přijaly opatření pro omezování nebo odstraňování POPs z životního prostředí, spalování odpadu však nadále podkopává cíle Úmluvy tím, že vytváří každý rok miliony tun zbytků kontaminovaných POPs. Článek 10 Stockholmské úmluvy požaduje, aby veřejnost měla plný přístup k informacím o zdrojích POPs

a o tom, jaký je jejich vliv na lidský organismus. Do dnešní doby nejsou informace o množících se případech kontaminace POPs pro veřejně dostupné.

Studie odhaluje, jak tomu ve skutečnosti je s kontaminací popílku ze spaloven a uvádí jasné argumenty pro náhraduspaloven odpadu nespalovacími technologiemi zpracování odpadů a udržitelnými postupy nakládání s odpady. Je z ní rovněž jasné, že je pomocí globálních environmentálních úmluv nutné zlepšit definice POPs odpadů pomocí stanovit přísnějších „úrovni nízkého obsahu POPs“, které zabrání: 1) přeshraničnímu pohybu toxických odpadů do rozvojových zemí a 2) ve všech zemích nekontrolovanému nakládání se zbytky po spalování odpadů, které poškozují životní prostředí.

1.1 KLÍČOVÁ ZJIŠTĚNÍ TÉTO STUDIE:

- Množství dioxinů unikající (obsažené) v popílku ze spaloven odpadů je vysoce podhodnocené (jejich obsah je trojnásobkem až desetinásobkem odhadovaného množství) = rozsah problému je větší, než se dosud myslelo.
- Popílek se ve velkém měřítku opětovně používá k různým účelům a dostává se mimo kontrolu. Zde je významný zejména vysoký obsah dioxinů v popílku a způsob nakládání s ním, protože nevede k tomu, že by POPs v něm obsažené byly rozloženy nebo nevratně přeměněny – v důsledku nekontrolovaného nakládání s popílkem tak dochází ve velkém měřítku k recyklaci POPs v něm obsažených.
- K nejvíce problematickým a nejhůře kontrolovatelným použitím popílku patří jeho využití jako přísady do krmiva pro drůbež (viz skandál s toxickými vejci na Tchajwanu; kapitola 10.1.4), jako hnojiva či materiálu pro zlepšování kvality půdy v zemědělství, použití pro stavbu silnic a jako materiálu na chodníky v oblastech, kde si místní lidé pěstují potraviny (viz případ z Newcastlu).
- Snahy o prevenci vzniku dioxinů obsažených v popílku jsou minimální – jedná se tak o materiál, jehož odstraňování je právě kvůli obsahu POPs velice obtížné a bylo by snazší nakládat s odpady, které nejsou tolik kontaminované tak složitými chemickými látkami, jak je jimi znečištěný popílek. Proč se musíme snažit nalézt technicky komplikovaná řešení fixace těžkých kovů a jiných forem stabilizace či odbourávání dioxinů, když se vzniku materiálu s těmito látkami můžeme vyhnout?
- S popílkem ze spaloven odpadu a také s dalšími průmyslovými odpady, které obsahují dioxiny, se obchoduje – jejich pohyb přes hranice způsobuje, že kontrola úniků dioxinů je ještě obtížnější.
- Tím, že se popílek používá ke zpětným zásypům, stavbě hrází a rekultivaci kontaminovaných lokalit, se vytváří nové kontaminované lokality (náklady na vyčištění lokalit kontaminovaných popílkem obsahujícím dioxiny mohou přesáhnout i částku 80 milionů USD na jednu lokalitu).
- Používání popílku a jiných odpadů obsahujících dioxiny v koncentracích přesahujících 0,05 ppb v zemědělství (a používání v jiných oblastech založených na využití půdy) může vést ke kontaminaci místního potravního řetězce, zejména vajec drůbeže chované ve volném výběhu, na kritickou úroveň několikanásobně překračující hygienické limity používané v současné době v EU (2,5 pg WHO-TEQ g⁻¹ tuku). V některých případech došlo

k 10-násobnému překročení limitu. Místně produkované potraviny mají velký význam zejména v rozvojových zemích a v zemědělských oblastech rozvinutých zemí.

- Ve výluhu z popílku se většinou testují těžké kovy za „modelových“ podmínek, které neodpovídají reálné situaci. Skutečný odpad a scénáře reálných podmínek, jaké jsou v životním prostředí, se používají jen zřídka. Testy vyluhování dioxinů ve specifických podmínkách (například v radioaktivní vodě na rekultivovaných kontaminovaných lokalitách nebo ve slaných brakických vodách) se neprovádějí buď vůbec, nebo jen velmi zřídka.
- I ten nejprísnejší návrh ‚úrovně nízkého obsahu POPs‘, který doporučili v roce 2005 konzultanti Evropské komise (1 ppb = 1 000 pg TEQ g⁻¹), podhodnocuje skutečné riziko, jelikož do modelů nezahrnuje DL PCB a ignoruje skutečnost, že i nižší koncentrace dioxinů v půdě (4 – 75 pg TEQ g⁻¹) mohou vést k vážnému překročení normy EU pro vejce.
- Rozmezí koncentrací dioxinů zjištěných v popílku se pohybuje od úrovně pod mezí stanovitelnosti (tedy prakticky od nuly) do 96 000 ppb.
- Popílek obsahuje širokou škálu jiných POPs, včetně neodbouraných POPs z odpadů zpracovávaných spalovnami.
- Existuje široká řada alternativních postupů v oblasti nakládání s odpady a technologií a postupů odstraňování (využití) odpadů, které mohou zabraňovat vytváření dioxinů, ke kterému dochází ve spalovnách.
- Existuje řada alternativních technologií, které jsou schopné účinně odbourávat PCDD/F a jiné POPs v popílku ze spaloven odpadu, ty se však nevyužívají.
- Některé země používají mnohem přísnější limity pro PCDD/F v odpadu a/nebo kontaminované půdě, které jsou pod stávající prozatímní úroveň LPCL 15 ppb, například 1 ppb nebo 3 ppb. Ty se projevují i ve větším pokroku ve výzkumu vyluhování dioxinů v zemích s těmito limity pro obsah PCDD/F v odpadech či v kontaminovaných půdách.

1.2 DOPORUČENÍ

Na základě těchto zjištění a v souladu s některými jinými studiemi, jako například Paustenbach, Fehling et al. (2006) nebo Swedish EPA (2011), doporučujeme smluvním stranám Stockholmské úmluvy a smluvním stranám Basilejské úmluvy, aby přijaly přísnější hodnotu ‚úrovně nízkého obsahu POPs‘ pro dioxiny 1 ppb¹. Dále doporučujeme zakázat používání/aplikaci odpadů o koncentraci PCDD/F a DL PCB více než 0,05 nebo alespoň 0,1 ppb na povrchu terénu bez předchozí stabilizace. Doporučujeme rovněž zahrnout DL PCB do posuzování LPCL, takže úroveň 1 ppb bude platit jak pro PCDD/F, tak pro DL PCB v součtu vyjádřeném ve WHO-TEQ.

¹ „Uvádíme a rozebíráme různé možné směrné hodnoty pro půdu, určené na základě rizika rakoviny a dalších rizik. Převážná část stávajících toxikologických a epidemiologických údajů a informací z posuzování expozice svědčí o tom, že dřívější směrná hodnota pro půdu 1 ppb TEQ zůstává pro většinu obytných oblastí rozumnou hodnotou. Tato analýza dává lidem hlídajícím rizika v životním prostředí k dispozici důkladnou a transparentní metodiku, jakož i komplexní informace sloužící jako základ pro přijetí informovaných rozhodnutí při volbě hodnot pro čištění půdy pokud jde o PCDD/F ...“ Paustenbach, D., K. Fehling, P. Scott, M. Harris and B. Kerger (2006). "Identifying soil cleanup criteria for dioxins in urban residential soils: how have 20 years of research and risk assessment experience affected the analysis?" *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 9(2): 87-145.

Vyzýváme rovněž rozhodující osoby a instituce, včetně orgánů obou Úmluv, aby podporovaly a používaly prakticky využitelné technologie pro skutečné odbourání² dioxinů v popílku ze spaloven odpadů, v němž jejich koncentrace přesahuje 1 ppb, s účinností odbourání (DE) více než 99,999 %, vyjádřeno jako celková hodnota TEQ. Měly by se vypracovat směrnice BAT (nejlepších dostupných technik) a BEP (nejlepších postupů z hlediska ochrany životního prostředí) pro používání těchto technologií. Seznam technologií ESM (= nakládání šetrné k životnímu prostředí) v Technických směrnících Basilejské úmluvy pro odpady s obsahem POPs by se měl rozšířit o technologie, které jsou evidentně k dispozici, ale zatím nebyly do seznamu zahrnuty.

Doporučujeme rovněž, aby se inventarizace PCDD/F a jiných U-POPs ve zbytcích ze spaloven odpadu prováděla precizněji, než jak je tomu v současné době, kdy chybí velice často bilance dioxinů v odpadech.

2 PŘEDMLUVA

V tomto roce bude Stockholmská úmluva, která je nyní v platnosti deset let, poprvé hodnotit svoji účinnost. Při této příležitosti se řada odborníků zaměřila na dílčí hodnocení různých aspektů Úmluvy. Ačkoli se z některých hledisek zdá, že je Úmluva úspěšná, například pokrývá širší spektrum perzistentních organických látek (POPs), jiné aspekty vyvolávají obavy, že Úmluva nesplnila očekávání a nezabraňuje znečištění POPs v různých částech a oblastech planety Země. Jedna skupina vědců, která se zabývala hlavně koncentracemi POPs v ovzduší, dospěla k závěru, že „... údaje z monitorování ovzduší za deset let nejsou dostatečné pro určení obecných a statisticky významných účinků Stockholmské úmluvy. Na základě těchto zjištění uvádíme doporučení pro budoucí fungování stávajících programů monitoringu a podporujeme přísnější uplatňování ustanovení Stockholmské úmluvy, za současné situace, kdy není její účinnost průkazná“ (Wöhrensimmel, Scheringer et al. 2016). Toto prohlášení platí zejména pro dioxiny.

Jsou oblasti, ve kterých máme ještě méně informací a o nichž můžeme říci, že tento nedostatek vznikl tím, že samotná Úmluva špatně nastavila výchozí bod. Velká mezera existuje v otázce nezamýšlené produkce POPs a jejich uniků v odpadech. Ačkoli je možné tvrdit, že odpad není přímo uvolňován do životního prostředí a v souvislosti s odpadem je tudíž nesprávné používat termín „úniky“, problém je složitější. To, co bylo řečeno výše, může platit pro část odpadu, nicméně značná část odpadů se dostává mimo kontrolu, přestože je zdrojem různých toxických látek, včetně dioxinů. Formulací, že Úmluva „špatně nastavila výchozí bod“, rozumíme definici ‚úrovni nízkého obsahu POPs‘, které jsou v mnoha směrech klíčové pro nakládání s odpady obsahujícími POPs. Naše studie trochu objasňuje tuto dosti temnou stránku Stockholmské úmluvy.

² Použitým termínem „odbourání“ se zde myslí rozklad na jednodušší chemické látky. Tak jako zde i na dalších místech této studie se pod termínem „odbourání“ většinou myslí rozklad POPs. Termín „odbourání“ je použit v oficiálním překladu Stockholmské úmluvy do češtiny MZV (2006). Sdělení Ministerstva zahraničních věcí o sjednání Stockholmské úmluvy o perzistentních organických polutantech. [http://www.mzv.cz/C1257458002F0DC7/cz/stockholmska_umluva_polutanty/\\$FILE/OMV-Text_cesky_a_anglicky-20090727.pdf](http://www.mzv.cz/C1257458002F0DC7/cz/stockholmska_umluva_polutanty/$FILE/OMV-Text_cesky_a_anglicky-20090727.pdf). Sbirka mezinárodních smluv č. 40/2006: 658-752., a proto jsme se rozhodli jej používat namísto dle našeho názoru výstižnějšího slova „rozklad“ i v celé naší studii.

3 JEDY Z POPELA ZE SPALOVÁNÍ ODPADŮ SE DOSTÁVAJÍ DO POTRAVNÍHO ŘETĚZCE

Cílem Stockholmské úmluvy o perzistentních organických látkách (POPs) je: „chránit lidské zdraví a životní prostředí před perzistentními organickými látkami“ (Stockholm Convention 2010). Jedna z výhod této Úmluvy ve srovnání s podobnými vícestrannými dohodami v oblasti životního prostředí spočívá v tom, že bere v úvahu úniky chemikálií do všech složek životního prostředí, včetně vody a půdy, jakož i odpadů. Tyto cesty potenciálního znečištění životního prostředí jsou stejně důležité jako emise do ovzduší. Podívejme se na jeden typ odpadu a jeho vlivy na jednu z těchto složek životního prostředí v praxi, se zaměřením na dvě skupiny chemických látek uvedených na seznamu podle Stockholmské úmluvy: polychlorované dibenzo-p-dioxiny (PCDD) a dibenzofurany (PCDF), obvykle označované pod jedním souhrnným názvem jako dioxiny.

Řešila Stockholmská úmluva úspěšně problém odpadů obsahujících PCDD/F vznikajících jako nezamýšleně vedlejší produkty? Jak je zřejmé ze znění článku 6 Stockholmské úmluvy (viz článek 6 v rámečku), pro definici odpadů označovaných jako „odpady s obsahem POPs“ je zásadní definice „úrovně nízkého obsahu POPs“ (LPCL). Při absenci jakékoli jiné limitní hodnoty pro definici nebezpečného odpadu podle jeho obsahu POPs je „úroveň nízkého obsahu POPs“ klíčová pro kontrolu přeshraničního pohybu nebezpečných odpadů podle Basilejské úmluvy (Basel Convention 2014) i podle Stockholmské úmluvy (Stockholm Convention 2010).³

Článek 6 Stockholmské úmluvy

Opatření pro omezení nebo odstranění úniků ze skladových zásob a odpadů

1. Pro zajištění toho, aby se skladovými zásobami chemických látek uvedených buď v příloze A nebo v příloze B nebo skladovými zásobami tyto chemické látky obsahujícími a odpady, včetně výrobků a zboží, které se následně stávají odpadem, které sestávají z chemických látek uvedených v příloze A, B nebo C, obsahují je nebo jsou jimi znečištěny, bylo nakládáno způsobem neohrožujícím lidské zdraví a životní prostředí, musí každá smluvní strana:

(a) vypracovat příslušné strategie pro identifikaci:

(i) skladových zásob sestávajících z chemických látek uvedených v příloze A nebo příloze B nebo obsahujících tyto chemické látky;

(ii) používaných výrobků a zboží a odpadů, které sestávají z chemických látek uvedených v příloze A, B nebo C, obsahují je nebo jsou jimi znečištěny;

³ To platí zejména pro zbytky po spalování odpadu, jelikož jsou v příloze II Basilejské úmluvy uvedeny jako odpady považované za „ostatní odpad“, ačkoli mohou obsahovat PCDD/F, které jsou uvedené v seznamu látek v příloze I. Zbytky po spalování odpadu jsou nicméně často prohlášeny za odpady, které nejsou nebezpečné, a to včetně popílku a zbytků z čištění spalin (APC), jelikož obsah dioxinů v nich není při posuzování jejich nebezpečných vlastností brán v úvahu, pokud neexistuje konkrétní limit pro tyto látky v národní legislativě. V tomto případě je tudíž LPCL důležitou definicí rovněž pro přeshraniční pohyb odpadů.

(b) identifikovat v míře, v jaké je to prakticky proveditelné, skladové zásoby, které sestávají z chemických látek uvedených buď v příloze A nebo v příloze B nebo je obsahují, na základě strategií uvedených v písmenu (a);

(c) nakládat se skladovými zásobami vyhovujícím, bezpečným, účinným a z hlediska životního prostředí správným způsobem. Skladové zásoby chemických látek uvedených buď v příloze A nebo v příloze B potom, kdy již není povoleno, aby byly dále používány podle kterékoli specifické výjimky uvedené v příloze A nebo podle kterékoli specifické výjimky nebo přijatelného účelu uvedených v příloze B, kromě skladových zásob, na které se vztahuje povolení, aby byly vyváženy podle odstavce 2 článku 3, musí být považovány za odpad a musí s nimi být nakládáno ve smyslu písmene (d);

(d) učinit patřičná opatření, aby takovéto odpady, včetně výrobků a zboží, které se stávají následně odpadem:

(i) byly zpracovávány, shromažďovány, transportovány a skladovány způsobem vyhovujícím životnímu prostředí;

(ii) byly zneškodňovány takovým způsobem, že obsah perzistentních organických znečišťujících látek je odbourán nebo nevratně konvertován tak, že tento materiál nevykazuje vlastnosti perzistentních organických znečišťujících látek; nebo v případě, že odbourání nebo nevratná konverze nepředstavují z hlediska životního prostředí přednostní řešení nebo jestliže je obsah perzistentních organických znečišťujících látek nízký, aby byly zneškodněny jiným způsobem vyhovujícím životnímu prostředí, přičemž je třeba vycházet z mezinárodních pravidel, norem a doporučujících směrnic, včetně těch, které mohou být vyvinuty na základě odstavce 2, a příslušných globálních a regionálních režimů řídicích nakládání s nebezpečnými odpady;

(iii) nebylo povoleno, aby se staly předmětem operací vedoucích k odstranění, které by mohly vést k obnově, recyklaci, rekultivaci, přímému opětovnému použití nebo alternativnímu použití perzistentních organických znečišťujících látek; a

(iv) nebyly vyváženy přes hranice států, aniž by byla respektována příslušná mezinárodní pravidla, normy a doporučující směrnice;

(e) vyvinout úsilí k vytvoření vhodných strategií pro identifikaci míst znečištěných chemickými látkami uvedenými v přílohách A, B nebo C; jestliže se provádí sanace takovýchto míst, musí být prováděna způsobem šetrným k životnímu prostředí.

2. Konference smluvních stran úzce spolupracuje s příslušnými orgány Basilejské úmluvy o kontrole pohybu nebezpečných odpadů přes hranice států a jejich zneškodňování, aby mezi jiným:

(a) byly stanoveny úrovně odbourání nebo nevratné přeměny látek, jimiž se zajistí, že materiál nevykazuje charakteristické vlastnosti perzistentních organických látek specifikované v odstavci 1 přílohy D;

(b) bylo určeno, které způsoby zneškodnění jsou považovány za šetrné k životnímu prostředí, vzhledem k výše uvedenému; a

(c) byly v případě potřeby stanoveny úrovně koncentrací chemických látek uvedených v přílohách A, B a C za účelem určení nízkého obsahu perzistentních organických látek (POPs), viz odstavec 1 písm. d) pododstavec ii). (Stockholm Convention 2010)

Prvním krokem, který je nutné udělat pro to, aby se zabránilo únikům POPs z odpadů, je jejich identifikace, a druhým krokem je identifikace správných způsobů nakládání s takovými odpady, které budou šetrné k životnímu prostředí. Stalo se to v případě PCDD/F? Snažili jsme se najít odpověď na tuto otázku se zaměřením na zbytky po spalování odpadu. Zdá se, že v jejich případě je situace lépe zdokumentována než u jiných typů odpadů.

4 ZBYTKY PO SPALOVÁNÍ ODPADU: ROZSAH PROBLÉMU

„V současné době tvoří pevné zbytky z moderních zařízení pro energetické využití odpadu primární emisní cestu do okolního prostředí. Ačkoli se vytváří velké množství popela, hlavní potenciál znečištění představují zbytky z čištění spalin (APC), které vznikají při čištění spalin před jejich vypouštěním do ovzduší. Ačkoli existuje řada různých typů zbytků z čištění spalin, jejich celkové vlastnosti a obavy ohledně jejich vlivu na životní prostředí jsou stejné, bez ohledu na to, o jakou spalovnu a zemi původu se jedná.“ (Astrup 2008)

Při spalování pevného odpadu vzniká určité množství zbytků v různých formách. Odhaduje se, že celkově tyto zbytky tvoří mezi 25 % a 35 % (v některých případech až 40 %) z původní hmotnosti odpadu vstupujícího do spalovny (EA 2002, Petrlik and Ryder 2005). Největší část zbytků tvoří popel a struska, které mohou dosahovat 20 – 30 %⁴ hmotnosti původního odpadu, v nevysušeném stavu. Popílek jako složka zbytků z čištění spalin odpovídá řádově 1 - 3 % a zbytky z čištění spalin celkem tvoří 2 - 5 % z hmotnosti vstupujícího odpadu, v nevysušeném stavu (Sabbas, Poletini et al. 2003). Popílek a zbytky z čištění spalin obecně obsahují vyšší koncentrace toxických látek, včetně PCDD/F, než popel.

Celkové množství popílku⁵, které v celosvětovém měřítku produkuje spalovny odpadů, není snadné vypočítat, protože nejsou k dispozici výchozí údaje. V roce 2013 existovalo na celém světě více než 1600 zařízení pro energetické využití odpadu (waste to energy, W-t-E), jak se nazývají moderní spalovny odpadů produkující energii. Jejich celková kapacita činila více než 228,24 milionů tun spálených odpadů ročně (Coenrady 2013). Pokud počítáme s tím, že z celkové hmotnosti spáleného odpadu vznikají 3 % popílku, činí výsledná produkce 6,85 milionů tun popílku ročně. Kapacita spaloven tuhého komunálního odpadu (spaloven TKO) však není vždy plně využita, takže produkce popílku je s největší pravděpodobností nižší než tento odhad. Na druhou stranu některé spalovny TKO fungují bez výstupů energie a nejsou tudíž zahrnuty v tomto odhadu kapacity. Kromě toho existuje mnoho spaloven nebezpečného odpadu (spaloven NO) a spaloven zdravotnického odpadu (spaloven ZO), které rovněž nejsou zahrnuty v tomto odhadu kapacity. Velké spalovny nebezpečného odpadu jsou v provozu převážně v rozvinutých zemích, zatímco v rozvojových zemích se dosti často používají spalovny zdravotnického odpadu s malou roční kapacitou do několika tisíc tun. Když hovoříme o nakládání s popílkem ze spalování odpadu, hovoříme pravděpodobně o několika milionech tun zbytků, které se musí každý rok zlikvidovat.

⁴ U některých spaloven odpadu ve Velké Británii činilo toto množství podle údajů shromažďovaných Agenturou pro životní prostředí až 39 %. Zdroj: EA (2002). Solid Residues from Municipal Waste Incinerators in England and Wales A report on an investigation by the Environment Agency, Environment Agency: 72.

⁵ Pro zjednodušení textu budeme používat tento termín, který však bude označovat zbytky z čištění spalin včetně popílku.

Existují odhady celkového obsahu dioxinů ve zbytcích po spalování odpadu (hlavně popílku), které jsou uvedené ve zprávách jednotlivých zemí a národních implementačních plánech (NIP) pro implementaci Stockholmské úmluvy, které 86 zemí předkládá Sekretariátu Stockholmské úmluvy.⁶ Na základě těchto informací činí úniky PCDD/F ve zbytcích po spalování odpadu téměř 800 g I-TEQ ročně (EEC of SC 2016). Pokud se nicméně na údaje podíváme blíže, zjistíme, že země s nejvyšší kapacitou spaloven odpadu (například Německo, Čína, Japonsko) ve svých zprávách neuvedly žádné dioxiny ve zbytcích po spalování odpadu a některé jiné země nebyly do součtu zahrnuty, například Ukrajina, která ve své zprávě uvedla úniky PCDD/F ve zbytcích 156,5 g I-TEQ za rok 2002 (MEPU 2007). Pro celkovou kapacitu zařízení pro energetické využití odpadu můžeme rovněž vypočítat celkové úniky PCDD/F v popílku za použití emisních faktorů pro zbytky po spalování odpadu uvedených v Nástroji pro stanovení obsahu dioxinů (Dioxin Toolkit), který byl aktualizován v roce 2013 (UNEP and Stockholm Convention 2013). Tento výpočet nás vede k odhadům 3,4 kg I-TEQ respektive 45,6 kg I-TEQ úniků dioxinů za rok (v odpadním popílku) pro spalovny komunálního odpadu třídy 3 a třídy 4⁷. Tento odhad předpokládá, že zařízení pro energetické využití odpadu využívají 100 % své instalované kapacity, což ve většině případu neplatí, neexistují však údaje o tom, jaká je skutečně ročně využitá kapacita zařízení pro energetické využití odpadu. Předpokládejme, že se ročně využije mezi 85 až 90 % jejich kapacity. Výše uvedené odhady celkového množství úniků dioxinů ve zbytcích po spalování odpadu by se měly upravit za použití tohoto procenta.

Pro spalovny nebezpečných a zdravotnických odpadů nemůžeme provést stejný výpočet, jelikož nejsou k dispozici informace o jejich celosvětové kapacitě. V NIP několika zemí jsou určité údaje o tom, jaký je rozsah úniků dioxinů do popílku z těchto spaloven odpadů, a jsou k dispozici i další údaje z jiných zdrojů informací. Shrnujeme je buď v tabulce 1 nebo je rozebíráme níže v této studii.

Tabulka 1: Úniky PCDD/F v g TEQ za rok.

Země	Spalovny NO	Spalovny ZO	Rok	Zdroje	Poznámky
Albánie	0	0,07	2004	(MEFWA 2006)	
Argentina	27	-	2006	(República Argentina 2007)	
Brazílie	20,72	-	2014	(Federative Republic of Brazil 2015)	
Čína	186	748,9	2004	(The People's Republic of China 2007)	

⁶ NIP lze nalézt na adrese

<http://chm.pops.int/Implementation/NationalImplementationPlans/NIPTransmission/tabid/253/Default.aspx> a zprávy zemí na adrese <http://chm.pops.int/Countries/Reporting/NationalReports/tabid/3668/Default.aspx>

⁷ Abychom lépe pochopili, které z těchto dvou čísel se může více blížit skutečnosti, můžeme se podívat na situaci v České republice: V této zemi EU jsou 3 spalovny TKO. Všechny tři by se měly podle klasifikace uvedené v Toolkitu pro stanovení obsahu dioxinů zařadit do třídy 4 spaloven odpadů. Jejich kapacita činí 680 000 tun odpadů za rok a při použití emisních faktorů z Toolkitu vypočítáme 10,2 g I-TEQ jako odhad celkových úniků dioxinů v odpadech z těchto tří zařízení. Při porovnání se skutečnými údaji z českého registru úniků a přenosů znečišťujících látek (IRZ) vidíme, že v roce 2011, což byl jediný rok, kdy musely všechny 3 spalovny TKO hlásit jejich přenosy PCDD/F v odpadu, bylo nahlášeno 26 g I-TEQ PCDD/F.

Česká republika	17,8	9	2015	(Mach 2017, MŽP 2018)	
EU	61,8	29,1	2005	(BiPRO 2005)	Spalovny ZO; výpočet pouze za 10 členských zemí EU.
EU, Švýcarsko, Norsko	25	100	1999	(Wenborn, King et al. 1999)	Spalování průmyslových odpadů a čistírenských kalů.
Maďarsko	11,53	-	2006	(Ministry of Environment and Water 2009)	Vypočítáno z údajů v příloze 6.
Indie	3,965,8	-	2010	(Government of India 2011)	Toto číslo je za všechny spalovny odpadů v Indii (včetně spaloven ZO), v Indii však bylo v provozu pouze jedno zařízení pro energetické využití odpadu s kapacitou 54 000 tun za rok (podle databáze, obsahující více než 1600 zařízení). Každý rok je v Indii vyprodukováno téměř 4,4 milionu tun nebezpečného odpadu.
Indonésie	58	-	2001	(The Republic of Indonesia 2008)	Není příliš jasné, zda celé uvedené množství pochází ze spaloven nebezpečných odpadů.
Keňa	10,15	-	2006	(MENR 2006, EEC of SC 2016)	Výpočet za spalovny nebezpečných a zdravotnických odpadů dohromady (spalovny NO 18 %, spalovny ZO 82 %).
Litva	0,64	0,5	2004	(MoE Republic of Lithuania 2006)	
Makedonie	0	0,11	2003	(MEPP 2004)	
Nigérie	0	15,851	2004	(Federal Ministry of Environment 2009)	
Turecko	0,9	0,352	2006	(MEF 2010)	

Ze souhrnné emisní inventarizace dioxinů za 13 kandidátských zemí EU vyplývá, že celkové úniky ve zbytcích po spalování odpadu⁸ ze spaloven nebezpečných a zdravotnických odpadů činí 5 g I-TEQ respektive 28 g I-TEQ za rok (Pulles, Quass et al. 2004). Zdá se, že tato čísla výrazně podhodnocují

⁸ V inventarizaci dioxinů za nové kandidátské země EU se používal termín „úniky do zeminy“, který odpovídal únikům v odpadech podle Nástroje UNEP pro stanovení obsahu dioxinů.

skutečnou velikost úniků, jelikož u tří spaloven zdravotnických odpadů v České republice (s celkovou kapacitou 8 400 tun za rok) činily úniky do popílku v roce 2015 více než 9 g I-TEQ dioxinů (Mach 2017, MŽP 2018) a úniky ze dvou spaloven nebezpečných odpadů s kapacitou 37 200 tun za rok činily v roce 2015 podle jejich hlášení do českého IRZ 17,8 g I-TEQ PCDD/F (MŽP 2018). Úniky z maďarských spaloven nebezpečných odpadů do zbytků po spalování odpadu činily v roce 2006 více než 11,5 g I-TEQ za rok (Ministry of Environment and Water 2009). Takže pouze 2 ze 13 dřívějších kandidátských států EU jsou zodpovědné za celkové úniky ve zbytcích po spalování odpadu ze spaloven zdravotnických respektive nebezpečných odpadů alespoň 9 g I-TEQ respektive 29,3 g I-TEQ za rok.

Studie BiPRO pro Evropskou Komisi (BiPRO 2006) odhadla, že úniky PCDD/F ve zbytcích po spalování odpadu činí v zemích EU 1 900 g TEQ/rok. Tato zpráva však do inventarizace PCDD/F v odpadech nezahrnovala pevné zbytky ze spalování nebezpečných odpadů. Toto číslo je za všechny zbytky přesněji specifikované v předchozí zprávě BiPRO (BiPRO 2005), podle níž činí podíl popílku a zbytků z čištění spalin ze spaloven TKO 1530 g TEQ za rok, podíl popílku a zbytků z čištění spalin ze spaloven NO 61,8 g TEQ za rok a podíl popílku a jiných zbytků z čištění spalin ze spaloven ZO 29,1 g TEQ za rok. Ve světle údajů ze dvou zemí s dosti malou kapacitou spaloven NO a spaloven ZO, konkrétně České republiky a Maďarska, jak jsou uvedeny výše (Ministry of Environment and Water 2009, Mach 2017, MŽP 2018), se zdá, že odhady podílu spaloven nebezpečných a zdravotnických odpadů jsou podhodnocené.

Na základě dostupných údajů se zdá, že celkový výpočet množství PCDD/F v popílku a jiných zbytcích z čištění spalin produkovaného v celosvětovém měřítku spalovnami NO a spalovnami ZO by mohl být podobný jako je tomu v případě spaloven TKO, pokud se výpočet provádí podle emisních faktorů uváděných v Toolkitu pro stanovení obsahu dioxinů. Znamená to, že celkově by úniky mohly ročně činit přibližně (minimálně) 7 kg I-TEQ dioxinů, které kumulují ve zbytcích po spalování odpadu, ačkoli je pravděpodobnější, že konečné číslo se bude spíše blížit 10 kg TEQ PCDD/F za rok nebo tuto hodnotu překračuje,⁹ pokud se vezme v úvahu, že ne všechny spalovny TKO patří do kategorie 4 v rámci tříd podle Nástroje pro stanovení obsahu dioxinů (viz výše). Zdá se, že se jedná o vyšší podíl celkových úniků PCDD/F do životního prostředí, než se odhaduje z inventarizací, které z jednotlivých zemí obdržel Sekretariát Stockholmské úmluvy (EEC of SC 2016). Domníváme se tedy, že není možné podhodnocovat popílek a jiné zbytky z čištění spalin ze spaloven odpadu z hlediska obsahu PCDD/F a měla by se přijmout odpovídající opatření pro řešení tohoto zdroje kontaminace životního prostředí. Vzhledem k identifikaci tohoto významného zdroje znečištění POPs představují navrhované 'úrovně nízkého obsahu POPs' zásadní nástroj ze souboru kontrolních opatření pro odpad s obsahem POPs, který je potřeba vytvořit na globální úrovni.

Pročetli jsme téměř 300 významných studií a článků zabývajících se zbytky po spalování odpadu, zejména popílkem, včetně zbytků z čištění spalin. V těchto studiích jsme vyhledávali následující informace o spalování odpadu:

- 1) postupy nakládání se zbytky po spalování odpadu (jejich použití) v souvislosti s potenciální kontaminací životního prostředí toxickými látkami a POPs obecně, a zejména PCDD/F,

⁹ Pro ilustraci rozsahu: Celková výše úniků PCDD/F byla na základě údajů za 86 zemí vypočítána v úrovni téměř 71 kg TEQ za rok. Fiedler, H. (2016). Release Inventories of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. Dioxin and Related Compounds: Special Volume in Honor of Otto Hutzinger. M. Alae. Cham, Springer International Publishing: 1-27.

- 2) údaje o zjištěných koncentracích dioxinů a jiných POPs v těchto odpadech a o možnosti jejich úniků do životního prostředí,
- 3) technologie používané k odbourání nebo nevratné konverzi obsahu POPs, zejména v popílku,
- 4) koncepční opatření vedoucí k prevenci úniků POPs do životního prostředí.

5 OSUD POPÍLKU A ZBYTKŮ Z ČIŠTĚNÍ SPALIN ZE SPALOVEN ODPADU V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ

5.1 ŠIROKÉ SPEKTRUM POUŽITÍ POPÍLKU A JINÝCH ZBYTKŮ Z ČIŠTĚNÍ SPALIN (APC) PO SPALOVÁNÍ ODPADU

Zdá se, že v současné době neexistuje na celosvětové úrovni obecný konsenzus, pokud jde o řešení problému odstraňování a použití zbytků z čištění spalin, ačkoli Směrnice o BAT/BEP podle Stockholmské úmluvy obsahuje doporučení, jak se vyhnout únikům POPs v důsledku nesprávného nakládání se zbytky. *„Popílek z elektrostatických odlučovačů a zbytky ze zařízení na čištění spalin téměř jistě obsahují významná množství chemických látek uvedených v příloze C Úmluvy, takže se tyto odpady musí odstraňovat řízeným způsobem. ... Popílky by se nikdy neměly používat jako materiál pro zlepšování kvality půd v zemědělství nebo podobných oblastech. ... Zahrnuje to také požadavek, aby se s popelem nakládalo odděleně od popílku a jiných zbytků z čištění spalin, aby se zabránilo kontaminaci popela...“* To jsou některá z doporučení uvedených ve Směrnici o BAT/BEP (Stockholm Convention on POPs 2008), která jsou však v širokém měřítku ignorována, jak dokládáme níže. Domníváme se, že tento problém existuje v důsledku málo přísného limitu pro POPs v odpadech, čili tzv. „úrovně nízkého obsahu POPs“, kvůli které nemusí všechny zainteresované osoby věnovat pozornost osudu PCDD/F a jim podobných látek při nakládání se zbytky po spalování odpadu.

Ve vědecké literatuře lze nalézt několik přehledů zabývajících se různým použitím popílku ze spaloven odpadu (Ferreira, Ribeiro et al. 2003, Astrup 2008, Lam, Ip et al. 2010, Lichtfouse, Schwarzbauer et al. 2013, Sun, Li et al. 2016) nebo technologiemi jeho zpracování a odstraňování (Ecke, Sakanakura et al. 2000, Sabbas, Poletini et al. 2003, Amutha Rani, Boccaccini et al. 2008, Astrup 2008, Kulkarni, Crespo et al. 2008, Quina, Bordado et al. 2008, Lam, Ip et al. 2010, Lichtfouse, Schwarzbauer et al. 2013, Zacco, Borgese et al. 2014, Sun, Li et al. 2016), včetně těch druhů použití a zpracování, které Směrnice o BAT/BEP (Stockholm Convention on POPs 2008) nedoporučuje.

Ve studii zveřejněné v roce 2000 se jako postupy zpracování akceptované v Japonsku uvádí tavení, postup S/S (stabilizace a solidifikace) za použití cementu, stabilizace za použití chemického činidla a extrakce kyselinou (Ecke, Sakanakura et al. 2000). Pozdější studie do tohoto seznamu doplnily termické metody (například spalování odpadu) nebo inertizaci založenou na použití koloidního oxidu křemičitého jako stabilizátoru kovů (Lam, Ip et al. 2010, Zacco, Borgese et al. 2014, Sun, Li et al. 2016). Nejedná se o vyčerpávající seznam, jelikož v něm chybí technologie, které se zaměřují na chemické nebo fyzikálně-chemické odbourávání dioxinů (Mino and Moriyama 2001, Mitoma, Uda et al. 2004, Government of Japan 2006, Kulkarni, Crespo et al. 2008, Ocelka, Pekárek et al. 2010, Hallett 2016).

Ferreira, Ribeiro et al. (2003) identifikovali devět možných využití popílku ze spaloven odpadu a rozdělili je do čtyř hlavních kategorií: stavební materiály (cement, beton, keramika, sklo a sklokeramika); geotechnická využití (podkladové vrstvy silnic, hráze); „zemědělství“ (zlepšování kvality půdy) a jiné (sorber, úprava kalu). Autoři studie každé z těchto využití podrobně analyzovali. Po dokončení jejich studie bylo dále publikováno, že popílek se používá rovněž jako materiál pro regeneraci kovů (Ferreira, Jensen et al. 2005) a v jiném přehledu různých způsobů nakládání se zbytky z čištění spalin ze zařízení pro energetické využití odpadu pro ISWA se na seznamu možností ještě objevilo použití zbytků z čištění spalin pro neutralizaci kyselých roztoků (Astrup 2008). Posledně citovaná studie obsahuje rovněž přehled použití popílku u hlavních členů ISWA podle zemí původu a přehled způsobů odstraňování používaných ke zpracování zbytků z čištění spalin.

V některých zemích se zbytky ze spalování odpadů upravují tak, aby se v budoucnosti minimalizovaly úniky kontaminantů (hlavně solí a těžkých kovů, ve většině případů ale nikoli dioxinů), a poté se za různých podmínek ukládají na skládky (buď na tradiční skládky na povrchu, se zachytáváním průsakové vody a zakrytím povrchu, nebo do úložných míst pod povrchem, jako jsou staré solné doly). Ačkoli se ve zprávě ISWA uvádí, že „nelze doporučit, aby se zbytky z čištění spalin skládaly bez předchozí úpravy,“ (Astrup 2008), ne vždy se podle tohoto doporučení postupuje. Existuje rovněž široká škála způsobů předběžného zpracování, které nelze popsat jako nic jiného než naředění popílku a koncentrace toxických látek, které jsou v něm přítomné. Je zdokumentováno, že i upravený (stabilizovaný) popílek zakomponovaný do cementových monolitů je roznášen větrem a prach obsahující dioxiny se šíří do okolních oblastí jeho úložiště, potažmo skládky (Wang, Wang et al. 2006, Mach 2017).

Popílek a jiné zbytky z čištění spalin obsahují vysoké koncentrace PCDD/F a mohou obsahovat rovněž významné koncentrace jiných POPs (viz kapitola 8). Ve Směrnici o BAT/BEP se uvádí, že se mají „odstraňovat řízeným způsobem“. Stávající způsoby odstraňování a použití popílku v oblastech, kde je sotva možné provádět kontrolu úniků dioxinů, přispívají k selhání při naplňování cíle Stockholmské úmluvy „chránit lidské zdraví a životní prostředí před perzistentními organickými látkami“. K tomuto selhání již bohužel dochází. Vědecká literatura překypuje doklady o tom, že popílek s koncentracemi PCDD/F pod 15 ppb se považuje za bezpečný pro jakékoli použití nebo odstraňování. Koncentraci 15 ppb vybrala EU z různých možností limitů pro dioxiny z důvodů nejnižší ekonomické zátěže a prosadila její přijetí na mezinárodní úrovni jako prozatímní „úrovně nízkého obsahu POPs“ do Rámcové technické směrnice o nakládání s odpady obsahujícími POPs podle Basilejské úmluvy (Basel Convention 2015). Konzultanti z EU nicméně označili úroveň limitů pro dioxiny vyšší než 1 ppb jako „nejhorší scénář z hlediska rizik pro zdraví lidí“ (viz rovněž kapitola 11, Diskuze o scénářích expozice a návrzích, jak definovat „úroveň nízkého obsahu POPs“ pro PCDD/F); (BIPRO 2005).

5.2 ZEMĚDĚLSTVÍ

5.2.1 ZLEPŠOVÁNÍ KVALITY PŮDY

Podle odborné literatury se v některých zemích doporučuje použití popílku v zemědělství jako materiálu pro zlepšování kvality půdy (Rosen, Bierman et al. 1994, Ferreira, Ribeiro et al. 2003,

Jala and Goyal 2006, Wang, Liu et al. 2008, Pandey and Singh 2010, Mikalonis 2014), ačkoli případ kontaminace dioxiny na pozemcích v Newcastleu (Pless-Mulloli, Edwards et al. 2000, Pless-Mulloli, Edwards et al. 2001, Watson 2001, Pless-Mulloli 2003) jasně dokázal, že nekontrolované používání zbytků po spalování odpadu může vést k vysoké kontaminaci potravního řetězce, čímž může být škodlivé pro lidské zdraví. Ze studie z roku 1986 vyplývá, že Newcastle nemusel být prvním podobným případem ve Velké Británii, v té době se však zkoumal „pouze“ příjem těžkých kovů rostlinami pěstovanými na půdě, jejíž vlastnosti se zlepšovaly popílkem ze spalovny odpadu (Wadge and Hutton 1986).

Wang, Liu a další ve své studii z roku 2008 doporučují, že do půdy by se nemělo přidávat příliš vysoké množství popílku ze spaloven TKO a vhodná úroveň přidávání podle nich činí 5 - 10 %, v závislosti na kyselosti půdy a na tom, jaké rostliny na ní rostou (Wang, Liu et al. 2008). I použití takto „malého“ množství popílku ze spalovny odpadu může vést k závažné kontaminaci půdy. V řízeném experimentu se slepicím do krmiva přidával popílek (obsahující dioxiny v koncentraci 201 ng TEQ kg⁻¹) v množství 0,3 a 0,6 % z hmotnosti krmiva. Maximální koncentrace ve vejcích dosáhly při těchto testech 2,2 a 3,7 pg WHO-TEQ na gram tuku, zatímco maximální koncentrace v kontrolní skupině činily 1,4 pg WHO-TEQ na gram tuku (Shih, Wang et al. 2009).

Při jiném výzkumu vědci zjistili, že lidé v některých částech Tchajwanu úmyslně přidávali popílek z průmyslových provozů do krmiva pro kachny, aby vejce měla oranžovější žloutek. To bylo nejpravděpodobnějším zdrojem kontaminace drůbežích vajec v takzvaném „případu toxických vajec“ (Lee, Shih et al. 2009). Během tohoto případu kontaminace potravin byly v oblasti Changhua v roce 2005 naměřeny v koncentraci dioxinů ve vejcích až 32,6 pg TEQ na gram tuku (The Epoch Times 2005).

V naší studii shrnujeme některé případy z různých míst světa, u nichž je podobná možnost znečištění PCDD/F, jaké bylo zjištěno v Newcastleu a oblasti Changhua. Takovéto případy nemusí být zjevné v rozvojových zemích, jelikož se v nich provádí méně měření dioxinů a jiných POPs, protože v těchto státech nejsou laboratorní kapacity pro sledování toxických látek.

5.3 GEOTECHNICKÉ POUŽITÍ ZBYTKŮ Z ČIŠTĚNÍ SPALIN

5.3.1 HRÁZE

Popílek se ve velkém měřítku používá pro stavbu hrází (Goh and Tay 1993, Ferreira, Ribeiro et al. 2003, Zhang, Soleimanbeigi et al. 2016). V Pákistánu se pro stavbu hrází používají rovněž slévárenské písky (Ansari 2014). Hráze se stavějí ze zeminy (půdy) nebo kamenů a slouží k zadržování vody (opěrné zdi, meliorace pozemků atd.), což znamená, že popílek může být v přímém kontaktu s říční nebo dokonce slanou mořskou vodou, a chemické látky z něj mohou prosakovat přímo do řeky respektive do moře. Goh and Tay (1993) uvádějí, že počáteční vyluhování kadmia a chromu z nestabilizovaného popílku používaného pro takový účel překračovalo normy pro pitnou vodu a že u stabilizovaného popílku byly hodnoty nižší, což není překvapivé. Jejich studie se nicméně omezovala na vyluhování z popílku a nezkoumala, k čemu dochází v systému tvořeném zeminou a popílkem, čímž by bylo možné získat přesnější informace o tom, jak probíhá vyluhování z hrází postavených z těchto materiálů. V literatuře jsme nenašli žádné testy vyluhování dioxinů v případě

takovéhoto použití popílku ze spaloven odpadu.

5.3.2 VÝSTAVBA SILNIC A CHODNÍKŮ

Používání popílku v zemědělství je pravděpodobně nejpřímější cestou kontaminace potravního řetězce toxickými znečišťujícími látkami, k významným únikům PCDD/F do životního prostředí a ke kontaminaci potravního řetězce mohou však vést i jiné typy použití zbytků z čištění spalin. Příčinou případu, ke kterému došlo v Newcastlu ve Velké Británii, bylo použití zbytků po spalování odpadu

ze spalovny v Bykeru jako materiálu pro výstavbu cest. Tímto způsobem se zbytky po spalování odpadu často používají v Nizozemsku, kde se podle zprávy ISWA z roku 2008 používalo 30 % zbytků z čištění spalin ze zařízení pro energetické využití odpadu jako plniva do asfaltu (Astrup 2008), zatímco nizozemský NIP z roku 2006 uvádí, že více než 65 % popílku ze zařízení pro energetické využití odpadu se používalo jako surovina, to znamená, že se „opětovně použilo“. Stejná praxe je i v jiných zemích EU (například Belgie, České republice, Dánsku, Francii, Španělsku a Velké Británii), USA (Van der Sloot and Kosson 2003, Mikalonis 2014, Zhang, Soleimanbeigi et al. 2016) a asijských zemích (Wang, Chen et al. 2010, Ansari 2014).



Obrázek 1: Spalovna odpadu v Kodani s hromadou strusky a popela; Zdroj: (Borking 2011). V mnoha zemích EU se popel ze spaloven používá pro stavbu silnic a chodníků. V některých případech obsahuje rovněž popílek.

V zemích, kde v zimě hodně sněží nebo je na silnicích led, se proti tomu, aby silnice nebo chodníky klouzaly, používá sůl. Musíme se ptát, jaké mohou být důsledky z hlediska úniků dioxinů a jiných

POPs do životního prostředí, pokud se pro výstavbu těchto silnic či chodníků použil popílek? Nevíme o žádných testech úniků, které by se zabývaly touto problematikou ve specifických podmínkách využití pro výstavbu silnic.¹⁰

Jinou potenciální cestou kontaminace, která se zkoumala zcela minimálně, je eroze částic (buď větrem, vodou nebo odíráním) ze silnic postavených ze směsi obsahující popílek. Zpráva BiPRO o používání zbytků po spalování odpadu při výstavbě silnic uvádí: „Je nutné zmínit, že stále panuje nejistota ohledně povrchové mechanické eroze“ (BiPRO 2005). Otázky panují také ohledně potenciálního příspěvku použití popílku z průmyslových provozů ke kontaminaci vajec slepic chovaných ve volném výběhu v Menen v Belgii (Nouwen, Provoost et al. 2004).

5.3.3 PŘEKRYVNÁ VRSTVA NA SKLÁDKÁCH

Zbytky po spalování odpadu se v rozvinutých zemích z finančních důvodů často používají jako překryvná vrstva na skládkách, protože tento způsob odstraňování je často osvobozen od skládkového poplatku za uložení odpadu. V některých případech se popel (často ve směsi s popílkem) přidává do vrstvy používané na konci každého dne, kdy se na skládce pracuje, pro překrytí odpadu nově uloženého na „čelo“ skládky. Ačkoli by se toto použití popílku mohlo zdát jako bezproblémové, není tomu tak. Popílek je na povrchu skládky vystaven povětrnostním vlivům a může se stát zdrojem jemného prachu, který uniká do okolí (viz případové studie). Pokud se popeloviny používají jako každodenní překryvná vrstva, může je do nového zahájení prací přes noc roznášet vítr. V důsledku používání těžkých vozidel pro manipulaci s odpadem na povrchu skládky může unikat další kontaminovaný prach z popelovin ve formě jemných částic. Popeloviny jsou také vystaveny působení srážek. Pokud se popílek smíchá s odpadem obsahujícím materiály, které zvyšují vyluhování dioxinů, může docházet k jejich únikům do odpadních povrchových vod a prostřednictvím průsakové vody do podzemních vod (viz kapitulu 7). U směsí odpadních materiálů používaných pro vytváření překryvných vrstev na skládkách se většinou provádějí testy vyluhování, ty se však nezaměřují na vyluhování PCDD/F, protože předpisy nijak netlačí na to, aby se problematika koncentrací PCDD/F řešila. Je to důsledek velmi vágně nastavených anebo neexistujících limitů obsahu dioxinů v odpadech. Opětovné použití popílku pro vytváření překryvných vrstev na skládkách je určitým způsobem podobné jeho použití při výstavbě silnic a může vést k podobným problémům, pokud jde o úniky do životního prostředí.

5.4 POUŽITÍ ZBYTKŮ Z ČIŠTĚNÍ SPALIN JAKO STAVEBNÍCH MATERIÁLŮ

Kromě použití při výstavbě silnic nebo v překryvných vrstvách skládek se v literatuře doporučuje využití popelovin ze spaloven odpadů i přímo jako materiálu při výstavbě budov. Jsou zdokumentovány i případy reálného použití popílku jako stavebního materiálu v budovách. Organizace World Energy Council prosazuje opětovné používání některých zbytků po spalování odpadu jako výplňových materiálů při stavbě budov a jinde ve stavebnictví (WEC 2013). Konkrétnější příklady těchto typů použití jsou uvedeny v následujících podkapitolách.

¹⁰ Jediný porovnatelný test vyluhování zveřejnili Takeshita, R. and Y. Akimoto (1991). "Leaching of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fly ash from municipal solid waste incinerators to a water system." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 21(2): 245-252. Viz rovněž kapitulu 7, v níž jsou testy vyluhování rozebírány.



Obrázek 2: Tato lokalita je blízko česko-polských hranic. Směs popílku a popela ze spalovny komunálního odpadu zde byla použita pro vytvoření překryvné vrstvy na skládce (na vrcholu kopce na této fotografii) a rovněž jako výplň odvodňovacího příkopu, který vede dolů z kopce přes pastvinu pro dobytek a končí v blízkém potoce. Koncentrace PCDD/F naměřené v tomto materiálu činily až 0,05 ng TEO na gram sušiny. Foto: Jan Losenický, Arnika, listopad 2011.

5.4.1 CEMENT

Popílek se někdy používá jako přísada do cementu (Kikuchi 2001, Keppert, Siddique et al. 2015) a některé studie podporují nahrazení cementu popílkem, jelikož obsahuje určité množství typických cementových minerálů, i když v menším množství než jaké je v cementovém slínku (Triano and Frantz 1992, Ferreira, Ribeiro et al. 2003). Je tomu tak hlavně proto, že se k čištění spalin ve spalovnách odpadu používá vápno.

Firma Solvay pracuje na vývoji fyzikálně-chemického zpracování popílku ze spaloven tuhého komunálního odpadu, které označuje jako proces Revasol. Jak firma tvrdí, tento proces umožňuje používat popeloviny v betonu a snižuje tak jeho rozpustný podíl, přičemž fixuje těžké kovy a odstraňuje dioxiny (Aubert, Husson et al. 2004). Autoři procesu rovněž tvrdí, že „testy vyluhování prováděné na betonu potvrzují, že proces umožňuje získat materiály, které nepředstavují vážná rizika pro životní prostředí“. Nikde v rámci tohoto procesu však nebylo doloženo měření PCDD/F. Autoři

se zřejmě nedomnívají, že by dioxiny patřily mezi „*vážná rizika pro životní prostředí*“, ačkoli tento proces zahrnuje i tepelné zpracování popílku. Je tedy velmi pravděpodobné, že během tohoto procesu vznikají nezamýšleně produkované POPs (U-POPs).

V souvislosti s posuzováním vlivů, které má používání popílku ze spalování odpadu v cementu na životní prostředí nebo zdraví, je velmi obvyklé, že většina studií věnuje pozornost pouze únikům těžkých kovů nebo fixaci chloru (Kikuchi 2001) a solí. Ačkoli studie zmiňují potenciální problémy s dioxiny, testy na jejich vyluhování se neprovádějí. Otázku vyluhování PCDD/F rozebíráme v jedné z dalších kapitol této studie (viz kapitolu 7).

Některé studie navrhují používat zbytky po spalování odpadu rovněž jako náhradu jílu při výrobě cihel (Lin 2006), i když tato výroba zahrnuje tepelné zpracování a je velmi pravděpodobné, že se vytvářejí U-POPs, včetně dalších dioxinů.

5.4.2 SKLO A KERAMIKA

Ze zbytků po spalování odpadu (jak popela tak popílku) je možné pomocí tavení při vysokých teplotách (více než 1300 °C), neboli vitrifikací, vyrobit látky podobné sklu. Mezi některá zmiňovaná potenciální použití vitrifikovaného popílku patří: materiály pro podkladové vrstvy silnic; hráze; drť pro pískování; částečná náhrada písku v betonu; v monolitických blocích pro ochranu pobřeží nebo použití při výrobě stavebních a dekoračních materiálů, jako jsou tvárnice propustné pro vodu, keramické dlaždice, dlaždice na stavbu chodníků a dekorační kameny do zahrad (Ferreira, Ribeiro et al. 2003, Amutha Rani, Boccaccini et al. 2008). Někteří autoři se domnívají, že materiály s mikroskopickou strukturou vznikající vitrifikací zbytků po spalování odpadu mohou potenciálně sloužit jako schůdná alternativa pro využití ve stavebnictví (Cheng, Chu et al. 2002). Wang, Yan et al. (2009) uvádějí, že míra rozkladu PCDD/F v TEQ ve strusce produkované procesem vitrifikace z popílku ze spaloven TKO činí 99,95 %. To je nižší účinnost odbourání (DE)¹¹ než u některých jiných technologií (viz kapitoly 14 a 15).

Využití směsného popela ze spalování TKO při výrobě keramických dlaždic popisuje GEC (1996). Dlaždice dle popisu obsahovaly 50 % popela ze spalovny. Vyrobené dlaždice se používaly na dlažby v exteriéru a interiéru a na obklady vnějších stěn budov.

5.5 JINÉ

5.5.1 ÚPRAVA KALU

Odpadní voda obsahuje malé množství oleje, který způsobuje, že se voda obtížně odděluje od kalu. Tento problém se řeší smícháním kalu s materiály usnadňujícími filtraci. Zkoumalo se použití popílku

¹¹ Vypočítá se na základě poměru hmotnosti POPs obsažených v původním odpadu ke hmotnosti zbývajících POPs obsažených v plynných, kapalných a pevných zbytcích, včetně všech odpadů a „výrobků“, tedy $DE = (\text{obsah POPs v odpadu} - \text{obsah POPs v plynných, kapalných a pevných zbytcích}) / \text{obsah POPs v odpadu}$. Basel Convention (2015). General technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants. Technical Guidelines. Geneva.

ze spaloven TKO jako materiálu pro chemickou úpravu kalů (Hwa and Jeyaseelan 1997). V pilotním zařízení s kapacitou 50 tun za den se z 0,5 tuny popela ze spalovny, 0,3 tun suchého čistírenského kalu a 0,3 tun vápence vyrábělo 0,85 tun cementového slinku (Kikuchi 2001).

5.6 RECYKLACE KOVŮ

5.6.1 ELEKTRODIALYTICKÝ PROCES

Tento proces do určité míry vede k extrakci těžkých kovů (Ferreira, Jensen et al. 2005), ale rovněž k tomu, že ve zbytcích z tohoto procesu jsou vyšší koncentrace PCDD/F.¹² Ti, kdo používání tohoto procesu podporují, to nepovažují za významnou otázku, protože koncentrace je pod stávajícím limitem, nebli „úrovni nízkého obsahu POPs“.¹³

Zbytky z pecí s elektrickým obloukem a popel obsahující vysoké koncentrace zinku se recyklují v průmyslových procesech, jako je Waelzův proces, při nichž se kovy extrahují. Jelikož během procesu dochází k nové tvorbě PCDD/F, může recyklace vést k vysokým emisím do ovzduší, pokud jsou zařízení pro čištění spalin neúčinná. Chi a další prokázali, že emise u jednoho zařízení činily 560 ng TEQ na kg recyklovaného popela (Chi, Chang et al. 2006). Tento způsob recyklace tudíž vede k vysokým emisím do ovzduší a vznikají pevné zbytky vysoce kontaminované dioxiny (Chi, Chang et al. 2006).¹⁴

5.7 ZÁVĚREČNÉ POZNÁMKY K OPĚTOVNÉMU POUŽÍVÁNÍ POPÍLKU ZE SPALOVEN ODPADU (ČI ODPADŮ OBSAHUJÍCÍCH PCDD/F)

Opětovné používání popílku představuje významné riziko pro životní prostředí vyplývající ze stávajícího nastavení požadavků mezinárodní a národní legislativy a předpisů, které prakticky ignorují možné úniky dioxinů a jiných POPs z těchto zbytků do životního prostředí. I tam, kde se provádějí testy výluhů a stabilizace, bylo prokázáno, že jsou tyto testy a způsoby stabilizace málo vhodné k modelování dalšího osudu POPs ve zbytcích a ke kontrole jejich úniků. Přijetí a prosazování přísných LPCL je tudíž prioritou pro zajištění minimalizace úniků POPs z odpadů jako jejich zdroje. Mnohem efektivnějším postupem by bylo úplně se vyhnout procesu spalování odpadu. V současnosti známe dostatečnou škálu postupů a technologií ke zpracování odpadů, které dnes končí ve spalovnách, aniž bychom jejich zpracováním vytvářeli zbytky kontaminované POPs či vypouštěli tyto látky v emisích.

Protože je v provozu značné množství spaloven odpadů, které produkují velké množství zbytků, je nutné snažit se zabránit tomu, aby se z nich vyluhovaly POPs. (Astrup 2008) napsal: *„Zbytky by se vždy měly stabilizovat nebo zpracovat, aby se v budoucnu minimalizovaly úniky vyluhováním. Způsob stabilizace a zpracování by měl přirozeně brát v úvahu, jaký způsob konečného odstranění zbytků byl zvolen.“* Je přitom nutné uvést, že je potřeba zpracovat i odpad s koncentrací PCDD/F

¹² Po elektrodialytickém zpracování se zvýšila koncentrace PCDD/F ve zbytcích (1,4- až 2krát). Neznamená to, že by docházelo k syntéze PCDD/F, ale že se rozpouštějí rozpustné materiály a ve zbytcích zůstávají sloučeniny, které nejsou rozpustné ve vodě, jako jsou PCDD/F. Zdroj: Dias-Ferreira, C., G. M. Kirkelund and P. E. Jensen (2016). "The influence of electro-dialytic remediation on dioxin (PCDD/PCDF) levels in fly ash and air pollution control residues." *Chemosphere* 148: 380-387.

¹³ Viz přesná citace jejich vyjádření v kapitole 5.7, která začíná „Podle ...“ ibid.

¹⁴ Viz tabulku 2 v citovaném dokumentu.

pod stávající úrovní nízkého obsahu POPs platnou pro PCDD/F (což platí i pro jakékoli jiné přijaté LPCL) a je potřeba s ním manipulovat opatrně.

K rozsahu problému uvádějí konzultanti Evropské komise z BiPRO na straně 296 jejich zprávy: „Celkem pouze na 24 % z celkových úniků PCDD/PCDF-TEQ do odpadů se vztahuje nejnižší limit LPC, o kterém se uvažuje, ve výši 1 ppb. Situace by se významně nezměnila, ani pokud by limit činil 0,1 ppb. Je tomu tak v důsledku vysokého objemu toků odpadů s nízkou kontaminací, jako je TKO, popel a struska, čistírenské kaly a kompost, které jsou zodpovědné za transport zbývajících 76 %“ (BiPRO 2005).

Tím vzniká otázka, co znamená stávající ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘ pro technické pracovníky v praxi? Odpověď je dost jasná: nepředstavuje žádnou překážku pro jakékoli technicky proveditelné (praktické) použití zbytků. Je to dosti otevřeně řečeno v článku, jehož autory jsou Dias Ferreira a další: „Podle Basilejské úmluvy je koncentrace PCDD/PCDF v těchto materiálech nízká (<15 µg WHO-TEQ kg⁻¹) a popílek a zbytky z čištění spalin by bylo možné nakonec zhodnotit, například jako stavební materiál, za předpokladu, že budou stanovena kritéria, kdy materiál přestane být považován za odpad, a že budou provedena posouzení rizik u jednotlivých možností použití, včetně fáze na konci životnosti, kdy se materiály znovu stávají odpadem.“ (Dias-Ferreira, Kirkelund et al. 2016) To je velice znepokojivá interpretace ‚úrovně nízkého obsahu POPs‘, jelikož posuzování rizik ve většině případů nezkoumá možnost šíření PCDD/F a jiných POPs ze zbytků po spalování odpadu, jak dokládají různé případy, včetně dobře známého příkladu z Newcastleu (Pless-Mulloli, Edwards et al. 2000, Pless-Mulloli, Edwards et al. 2001, Watson 2001, Pless-Mulloli 2003).

Hlavní problém v souvislosti s opětovným použitím popílku spočívá v tom, že tomuto způsobu nakládání s odpady obsahujícími POPs bychom se měli vyhnout už proto, že jde proti hlavnímu cíli Stockholmské úmluvy „chránit lidské zdraví a životní prostředí před perzistentními organickými látkami“. Opětovné použití popílku obsahujícího významné koncentrace dioxinů představuje vážnou hrozbu pro lidské zdraví a životní prostředí, jak dokládají případové studie popsané v kapitole 9 této studie. V mnoha případech to vede k nekontrolované manipulaci s odpadem, z důvodů přijetí nedostatečných limitních hodnot na globální úrovni, což dává špatný signál tvůrcům legislativy, manažerům v průmyslu, státní správě a všem ostatním zainteresovaným osobám.

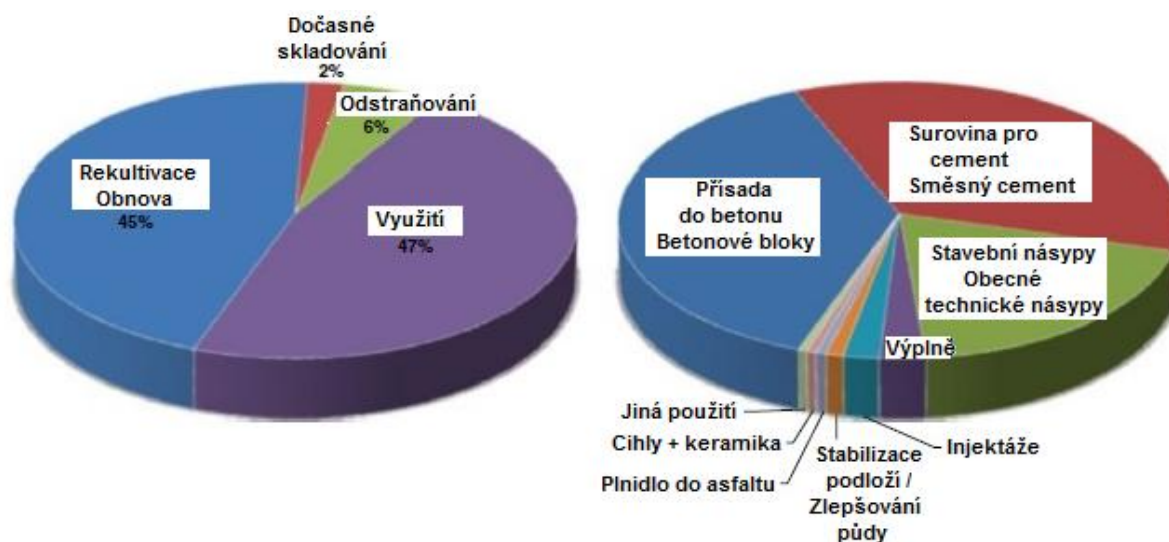
Opětovné použití většiny zbytků z čištění spalin ze spaloven odpadu je v rozporu s jedním z požadavků článku 6 Úmluvy, totiž aby u těchto nebezpečných odpadů:

„(iii) nebylo povoleno, aby se staly předmětem operací vedoucích k odstranění, které by mohly vést k obnově, recyklaci, rekultivaci, přímému opětovnému použití nebo alternativnímu použití perzistentních organických látek“.

Mnohé z výše uvedených způsobů vedou k opětovnému použití nebo recyklaci odpadů obsahujících významné koncentrace dioxinů a jiných POPs. Klíčovým důvodem, proč národní vlády a manažeři v oblasti nakládání s odpadem akceptují tuto situaci, je to, že ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘ pro PCDD/F je příliš vysoká (nedostatečná) a že nebyla stanovena ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘ pro DL-PCB.

Grafy na obrázku 3 znázorňují úroveň využití a odstraňování popílku z uhlí v EU (v 15 členských státech), jak je uvádějí Lichtfouse, Schwarzbauer et al. (2013). U popílku z uhlí je v celosvětovém měřítku opětovně využíváno přibližně 25 % jeho objemu (Wang 2008). Tyto úrovně nám mohou

pomoci získat lepší obrázek o trendu využívání popílku ze spaloven odpadu, i když Lichtfouse, Schwarzbauer et al. (2013) uvádějí, že popílky ze spaloven TKO „vznikající při čištění spalin jsou využívány pouze částečně, v některých případech (t.j. využívají se některé průmyslové procesy pro získání určitých frakcí zbytků), ale obecně se zbytky nadále odstraňují, často skládkováním a obvykle po speciální úpravě. Jejich možné využití se omezuje na určité aplikace, například jako geopolymery (Luna Galiano, Fernández Pereira et al. 2011) nebo inertní materiál (Zacco, Gianoncelli et al. 2012), po stabilizaci vyluhovatelných kovů. Nelze však ignorovat určité problémy v souvislosti s technologiemi stabilizace, jako je dlouhodobá stabilita a cena chemikálií používaných při stabilizaci.“ (Lichtfouse, Schwarzbauer et al. 2013)



Obrázek 3: Úrovně využití a odstraňování popílku z uhlí v EU (v 15 členských státech). Zdroj: (Ecoba 2008) v (Lichtfouse, Schwarzbauer et al. 2013).

6 ODSTRAŇOVÁNÍ POPÍLKU A DALŠÍCH POPELOVIN OBSAHUJÍCÍCH DIOXINY

Existují různé definice odpadů „obsahujících“ a „neobsahujících“ dioxiny. Mnohé smluvní strany Stockholmské úmluvy jednoduše používají jako tuto definici prozatímní ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘. Niže v této studii rozebíráme, jak byla tato úroveň stanovena (viz kapitulu 11). Příslušné orgány se zaměřily hlavně na obsah těžkých kovů v popílku či ve zbytcích z čištění spalin ze spaloven odpadu, jelikož se v mnoha zemích vžila představa, že se jedná o nebezpečnější sloučeniny než dioxiny. Stabilizace popílku / zbytků z čištění spalin se tudíž navrhuje tak, aby se zabránilo vyluhování těžkých kovů. Podle této koncepce normy a testy vyluhování pro stabilizovaný odpad posuzují převážně jenom těžké kovy. Obsah dioxinů se neposuzuje, protože pro ně nejsou stanoveny legislativní požadavky a má se za to, že jsou vázány v popílku podobně jako těžké kovy, ačkoli je jasné, že chování dioxinů se může od kovů lišit, jak dokládají mnohé studie (viz kapitulu 7).

BiPRO (2005) doporučuje před aplikací odpadu s koncentrací PCDD/F přesahující 1 ppb (= 1000 ng TEQ kg⁻¹) na povrchu terénu jeho stabilizaci a solidifikaci. Týká se to i vytváření překryvných vrstev na skládkách. Stabilizace / solidifikace jako způsob předběžného zpracování je definována v Rámcové technické směrnici pro odpady obsahující POPs (Basel Convention 2015): „Stabilizace a solidifikace se mají používat ve vzájemném souladu tak, aby chránily životní prostředí. Jako stabilizace odpadu se označují chemické změny nebezpečných složek v odpadu, kterými se tyto složky přeměňují na méně

rozpuštnou, méně mobilní nebo toxickou formu. Jako solidifikace odpadu se označují změny ve fyzikálních vlastnostech odpadu pro zvýšení pevnosti v tlaku, snížení propustnosti a zapouzdření nebezpečných složek.“

Ke zpracování popílku se používají různé metody stabilizace a solidifikace. Obecně je konečným způsobem odstranění popílku po stabilizaci nebo solidifikaci skládkování. Čím dál běžnější je však používání popílku ve směsných a solidifikovaných / stabilizovaných odpadech, které se poté používají pro zasypávání starých dolů nebo při rekultivacích (viz rovněž některé z případových studií v kapitole 9). Je to sporná praxe, protože toto využití popílku není pokaždé úplně bezpečné. Tím, že popílek využíváme takovýmto způsobem, vytváříme často nové odpady kontaminované dioxiny, které se pravděpodobně stanou novou ekologickou zátěží, kontaminovaným místem, kde bude muset řešit Superfund (US EPA 2015) anebo mimo USA jemu podobný mechanismus. Potenciální nebezpečí jsou dobře doložena v některých případových studiích níže v této zprávě.

Tanaka, Tojo et al. (2005) uvádějí, že „na skládkách zbytků po spalování se koncentrují dioxiny, chloridy a vápenaté ionty a v některých případech je nutné použít speciální metody pro jejich odstranění“.



Obrázek 4: Na fotografii je vidět světle šedý povrch zbytků z čištění spalin na skládce v Bishops Cleeve, na jednom z míst ve Velké Británii, kam se ukládá popílek. Na vložené fotografii je značka omezující rychlost na 40 mil za hodinu na kraji přístupové cesty na lokalitu. Zdroj: Watson (2015).

Mezi další způsoby odstraňování popílku patří některé postupy tepelného zpracování, jako je vitifikace (Amutha Rani, Boccaccini et al. 2008, Wang, Yan et al. 2010), tavení nebo spalování nebezpečného odpadu. Rozebírá je řada studií. Například Japonsko uvádí ve svém národním implementačním plánu Stockholmské úmluvy následující možnosti odstraňování zbytků po spalování

odpadu obsahujících vysoké koncentrace dioxinů (viz tabulka 2): tavení, spalování při vysoké teplotě, zpracování vodíkem v plynné fázi (dechlorace působením vodíku)¹⁵, oxidaci v prostředí superkritické vody, sodíkovou redukcí a fotochemické štěpení (UV-zářením). Některé z těchto způsobů podrobněji popisujeme v kapitolách 14 a 15. Po tomto zpracování je možné odpad skládkovat jako komunální nebo průmyslový nebo recyklovat, pokud koncentrace dioxinů v odpadu splňuje normu. (Government of Japan 2006).

6.1 STABILIZACE POPÍLKU

Jak uvádíme v této studii výše, jak popel, tak zbytky z čištění spalin, jako je popílek, představují kvůli únikům PCDD/F a těžkých kovů riziko pro životní prostředí a riziko pro zdraví lidí. V zemích, kde je v provozu větší počet spaloven, představují tyto zbytky závažný problém a podle předpisů se musí předběžně zpracovat a až poté odstraňovat. Mezi typy zpracování, které příslušné orgány přijímají, patří například v Japonsku tepelná stabilizace (například tavení), stabilizace a solidifikace (S/S) za použití materiálu typu cementu, jakož i chemická stabilizace a extrakce kyselinou.

Jedna studie porovnávala přednosti a nevýhody jednotlivých metod (Ecke, Sakanakura et al. 2000) a dospěla k závěru, že tavení bylo nejlepší z hlediska snižování obsahu dioxinů (nebo jejich biologické dostupnosti), bylo však relativně nákladné v důsledku toho, že se při něm spotřebovává velké množství energie. Z toho důvodu je řádově dražší než jiné možnosti. Stabilizaci za použití cementu a stabilizaci za použití chemických látek bylo možné provádět relativně snadno, tyto metody však zvyšovaly sypanou hmotnost odstraňovaného materiálu o 40 % respektive o 10 %. Extrakci kyselinou hodnotili autoři studie jako relativně málo nákladnou, „ověřenou a spolehlivou“, měla však pouze malý podíl na trhu.

Provádění stabilizace a solidifikace je obvyklou praxí v mnoha zemích a tyto postupy se široce zkoumaly, hlavně pokud jde o vyluhování těžkých kovů (Lampris, Stegemann et al. 2009, Bie, Chen et al. 2016, Tang, Liu et al. 2016). Bylo zjištěno, že ve vlhkém prostředí dochází k pomalým únikům těžkých kovů ze zpracovaného (stabilizovaného) popílku, v důsledku čehož je stále nebezpečný pro životní prostředí (Sun, Li et al. 2016). Jiná starší studie zjistila, že solidifikace popílku za použití 25 % cementu zvyšovala obsah více chlorovaných benzenů a bifenyľů ve výluhu (Fischer, Lorenz et al. 1992). Tyto příklady dokládají, jak důležité je v každém individuálním případě pečlivě posuzovat všechny okolnosti, a dokládají rovněž, že nikdo nezkoumal osud dioxinů v popílku. Dvě případové studie se zabývaly postupy solidifikace nebo stabilizace a místy, kde se provádí. Blíže o nich pojednává část věnovaná případovým studiím (viz kapitolu 9).

6.1.1 FOSFATAČE

Tento proces zahrnuje přidání kyseliny fosforečné k popelu ze spalovny a poté, co se směs dostatečně vysuší, se po dobu jedné hodiny praží při teplotě 600 - 900 °C v pražicí peci, čímž vznikne materiál podobný jemnému písku (Piantone, Bodenan et al. 2003). Tento proces prosazovala firma Solvay (Piantone, Bodenan et al. 2003) tvrdí o něm: *„Kovy Pb a Zn, které se původně nacházejí v silikátové a karbonátové fázi, po rozpuštění karbonátů ve velké míře přecházejí do nově se vytvářejících fosfátů, což zajišťuje trvalejší stabilizaci.“* Ačkoli autoři citované studie rovněž tvrdí, že tento proces odbourává dioxiny v odpadu, neuvádějí žádné údaje, které by se týkaly emisí a úniků

¹⁵ Technologie je v původním textu nazvána jako „hydrogen dechlorination“.

dioxinů v průběhu tohoto zpracování. Ve studii nejsou jasně uvedeny koncentrace dioxinů přítomné v odpadu před zpracováním a po něm.

Fosfatace je jen jedním příkladem chemické metody stabilizace popílku. Nejběžněji se používají tato stabilizační činidla: sádra, fosfáty, bělicí činidla, sulfidy (thiosíran sodný, sulfid sodný) a polymerní organické stabilizátory (Sun, Li et al. 2016).

6.2 TAVENÍ

Jedním ze způsobů zpracování popílku před odstraněním je tavení nebo vitrifikace. Při tavení se spotřebovává velké množství energie a podle některých studií se dosáhne významného snížení toxicity, i když to může souviset spíše se změnou biologické dostupnosti než se skutečným snížením koncentrace PCDD/F. Tavením popelovin se vytváří sklovitá struska, ze které se nebezpečné složky hůře vyluhují než z nezpracovaného popílku. Tím, že se PCDD/F „fixují“ ve sklovité hmotě, jsou méně dostupné z hlediska expozice lidí. V některých studiích se uvádí, že tento proces následně umožňuje použít výsledný zpracovaný popel pro stavební účely nebo jako výplně ve stavebnictví. Pokud se však struska nechala pomalu vychladnout, docházelo k vyšším únikům dioxinů. Použití vody k rychlému ochlazení materiálu způsobovalo, že úniky dioxinů byly nižší a struska získala vhodnější fyzikální vlastnosti z hlediska využití ve stavebnictví (Kim, Seo et al. 2005). Je však důležité zmínit, že tato studie neuváděla údaje o emisích prachu a koncentracích PCDD/F v prachu z procesu tavení popílku ze spaloven.

7 OBSAH PCDD/F (POPS) VE VÝLUHU

Většina studií považuje popílek za potenciálně toxický, protože se z něj vyluhují soli nebo těžké kovy a unikají do životního prostředí. Většina studií se tudíž zaměřuje více na testy vyluhování nebo úniků solí (Alba, Gassó et al. 1997, Li, Bertos et al. 2007, Quina, Bordado et al. 2011) nebo těžkých kovů (Rosen, Bierman et al. 1994, Kikuchi 2001, Ferreira, Ribeiro et al. 2003, Aubert, Husson et al. 2004, Haiying, Youcai et al. 2007, Wang, Liu et al. 2008, Quina, Bordado et al. 2011, Anastasiadou, Christopoulos et al. 2012, Bie, Chen et al. 2016, Tang, Liu et al. 2016) než na potenciální nebo skutečné úniky dioxinů. Skutečnost, že se ve většině zemí nevěnuje pozornost dioxinům, je způsobena hlavně tím, že legislativa a předpisy neobsahují dostatečná opatření k prevenci úniků POPs (včetně úrovně nízkého obsahu POPs), která by vedla k odpovídajícímu zájmu o úniky PCDD/F. Nicméně v některých asijských zemích, jako je například Japonsko a Korea, platí pro dioxiny v odpadech přísnější legislativa s limitními hodnotami buď 3 nebo 1 ng TEQ g⁻¹.

Je určitě opodstatněné věnovat pozornost únikům PCDD/F, jak uvádějí Ferreira a Ribeiro et al. (2003), kteří potvrzují, že *“bylo zjištěno, že většina environmentálních omezení, pokud jde o využití popílku ze spaloven TKO, souvisí s chováním výsledných produktů z hlediska vyluhování”* (Ferreira, Ribeiro et al. 2003).

Testy vyluhování tak, jak se v současné době provádějí v mnoha zemích, nemusí být využitelné pro látky typu dioxinů kvůli jejich chování v závislosti na změnách v charakteristikách místního prostředí. Běžně prováděné testy vyluhování odpadů se většinou odehrávají v ideálních laboratorních podmínkách a neodpovídají chování odpadů v reálném prostředí, kam se ukládají. V testech vyluhování prováděných v USA se používá mírně kyselý roztok k simulaci podmínek na skládkách. V Austrálii se při testech vyluhování používá pouze voda, což špatně odráží průměrné redukční

prostředí na skládce a vede to k tomu, že se vyluhování chemických látek podhodnocuje. Kolísání salinity a pH a obsah humínových kyselin jsou jen tři z řady faktorů, které mohou určovat rychlost vyluhování toxických látek ze zbytků ze spaloven a jiných kontaminovaných odpadů. Proto sami chemici volají po změně těchto postupů. Například M. Podhola z VŠCHT Praha ve své studii zabývající se stabilizovanými odpady uvádí: „Určení řídicího procesu vyluhování je důležité zejména pro určování dlouhodobého vyluhovacího chování testovaných látek. Za vhodnější lze ovšem považovat specificky připravenou vyluhovací zkoušku simulující podmínky následného uložení odpadu, pokud jsou tyto známy. Tyto testy zjevně není možné provádět výhradně komerčním způsobem a budou muset zřejmě probíhat ve spolupráci s výzkumnými pracovišti“ (Podhola 2005).

Starší studie zkoumající chování dioxinů v půdách podporovaly původní názor, že dioxiny jsou fixovány pevnými vazbami v popílku a popelu, a jejich úniky jsou minimální. V italské studii z roku 1986 se uvádí, že půdní profily u města Seveso nevykazovaly významné přemístování PCDD/F v půdním prostředí (Ratti, Belli et al. 1986). Německá studie z roku 1992 doložila, že během 8 let došlo v okolí dvou průmyslových závodů v jihozápadním Německu jen k malému pohybu a nedošlo ke znatelnému úbytku PCDD/F (Hagenmaier, She et al. 1992). Jiná německá studie uvedla, že při experimentech prováděných postupem, který byl v souladu s německou normou DIN 38414 atd. byly v roztoku získaném pomocí testů vyluhování zjištěny pouze vysoce chlorované kongenery dioxinů (Fischer, Lorenz et al. 1992).



Obrázek 5: Požár skladu popelovin ze spalování odpadu ve spalovně nebezpečných odpadů ve Vyskově v květnu 2005. Foto: Hasičský záchranný sbor Jihomoravského kraje.

Studie prováděné v 90. letech 20. století vyvracejí názor, že dioxiny jsou silně vázány na popílek a popel nebo strusku. Takeshita a Akimoto (1991) zkoumali vyluhovatelnost PCDD/F z popílku deštěm

za použití kolony s popílkem. Zjistili, že PCDD/F asociované se solemi rozpustnými ve vodě, jako je NaCl a CaCl₂ v popelu, se vymývaly na začátku eluce, zatímco PCDD/F asociované s částicemi, které jsou jen mírně rozpustné ve vodě, jako je hydroxid vápenatý, se vymývaly v druhé polovině. Jiná zpráva z roku 1995, která se zaměřila na vyluhování dioxinů z popílku a půd vodou používanou při hašení požárů, zjistila, že použití vody používané při hašení požárů vedlo k přítomnosti významného množství PCDD/F ve výluhu (Schramm, Merk et al. 1995). Takováto teoretická situace se může stát skutečností, když dojde k požáru ve skladu popelovin ze spalovny odpadu, jako se to stalo ve spalovně nebezpečných odpadů ve Vyškově v květnu 2005 (viz fotografii na obrázku 5).

Korejští vědci Yong-Jin Kim, Dong-Hoon Lee a Masahiro Osako studovali vyluhovatelnost PCDD/F za podmínek srovnatelných se situací na skládkách nejdříve teoreticky a poté si svoje závěry ověřili v laboratorních podmínkách. V teoretickém přehledu doložili, že rozpuštěné humínové látky (DHM) mohou ovlivňovat reálnou rozpustnost a vyluhovatelnost PCDD/F. Čím byla vyšší koncentrace DHM, tím vyšší byla vyluhovatelnost PCDD/F. V testech vyluhování působily na vzorky popílku tři různé koncentrace DHM a hodnoty pH roztoku, pro simulaci různých charakteristik výluhu z tuhého komunálního odpadu. Experimentálně se prokázalo, že vyluhovatelnost PCDD/F se zvyšovala se zvyšující se koncentrací DHM při všech úrovních pH. Nejvyšší vyluhovatelnost byla zjištěna při nejvyšším pH. Zastoupení jednotlivých izomerů PCDD/F bylo ve všech výluzích podobné (Kim, Lee et al. 2002). Zvyšování koncentrací dioxinů ve výluhu s rostoucí humifikací a relativně dobrou korelací s množstvím rozpuštěného organického uhlíku (DOC) prokázala i jiná studie z Koreje (Kim and Osako 2004).

Ve starší studii těchto vědců se uvádí, že směs popela a popílku vykazuje vyšší vyluhovatelnost dioxinů (Osako, Kim et al. 2002). To vede k domněnce, že DHM se vytvářejí v důsledku přítomnosti nespáleného uhlíku v popelu. Výsledky také poukazují na různé nedostatky postupů testování odpadu, protože dioxiny se chovají jinak než těžké kovy. Z toho důvodu autoři studie doporučují, že by se měly přehodnotit některé metody testování (Osako, Kim et al. 2002).

Chování polyaromatických uhlovodíků (PAU) je podobné jako u PCDD/F. Comans, Zuiver et al. (2003) uvádějí, že vysokou rozpustnost PAU zvyšuje vysoká koncentrace humínové kyseliny ve výluhu.

Sakai, Urano a Takatsuki zveřejnili jinou studii, zaměřenou na vyluhování dioxinů a PCB z popílku. Prováděli testy vyluhování s přidávkem povrchově aktivních látek a bez nich, aby prozkoumali vliv látek typu povrchově aktivních látek na vyluhování POPs. V těchto testech se jako látky typu povrchově aktivních látek používal LAS (lineární alkylbenzosulfonát) a humínová kyselina. Při analýzách a testech vyluhování se používaly rozdrčené zbytky z recyklace automobilů / elektrických zařízení a popílek

ze spalovny TKO. Kromě toho byl proveden experiment zkoumající vliv jemných částic na koncentrace POPs ve výluhu. Výsledky testů vyluhování svědčí o tom, že látky typu povrchově aktivních látek zvyšují koncentraci POPs ve výluhu a jemné částice mají velký vliv na transport POPs (Sakai, Urano et al. 1997).

Z těchto důvodů lze říci, že není vhodné skládkovat popílek ze spaloven s tuhým komunálním odpadem, jelikož je pak vysoká pravděpodobnost, že se dostane do kontaktu s vysokými koncentracemi organické hmoty a budou se tudíž zvyšovat koncentrace PCDD/F ve výluhu (Choi and Lee 2006). To je relevantní zejména v případě používání popílku jako překryvné vrstvy na skládkách.

Novější studie zkoumala vyluhování PCDD/F ze zbytků ze spaloven čistou vodou, 2% roztokem neiontové povrchově aktivní látky, 5% roztokem ethanolu a 5% roztokem kyseliny octové jako rozpouštědel pro vyluhování (Yasuhara and Katami 2007). Tato studie vedla k následujícím závěrům:

„1. Dioxiny v popeluse vyluhovaly mnohem účinněji roztokem ethanolu a roztokem kyseliny octové než čistou vodou. Ve vyluhovatelnosti dioxinů čistou vodou a roztokem neiontové povrchově aktivní látky nebyl rozdíl.

2. Z popílku se dioxiny vyluhovaly mnohem účinněji roztokem neiontové povrchově aktivní látky a roztoky ethanolu a kyseliny octové než čistou vodou. Vysoký obsah uhlíku v popílku mohl napomáhat transportu dioxinů jako koloidní formy v důsledku mobilizace působením povrchově aktivní látky nebo organických rozpouštědel rozpustných ve vodě.

3. Eluční poměry při použití čisté vody (36 l) se pohybovaly v rozmezí od 0,1 do 1 ppm v případě popelu a od 0,001 do 0,01 ppm v případě popílku.

4. Eluční poměry při použití roztoku neiontového povrchově aktivního činidla (9 l) se pohybovaly v rozmezí od 0,1 do 1 ppm v případě popelu a od 0,2 do 10 ppm v případě popílku.

5. Eluční poměry při použití roztoku ethanolu a roztoku kyseliny octové (vždy 9 l) se pohybovaly v rozmezí od 10 do 100 ppm v případě popelu a od 0,2 do 10 ppm v případě popílku“ (Yasuhara and Katami 2007).

Úrovně vyluhování dioxinů ve zmíněné japonské studii jsou vyšší než scénáře vyluhování, které ve své zprávě shrnuli evropští konzultanti z BiPRO (viz tabulku 10-2 na straně 396 jejich zprávy), kde nejvyšší hodnota činí 2,5 % (BiPRO 2005). Lichtfouse, Schwarzbauer et al. (2013) poukazují na nedosatečnost testů vyluhování:

„Je skutečností, že testy vyluhování ve formě, v jaké se obvykle používají, mohou špatně odrážet externí faktory. ... Pro vyluhování perzistentních organických látek je důležitá přítomnost huminových kyselin (Sakai, Urano et al. 2000, van der Sloot, Kosson et al. 2001, Kim, Lee et al. 2002, Osako, Kim et al. 2002, Comans, Zuiver et al. 2003). Huminové kyseliny však v testech vyluhování obvykle chybí. Z hlediska vlivů na životní prostředí může být významný problém, když je vyluhovatelnost mnohem vyšší, než ji předpovídají testy vyluhování (Reijnders 2005).“

8 POPS VE ZBYTKÍCH PO SPALOVÁNÍ ODPADU

Pokud se bude řešit problematika PCDD/F a správného zpracování popílku a jiných zbytků z čištění spalin ze spaloven odpadu, může to řešit rovněž problematiku jiných POPs přítomných v těchto odpadech. Dřívější studie z roku 2005, která se zabývala zbytky ze spaloven odpadu (Petrlík and Ryder 2005) uvádí seznam dalších POPs a jejich koncentrací zjištěných v těchto odpadech. Z těch POPs, které jsou již uvedeny na seznamu podle Stockholmské úmluvy, můžeme v popelu ze spaloven odpadu nalézt následující látky: hexachlorbenzen (HCB), pentachlorbenzen (PeCB), hexachlorbutadien (HCBd), polychlorované bifenyly (PCB), polychlorované naftaleny (PCN), jakož i zbytková množství POPs, které nebyly odbourány během procesu spalování,

jako jsou například polybromované difenylétery (PBDE), hexabromcyklododekan (HBCD) i jiné bromované zpomalovače hoření či chlororganické pesticidy, včetně DDT.

Kromě POPs uvedených na seznamu Stockholmské úmluvy byly ve zbytcích po spalování odpadu nalezeny následující chemické látky, které vykazují vlastnosti typu POPs nebo vysokou toxicitu: polybromované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany (PBDD/F) a/nebo polybromchlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany (PBCDD/F), polychlorované dibenzothiofeny (PCDT) a polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), včetně chlorovaných PAU¹⁶ (Miyake, Tang et al. 2012). Tento seznam každopádně není vyčerpávající.

9 PŘÍPADOVÉ STUDIE – SHRNUÍ

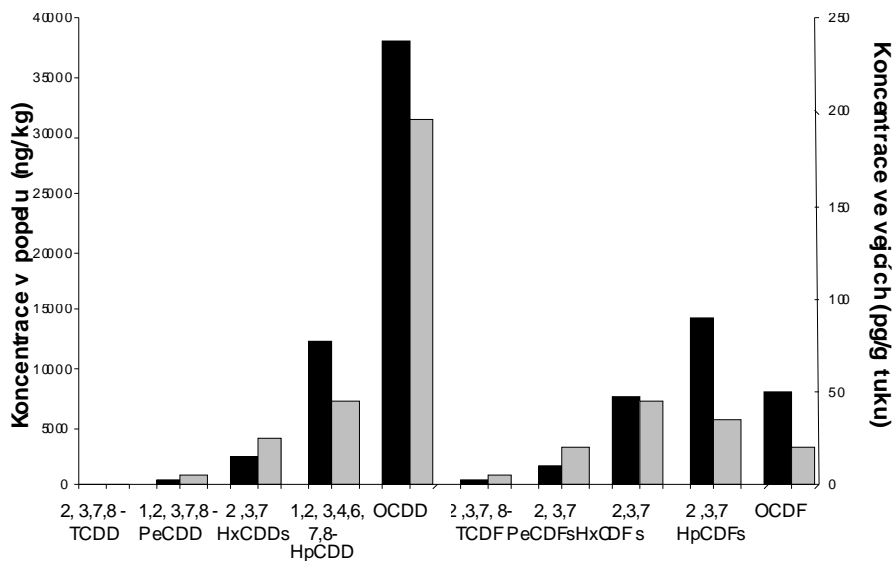
Níže uvedené případové studie dokládají, že odpady s obsahem POPs (popílek a jiné zbytky z čištění spalin), a to i s koncentracemi dioxinů pod stávající prozatímní „úroveň nízkého obsahu POPs“ stanovenou jako 15 ppb, mohou způsobovat vážné problémy:

- 1) Jejich volné použití v místech, kam mají přístup například slepice chované ve volném výběhu nebo hovězí dobytek, vede to ke kontaminaci potravního řetězce a potenciálně i k nebezpečné expozici lidí POPs, zejména dioxinům.

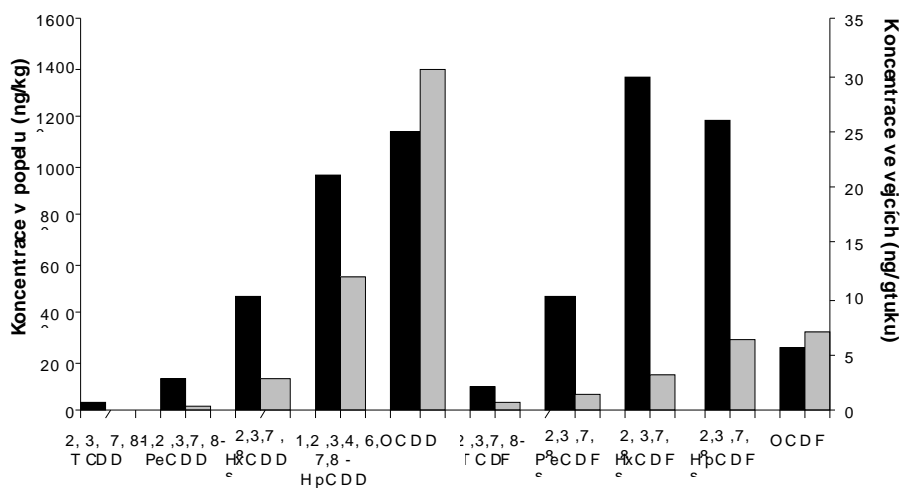
Newcastle, Velká Británie (spalovna odpadu v Bykeru) – V Newcastlu se k opravám cest pro pěší používaly odpady vykazující koncentrace dioxinů, které byly 750 - 3,5-krát nižší než je prozatímní „úroveň nízkého obsahu POPs“ pro dioxiny stanovená Basilejskou úmluvou na úrovni 15 ppb (Basel Convention 2015). Toto použití vedlo ke kontaminaci drůbežích vajec, která v průměru překročila 6,4-krát až 8,8-krát limit pro obsah dioxinů ve vejcích, stanovený později v Evropské unii (2,5 pg WHO-TEQ g⁻¹). Tento případ a jeho analýzu, kterou vypracovali Pless-Mulloli, Schilling et al. (2001), využili rovněž experti z BiPRO jako základ pro definici nejhoršího možného scénáře expozice lidí: „*Kritérium Y: Nejhorší scénář rizik pro lidské zdraví*“ – „úroveň nízkého obsahu POPs“ 1 ppb (BiPRO 2005). Koncentrace v popelovinách (0,02 – 4,22 ppb = ng TEQ g⁻¹) – půda na pozemcích (kam mají přístup slepice) (0,007 – 0,292 ppb = ng TEQ g⁻¹) – slepičí vejce (0,4 – 56 pg TEQ g⁻¹) – limit EU 2,5 pg TEQ g⁻¹.

Následující grafy znázorňují rozdíl mezi kontaminací a zastoupením jednotlivých dioxinů ve vzorcích vajec z Newcastlu, od slepic, které měly přístup k popílku ze spalovny, a které k němu přístup neměly. Zdrojem obou grafů je studie, kterou vypracovali Pless-Mulloli, Schilling et al. (2001).

¹⁶ Jedna studie zjistila, že v popílku ze spaloven odpadu je přítomno mnohem více aromatických chemických látek: „V popílku bylo kvalitativně detekováno celkem 128 aromatických monokarboxylových kyselin (ACA) včetně 36 mono- až tetrachlorovaných sloučenin. Podle své struktury se dělí do pěti skupin: polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), bifenyly, oxa-PAU, oxo-PAU a hydroxy-PAU. ... Nalezení polychlorovaných benzoových kyselin a bifenylových karboxylových kyselin, což jsou látky, které mohou být prekurzory polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a dibenzofuranů, může znamenat, že existují zatím nezmapované cesty jejich syntézy. Akimoto, Y., S. Nito and Y. Inouye (1997). "Aromatic carboxylic acids generated from MSW incinerator fly ash." *Chemosphere* 34(2): 251-261.



Obrázek 6: Zastoupení jednotlivých dioxinů ve vzorku z Westmacott Street, Newcastle: popel 2123 ng I-TEQ kg⁻¹, zastoupení jednotlivých kongenerů dioxinů odpovídá popílku ze spalovny, vejce 18 pg I-TEQ g⁻¹ tuku, zastoupení jednotlivých dioxinů odpovídá popílku ze spalovny, slepice měly přístup k popílku.



Obrázek 7: Zastoupení jednotlivých dioxinů ve vzorku z Coxlodge, Newcastle: popel 4224 ng I-TEQ kg⁻¹, zastoupení jednotlivých dioxinů odpovídá popílku ze spalovny, vejce 1,5 pg I-TEQ g⁻¹ tuku, zastoupení jednotlivých dioxinů neodpovídá popílku ze spalovny, slepice k němu neměly přístup.

Tchajwan – „Případ s toxickými vejci“ prokázal, že popílek, který farmáři přidávali do krmiva pro kachny, byl hlavním zdrojem POPs, které kachny denně přijímaly. Obsahu PCDD/F v krmivu a půdě kontaminované nelegálními skládkami popílku by se tudíž měla věnovat větší pozornost (Lee,

Shih et al. 2009). V prosinci 2005 byla v oblasti Changhua zjištěna kontaminace kachních vajec v úrovni $32,6 \text{ pg TEQ g}^{-1}$ tuku (The Epoch Times 2005). Tato hodnota je téměř 13-krát vyšší než stávající norma pro potraviny v EU a je téměř 22-násobkem průměrné koncentrace PCDD/F ($1,5 \text{ pg WHO-TEQ g}^{-1}$ tuku) ve vejcích drůbeže (slepice) chované ve volném výběhu na Tchajwanu (Hsu, Chen et al. 2010).

- 2) I přes solidifikaci / stabilizaci popílku jej může vítr roznášet ve formě jemného prachu do okolí a může tak kontaminovat životní prostředí v okolí solidifikačních zařízení anebo skládek se solidifikovanými monolitickými bloky.

Wuhan – popílek skladovaný na nezastřešené ploše ve spalovně odpadu – Okolí spalovny TKO Wuhan ve městě Hanyang byla jednou z lokalit, kde se odebíraly vzorky vajec od slepic chovaných ve volném výběhu pro studii IPEN prováděnou v letech 2013 – 2015. Vzorky vajec z okolí této spalovny vykazovaly nejvyšší naměřenou koncentraci jak chlorovaných tak bromovaných dioxinů (PCDD/F a PBDD/F) ze všech vzorků odebraných v rámci uvedeného projektu v Číně. Oba směsné vzorky vajec z blízkosti spalovny odpadu Wuhan překročily normy EU pro obsah dioxinů ve slepičích vejcích (European Commission 2011), a to téměř třikrát respektive pětkrát. Koncentrace HCB ve vzorku Wuhan 1 činila $74,5 \text{ ng.g}^{-1}$ čerstvé hmotnosti, což je téměř čtyřikrát více než kolik stanovuje norma pro obsah HCB ve slepičích vejcích v EU. Koncentrace HCB ve směsném vzorku vajec Wuhan 1 (481 ng.g^{-1} tuku) byla téměř dvojnásobná ve srovnání s nejvyšší koncentrací HCB v souboru vzorků ze zprávy IPEN o rozborech vajec z roku 2005, která činila 250 ng.g^{-1} tuku (DiGangi and Petrlik 2005).



Obrázek 8: Popílek v pytlích typu big bag skladovaný v podmínkách, v nichž je vystaven povětrnostním vlivům ve spalovně TKO v městě Hanyang, Wuhan, Čína. Zdroj: (Zhang, Huang et al. 2015).

Vejce ve vzorku Wuhan 1 (tedy z lokality, která byla blíže spalovně odpadu ve městě Hanyang) vykazovala extrémně vysoké koncentrace PBDD/F ($27,3 \text{ pg WHO-TEQ g}^{-1}$ tuku) (Petrlik 2015). Jak jsme zjistili z obrázků v jednom ze zveřejněných článků o této spalovně TKO (viz obrázek 8) (Zhang, Huang et al. 2015), v areálu spalovny odpadu byly po dlouhou dobu skladovány otevřené pytle s popílkem vystavené působení povětrnostních vlivů. Domníváme se, že to by mohlo být hlavním důvodem,

proč byly ve vejcích z okolí této spalovny odpadu tak vysoké koncentrace dioxinů. Domy, kde jsme odebírali vzorky vajec, byly později zbourány a budou nahrazeny „zeleným pásem“ kolem spalovny odpadu.

Tchajwan – skládka monolitických bloků z popílku na jihu ostrova – Koncentrace dioxinů v listech fíkovníků byly v okolí skládky s monolitickými bloky z popílku dvojnásobné ve srovnání s lokalitou v nedalekém městě. Bez odpovídající kontroly a řízení mohou skládky solidifikovaných monolitických bloků z popílku představovat vážné riziko nejen pro okolní prostředí, ale rovněž pro lidi, kteří žijí v poměrně velké vzdálenosti od skládky, protože PCDD/F mohou cestovat v ovzduší a mohou se ukládat na vzdálených místech, což je důležité brát v úvahu, uzavírají Wang et al. (2006) ve své studii.

Obrázek 9: Jedna z lokalit, na níž se skládá popílek ze spaloven odpadu na Tchajwanu. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika, leden 2017.



Hůrka, Česká republika – Koncentrace dioxinů v sedimentech v této venkovské oblasti jsou o řád vyšší než v průmyslových oblastech země, kvůli únikům prachu a potenciálně dalším únikům ze zařízení na zpracování odpadů, kde se už déle než deset let zpracovává popílek ze spalovny odpadu a metalurgického závodu (Mach 2017).



Obrázek 10: Toto je okolí lokality v Hůrce zachycené na fotografii z roku 2010, kde se zpracovávají různé typy odpadů, včetně zbytků z čištění spalin ze spalovny odpadu a metalurgického závodu. Prach se šířil vzduchem z areálu a kontaminoval okolní přírodní ekosystémy. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika, červen 2010.

- 3) Pokud se popílky a další zbytky ze spaloven odpadů skládkují / používají ke stavebním zásypům, může to být z krátkodobého hlediska levné řešení nebo pro někoho dobrý obchod, ale konečné vyčištění (sanace) může být později velmi drahé (pokud se POPs neodbourají při nejbližší příležitosti, jednoduše se pouze vytvářejí nové ekologické zátěže).

Jacksonville, USA - Lokalita s popelovinami ze spaloven v Jacksonville, na které zasahuje Superfund, se považuje za lokalitu, na níž „současná expozice lidí není pod kontrolou“, protože je na povrchu nebo blízko povrchu v obytných oblastech půda kontaminovaná směsí popelovin v množství přesahujícím cíle sanace pro obytné oblasti. Je zde více než 1500 pozemků s obytnými domy, kde je cestou expozice přímý kontakt s kontaminovanou půdou. Agentura ATSDR určila, že zde není

okamžité zdravotní riziko, expozice toxickým látkám zde však představuje dlouhodobé zdravotní riziko (US EPA 2015). Podle sčítání lidu v USA z roku 1990 žilo v oblasti čtyř lokalit kontaminovaných popelem více než 30 tisíc obyvatel (US EPA ROD 2006). Více než 4000 obyvatel žijících v kontaminované lokalitě prohlásilo, že město porušilo jejich občanská práva, a podalo na město žalobu za to, že skládalo popeloviny v místech, kde žijí převážně chudí lidé černé pleti a vystavilo je zdravotním rizikům. Město v roce 2006 dosáhlo stažení žaloby tím, že žalujícími lidem vyplatilo 75 milionů USD (Morrison 2009). Na lokalitě byl v roce 2009 zahájen projekt vyčištění (sanace), který bude stát 94 milionů USD (Morrison 2009).



Obrázek 11: „Mohli jste to cítit, mohli jste to vidět, ale nevěděli jste, co to je,“ řekl pastor R. L. Gundy z baptistické církve Mount Sinai Missionary Baptist Church, u něhož byla diagnostikována rakovina prostaty. Zdroj: Morrison (2009).

Mydlovary, Česká republika – Popílek se používá ve směsi odpadů pro zpětné zasypávání lagun po zpracování uranové rudy v závodu v Mydlovarech v jižních Čechách. Příprava těchto směsných odpadů probíhá v lokalitě Hůrka (o které hovoříme v jiné případové studii).



Obrázek 12: Letecká fotografie lagun po zpracování uranové rudy v závodu v Mydlovarech v jižních Čechách. Laguny jsou již částečně vyplněné směsí odpadů, která obsahuje popílek. Zdroj: mail.oakrupkovo.cz.

Během deseti let by se tu mohla nakumulovat až polovina takového množství dioxinů, jaké bylo podle odhadů zjištěno v dioxinové zátěži ve Spolaně Neratovici, dříve největší ekologické zátěži kontaminované dioxiny v Evropě. Ve Spolaně Neratovici se jednalo o areál chlorové

chemičky, kde se vyráběly pesticidy používané pro výrobu preparátu Agent Orange (herbicidu, který má spojitost s kontaminací dioxiny ve Vietnamu). Množství PCDD/F v dekontaminovaném materiálu ze Spolany Neratovice se odhaduje celkem na 372 g TEQ (Čtk 2007). Náklady na dekontaminaci ve Spolaně činily více než 2 miliardy Kč (80 milionů USD).

- 4) POPs ve zbytcích mohou být škodlivé pro lidi vystavené působení těchto materiálů, zejména pracovníky, kteří manipulují se zbytky po spalování odpadu a pracují na údržbě spaloven, a tudíž je potřeba posoudit všechny cesty expozice POPs, především pak dioxinům.

Prefektura Osaka, Japonsko – Koncentrace dioxinů v krvi pracovníků spalovny Toyono Gun, kteří se podíleli na údržbě pece, elektrického odlučovače prachu a mokré pračky spalín ve spalovně,



byly vyšší než koncentrace zjištěné u obyvatel okolních oblastí. Hladina dioxinů v krvi se u těchto pracovníků pohybovala v rozmezí od 13,4 do 805,8 pg I-TEQ.g⁻¹ tuku a průměrně činila 84,8 pg I-TEQ.g⁻¹ tuku. Hladina dioxinů v krvi, kterou naměřila v roce 1998 Agentura pro životní prostředí u 253 osob z různých částí Japonska, se pohybovala v rozmezí od 0,9 do 33 pg I-TEQ.g⁻¹ tuku (průměr 19 pg I-TEQ.g⁻¹ tuku). Koncentrace dioxinů v krvi byly u pracovníků vyšší než u běžných občanů.

Obrázek 13: Odběr vzorku popílku ve spalovně odpadu v Číně. Ze snímku je zřejmé, jaké jsou pracovní podmínky ve spalovně odpadu. Zdroj: Tang, Liu et al. (2016).

- 5) Popílky by se neměly vyvážet přes hranice a nemělo by se s nimi nakládat v režimu „ne na mém dvorku“ s tichým souhlasem mezinárodních úmluv o ochraně životního prostředí v důsledku nedostatečné definice, co jsou odpady s obsahem POPs, čili příliš benevolentně stanovené ‚úrovně nízkého obsahu POPs‘.

Belaruči, Bělorusko – Ve vesnici Belaruči byl nalezen popílek. Mělo se jednat o „pojivo pro použití v hornictví“ s názvem Polho, ve skutečnosti však šlo o směs vyrobenou z popílku ze spaloven odpadu. Materiál byl objeven v opuštěném areálu blízko vesnice Belaruči v Bělorusku roku 2007. Jednalo se jen o malou část z 5 000 tun směsných popelovin ze spaloven odpadu, pro něž získala německá firma UTR povolení k vývozu do zemí střední a východní Evropy, včetně Polska, Běloruska a Ukrajiny (Gluszynski 2007).



Obrázek 14: Malé skladiště směsi Polho vyrobené z popílku ze spaloven odpadu. Lokalita blízko vesnice Belaruči v Bělorusku, 2007. Foto: Center of Environmental Solutions (CES), Bělorusko.

Specializovaná laboratoř pro analýzy dioxinů sídlící ve městě Ufa naměřila v této směsi koncentrace PCDD/F 1 626 ng TEQ g⁻¹ sušiny (GU Tayfun 2007). Tento příklad dokládá, že pod nálepkou recyklovaného materiálu

dochází k vývozu popílku s koncentracemi dioxinů přesahujícími 1 000 ng TEQ kg⁻¹ z rozvinutých zemí do států s rozvíjející se ekonomikou nebo rozvojových zemí. Je to způsobeno tím, že jsou stanoveny velmi vysoké (nedostatečné) ‚úrovně nízkého obsahu POPs‘, takže tento vývoz neporušuje ustanovení Basilejské úmluvy.



Obrázek 15: Fotografie dokumentující příběh lodi Khian Sea, kdy žádná země nechtěla odpadní popeloviny ze spaloven přijmout, a tak byly nakonec vyloženy na Haiti (první fotografie). Foto: Essential Action, Zdroj: Krunk (2016).

Množství odpadu nalezeného v Bělorusku pod označením stavební materiál bylo nízké, ale celkové množství 5 000 tun popelovin ze spaloven odpadu, vyvezené z Německa v letech 1993 – 1994, bylo obdobné jako v případě staršího případu exportu z Filadelfie v USA. Filadelfská loď *Khian Sea* chtěla vyložit 13 000 tun popelovin ze spaloven na Haiti a nakonec vyložila část tohoto materiálu na neznámém místě (Godwin 1993). Na západní Ukrajině byly zmapovány další případy skládkování odpadů z průmyslových procesů, které pocházely z některých zemí EU (Wuttke, Skrylnikov et al. 2011).

Guinea - Na konci 80. let 20. století bylo asi 15 000 tun zbytků po spalování odpadu ze spaloven komunálního odpadu ve Filadelfii v USA vyvezeno do Guinei. Odpad byl označen jako surovina pro výrobu cihel, ve skutečnosti se však jednalo o nebezpečnou směs obsahující těžké kovy i dioxiny. Byl uložen na ostrově Kassa blízko hlavního města Guinei, které se nachází na pevnině. Lidé požadovali od příslušných orgánů nápravu, protože odpad nepříjemně páchl a odumírala u něj vegetace. Nakonec se odpad vrátil do USA a tam byl uložen na skládku (Krunck 2016). Případ lodi *Probo Coala* (AI and Greenpeace 2012), která přivezla toxický odpad na Pobřeží slonoviny, dokládá, že k podobným případům dochází i v současnosti.

- 6) I přes určitá bezpečnostní opatření nemusí být bezpečné skladovat zbytky ve slané vodě nebo blízko mořského břehu, jelikož to může přispívat k celkové kontaminaci moří POPs.

Případy, ke kterým došlo v Phuketu v Thajsku, ve vesnici Chengsi na Tchajwanu a na Kokosových (Keelingových) ostrovech patřících Austrálii, dokládají, že se zbytky ze spalování odpadů často skladují u spaloven nacházejících se blízko mořského břehu, často bez jakékoli izolace proti únikům toxických látek z nich, včetně dioxinů, do mořské nebo brakické vody. Jedná se i o popílek s koncentracemi PCDD/F v řádech několika tisíc ng TEQ kg⁻¹ (více než 1 ppb). V těchto lokalitách se neprováděly testy zkoumající vyluhování dioxinů do slané vody. Jelikož rybářské komunity jsou obecně více ohrožené toxickými látkami (Svensson, Nilsson et al. 1995, Kiviranta, Vartiainen et al.



2002, Weintraub and Birnbaum 2008, Merlo, Desvignes et al. 2011), jsou tyto scénáře rizik relevantní pro asijské země, kde je konzumace ryb a dalších mořských živočichů obvykle vysoká. Kontaminované potravní řetězce ve vodním prostředí mohou mít rovněž vliv na expozici lidí prostřednictvím konzumace vajec volně žijících ptáků (Ryan, Dewailly et al. 1997). V některých vzorcích ryb a mořských korýšů odebraných v roce 2010 na ostrově Phuket v mangrovové oblasti blízko skládky popelovin ze spalovny byly naměřeny zvýšené koncentrace POPs. Podle jiné zprávy byly ve vejcích volně žijících ptáků v blízkosti spalovny odpadu nalezeny koncentrace PCDD/F a DL PCB 6 pg BEQ g⁻¹ tuku (Petrlik 2011).

Obrázek 16: Spalovna TKO v Phuketu v Thajsku s malou hromadou popela v popředí. Foto: Jindřich Petrlik, Arnika, prosinec 2010.



Obrázek 17: Z porovnání fotografické mapy z roku 2007 (vlevo) a z roku 2010 (vpravo) je jasné, že využití pozemků v okolí spalovny odpadu v Phuketu se změnilo. Velká šedá plocha jihovýchodně od spalovny je oblastí, kde se v roce 2007 skladoval popílek. Zdroj: Petrlik (2011).



Obrázek 18: Malá spalovna zdravotnického odpadu ve státě Samoa. Foto: Lee Bell.

Malé a středně velké spalovny zdravotnického odpadu – například Pákistán, Ghana, Kamerun, Mozambik nebo Peru - Popel z malých spaloven zdravotnického odpadu, které jsou rozšířené v mnoha rozvojových zemích, se většinou skládá blízko těchto spaloven v místech v okolí

nemocnic a v některých případech rovněž na lokalitách, na které mají přístup zvířata, jako v Pésaváru, kde se popel používal k překrytí staré skládky komunálního odpadu.

V Ghaně se v popelu ze spalovny analyzoval obsah těžkých kovů (spalovna je na obrázku 35). Studie zjistila, že v popelu byly vysoké koncentrace zinku, olova, chromu a kadmia, které překračovaly limity umožňující ukládání na skládku (Adama, Esena et al. 2016). Jelikož spalovny v různých afrických zemích jsou podobné, Mochungong použil údaje naměřené v případě spalovny zdravotnického odpadu v Mozambiku pro posouzení vlivů, které mají na životní prostředí tři malé spalovny odpadu v Kamerunu. Zjistil, že celkové koncentrace PCDD/F v popelu ze spalovny v Mozambiku činí 346 ng WHO-TEQ kg⁻¹ (Mochungong 2011).

Spalovna severně od mezinárodního letiště Jorge Chaveze v Limě spalovala do roku 2001 různé druhy odpadu vznikajícího na letišti a shromážděný karanténní odpad. Dnes není spalovna v provozu. Na skládce kam se ukládal popel ze spalovny byly odebrány vzorky a jejich analýza prokázala koncentraci dioxinů 0,36 ng –TEQ g⁻¹. Popel ze spalovny se ukládal na skládku v Zapallalu, která byla zařazena do studie provedené v roce 2011 a pro švédskou agenturu EPA. Kromě vzorků popela byly odebrány i vzorky rostlin a vajec. Její autoři dospěli k závěru, že „koncentrace PCDD/F ve vejcích¹⁷ a rostlinách byly ve srovnání s koncentracemi ve vzorcích z referenčních lokalit jasně zvýšené. Na základě odpovídajícího zastoupení jednotlivých dioxinů ve vzorcích popela a půdy lze vyslovit závěr, že skládka je zdrojem PCDD/F a PCB přítomných v jejím okolí“ (Swedish EPA 2011).



Koncentrace zjištěné ve vzorcích z pákistánské spalovny zdravotnického odpadu v roce 2005 se pohybovaly v rozmezí mezi 50 až 2514 ng WHO-TEQ kg⁻¹ (Arnika - Toxics and Waste Programme and SDPI 2006). To nejsou koncentrace, kterým by se měli vystavovat pacienti v nemocnicích. Zbytky po spalování odpadu se přitom často skladují hned vedle malých spaloven zdravotnického odpadu v areálech nemocnic. Jeden příklad je vidět na obrázku 19.

Obrázek 19: Jáma na popel v zahradě jedné z malých spaloven zdravotnického odpadu v Lahore, jak vypadala v roce 2005 (viz rovněž příloha 16.3). Foto: Jindřich Petrlík, Arnika, březen 2005.

10 SCÉNÁŘE EXPOZICE

Aby bylo možné stanovit funkční limitní hodnoty pro obsah POPs v odpadech, měly by se zhodnotit scénáře expozice jak z hlediska koncentrací hodnocených POPs, tak rovněž z hlediska potenciálních

¹⁷ Koncentrace PCDD/F ve vejcích drůbeže chované ve volném výběhu se pohybovaly mezi 3,4 a 4,4 pg TEQ g⁻¹ tuku a překračovaly současnou normu EU pro dioxiny ve vejcích, která činí 2,5 pg TEQ g⁻¹ tuku.

používaných způsobů odstraňování odpadů. Popílek s obsahem PCDD/F pod stávající prozatímní ‚úrovní nízkého obsahu POPs‘ (jak je definována v Rámcové technické směrnici Basilejské úmluvy pro odpady obsahující POPs) se v současné době opětovně využívá a recykluje (použití v zemědělství, při stavbě silnic, při výrobě cementu atd.). Jak jsme doložili v této studii, popílek se rovněž podrobuje solidifikaci a stabilizaci a poté se skládkuje nebo se používá jako materiál ke zpětným zásypům. Několik případových studií (viz kapitolu 9), které jsou popsány v literatuře anebo je zmapovala síť IPEN a její členské organizace, dokládá, že na různých místech světa se uskutečňují scénáře reálné expozice dioxinům dalším POPs z popílků, a to jak v rozvinutých, tak v rozvojových zemích či zemích s rozvíjející se ekonomikou.

Tyto případové studie dokládají, že u lidí žijících blízko míst, kde se používá či ukládá popílek, zbytky z čištění spalin nebo jiné druhy odpadů kontaminovaných dioxiny pod limitní hodnotou LPCL, dochází k expozici tím, že jedí potraviny vypěstované na kontaminované půdě (cesta expozice: kontaminovaný odpad – půda / prach / sediment – potraviny – požití člověkem) nebo že vdechují prach, který vzniká ze skladovaného popílku, případně popílku uloženého na skládku anebo toho, s nímž se manipuluje (cesta expozice: kontaminovaný odpad – prach – vdechnutí člověkem). Cestou expozice, která je méně běžná, ale stále k ní může docházet, je přímé požití půdy nebo prachu, což častěji souvisí s chováním dětí (děti zkoušejí jíst i nejedlé předměty), může to však být relevantní rovněž v případě lidí pracujících na lokalitách kontaminovaných prachem nebo půdou obsahujícími dioxiny, kdy může docházet k jejich požití při jídle a kouření (cesta expozice: kontaminovaný odpad – prach – požití člověkem).

10.1 EXPOZICE PROSTŘEDNICTVÍM POTRAVNÍHO ŘETĚZCE: PŘÍKLAD DRŮBEŽÍCH VAJEC

Dioxiny patří do skupiny chemických látek, jejichž působení je lidské tělo vystaveno hlavně prostřednictvím potravin. Bylo zjištěno, že vejce jsou citlivým indikátorem kontaminace půd PCDD/F a PCB, a jsou významnou cestou přenosu těchto látek zeznečištěné půdy do lidského těla. Jak dokládá několik případových studií uvedených v této zprávě, vejce z kontaminovaných oblastí mohou snadno vést k expozicím, které přesahují hygienické limity pro dioxiny ve vejcích stanovené v zájmu ochrany lidského zdraví (DiGangi and Petrlik 2005, Weber, Schwedler et al. 2015). Grafy v předcházející kapitole 9 znázorňují zdokumentovaný příklad z Newcastleu (Pless-Mulloli, Schilling et al. 2001), kde se prokázalo, že šlo o expozici dioxinům majících původ ve spalovně odpadu.

Dokazuje to analýza zastoupení jednotlivých kongenerů dioxinů ve vzorcích. Srovnání jejich profilu je patrné právě z grafů na obrázcích 6 a 7.

Obrázek 20: Spalovna odpadu v Košicích byla zřejmě zdrojem kontaminace dioxiny v případě vajec od slepic chovaných ve volném výběhu, jejichž vzorky byly odebrány v okolí zařízení v roce 2004. Zdroj: IPEN PCBs and Waste Working Group, Spoločnosť priateľov Zeme et al. (2005).



10.1.1 PŘÍKLAD EXPOZICE PCDD/F, JEHOŽ PŘÍČINOU BYLO DŘEVO KONZERVOVANÉ PENTACHLORFENOLEM

Ke znečištění půdy může docházet nejen prostřednictvím přenosu kontaminantů v ovzduší, ale rovněž v důsledku přenosem dioxinů z dřevěných součástí kurníku, jako v níže popsaném případě. Zdrojem kontaminantů se mohou stát stavební materiály, jako je konzervované dřevo nebo střešní krytiny z azbestu (Winkler 2015). Ve slepičích vejcích z jedné lokality v Polsku byly nalezeny vysoké koncentrace dioxinů a zjistilo se, že hlavním zdrojem kontaminace bylo dřevo konzervované pentachlorfenolem kontaminovaným dioxiny (jako nežádoucími vedlejšími produkty v tomto chemickém konzervačním činidle). Bylo zjištěno, že vzorky slepičích vajec odebrané v této lokalitě v různých letech obsahovaly 12,5 pg WHO-TEQ g⁻¹ (Piskorska-Pliszczynska, Mikolajczyk et al. 2014) respektive 29,8 pg WHO-TEQ g⁻¹ tuku (Piskorska-Pliszczynska, Strucinski et al. 2016). Dřevo použité jako stavební materiál na kurník obsahovalo PCDD/F v koncentraci 3922,60 ± 560,93 pg WHO-TEQ g⁻¹. PCDD/F z tohoto zdroje znečistily zem, na které si nosnice hledaly potravu. Tento předpoklad potvrdilo zjištění pentachlorfenolu v materiálu podlahy (11,0 ± 2,8 μg g⁻¹). Koncentrace PCDD/F v materiálu oškrábaném ze stěn se pohybovaly mezi 0,98 a 4,39 pg WHO-TEQ g⁻¹, zatímco v materiálu podlahy činily 47,03 pg WHO-TEQ g⁻¹ (Piskorska-Pliszczynska, Strucinski et al. 2016).

Vzhledem k tomu, že kontaminace kurníku dioxiny trvala roky, nelze vyloučit možnost, že konzumenti vajec, která pocházela z dané farmy, byli trvale vystaveni jejich zvýšeným dávkám. Odhadovaná výše přijatých dávek by se tudíž měla považovat za nejhorší, ale realistický scénář. Tento příklad rovněž dokládá, co se stane, když skladujete „odpad“, který obsahuje 4 ppb PCDD/F. Následkem je kontaminace potravin (slepičích vajec) na úroveň, která je více než desetkrát vyšší než norma platná v EU.

Přehled scénářů expozice podobných výše popsanému případu z Polska byl vytvořen v rámci studie, kterou vypracovala švédská agentura EPA (Swedish EPA 2011), a je z něj zřejmé, že převažuje scénář vážného rizika, pokud se odpadní dřevo opětovně používá na podlahy nebo jako stavební materiál v zařízeních na výrobu potravin živočišného původu. Vzhledem k tomu, že koncentrace PCDD/F v odpadním dřevě 40 - 50 ng WHO-TEQ kg⁻¹ vedly k vysoké kontaminaci vajec (33 - 88 pg WHO-TEQ g⁻¹ tuku (Diletti, Ceci et al. 2005)), není LPCL v úrovni 15 000 ng TEQ kg⁻¹ (15 ppb) dostatečně nízká, aby zabránila kontaminaci z tohoto druhu odpadu. Kontaminované odpadní dřevo se může rovněž dostávat do zařízení na spalování biopaliv, což vede k vyšší koncentraci znečišťujících látek ve zbytcích.

10.1.2 MĚSTO MENEN, BELGIE

Jedna studie (Nouwen, Provoost et al. 2004) analyzovala obsah DL PCB a dioxinů ve vejcích, půdě a zelenině v okolí města Menen v Belgii. Ve městě byla řada potenciálních zdrojů znečištění POPs, včetně toho, že se zde provádělo nepovolené opalování kabelů, byla zde barvírna, provoz recyklace kovů a výroba lisovaných desek. Před rokem 1984 se zde rovněž používal popel ze spalovny pro stavbu silnic. V této oblasti docházelo také divokému pálení odpadů na otevřených ohništích. Podle výsledků studie se koncentrace v půdě pohybovaly v rozmezí od 12,14 do 42,18 ng WHO-TEQ/ kg sušiny. Tři směsné vzorky šesti vajec od slepic chovaných ve volném výběhu obsahovaly 28, 31

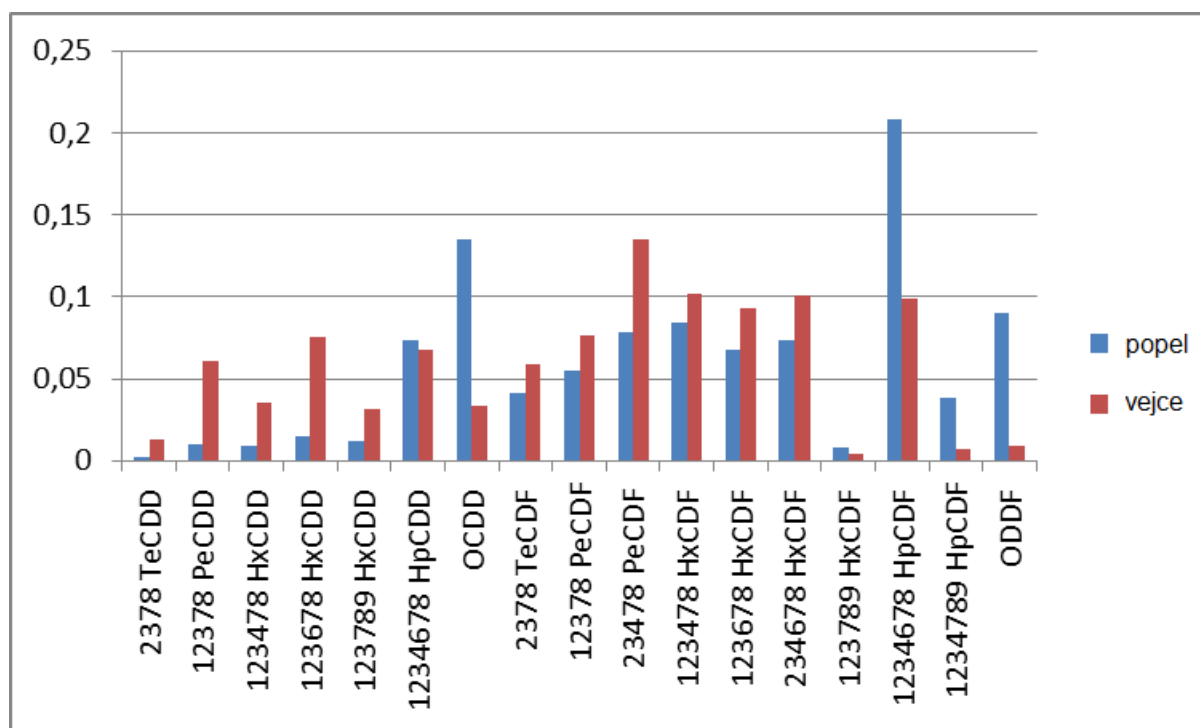
respektive 40 pg WHO-TEQ.g⁻¹ tuku. Byla provedena analýza dvaceti vzorků zeleniny, včetně čekanky listové, fazolí, hrachu, dýní, okurek, mrkve a pórku. Koncentrace se pohybovaly od 0,02 do 0,15 pg WHO-TEQ./g-1 čerstvé hmotnosti (Nouwen, Provoost et al. 2004). Výsledky dokládají, že kontaminace vajec byla vysoká, ale také to, že různé druhy zeleniny přijímají kontaminanty typu dioxinů v různé míře.

10.1.3 PŘÍKLAD EXPOZICE DIOXINŮM V MÍSTĚ, KDE SE PROVÁDÍ „RECYKLACE“ ELEKTROODPADU V THAJSKU

Ve zbytcích ze spalování nebo pálení elektroodpadu řízeným nebo neřízeným procesem může docházet ke komplexní kontaminaci POPs. Zkoumali jsme jedno takové místo v Samut Sakhon v Thajsku, kde je v průmyslové zóně řada dílen, v nichž probíhá v malém „recyklace“ kovů. Místní obyvatelé pálí odpady, včetně elektroodpadu, a vybírají z odpadů nespálené kovové součásti, které pak předávají místním tavírnám. Odebrali jsme v této lokalitě vzorky slepičích vajec a rovněž vzorky popela a nespálených zbytků. Naměřená koncentrace PCDD/F v popelu činila 12,8 ng WHO-TEQ kg⁻¹ sušiny a ve vejcích od slepic chovaných ve volném výběhu činila 84,4 pg WHO-TEQ g⁻¹ tuku. Vejce obsahovala rovněž vysoké koncentrace PBDD/F (19,35 ± 3,55 pg WHO-TEQ g⁻¹ tuku). Tento příklad dokládá, že koncentrace dioxinů přesahující 10 ppt mohou vést k závažnému překročení normy EU pro potraviny, ačkoli nespálené zbytky (popel) nebyly s nejvyšší pravděpodobností jediným zdrojem kontaminace vajec, protože zastoupení jednotlivých kongenerů dioxinů v nich nebylo plně identické, jak je patrné z grafu na obrázku 22.



Obrázek 21: Řemeslná recyklace v Samut Sakhon, Thajsko. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika, únor 2015.



Obrázek 22. Zastoupení jednotlivých kongenerů dioxinů ve vzorcích popela a vajec od slepic chovaných ve volném výběhu z lokality, kde probíhá ‚divoká‘ recyklace elektroodpadu a jiných odpadů s obsahem kovů v Samut Sakhon, Thajsko.

10.1.4 PŘÍKLAD KACHEN, KTERÝM SE DO KRMIVA PŘIDÁVAL POPÍLEK ZE SPALOVEN ODPADU

Zdá se, že recyklace a opětovné využití zbytků ze spaloven odpadu se děje podle řady různých scénářů. Pokud se materiál používá v místech blízko zařízení na výrobu potravin živočišného původu nebo pokud použití umožňuje, že místní obyvatelé nebo pracovníci přicházejí do přímého kontaktu s odpadem, převažuje scénář vážného rizika (Swedish EPA 2011). Dokládá to příklad popelovin ze spalovny v Bykeru ukládaných na pozemcích v Newcastleu, zdokumentovaný v několika zprávách a studiích (Pless-Mulloli, Edwards et al. 2000, Pless-Mulloli, Edwards et al. 2001, Watson 2001, Pless-Mulloli 2003) a stručně popsany rovněž jako jedna z případových studií v této studii (viz kapitulu 9).

Zvýšené koncentrace dioxinů v životním prostředí (například 10 - 50 ng TEQ kg⁻¹ v zemině) jsou dostatečně vysoké na to, aby způsobily významnou úroveň expozice místních obyvatel žijících ve venkovských podmínkách a využívajících místně produkované potraviny. V určitých oblastech tak může být vliv vysoce kontaminovaného odpadu velmi škodlivý, pokud se opětovně používá s nízkým povědomím o možných důsledcích přenosu toxických látek v něm obsažených. Experimenty s kachnami, kterým se do krmiva přidával kontaminovaný popílek (obsahující 201 ng TEQ kg⁻¹ neboli 0,2 ppb), prokázaly, že vejce byla kontaminována i přes omezenou biologickou dostupnost PCDD/F z pevných matric a navzdory relativně nízké koncentraci v popelu (Shih, Wang et al. 2009).

10.1.5 ZÁVĚR PRO SCÉNÁŘ KONTAMINACE VAJEC DRŮBEŽE CHOVANÉ VE VOLNÉM VÝBĚHU

Weber et al. (2015) se domnívají, že úroveň kontaminace půdy používané pro chov drůbeže ve volném výběhu pro produkci vajec by ideálně měla být nižší než 2 ng TEQ/kg sušiny, pokud jde o sumu PCDD/F a DL PCB (a určitě nižší než 5 ng TEQ/kg sušiny). Vycházejí přitom ze závěrů nedávné zprávy o POPs ve vejcích od slepic chovaných ve volném výběhu v Nizozemsku (Hoogenboom, ten Dam et al. 2014). Koncentrace vyšší než uvedená hodnota budou představovat riziko, že konzumací slepičích vajec dojde k překročení tolerovatelného denního příjmu PCDD/F a DL PCB pro člověka.

10.2 CESTA EXPOZICE POŽITÍM PŮDY

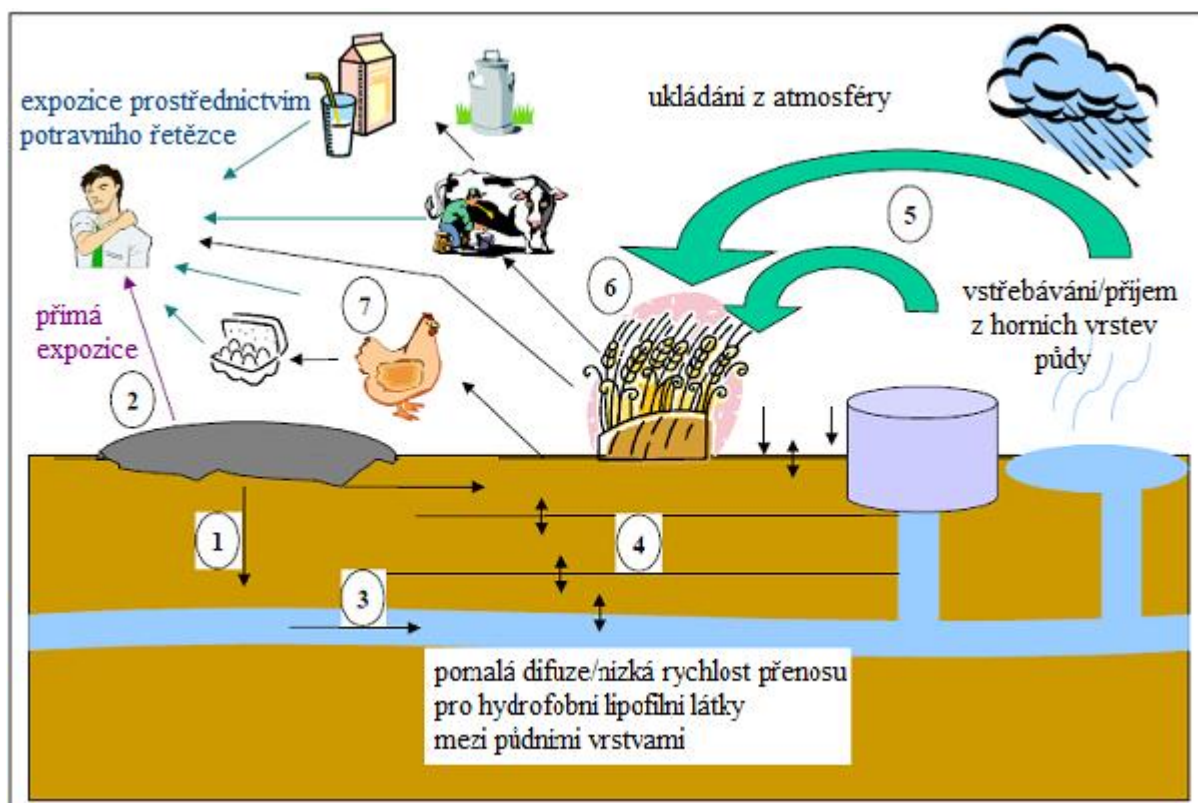
U dětí z komunit žijících blízko nezabezpečených skládek nebo skladišť popílku nebo zbytků z čištění spalin může docházet k expozici rovněž v důsledku toho, že děti zkoušejí jíst i nejedlé předměty (Moya and Phillips 2014, Watson and Petrlik 2015). Například Calabrese et al. uvádějí: „*Několik studií, které se zabývaly požíváním půdy, svědčí o tom, že některé děti požíly ve dnech, kdy byly sledovány, významné množství půdy. Ačkoli EPA předpokládá pro účely posuzování expozice, že 95 % dětí požije 200 mg půdy za den či méně, u některých dětí bylo zjištěno, že požíly za jediný den až 25 - 60 g půdy*“ (Calabrese, Stanek et al. 1997). Dítě o hmotnosti 25 kg může tedy v důsledku toho, že sní takovéto množství půdy, dosáhnout svého tolerovatelného denního příjmu, pokud požije půdu kontaminovanou PCDD/F a DL PCB v úrovni 2 ng WHO-TEQ kg⁻¹.

Tuto cestu expozice podrobněji rozebírá rovněž studie švédské agentury EPA: „*Pro přímou expozici prostřednictvím požití půdy by koncentrace v odpadu / pevných maticích pravděpodobně neměly pro dospělé překročit 200 - 1 000 ng TEQ kg⁻¹. Toto rozmezí koncentrací odhadujeme pro dospělé z výpočtů dávek expozice za použití předpokladů, které je potřeba ověřit, například pro scénáře expozice v zaměstnání. ... Výsledky řady studií zaměřených na půdu dokládají, že pokud se počítá se 100% dostupností při požití, dochází k nadhodnocení výše expozice prostřednictvím požití půdy, jelikož dostupnost se obvykle pohybuje v rozmezí 20 - 60 %*“ (Swedish EPA 2011). Ve světle tohoto vyjádření by se odhadované koncentrace pro expozici dětí pravděpodobně měly rovněž zvýšit na koncentrace PCDD/F a DL PCB v půdě 4 – 10 ng WHO-TEQ kg⁻¹.

11 DISKUSE O SCÉNÁŘÍCH EXPOZICE A NÁVRZÍCH, JAK DEFINOVAT ,ÚROVEŇ NÍZKÉHO OBSAHU POPs' PRO PCDD/F

Scénáře expozice byly použity jako klíčový prvek pro návrhy, jak definovat ,úroveň nízkého obsahu POPs' pro dioxiny (a PCB podobné dioxinům), v následujících starších studiích:

- 1) BiPRO (2005). Studie pro usnadnění implementace určitých ustanovení týkajících se odpadů v Nařízení o perzistentních organických znečišťujících látkách (POPs); (BiPRO 2005)
- 2) Swedish EPA (2011). ,Úroveň nízkého obsahu POPs' pro PCDD/F v odpadech. Zhodnocení rizik pro lidské zdraví; (Swedish EPA 2011)
- 3) Bell, L., et al. (2016). Posouzení lokalit kontaminovaných POPs a potřeba zpřísnění limitů pro jejich koncentraci v půdě kvůli bezpečnosti potravin a krmiv; (Bell, Holoubek et al. 2016)

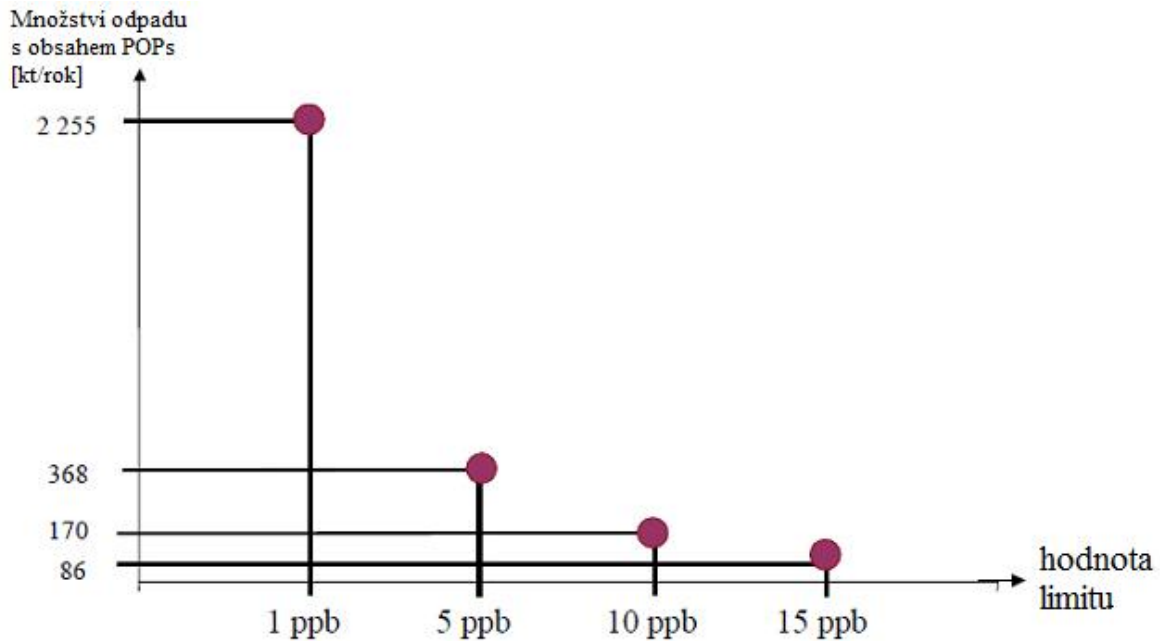


Obrázek 23. Cesty expozice, jak je definuje zpráva BiPRO. Zdroj: BiPRO (2005).

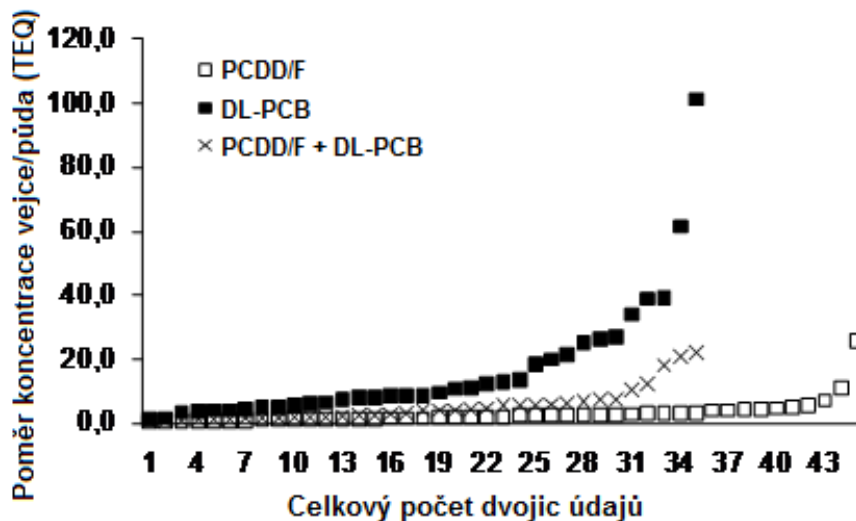
Zpráva BiPRO navrhovala pro PCDD/F ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘ na 3 možných úrovních: 1 ppb, 10 ppb a 15 ppb (= 1 000 nebo 10 000 nebo 15 000 ng TEQ kg⁻¹) a EU přijala úroveň 15 ppb, ačkoli se ve zprávě jejich konzultantů uvádí, že „*limit nízkého obsahu POPs vyšší než 1 ppb nemusí vyloučit riziko pro zdraví*“ (BiPRO 2005). Hlavním důvodem, proč byla jako LPCL v EU vybrána koncentrace 15 ppb, byla obava, aby nebylo nutné zpracovávat (odstraňovat) příliš mnoho odpadu „*takovým způsobem, že obsah perzistentních organických látek je odbourán nebo nevratně konvertován tak, že tento materiál nevykazuje vlastnosti perzistentních organických látek*“. Vysvětlením je graf na obrázku 24, který znázorňuje odhad objemu odpadu v tisících tun, který by bylo nutné každý rok „*odbourat nebo nevratně konvertovat*“ po stanovení různých hodnot LPCL. Nicméně tento graf (obrázek 24) odráží situaci v EU v roce 2005 a současný odhad by vypadal jinak, jelikož koncentrace PCDD/F v popílku ze spaloven TKO se snížily a s nejvyšší pravděpodobností by koncentraci 1 ppb překračovalo daleko menší množství odpadu. Rovněž by bylo nutné daleko menší množství odpadů zpracovat specializovanými technologiemi.

Pro případ, že se jako ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘ zvolí hodnota 15 ppb, navrhla studie BiPRO jako dodatečné opatření zakázat aplikaci nesolidifikovaného odpadního materiálu na půdu, pokud překračuje koncentraci PCDD/F 1 ppb. Tento návrh vycházel z předpokladu vyplývajícího ze studií, jejichž autory jsou Pless-Mulloli et al. (2001) a Nouwen et al. (2004), totiž že „*koncentrace 7 - 10 pg/g tuku ve vejících koreluje s koncentrací 0,4 - 0,9 ppb v půdě / materiálu, a při koncentracích v půdě / materiálu >1 ppb lze očekávat překročení kritické hodnoty 30 pg/g tuku. Tým pracující na projektu si je vědom, že tento výpočet je zatížen značnou nejistotou. Z posouzení nicméně vyplývá, že mohou*

existovat rizika, kvůli nimž je nutné uplatňovat zvláštní opatření při nakládání se všemi odpady, které přesahují koncentraci 1 ppb“ (BiPRO 2005).



Obrázek 24: Odhadovaná roční množství odpadu klasifikovaného v důsledku přítomných koncentrací PCDD/F (ng TEQ g⁻¹) jako odpad s obsahem POPs, v závislosti na různých limitech nízkého obsahu POPs. Graf odráží pouze situaci v EU v roce 2005. Zdroj: BiPRO (2005).



Obrázek 25: Přenos DL-PCB z půdy do vajec probíhá účinněji než přenos PCDD/F. DL-PCB mohou tudíž představovat významné riziko pro přenos do potravního řetězce, a to i při nízkých koncentracích v životním prostředí. Zdroj: Swedish EPA (2011).

Toto dodatečné opatření zakázat aplikaci nesolidifikovaného odpadního materiálu na půdu, pokud překračuje koncentraci PCDD/F 1 ppb, nebylo posléze nikdy zavedeno a EU ani neprosazovala,

aby bylo toto dodatečné opatření schváleno v prováděcích dokumentech Basilejské nebo Stockholmské úmluvy.

Graf na výše uvedeném obrázku 25 znázorňuje, že DL-PCB se ve srovnání s PCDD/F rychleji (účinněji) přenášejí do vajec. Svědčí to o tom, že DL-PCB jsou vážným nebezpečím z hlediska konzumace lidmi samy o sobě a že v kombinaci s PCDD/F představují významné riziko pro lidské zdraví, kterým se nezabývaly výpočty prováděné v rámci posuzování rizik při stanovování stávajících úrovní nízkého obsahu POPs pro odpady nebo stanovování přijatelných koncentrací v půdě.

Studie švédské agentury EPA (Swedish EPA 2011) vycházela z předpokladu, že poměry koncentrací ve vejcích / půdě se pro PCDD/F pohybují v rozmezí mezi 0,4 a 7 (minimální hodnota a průměr + směrodatná odchylka), což svědčí o tom, že koncentrace PCDD/F 30 pg TEQ g⁻¹ tuku ve vejcích bude překročena při koncentracích v půdě přibližně 4 až 75 ng TEQ kg⁻¹ sušiny, a v důsledku toho, že evropská maximální koncentrace 3¹⁸ pg TEQ g⁻¹ tuku ve vejcích může být překročena při koncentracích, které jsou desetkrát nižší (tedy 4 až 75 ng TEQ kg⁻¹ sušiny). To se jeví jako vysoce znepokojující, protože to znamená, že předpokládaná „bezpečná“ koncentrace v odpadech 1 000 ng TEQ kg⁻¹ významně podhodnocuje riziko kontaminace slepičích vajec z domácích chovů. Posouzení rizik, z nichž vychází stanovení „bezpečné“ úrovně, nezahrnulo do svého hodnocení DL-PCB, které se přenášejí do vajec s mnohem vyšší účinností než PCDD/F. Ke značné části expozice lidí těmto sloučeninám dochází potravou již při hodnotách kontaminace dioxiny de facto na úrovni požadované kontaminace půdy a rozdíl mezi úrovní tolerovatelného denního příjmu a úrovnemi, které mohou být škodlivé, je již velmi malý. Každý další zdroj těchto kontaminantů proto může vést k překročení hranice bezpečnosti tedy tolerovatelného denního příjmu (TDI) pro PCDD/F a DL PCB, který v současné době činí 2 pg TEQ kg⁻¹ tělesné hmotnosti za den. Pokud se nevezme plně v úvahu příspěvek DL-PCB k příjmu ve stravě prostřednictvím zdrojů potravin, jako jsou vejce, existuje významné riziko, že všechna posouzení rizik pro účely určení TDI podhodnocují expozici lidí tomuto typu látek (Swedish EPA 2011).

Zjištění, která publikovali Bell, Holoubek et al. (2016), jsou v souladu se studií švédské agentury EPA: „V poslední době bylo zjištěno, že relativně nízké úrovně kontaminace půdy PCB mohou kontaminovat skot,“ Tito autoři dále pokračují: „Popel s úrovní kontaminace pouhých 50 ng TEQ/kg může být zdrojem, který představuje riziko. I v případě, že se takovýto popel „nařadí“ v půdách, může v průběhu času při opakovaných aplikacích docházet k opětovné akumulaci PCDD/F. Je tudíž znepokojující, že stávající prozatímní limit „nízkého obsahu POPs“ stanovený podle Basilejské úmluvy a schválený Stockholmskou úmluvou činí pro odpad kontaminovaný dioxiny 15 000 ng TEQ/kg. Tento limit je příliš vysoký a je naléhavě potřeba jej přehodnotit a výrazně snížit“ (Bell, Holoubek et al. 2016).

Jiné studie dokládají, jak snadno mohou kontaminované odpady a recyklované materiály obsahující POPs kontaminovat lidský potravní řetězec, pokud se jako krmivo nebo podestýlka dostanou do prostředí, kde se chovají drůbež a skot (Malisch 2000, Bernard, Broeckaert et al. 2002, Llerena, Abad et al. 2003, Hoogenboom, Bovee et al. 2004, Hoogenboom, Heres et al. 2009). Studie, které publikovali Diletti, Ceci et al. (2005) a Brambilla, Fochi et al. (2009), prokázaly, že hobliny z kontaminovaného odpadního dřeva použité jako podestýlka pro zvířata vedly k až tak vysokým

¹⁸ V době vzniku studie švédské EPA platil ještě méně přísný limit pro dioxiny ve vejcích, tedy 3 pg TEQ g⁻¹ tuku, dnes platný limit je 2,5 pg TEQ g⁻¹ tuku.

koncentracím PCDD/F ve vejcích a mase jako 88,1 a 45,2 pg WHO-TEQ g⁻¹ tuku. Došlo k tomu přesto, že koncentrace v odpadním dřevu činily pouhých 40 - 50 ng WHO-TEQ kg⁻¹. To je zvláště relevantní pro stanovení ‚úrovně nízké koncentrace POPs‘, a jakuvádějí autoři studie pro švédskou EPA: „*Budou tudíž existovat značná rizika v souvislosti s recyklací odpadu kontaminovaného PCDD/F, pokud budou zbytkové koncentrace odpovídat navržené LPCL 15 000 ng TEQ kg⁻¹ (15 ppb)*“ (Swedish EPA 2011).



Obrázek 26: Podpora používání směsi popílku a popela jako podkladové vrstvy pro chodníky v České republice. Koncentrace PCDD/F v této směsi činí přibližně 0,05 – 0,1 ppb, při vyjádření ve WHO-TEQ. Zdroj: Dopis, který poslala firma Termizo, provozovatel spalovny komunálního odpadu v Liberci, starostům v regionu.

12 PŘÍKLADY LEGISLATIVNÍCH LIMITŮ OBSAHU PCDD/F V RŮZNÝCH ZEMÍCH

V předcházejícím textu a na řadě příkladů jsme doložili, že ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘ pro dioxiny je často interpretována jako limit definující hranici mezi nebezpečným odpadem a odpadem ostatním, i když by se takto vnímat neměla. Vědci a technici v několika studiích podporují zhodnocení nebo opětovné použití popílku s obsahem dioxinů pod LPCL (Wang, Chen et al. 2010, Dias-Ferreira, Kirkelund et al. 2016).¹⁹ V některých rozvinutých zemích se však přecejí pro obsah PCDD/F v odpadech uplatňují přísnější limity s podobným praktickým významem jako LPCL. Přehled hodnot legislativních limitů byl vytvořen pro účely porovnání s koncentracemi PCDD/F naměřenými v Guiyu (Xu, Tao et al. 2013). My jsme jej rozšířili a hodnoty limitů shrnujeme v tabulce 2.²⁰ Zpráva BiPRO uvádí legislativní limity v členských státech EU před rokem 2005 (BiPRO 2005). Informace o legislativě týkající se LPCL a nakládání s odpady s obsahem POPs jsou rovněž v Rámcové technické směrnici Basilejské úmluvy pro odpady s obsahem POPs (Basel Convention 2015).

Tabulka 2: Příklady různých legislativních směrných hodnot pro koncentrace PCDD/F v půdě, v kontaminovaných lokalitách nebo v odpadu. Koncentrace jsou v ng TEQ kg⁻¹.

¹⁹ Například „*Podle Basilejské úmluvy je koncentrace PCDD/PCDF v těchto materiálech nízká (<15 mg WHO-TEQ kg⁻¹) a popílek a zbytky z čištění spalin lze nakonec zhodnotit, například jako stavební materiál, ...*“ Dias-Ferreira, C., G. M. Kirkelund and P. E. Jensen (2016). "The influence of electro-dialytic remediation on dioxin (PCDD/PCDF) levels in fly ash and air pollution control residues." *Chemosphere* 148: 380-387.

²⁰ Hodnoty limitů uváděné v tabulce odpovídají datu příslušného zdroje.

Země	Hodnota	Doporučená činnost	Zdroj	
Nizozemsko	1	Pro zemědělské hospodaření	(UNEP Chemicals 1999)	
Nizozemsko	10	Pro chov dojného skotu		
Kanada	4	Ochrana životního prostředí a lidského zdraví	(CCME 2002)	
Německo	5	Pro zemědělské účely	(UNEP Chemicals 1999)	
Švédsko	10	Pro citlivá použití		
Nový Zéland	10	Pro zdraví lidí, rostlin a hospodářských zvířat	(MfE and MoH 1997)	
Japonsko	1 000	Kvalitativní norma pro půdu obecně	(Government of Japan 2012)	
Japonsko	250	Úroveň, kdy je potřeba provádět průzkum		
Japonsko	150	Kvalitativní norma pro dnový sediment		
Japonsko	3 000	Zbytky po spalování odpadu vhodné pro opětovné zpracování nebo recyklaci	(Government of Japan 2006)	
Korejská republika	3 000	Norma pro obsah v odpadu (podobně jako v Japonsku)	(Government of Republic of Korea 2009)	
USA	1 000	Hodnota pro sanaci půd	(US EPA 1998)	
Česká republika	500	Hodnota pro sanaci půd - obytná oblast	(BiPRO 2005)	
Česká republika	1 000	Hodnota pro sanaci půd - rekreační oblast		
Česká republika	10 000	Hodnota pro sanaci půd - průmyslová oblast		
Česká republika	100	Úroveň, kdy je potřeba provádět průzkum		
Švédsko	250	Citlivá úroveň		
Evropská unie	100	Čistírenský kal		
Rakousko	100	Čistírenský kal		
Rakousko	100	Požadovaná úroveň ESM pro odpady		(Stockholm Convention on POPs 2008)

Hodnotami, které jsou nejbliže ‚úrovni nízkého obsahu POPs‘, jsou koncentrace stanovené pro provedení zásahu na kontaminovaných lokalitách nebo koncentrace pro provedení sanace, jelikož jsou to koncentrace považované za natolik nebezpečné, že je potřeba provést akci pro vyčištění půdy (tedy odbourání toxických látek).

Breivik, Gioia et al. (2011) varovali, že pokud se budou limity obsahu POPs a další legislativní pravidla pro odpad s obsahem POPs udržovat v rozvinutých zemích na přísné úrovni, budou však platit méně přísné limity (pravidla) pro jejich přeshraniční pohyb, povede to k situaci, kterou pozorovali v Africe. Konkrétně řečeno, může to vést k vývozu materiálů prohlašovaných za stavební materiály, protože žádné předpisy je tak jako by to udělala dobře nastavená ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘ nezastaví na hranicích. A to bude platit, dokud LPCL budou tak vysoké, že se jakýkoli odpad bude moci vozit přes hranice bez omezení. Gioia et al. popsali problém s možnými vývozy jiného problematického odpadu do Afriky, konkrétně exportů obsahujících PCB (Gioia, Eckhardt et al. 2011) a my uvádíme několik případů, kdy docházelo k přeshraničnímu pohybu zbytků zespáloven odpadů. Cílem není zabránit všem převozům odpadu přes hranice, ale zabránit transportu problematického odpadu do zemí, které nemají kapacity pro bezpečné nakládání s velmi obtížnými odpady s obsahem POPs. Takový vývoz vždy povede k nevhodnému nakládání s těmito odpady a ke kontaminaci životního prostředí.

Je rovněž potřeba i z hlediska mezinárodního práva zpřísnit ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘ pro PCDD/F a některé státy se zde již chopily iniciativy a stanovily pro obsah PCDD/F v odpadech /

kontaminované půdě přísnější limity než je stávající LPCL. Některé země také zavedly další limity pro obsah dioxinů v půdách nebo odpadech pro specifická použití, jako je například aplikace na povrchu terénu anebo zapracování do půdy. Tato úroveň chybí v dokumentech Stockholmské úmluvy i Basilejské úmluvy. Ačkoli EU dostala od BiPRO (2005) doporučení stanovit takovýto další limit (1 ppb) pro PCDD/F v odpadech pro aplikaci na povrchu terénu, nikdy podle tohoto doporučení nepostupovala. Tato hodnota je přitom pro odpad, který se má aplikovat de facto do půdy, stále příliš vysoká.²¹



Obrázek 27: Dočasné uskladnění směsi popílku a popela ze spalovny komunálního odpadu v Liberci před jejím použitím jako stavebního materiálu v jedné z obcí. Koncentrace PCDD/F v tomto materiálu činí 0,05 – 0,1 ppb, při vyjádření ve WHO-TEQ. V minulosti platil zákaz odstraňovat popílek jakýmkoli jiným způsobem než uložením na skládku nebezpečného odpadu. Ke změně došlo v roce 2005 a platí dosud.

13 KONCENTRACE PCDD/F NAMĚŘENÉ V POPÍLKU A ZBYTCÍCH Z ČIŠTĚNÍ SPALIN ZE SPALOVEN ODPADU

Koncentrace PCDD/F v různých typech odpadů uvádí graf na obrázku 28 (Watson 2015). Koncentrace PCDD/F v popelu, škváře, kotelním prachu, popílku a jiných zbytcích z čištění spalin se liší. Nejvyšší

²¹ Nejnovější studie prokázaly, že koncentrace dioxinů a PCB ve vejcích slepic chovaných ve volném výběhu často překračují normu EU platnou pro potraviny, 2,5 pg TEQ.g⁻¹ tuku v případě PCDD/F nebo 5 pg TEQ.g⁻¹ tuku v případě sumy PCDD/F a DL-PCB, pokud jsou koncentrace v půdě na úrovních okolo 2 až 4 ng PCDD/F TEQ.kg⁻¹ - Weber, R., Watson, A, Petrlik, J, Winski, A, O. Schwedler, C. Baitinger and P. Behnisch (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, Bell, L., De Borst, B., I. Holoubek, S. Kakareka, M. C. Paun, J. Petrlik, A. Watson, R. Weber and J. Vijgen (2016). Assessment of POPs contaminated sites and the need for stringent soil standards for food and feed safety. Expert meeting on Best Available Techniques and Best Environmental Practices and Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional Persistent Organic Pollutants under the Stockholm Convention. Bratislava, Slovakia, 25-27 October 2016..

koncentrace těchto kontaminantů jsou ve frakci zbytků z čištění spalin, obvykleji označované jako popílek, i když se svou povahou liší od ostatních zbytků.

Koncentrace polychlorovaných dioxinů a furanů v popelu a strusce z moderních spaloven odpadu jsou srovnatelné s koncentracemi v kompostu, čistírenských kalech a tuhém komunálním odpadu. Jak uvádí zpráva BiPRO (2005), úroveň kontaminace je zde různá, obvykle je však nižší než 0,05 ppb a je srovnatelná s úrovněmi, které se v současné době detekují v půdním prostředí, nebo je jen o jeden řád vyšší. Jiná je však situace v případě menších a starších spaloven odpadu, které se většinou nacházejí v rozvojových zemích a zemích s rozvíjející se ekonomikou. Je tomu tak hlavně proto, že popel se zde částečně míchá se sazemi, a úroveň obsahu dioxinů může překračovat 1 000 ng TEQ kg⁻¹ (viz přílohu 16.3), což je hodnota srovnatelná s koncentracemi v popílku z moderních spaloven odpadu.

Koncentrace PCDD/F v popílku jsou vyšší než jejich koncentrace v popelu. Úroveň kontaminace se v průměru pohybuje v rozmezí od 0,5 do 5 ppb, což je o 1 až 2 řády více než jsou stávající koncentrace v půdě, a koncentrace může dokonce dosahovat až 30 ppb, jak se uvádí ve zprávě BiPRO (2005). Mělo by se zamezit přímému kontaktu těchto odpadů s půdou (například jejich použití jako hnojiva), aby se zabránilo negativnímu vlivu na životní prostředí a zdraví lidí.

Některé studie zjistily, že poměr v případě polybromovaných dioxinů (PBDD/F) je opačný – koncentrace v popelu a strusce jsou u nich vyšší než v popílku, i když tyto látky byly nalezeny v mnohem nižších koncentracích než PCDD/F (Preud'Homme and Potin-Gautier 2002, Wang, J et al. 2009).

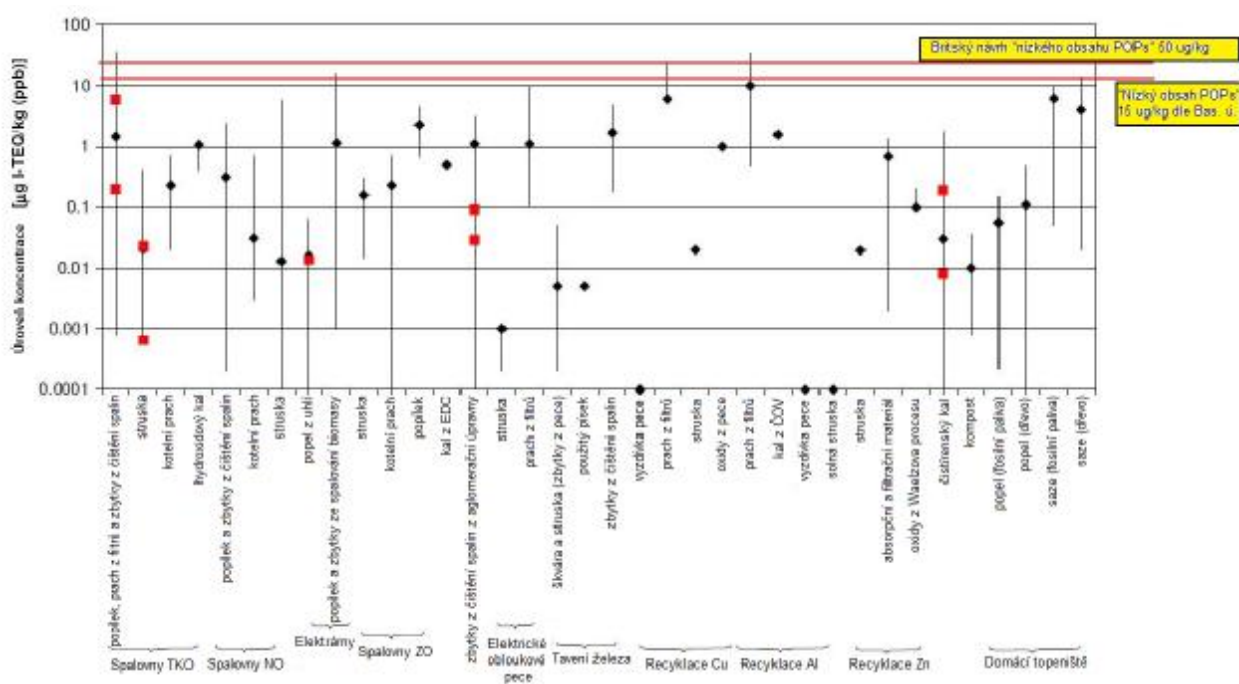
Tabulka 3: Informace o koncentracích PCDD/F ve zbytcích po spalování odpadu v ng TEQ g⁻¹, jak je shromáždili konzultanti ve zprávě pro EU v roce 2005. Zdroj: BiPRO (2005).

Spalovny odpadu	Typ popelu	Průměr	Minimum	Maximum
Spalovny TKO (EU)	Popílek, prach z filtrů a jiné zbytky z čištění spalin	1,46	0,00	35,7
	Popel	0,02	0,00	0,4
Spalovny nebezpečného odpadu (EU)	Popílek a zbytky z čištění spalin	0,31	0,0002	2,4
	Popel	0,01	0,0001	5,8
Spalovny zdravotnického odpadu (EU 10)	Popel	0,16	0,015	0,3
	Popílek	2,3	0,68	4,5

Nejvyšší koncentrací zjištěnou během posledních dvou desetiletí ve zbytcích po spalování odpadu je s největší pravděpodobností koncentrace PCDD/F 96 000 ng TEQ g⁻¹ (= 96 000 ppb), naměřená ve zbytcích z čištění spalin ze spalovny TKO Toyono-Gun Clean Center v prefektuře Osaka v Japonsku. Koncentrace, které zjistila BiPRO (2005) v Evropě, jsou shrnuty v tabulce 3. Zdá se, že v případě spaloven nebezpečného odpadu jsou tyto hodnoty velmi nízké ve srovnání s údaji, které jsou dostupné v případě České republiky či Kolumbie, kde byly ve filtračním koláči respektive popílku z tkaninového filtru ze spalovny nebezpečného odpadu zjištěny koncentrace 140 (ALS 2012)

respektive 181,5 ng TEQ g⁻¹ (Cobo, Gálvez et al. 2009). V popílku ze spaloven TKO v Koreji bylo naměřeno rozmezí koncentrací mezi 0,244 a 24,8 ng TEQ g⁻¹ (Kim, Seo et al. 2005), zatímco v popílku z 15 spaloven TKO v Číně byly nedávno zjištěny koncentrace PCDD/F a DL-PCB 0,034 – 2,5 ng TEQ g⁻¹ (Pan, Yang et al. 2013). V popílku ze spaloven zdravotnického odpadu v Číně byly zjištěny vyšší koncentrace dioxinů v rozmezí 9,5 – 20,4 ng TEQ g⁻¹ (Yan, Peng et al. 2007, Chen, Yan et al. 2008).

Zejména z rozvinutých zemí je k dispozici velké množství údajů o koncentracích PCDD/F ve zbytcích po spalování odpadu, „jelikož jsou v nich dostupnější laboratoře pro měření dioxinů (Ishida, Shiji et al. 1998, Shin and Chang 1999, Abad, Caixach et al. 2003, Matsui, Kashima et al. 2003, Osako and Kim 2004, Mininni, Sbrilli et al. 2007, Wang, Chen et al. 2010). Rozsáhlý soubor údajů, které byly k dispozici do roku 2005 shrnula studie zveřejněná sítí IPEN v roce 2005 (Petrlik and Ryder 2005). Vehlow, Bergfeldt et al. (2006) shromáždili údaje o měřeních provedených ve 47 spalovnách TKO v letech 2001 – 2004 a rozmezí koncentrací PCDD/F v popílku bylo od 0,1 do 9,4 ng TEQ g⁻¹.



Obrazek 28: Graf znázorňující rozmezí koncentrací PCDD/F v různých zbytcích z průmyslové činnosti. Zdroj: Watson (2015).

14 ALTERNATIVNÍ MOŽNOSTI ODSTRAŇOVÁNÍ ZBYTKŮ PO SPALOVÁNÍ ODPADU

Možnosti odstraňování zbytků po spalování odpadu se v současné době omezují na skládkování nebo ukládání do prostor hluboko pod povrchem země a „zhodnocení“ (opětovné použití zbytků jako stavebního materiálu nebo „produktu“ na zlepšování kvality půdy apod. – viz kapitolu 5), buď s předchozím zpracováním pro omezení vyluhování těžkých kovů a některých dalších chemických látek nebo bez něho. Síť IPEN nepodporuje vytváření jakéhokoli popela a popílku spalováním odpadu, bere však na vědomí, že na celém světě existuje velké množství toxických popelovin, které se zvyšuje o miliony tun ročně. Příslušné instituce musí přijmout opatření, která zabrání vyluhování POPs

ze stávajících a nově vznikajících zbytků po spalování odpadů, ale i z dalších průmyslových provozů. Tato opatření by měla zajistit, že vyluhování POPs se bude minimalizovat, a přitom se budou využívat alternativní systémy nakládání s odpadem, které budou na nespalovacím základě a budou integrální součástí cirkulární ekonomiky.

V mezidobě je třeba řešit problém úniků POPs z popílků. Níže uvádíme několik postupů zpracování, které mohou potenciálně pomoci splnit cíl snížení rizika úniků POPs ze zbytků po spalování odpadu. U některých těchto technologií již byla prokázána jejich schopnost odbourávat POPs, zatímco jiné mají tento potenciál, zkoumají se však zatím v laboratorním měřítku a nebyly vyzkoušeny komerčně nebo zatím nebyly vyvinuty tak, aby vykazovaly spolehlivě vysokou účinnost odbourání (DE).

14.1 OVĚŘENÉ TECHNOLOGIE

Technologie, u nichž bylo prokázáno, že odbourávají POPs v kontaminované půdě, mají nejvyšší potenciál, že budou odbourávat nebo odstraňovat POPs z popílku a podobných zbytků. Obecně platí, že zpracování popílku před dalším nakládáním s ním (např. uložením na skládku) se omezuje na stabilizaci a prioritní otázkou je přitom zabránit vyluhování těžkých kovů. Toto zpracování nemusí účinně zabraňovat tomu, aby se z materiálu vyluhovaly POPs nebo se z něj uvolňovaly ve formě prachu a par, ačkoli je běžnější, že primární formou úniků do atmosféry je roznášení částic s adsorbovanými POPs v ovzduší.

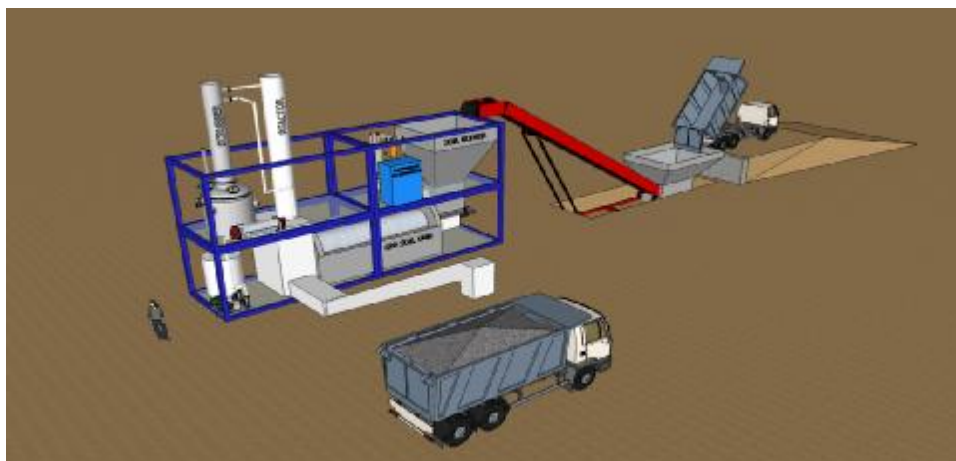
14.1.1 CHEMICKÁ REDUKCE V PLYNNÉ FÁZI (GPCR)

Japonské Ministerstvo životního prostředí publikovalo výsledky testů účinnosti chemické redukce v plynné fázi (GPCR)²² na vzorcích zbytků po spalování odpadu a jiném odpadu kontaminovaném dioxiny. Zjistili, že se dosáhlo vysoké DE, aniž by se vytvářely U-POPs. GPCR může odbourat vysoká množství POPs v kapalných, polymerních a pevných materiálech, včetně půdy a popelovin.

Tabulka 4: Účinnost odbourání (DE) technologií GPCR při rozkladu dioxinů v pevném a kapalném odpadu. Zdroj: Hallett (2013) (Hallett et al. 2013).

Matrice	Pevný materiál	Směs kapaliny a granulovaného pevného materiálu
Dioxiny / furany v TEQ v přiváděném odpadu, ng/g	6500	8,5
Dioxiny / furany v TEQ ve výstupech		
1. Zpracovaný materiál (ng/g)	0,087	0,00086
2. Voda z pračky plynů (ng/l)	0,013	0,0000021
3. Odcházející plyn (ng/m ³)	0,0031	<0,016
Účinnost odbourání (rozkladu) (DE) v %	99,99993	99,99999

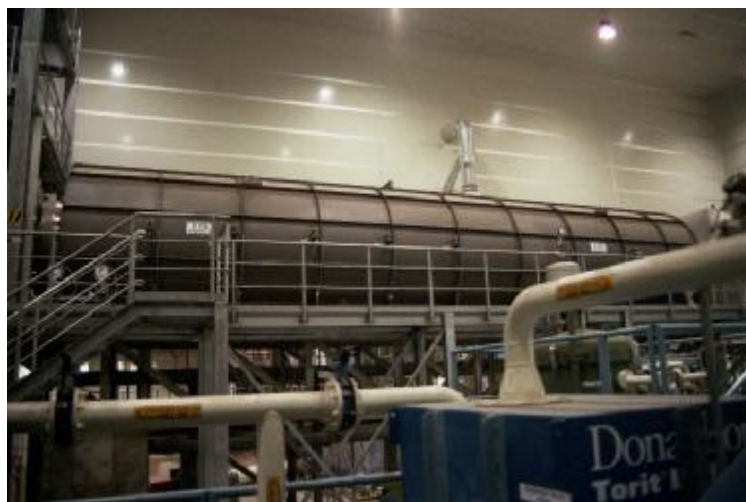
²² Zkratka GPCR je z anglického názvu technologie, tedy Gas Phase Chemical Reduction (viz také Seznam zkratek, kapitola 17).



Obrázek 29: Částečně mobilní zařízení technologie GPCR pro dekontaminaci půdy znečištěné POPs. Zdroj: Halett (2013). Výhoda využití této technologie pro zpracování zbytků po spalování odpadu spočívá v tom, že popeloviny lze opětovně použít jako stavební materiál nebo k podobnému účelu, v případě technologie GPCR však nebyla plně testována její schopnost odstraňovat ze zbytků kovy. Zpracováním se tedy popílek může zbavit POPs, jeho použití však může být nadále omezené v důsledku kontaminace kovy.

14.1.2 KOMBINACE TECHNOLOGIÍ – JEDNOTKA NEPŘÍMÉ TERMICKÉ DESORPCE (ITDU) A ZÁSADITÁ KATALYTICKÁ DECHLORACE (BCD)

Tato kombinace technologií má potenciál účinně zpracovávat zbytky po spalování odpadu kontaminované POPs, vzhledem k tomu, že se využívá v případě půd kontaminovaných dioxiny, PCB a jinými POPs. V rámci tohoto dvoustupňového postupu se základní, většinou vysoceobjemný, kontaminovaný materiál (půda / popílek / zeminy) plní do jednotky nepřímé termické desorpce (ITDU). Materiál se ve vnitřním válci (desorbéru) nepřímo zahřívá na příslušnou teplotu,²³ která způsobí, že POPs přejdou do plynné fáze. POPs se poté kondenzují, čímž se získá malé množství vysoce koncentrované chemikálie, která se musí odbourat v druhém, následném procesu, tedy BCD.



Obrázek 30: Jednotka ITDU, která byla v provozu ve Spolaně Neratovice. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika, únor 2006.

Přímá termická desorpce se nedoporučuje, protože spaliny, jejichž zdrojem je palivo, by se mísily s kontaminovanými parami, v důsledku čehož by bylo nutné rozsáhlé zařízení pro čištění spalin s vysokou účinností praní odpadních plynů. Špatně fungující čištění spalin u jednotky přímé termické desorpce

²³ U nepřímé termické desorpce nedochází ke kontaktu ohřívacího média (ohně) s dekontaminovaným odpadem. Jde o minimálně dvouplášťové zařízení.

by způsobovalo nepřijatelné emise POPs. Dopady i provoz přímé termické desorpce se v podstatě příliš neliší od spalovny odpadů.



Obrázek 31: Jako druhý stupeň zpracování kontaminovaných zemín ve Spolaně Neratovice rozkládala POPs jednotka BCD. Zdroj: Kubal, Fairweather et al. (2004).

Poté, co se shromáždí malé množství odpadu s obsahem POPs, je možné odbourat ho za použití procesu BCD, i když jsou zde určitá omezení pokud jde o zpracování POPs o vysoké koncentraci. Tato kombinace technologií byla využita k odbourávání organochlorových pesticidů, dioxinů a dalších POPs z vysoce kontaminované lokality ve Spolaně Neratovice, kde se s ní vyčistily dvě staré ekologické zátěže. Jednotka ITDU ve Spolaně Neratovice zahřívá kontaminované materiály na teplotu 500 - 600 °C, přičemž se odváděly páry s POPs v atmosféře bez přístupu kyslíku. POPs se pak akumulovaly v kondenzačním a filtračním systému.

Jak uvádějí Vijgen and McDowall (2009):

„Procesem BCD se zpracovávají kapalné a pevné odpady v přítomnosti směsi reakčních činidel, kterou tvoří uhlovodík s vysokou teplotou varu, jako je topný olej třídy 6, hydroxid sodný a katalyzátor, který je chráněn průmyslovými právy²⁴. Při zahřátí na teplotu přibližně 300 °C vzniká z reakčního činidla vysoce reaktivní atomární vodík, který štěpí chemické vazby způsobující, že jsou sloučeniny toxické. Jako zbytky produkované odbouráváním sloučenin obsahujících heteroatomy vzniká uhlík a sodné soli aniontů, které se uvolňují v průběhu reakcí v rámci úplného rozkladu. Po reakci, která proběhne při termickém zpracování, se anorganické a uhlíkaté pevné látky oddělí od

²⁴ Tím je zde myšlen průmyslový patent. Složení katalyzátoru podléhá obchodnímu tajemství.

nezreagovaného oleje centrifugací a vysušením. Olej se zpětně získává pro opětovné použití v následujících cyklech zpracování.“

Jak vyplývá z níže uvedených údajů, účinnost odbourávání (rozkladu POPs) uváděná pro technologii BCD v pilotním provozu ve Spolaně byla velmi vysoká (Kubal, Fairweather et al. 2004)

Tabulka 5: Úroveň odbourávání dioxinů technologií BCD ve Spolaně Neratovice v České republice. Zdroj: Kubal, Fairweather et al. (2004).

Materiál:	Vstup, v ng/kg I-TEQ	Výstup - olejová matrice, v ng/kg I-TEQ
Chemický odpad	209 000	0 (udávaná hodnota)
Chemický odpad	200 000	4,3
Chemický odpad	11 000	0,23
Chemický odpad	47 000	0
Chemický odpad	35 000	0
Prach	1 620 000	0,52
Chemický odpad	78 000	0
Vodný koncentrát	96 000	0
Organický koncentrát	876 000	0

14.1.3 OXIDACE SUPERKRITICKOU VODOU (SCWO)

Při zpracování superkritickou vodou se k odbourání POPs v různých matricích používá voda o kritické teplotě (647,3 K) a kritickém tlaku 22,12 MPa. Sako, Kawasaki et al. (2004) využili variantu tohoto procesu pro dioxiny v popílku extrahované za použití superkritické tekutiny (CO₂), s adsorpcí na aktivní uhlí. Extrahované dioxiny se poté do velké míry odbouraly pomocí oxidace superkritickou vodou (SCWO).

14.2 TECHNOLOGIE ZPRACOVÁNÍ ZKOUMANÉ V LABORATORNÍM MĚŘÍTKU

U některých technologií bylo prokázáno, že mají určitý potenciál, nedošlo však u nich ke komerčnímu využití nebo nevykazují v nynějším stádiu vývoje dostatečně vysokou účinnost odbourávání, až ale budou více vyvinuté, mohou být využitelné ke zpracování popílku.

14.2.1 VYUŽITÍ NÍZKOTEPLNÍHO PLAZMATU

Jedná se o zpracování nízkoteplotním plazmatem, které se provádí při teplotě okolního prostředí. Náklady na zpracování jsou nízké. Na tuto metodu nepůsobí negativně síra a halogeny. Dochází zde k reakci v případě odpadů s obsahem POPs (zejména s dioxiny) zajímavé v tom, že se zvyšující se koncentrací POPs se zvyšuje účinnost odbourávání. Nejvyšší účinnosti odbourávání se v testech dosáhlo v případě 2,3,7,8-TCDD. Nejvyšší úroveň odbourávání však byla výrazně pod normou stanovenou pro akceptování technologie jak nejlepší dostupné, tedy 99,9999 %. Nejvyšší dosažená úroveň představovala 81 % (Zhou, Yan et al. 2003).

14.2.2 OZAŘOVÁNÍ UV-SVĚTLEM (FOTOLYTICKÉ ZPRACOVÁNÍ)

Tento postup zahrnuje použití polovodičových povlaků, jako je TiO_2 , ZnO , CdS a Fe_2O_3 k fotokatalytickému odbourávání dioxinů s využitím UV-záření nebo slunečního světla. Jedná se o metodu s nízkou energetickou náročností, která se provádí při teplotě okolního prostředí. Jak uvádějí Kulkarni, Crespo et al. (2008), „metoda využívá světlo k vytváření elektronů ve vodivostním pásu (CB) a děr ve valenčním pásu (VB) (e^- a h^+), které jsou schopné zahajovat redoxní chemické reakce na polovodičích. Jako polovodičový fotokatalyzátor se používá převážně TiO_2 “.

Výstupními produkty při zpracování vodné suspenze obsahující 2-chlordibenzo-p-dioxin a 2,7-dichlordibenzo-p-dioxin s ozařováním UV-světlem byl CO_2 a HCl , a podle autorů došlo k úplnému odbourání dioxinů (Pelizzetti, Borgarello et al. 1988).

14.2.3 CHEMICKÁ DEHALOGENACE

Chemická dehalogenační zpracování za použití kombinace chemických činidel a činidel na bázi kovů vykazovala velmi dobrou úroveň destrukce a odbourávání dioxinů a PCB. Významné dehalogenační vlastnosti vykazovalo použití alkalického kovu s nízkou valencí v alkoholu, Mg a Zn v kyselém nebo zásadickém roztoku (Krishnamurthy and Brown 1980). Mitoma, Uda et al. (2004) dosáhli vynikající účinnosti odbourávání při použití kovového vápníku v ethanolu. Za použití tohoto postupu při teplotě okolního prostředí v ethanolu se významně snížily koncentrace PCDD, PCDF a PCB. Celkový obsah zbytkových kongenerů, vyjádřený v TEQ, se snížil z 22 000 na 210 pg TEQ g^{-1} (Kulkarni, Crespo et al. 2008).

14.2.4 OXIDACE PODKRITICKOU VODOU

Když se voda udržuje v kapalném skupenství při teplotě nad 100 °C působením tlaku, označuje se za „podkritickou“. Voda používaná v této formě jako rozpouštědlo má potenciál odbourávat POPs v popílku ze spaloven odpadu a úspěšně se používala pro zpracování POPs v sedimentech (Weber, Yoshida et al. 2002).

14.2.5 DESTILACE VODNÍ PÁROU

Pomocí destilace vodní párou za působení mikrovlnné energie (2450 MHz) se zpracovával kontaminovaný písek, humusová půda a vzorek půdy z průmyslové oblasti obsahující letecké palivo. Mikrovlnné záření prochází vzorkem a zahřívá vodu v základní hmotě. Pára, která vzniká, způsobuje, že se těkavé a částečně těkavé organické znečišťující látky odstraňují z půdy, aniž by docházelo k jejich odbourání. Teplota nutná pro mikrovlnami indukovanou destilaci s vodní párou byla méně než 100 °C. Zpracování mikrovlnami lze přizpůsobit konkrétním tokům odpadů: v závislosti na půdě, kontaminantech a jejich koncentraci je možné provádět sanační zpracování v několika stupních („vícestupňová destilace s vodní párou“), až se dosáhne požadované úrovně vyčištění. Všechny kontaminanty bylo možné odstranit až do dosažení nedetekovatelných nebo stopových koncentrací (Windgasse and Dauerman 1992).

14.2.6 MECHANICKO-CHEMICKÉ ODBOURÁNÍ (MLETÍ V KULOVÉM MLÝNU)

Tento mechanicko-chemický hydrodechlorační proces probíhající při nízké teplotě použili Mitoma, Miyata et al. (2011) 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 pg TEQ g⁻¹ se přes noc mlel v kulovém mlýnu rychlostí 400 otáček za minutu, čímž došlo k jeho úplné detoxifikaci (nebyly v něm detekovány ani stopy PCDD, PCDF a PCB) (Mitoma, Miyata et al. 2011).

Před výše popsanou studií proběhl méně úspěšný experiment s odbouráním PCDD/F za použití mechanicko-chemického zpracování v Číně na popílku ze spalovny zdravotnického odpadu. Dosáhlo se při něm DE přibližně 90 – 95 % (Yan, Peng et al. 2007).

Autoři kritického přezkoumání využití metody mechanicko-chemického odbourávání (mletí v kulovém mlýnu) dospěli k závěru, že tento postup

„má potenciál stát se univerzální technologií, kterou bude možné využít u mnoha různých druhů tuhého odpadu účinným, bezpečným a levným způsobem. V tuto chvíli je nicméně potřeba provést další studie, abychom dobře pochopili chování znečišťujících látek během mletí s vysokou energií při reakcích v pevné fázi, ať už jsou v čisté formě nebo v komplexně kontaminovaných odpadních materiálech. Zejména nebyl podrobně prozkoumán vliv různých typů mletí (tedy různých zařízení)“ (Cagnetta, Robertson et al. 2016).

15 ALTERNATIVNÍ ŘEŠENÍ V OBLASTI NAKLÁDÁNÍ S ODPADY

Ke spalování odpadu existuje mnoho alternativ, při kterých nevznikají toxické emise a nevytvářejí se POPs v důsledku produkce popílku a jiných zbytků. Ve většině případů je zavedení a provozování jiných postupů mnohem méně nákladné a nejsou u nich potřeba jednodruhové skládky pro odstraňování objemného popela a zbytkových odpadů. Nejkomplexnějším alternativním postupem pro nakládání s odpady a zpětné získávání zdrojů je model „Zero Waste“ (bezodpadové hospodářství).

Jak si svět začíná uvědomovat, že existují meze těžby a spotřeby zdrojů, což je charakteristickým znakem lineární ekonomiky (vytěž, vyrob, spotřebuj, vyhoď, opakuj), objevují se návrhy přechodu na cirkulární ekonomiku. Tyto snahy významně podporuje EU (European Commission 2017a). V cirkulární ekonomice má prioritu ochrana zdrojů prostřednictvím opětovného používání a recyklace, výrobní postupy v uzavřeném okruhu, vyhýbání se nadměrné spotřebě a minimalizace ekologické stopy výroby v souladu s trvale udržitelným rozvojem.

Některé země EU znovu aktivně zvažují využívání metody spalování odpadu a francouzská ministryně životního prostředí, energetiky a moře Ségolène Royal vyzvala v roce 2014, aby se se spalováním skončilo. Řekla k tomu: *„Spalovny jsou zcela zastaralou technologií. Měli bychom přejít na bezodpadové hospodářství“* (Royal 2014).

Nedávné vyjádření Evropské komise (European Commission 2017b) týkající se budoucnosti zařízení pro energetické využití odpadu (což jsou převážně, i když nejen spalovny odpadu) v cirkulární evropské ekonomice doporučuje odstranit ekonomické pobídky podporující spalování a poznamenává, že pokračující financování spalování působí jako bariéra prosazování alternativ, které jsou přijatelnější z hlediska životního prostředí. Mezi opatření, která doporučila Evropská komise, patří:

„– zavedení nebo zvýšení poplatků za spalování, zejména v případě postupů s nízkým využitím energie, přičemž je potřeba zajistit, aby to bylo doprovázeno vyššími poplatky za skládkování;

– odstranění systému podpory spalování odpadu a tam, kde je to vhodné, přesměrovat podporu na postupy, které jsou výše v hierarchii nakládání s odpady, a

– zavedení moratoria na nová zařízení a odstavení starších a méně účinných zařízení.“ (European Commission 2017b); viz stranu 8 citovaného dokumentu.

Model udržitelného využívání zdrojů „Zero Waste“ zdůrazňuje maximalizaci využívání organických materiálů prostřednictvím kompostování a anaerobního digesce (což je jiná, nespalovací forma energetického využití odpadu), recyklaci, opětovné používání a využívání vyřazených věcí k novým účelům, konstrukce (design) průmyslových produktů tak, aby to usnadňovalo recyklaci. Jde také o vytváření pracovních míst využitím vyjmenovaných způsobů nakládání s odpady, ruku v ruce s minimalizací procesů, při nichž vzniká nový odpad, a se snižováním spotřeby (Connett 2013, Song, Li et al. 2015, Zaman 2015).

Ačkoli uplatňování komplexních programů řízení „Zero Waste“ a příslušné infrastruktury může výrazně snížit objem materiálů, které jsou určeny ke skládkování a spalování, malá část toku odpadů není vhodná k recyklaci. Je tomu tak obvykle z toho důvodu, že materiál byl kontaminován toxickými sloučeninami (buď nezáměrně nebo jejich záměrným přidáním), takže by nebylo rozumné jej recyklovat a znovu jej směřovat na trh nebo do životního prostředí. Jako některé příklady lze zmínit elektronický odpad, koberce a plasty kontaminované POPs, jako jsou bromované zpomalovače hoření. Recyklací takových výrobků se POPs znovu uvádějí na trh a nese to s sebou vysokou pravděpodobnost toho, že lidé budou vystaveni jejich působení prostřednictvím nečekaných scénářů expozice, jako je tomu v případě POPs při recyklaci plastů z elektroodpadu na výrobu dětských hraček (DiGangi and Strakova 2016). Řešením tohoto problému, které je nasnadě, je nahradit toxické přísady do těchto výrobků netoxickými alternativami, nicméně i v takovém případě zůstane velké množství materiálů obsahujících toxické látky, které se po desetiletí vyráběly, a se kterými je potřeba nějak naložit.

U jiných odpadů může docházet ke smíchání s materiály, které nejsou nebezpečné, což zabraňuje účinné recyklaci, jako je tomu v případě dřeva smíchaného s nátěrovými hmotami, lepidly a omítkou, tedy odpadu vznikajícího při stavebních a bouracích pracích. Mezi jiné směsné odpady, které se obtížně recyklují, patří textilie kontaminované oleji a barvami. Tyto odpady jsou známé pod označením „zbytkový“ odpad, který není vhodný k recyklaci. Tradičním řešením bylo tyto odpady skládkovat nebo spalovat, buď s využitím produkované energie nebo bez něho. Klíčem k minimalizaci objemu takového odpadu je zabránit míchání materiálů během jejich používání, aby bylo možné je roztřídit a recyklovat.

Jiné výrobky může být obtížné recyklovat ve chvíli, kdy se stanou odpadem, z důvodů jejich designu, jako jsou vícevrstvé laminované plasty používané k balení potravinářských výrobků, například bramborových lupínků. U těchto obalů se používají tenké laminované vrstvy z papíru, hliníku a polymerů na ropném základě. Dlouhodobým řešením je zde opět změna designu výrobku tak, aby se přizpůsobil modelu cirkulární ekonomiky. Výzkum směřující k nahrazení výrobků, jako jsou obaly, založených na využití neobnovitelných a nerecyklovatelných vstupů, se zrychluje. V tomto případě jsou například vyvíjeny materiály na rostlinném základě (Schmid, Dallmann et al. 2012) vykazující stejné funkční vlastnosti jako starší materiály, které nejsou udržitelné nebo recyklovatelné.

Nakonec dojde k tomu, že díky těmto změnám v designu budou výrobky v souladu s potřebami cirkulární ekonomiky založené na recyklaci a ty výrobky, které v současné době tvoří většinu zbytkového odpadu, budou postupně odstraněny z trhu. Zástupci odvětví spalování odpadu tvrdí, že spalování má svou roli v cirkulární ekonomice a touto rolí je spalování „zbytkového odpadu“ a produkce energie. Tvrdí rovněž, že spalování odpadu má svou roli při odstraňování odpadů, s nimiž se obtížně nakládá, jako je nebezpečný odpad a zdravotnický odpad, který by se neměl recyklovat.

Jak se bude snižovat množství zbytkového odpadu změnou designu výrobků a lepším tříděním zdrojů, spalovny, u nichž jsou vysoké fixní kapitálové náklady a náklady na údržbu, riskují, že se z nich v cirkulární ekonomice stane investice, která nemá využití, pokud si neudrží smlouvy na stálé nebo rostoucí toky nebezpečného odpadu nebo zdravotnického odpadu.

U obou těchto toků odpadů (včetně odpadů s obsahem POPs) existuje v současné době řada technologií a postupů jejich zpracování, které nezahrnují spalování nebo tvorbu nezamýšleně produkovaných POPs. Některé z těchto technologií byly rovněž modifikovány tak, že se jimi může zpracovávat nejen nebezpečný odpad, ale i zbytková část komunálního odpadu. To je důležitý prvek při přechodu na cirkulární ekonomiku, jelikož žádná změna designu výrobků a nahrazování materiálu nebude řešit problém velkých objemů dříve kontaminovaného odpadu, který existuje v současné době a bude vznikat ve střednědobém horizontu, zatímco bude nabírat na rychlosti nahrazování materiálů. V rámci tohoto přechodu by se měly šířeji využívat nespalovací technologie, při kterých se nevytvářejí POPs ve formě emisí nebo zbytků. Řadu nespalovacích technologií pro odstraňování odpadů s obsahem POPs (a některých jiných odpadů) popisujeme níže.

15.1 ZDRAVOTNICKÝ ODPAD

V minulosti bylo dominantní formou nakládání se zdravotnickým a infekčním odpadem jeho spalování. Provádělo se obvykle v malých spalovnách s jen velice omezeným vybavením na čištění spalin, i když v některých zemích existují pokročilejší systémy. Zdravotnický odpad vykazuje vysoký obsah chloru, protože se ve zdravotnictví používá velké množství PVC. Ten funguje jako prekurzor vytváření dioxinů. Spalování zdravotnického odpadu je proto významným zdrojem emisí a úniků POPs.

Alternativou ke spalovnám zdravotnického odpadu je využití průmyslových autoklávů. Hlavním důvodem, proč se zdravotnický odpad spaluje, je biologické riziko v důsledku přítomnosti infekčních materiálů. Vysokotlaké parní autoklávy dezinfikují zdravotnický odpad a zbavují materiál biologické rizikovosti. Materiál, který po zpracování zůstane, se obvykle skládkuje. Mezi další metody patří sterilizace plynem, ozařování a zpracování mikrovlnným zářením (Emmanuel 2012).



Obrázek 32: Příklad parního autoklávu pro zdravotnický odpad. Zdroj: G.J.Multiclave (India) Pvt. Ltd.

Při použití modulární technologie zpracování zdravotnického odpadu založené na působení mikrovlnného záření, kterou vyvinula firma Sanitech Industries z USA, se zdravotnický odpad rozdrťí a podrobí intenzivní sterilizaci párou. Proces rozdrčení a

dezinfekce vede k získání inertního rozdrčeného materiálu tvořeného hlavně plasty a textilem pocházejícím ze zdravotnického odpadu. Tento materiál se nemusí nutně skládkovat a až se technologie dále vyvine, může se recyklovat.



Obrázek 33: Dezinfekční jednotka firmy Sanitech, využívající mikrovlnné záření. Zdroj: Sanitech Industries, Inc.

15.2 POPS A JINÝ NEBEZPEČNÝ ODPAD

15.2.1 CHEMICKÁ REDUKCE V PLYNNÉ FÁZI (GPCR)

(Odbourávání / zpracovávání odpadů s obsahem POPs, organických nebezpečných odpadů, kontaminovaných půd, zdravotnického odpadu, čistírenských kalů, zbytkového komunálního odpadu, zbytků ze spaloven)



Obrázek 34: Provoz firmy Eli Ecologic využívající technologii chemické redukce v plynné fázi, Kwinana, Západní Austrálie. Zdroj: Halett (2013).

Tato inovativní technologie byla vyvinuta za účelem rozkladu (odbourávání) POPs v odpadech, které je obsahují, za použití prostředí bohatého na vodík, ve kterém se odpad

rozkládá na neškodné anebo alespoň méně nebezpečné vedlejší produkty. Komerční zařízení pracující v Západní Austrálii bylo v průběhu 90. let 20. století schopné zlikvidovat veškeré zásoby PCB v tomto státu a velké množství PCB dovezených z jiných států Austrálie a některých území mimo australskou pevninu.

Tabulka 6: Účinnost zpracování halogenovaného odpadu za použití technologie GPCR. Zdroj: Halett (2013).

<i>Projekt</i>	<i>Kontaminant</i>	<i>Účinnost odbourání a odstranění (%)</i>	<i>Cílové kritérium (%)</i>
US EPA - Bay City (olejem znečištěná voda – 3 testy)	PCB	99,9999	99,9999
US EPA - Bay City (olej – 3 testy)	PCB	99,9999	99,9999
General Motors of Canada Limited (olej na bázi PCB - 3 testy)	PCB	99,9999996	99,9999
	PCB	99,9999985	
	PCB	99,9999808	
Olej na bázi PCB (testy za účelem prokázání, že technologie splňuje požadavky předpisů, Kwinana)	PCB	99,999998	99,9999
DDT v toluenu (testy za účelem prokázání, že technologie splňuje požadavky předpisů, Kwinana)	DDT	99,999984	99,9999
Olej na bázi PCB (testy za účelem prokázání, že technologie splňuje požadavky předpisů, Japonsko)	PCB	99,99998098	99,9999
	PCB	99,99999977	99,9999
Testy zpracování HCB (krystaly HCB - 3 testy)	HCB	99,999999	99,9999
	HCB	99,999999	99,9999
	HCB	99,999999	99,9999
Zpracování chladiva (CFC R-12 - 1 test)	Dichlordifluormethan	> 99,999	99,99

Bylo prokázáno, že je tato technologie schopná rozložit všechny POPs s velmi vysokou účinností odbourání (DE). Technologie GPCR se úspěšně využívala a využívá v řadě lokalit k odbourávání POPs v různých odpadech, jakož i k likvidaci chemických zbraní. Dodavatelé nejnovější generace této technologie ji v poslední době uzpůsobili ke zpracování zbytkového komunálního odpadu (a produkci energie) bez vytváření toxického popílku nebo zbytků. Touto technologií se mohou zpracovávat rovněž čistírenské kaly i s vysokými koncentracemi POPs, aniž by docházelo ke vzniku nových POPs jako vedlejších produktů procesu jejich likvidace. V její částečně modulární formě je možné technologii uzpůsobit ke zpracovávání kontaminovaných půd a zdravotnického odpadu.

Chemická redukce v plynné fázi je jednou z řady technologií, které se v posledních několika desetiletích úspěšně používaly k rozkladu POPs v odpadech, aniž by při tom vznikaly emise nebo úniky nezamýšleně produkovaných POPs. V tabulce 7 uvádíme shrnutí charakteristických vlastností řady těchto technologií, zkušeností s nimi a jejich dostupnosti. Technologie GPCR je flexibilní v tom, že se dá využít pro řadu odpadů s obsahem POPs. U jiných technologií mohou existovat určitá omezení pro zpracování určitých typů odpadů, protože mají specifické požadavky na přiváděný materiál nebo v důsledku omezení vyplývajících z jejich konstrukce (některé technologie jsou účinnější při zpracovávání kapalných odpadů apod.). Nicméně všemi technologiemi uvedenými v tabulce 7 se mohou zpracovávat některé z nejkomplicovanější odbouratelných odpadů s obsahem POPs a fungují tak jako alternativa ke spalování odpadu.

Tabulka 7: Nespalovací technologie odbourávání odpadů s obsahem POPs.

Technologie	Schopnost dosáhnout vysoké účinnosti odbourání (DE)	Možnost zpracování všech zbytků / odpadů	Komerční dostupnost	Komerční zkušenosti s POPs	Dodavatelé
Zásaditý katalytický rozklad	ano	vysoká	ano	Rozsáhlé	několik
Katalytická hydrogenace	ano	vysoká	ano	Omezené	dva
Chemická redukce v plynné fázi	ano	vysoká	ano	Střední	jeden
Technologie solvatovaných elektronů	ano	vysoká	ano	Omezené	jeden
Sodíková redukce	ano	vysoká	ano	Rozsáhlé	mnoho
Oxidace superkritickou vodou	ano	vysoká	ano	Střední	několik
Odbourávání zprostředkované mědí	ano	vysoká	ano	Omezené	jeden

15.3 NAHRAZENÍ MATERIÁLŮ

V článku 5 Stockholmské úmluvy se k minimalizaci úniků látek typů látek jako jsou dioxiny mimo jiné uvádí opatření:

„(c) Prosazovat rozvoj a, kde je to vhodné, požadovat použití náhradních nebo modifikovaných materiálů, výrobků a postupů k prevenci vzniku a úniků chemických látek uvedených v příloze C, a to s přihlédnutím k obecným zásadám opatření k prevenci a omezování úniků, uvedeným v příloze C, a ke směrnícím, které mají být přijaty rozhodnutím konference smluvních stran;“ (Stockholm Convention 2010)

PVC výrazně přispívá ke zvýšené tvorbě dioxinů během spalování odpadu (Shibamoto, Yasuhara et al. 2007), takže náhrada PVC může vést ke snížení rizika kontaminace životního prostředí při spalování komunálního odpadu. Stockholmská úmluva však nevzala postup nahrazování materiálů, které vedou k vytváření U-POPs, jako jsou dioxiny, zatím příliš vážně. Ačkoli znění článku 5 Úmluvy podporuje náhradu materiálů s cílem zabraňovat vytváření POPs, ve znění článku jsou jasné mezery, které nechávají na uvážení smluvních stran, zda kroky v tomto směru podniknou či nikoliv.

Samozřejmě existuje více materiálů, které by se měly nahradit kvůli prevenci vytváření dioxinů, než pouze PVC. Tento plast je však dobře známým příkladem materiálu podporujícího vznik dioxinů během spalování odpadu a pokud by se snížilo a/nebo zakázalo jeho používání, mělo by to vést k významnému snížení množství dioxinů ve zbytcích po spalování odpadu. K dalším příkladům látek, které je potřeba nahradit v zájmu prevence vzniku dioxinů během spalování odpadů patří jsou pentachlorfeno nebo konzervačními činidla na bázi mědi, obojí používané k ošetření dřeva, které pak často končí ve spalovnách anebo jiných spalovacích zařízeních (Tame, Dlugogorski et al. 2007) .

16 PŘÍLOHY

16.1 PŘÍPAD „SKLÁDKY S MONOLITICKÝMI BLOKY SOLIDIFIKOVANÉHO POPELA NA TCHAJWANU“

Na Tchajwanu je 19 spaloven TKO, které v současné době produkují přibližně 168 000 tun popílku za rok. Monolitické bloky ze solidifikovaného popílku se ukládají na 15 skládek, které často přijímají nejen je, ale rovněž komunální odpad nebo popel. Všechny způsoby solidifikačního zpracování popílku na Tchajwanu jsou založeny na solidifikaci za použití cementu.

Na jedné skládce, na kterou se společně ukládaly solidifikované monolitické bloky z popílku a popel, se prováděl důkladný výzkum distribuce PCDD/F. Na této lokalitě byly odebrány vzorky solidifikovaných monolitických bloků, půdy, banyánových (fíkovníkových) listů, podzemní vody z monitorovacích vrtů a zpracovaných průsaků ze skládky pro stanovení obsahu PCDD/F (některé výsledky shrnujeme v tabulce 8). Ačkoli byly koncentrace PCDD/F, které se vyluhovaly, značně nižší než stanoví tchajwanské předpisy pro solidifikované monolitické bloky, obsah PCDD/F v povrchové vrstvě půdy na lokalitě byl 460-krát vyšší než v městských půdách a nejvyšší hodnota byla 2,8-krát vyšší než je tchajwanská norma pro půdu ($1\ 000\ \text{ng I-TEQ kg}^{-1}$). Kvůli obsahu organických látek v půdě se PCDD/F, které unikaly nebo se vyluhovaly ze solidifikovaných monolitických bloků, nakonec akumulovaly v půdách, které pak vykazovaly vyšší obsah PCDD/F, dokonce vyšší než byl jejich obsah v solidifikovaných monolitických blocích.

Tabulka 8: Porovnání obsahu PCDD/F v monolitických blocích, půdách a banyánových listech v místě skládky monolitických bloků a na referenční lokalitě.

Lokalita	Průměrná koncentrace	Rozmezí
Povrchová vrstva půdy na skládce	1260	92,4 – 2810
Spodní vrstva půdy na skládce	437	200 - 667
Solidifikované monolitické bloky z popela	367	134 - 561
Půda – městská lokalita (referenční vzorek)	2,74	-
Banyánové listy - lokalita skládky monolitických bloků	4,20	1,92 – 11,4
Banyánové listy – městská lokalita	2,48	1,29 – 3,82

Zvýšené koncentrace PCDD/F v půdě signalizují možné riziko nepříznivých vlivů na zdraví lidí, včetně cesty opětovného suspendování částic půdy a volatilizace PCDD/F z půdy. Koncentrace PCDD/F jak v podzemní vodě tak ve zpracovaných průsacích ze skládky byly v místě skládky solidifikovaných monolitických bloků vyšší než v kontrolních vzorcích, což svědčí o tom, že mohou být zdrojem PCDD/F pro vodní ekosystémy v okolí. Skládky solidifikovaných monolitických bloků z popílku bez dostatečné kontroly a řízení mohou představovat vážné nebezpečí pro okolní prostředí a je tudíž důležité zvažovat jak a kde nakládat se solidifikovaným popílkem. I když se výzkum prováděl pouze na jedné skládce solidifikovaných monolitických bloků z popílku, získané výsledky by měly být podle autorů

reprezentativní i pro jiné skládky, vzhledem k podobnému solidifikačnímu zpracování popílku a postupu skládkování.



Obrázek 35: Jedna z lokalit, kde se skládkuje popílek ze spaloven odpadu, v jižní části Tchajwanu. Foto: Jindřich Petrlík, leden 2017.

16.2 PŘÍPAD „SPALOVNA NEMOCNIČNÍHO ODPADU V GHANĚ“



Hlavním způsobem zpracování nemocničního odpadu v mnoha rozvojových zemích je jeho spalování, ačkoli se zvyšuje také podíl používání autoklávů. Spalovny jsou obvykle malé a nejsou vybavené vysoce účinným zařízením pro čištění spalin a v některých případech se spaliny nečistí vůbec.

Obrázek 36: Spalovna zdravotnického odpadu v Ghaně. Zdroj: Adama, Esena et al. (2016).

Jak zmiňujeme výše v této studii, POPs a těžké kovy ve zbytcích po spalování představují významné riziko pro životní prostředí a zdraví lidí. Studie provedená v Ghaně (Adama, Esena et al. 2016) zjistila, že v popelu byly vysoké koncentrace těžkých kovů Zn ($16417,69 \text{ mg kg}^{-1}$), Pb ($143,80 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($99,30 \text{ mg kg}^{-1}$) a Cd ($7,54 \text{ mg kg}^{-1}$), které překračovaly limity pro ukládání na skládky podle platných předpisů. Studie rovněž zjistila, že těmito kovy jsou znečištěné půdy v okruhu 60 m od spalovny.

Všechny uvedené koncentrace kovů zjištěné analýzou vzorků překračují kritéria stanovená Agenturou pro ochranu životního prostředí USA. Popel ze spalovny byl značně kontaminován a před jeho odstraněním je potřeba jej zpracovat, v tomto případě nicméně autoři popisují, že popel se skládá v otevřené jámě v blízkosti spalovny. U těchto kovů, které kontaminovaly půdu kolem lokality, existuje riziko, že se vyluhují do spodní vody a povrchových vod v okolí. Významné riziko pro zdraví představuje rovněž vdechování prachu ze skládky popela. Je zde ještě další nebezpečí, že může docházet k bioakumulaci v rostlinách nebo zvířatech, která se dostanou na skládku. Trvalá expozice těžkým kovům v popelu a půdě může znamenat přímé riziko pro zdraví pracovníků manipulujících s odpady v místě spalovny. Kromě toho mohou být ohroženi lidé, kteří se pohybují v okolí. Může zde existovat rovněž riziko pro místní obyvatele i lidí, kteří žijí ve větší vzdálenosti, kteří budou konzumovat rostliny a zvířata vystavená těžkým kovům, v jejichž tkáních se mohou kovy akumulovat. Podle autorů může docházet k expozici dalších příjemců ve větší vzdálenosti prostřednictvím zdrojů vody kontaminovanými těžkými kovy nebo vdechováním prachu s obsahem těžkých kovů ze znečištěných půd nebo popela (Adama, Esena et al. 2016).

16.3 PŘÍPAD: „PÁKISTÁN – MALÉ SPALOVNY ZDRAVOTNICKÉHO ODPADU“

Spalování zdravotnického odpadu je v Pákistánu dosti běžným způsobem zpracování zdravotnických odpadů. Zdravotnický odpad se spaluje v malých spalovnách odpadu bez jakéhokoli zařízení pro čištění spalin (APC) a/nebo jen s velmi jednoduchým zařízením pro čištění spalin (Khan 2001). Zbytkový popel se ukládá na běžné skládky, jako je skládka blízko silnice Charsadda road (blízko Pěšávaru) a/nebo do hlubokých jam, které nejsou anebo jen velmi špatně zabezpečené proti vyluhování toxických látek z popela do zdrojů podzemní vody (například v nemocnicích Shifa International Hospital v Islámábádu nebo SK Cancer Hospital v Lahore).

Malá spalovna odpadu, která se nachází v nemocnici LRD Hospital v Pěšávaru, přispívá k celkovému množství zbytkového popela skládkovaného na skládce u silnice Charsadda road. Bylo zjištěno, že tento popel je potenciálním zdrojem kontaminace dioxiny v případě vajec od slepic chovaných ve volném výběhu, jejichž vzorky byly odebrány v blízké vesnici (IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, SDPI et al. 2005).

Souhrnné koncentrace dioxinů a PCB podobných dioxinům, vyjádřené ve WHO-TEQ, se ve vzorcích popela z pákistánských lokalit pohybovaly v rozmezí od 50,56 do 2659,46 pg WHO-TEQ g^{-1} , a PCB podobné dioxinům přispívaly k těmto koncentracím z 0,01 až 5,8 % (Arnika - Toxics and Waste Programme and SDPI 2006).

Tabulka 9. Koncentrace dioxinů (PCDD/F) a PCB podobných dioxinům naměřené ve zbytcích po spalování odpadu a ve zbytcích z cihlářské pece v Pákistánu v pg TEQ g⁻¹. Do výpočtu hodnot v tabulce jsou zahrnuty pouze detekované kongenery, u nichž byla překročena mez detekce (LOD). Pro kongenery, které nebyly detekovány a byly pod LOD, se při výpočtu použila hodnota „0“.

	Nemocnice LRD Hospital, Pésávar	Nemocnice PIMS Hospital, Islámábád	Nemocnice Queta Hospital	Nemocnice Al Shifa Hospital, Islámábád	Cihlářská pec, Ahmad Khel
PCDD/F (I-TEQ)	2290,30	50,57	1328,70	1205,60	724,28
PCDD/F (WHO-TEQ)	2513,73	50,49	1514,65	1272,05	823,86
PCB (I-TEQ)	146,45	0,12	0,12	78,33	22,43
PCB (WHO-TEQ)	145,73	0,07	0,11	77,88	22,20
WHO-TEQ	2659,46	50,56	1514,76	1349,93	846,06
% PCDD/F	94,49	99,77	99,99	94,20	97,35
% PCB	5,51	0,23	0,01	5,80	2,65

Spalovna v nemocnici LRD Hospital je jedna ze 4 spaloven nacházejících se v Severozápadní hraniční provincii. Byla postavena za použití technologie Minama (od čínské firmy), se dvěma komorami bez jakéhokoli zařízení pro čištění spalin (APC). Spaluje vybraný infekční odpad z nemocnice a je v provozu 4 - 8 hodin denně, s výjimkou neděle, kdy v provozu není vůbec. Tato praxe je běžná i u téměř všech ostatních spaloven zdravotnického odpadu v Pákistánu a vede k tomu, že během týdne se mnohokrát zahajuje a ukončuje provoz, což je období, kdy se vytváří nejvíce dioxinů. Spalovna odpadu v nemocnici LRD Hospital byla postavena v roce 2001 a již v roce 2005 byla zastaralá. Spaluje přibližně 250 kg infekčního odpadu denně. Jedná se o čísla platná pro malé spalovny zdravotnického odpadu s jednou pecí.

Existují nespalovací alternativy ke spalování zdravotnického odpadu, v jejichž případě je možné vyhnout se únikům U-POPs, jak to požaduje Stockholmská úmluva (Emmanuel and Stringer 2007, Emmanuel 2012). V nemocnici Tabba Heart Institute v Karáčí již funguje vhodná alternativa ke spalovně, autokláv.

Situace v Pákistánu je reprezentativní pro stav, jaký panuje v dalších rozvojových zemích (v Indii a/nebo Keni či Tanzánii), a současně je podobná situaci popsané v případové studii z Ghany (viz příloha 16.2). Všechny výše uvedené údaje jsou poplatné době zpracování studie pro IPEN, tedy roku 2005.



Obrázek 39: Pec se dvěma komorami v jedné z malých spaloven zdravotnického odpadu v Pákistánu. Foto: Jindřich Petrlík, Arnika, březen 2005.

17 ZKRATKY

APC – čištění spalin

BAT – nejlepší dostupná technologie

BCD – zásaditý katalytický rozklad

BEP – nejlepší praxe z hlediska ochrany životního prostředí

BEQ – bioanalytický toxický ekvivalent (obdoba TEQ používaná pro výsledky analýz bioassay metodami)

DE – účinnost odbourání/rozkladu/destrukce (používá se k hodnocení efektivity technologií pro zpracování odpadů s obsahem POPs)

DHM – rozpuštěné humínové látky

DL PCB – dioxinům podobné polychlorované bifenyly (celkem 12 kongenerů PCB)

GPCR – chemická redukce v plynné fázi

I-TEQ – mezinárodní toxický ekvivalent (používal se před WHO-TEQ, dosud je platný dle některé legislativy pro výpočty pro vzorky půdy, vody anebo vzduchu)

IPEN – Mezinárodní síť pro eliminaci POPs (International POPs Elimination Network)

ITDU – jednotka nepřímé termické desorpce

LAS – lineární alkylbenzosulfonát

LPCL – ‚úroveň nízkého obsahu POPs‘ – termín zavedený v článku 6 Stockholmské úmluvy jako limit pro definici odpadů s obsahem POPs

NIP – národní implementační plán (Stockholmské úmluvy)

NO – nebezpečný odpad

PAU – polycyklické aromatické uhlovodíky

PBDD/F – polybromované dibenzo-p-dioxiny (PBDD) a polybromované dibenzofurany (PBDF)

PCB – polychlorované bifenyly

PCDD/F – polychlorované dibenzo-p-dioxiny (PCDD) a polychlorované dibenzofurany (PCDF)

POPs – perzistentní organické (znečišťující) látky

PVC – polyvinylchlorid (druh plastu)

SCWO – oxidace superkritickou vodou

TDI – tolerovatelný denní příjem

TEQ – toxický ekvivalent (používá se k vyjádření koncentrací dioxinů a DL PCB přepočítaných podle jejich toxicity pro lidi a zvířata)

TKO – tuhý komunální odpad

UNEP – Program OSN pro životní prostředí

U-POPs – nezamýšleně vznikající (produkované) perzistentní organické látky (dioxiny, DL PCB, hexachlorbenzen a další – viz např. Přílohu C Stockholmské úmluvy)

WHO-TEQ – toxický ekvivalent vypočítaný v tomto případě za použití faktorů toxické ekvivalence (TEF), jak je definovala expertní skupina WHO v roce 2005 (van den Berg, Birnbaum et al. 2006)

W-t-E – zařízení pro energetické využití odpadu; spalovny odpadu, které využívají energii buď k vytápění nebo výrobě elektřiny

ZO – zdravotnický odpad

LITERATURA

- Abad, E., J. Caixach and J. Rivera (2003). "Improvements in dioxin abatement strategies at a municipal waste management plant in Barcelona." *Chemosphere* 50(9): 1175-1182.
- Adama, M., R. Esena, B. Fosu-Mensah and D. Yirenya-Tawiah (2016). "Heavy Metal Contamination of Soils around a Hospital Waste Incinerator Bottom Ash Dumps Site." *Journal of Environmental and Public Health* 2016: 6.
- AI and Greenpeace (2012). *The Toxic Truth: About a company called Trafigura, a ship called the Probo Koala, and the dumping of toxic waste in Côte d'Ivoire*: 230.
- Akimoto, Y., S. Nito and Y. Inouye (1997). "Aromatic carboxylic acids generated from MSW incinerator fly ash." *Chemosphere* 34(2): 251-261.
- Alba, N., S. Gassó, T. Lacorte and J. M. Baldasano (1997). "Characterization of Municipal Solid Waste Incineration Residues From Facilities with Different Air Pollution Control Systems." *Journal of the Air & Waste Management Association* 47(11): 1170-1179.
- ALS (2012). *Protokol o zkoušce (výsledky analýz vzorků popílků ze spalovny Trmice na POPs)*. ALS Group: 5.
- Amutha Rani, D., A. R. Boccaccini, D. Deegan and C. R. Cheeseman (2008). "Air pollution control residues from waste incineration: Current UK situation and assessment of alternative technologies." *Waste Management* 28(11): 2279-2292.
- Anastasiadou, K., K. Christopoulos, E. Mousios and E. Gidarakos (2012). "Solidification/stabilization of fly and bottom ash from medical waste incineration facility." *Journal of Hazardous Materials* 207–208: 165-170.
- Ansari, R. N. (2014, 14-04-2014). "Use of foundry waste." Retrieved 08-04-2017, 2017, from <https://www.linkedin.com/pulse/20140414180737-25592254-uses-of-foundry-waste>.
- Arnika - Toxics and Waste Programme and SDPI (2006). *POPs in residues from waste incineration in Pakistan. International POPs Elimination Project (IPEP) Report*. Prague - Islamabad, Arnika - Toxics and Waste Programme, Sustainable Development Policy Institute (SDPI): 44.
- Astrup, T. (2008). *Management of APC Residues from W-t-E Plants - An overview of management options and treatment methods* Second edition, October 2008, ISWA: 116.
- Aubert, J., B. Husson and A. Vaquier (2004). "Use of municipal solid waste incineration fly ash in concrete." *Cement and Concrete Research* 34(6): 957-963.
- Basel Convention (2014). *Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal - Protocol on Liability and Compensation for Damage Resulting from Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal*. Texts and Annexes. UNEP Geneva.
- Basel Convention (2015). *General technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants*. Technical Guidelines. Geneva.
- Bell, L., De Borst, B., I. Holoubek, S. Kakareka, M. C. Paun, J. Petrlik, A. Watson, R. Weber and J. Vijgen (2016). *Assessment of POPs contaminated sites and the need for stringent soil standards for food and feed safety. Expert meeting on Best Available Techniques and Best Environmental Practices and Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional Persistent Organic Pollutants under the Stockholm Convention*. Bratislava, Slovakia, 25-27 October 2016.
- Bernard, A., F. Broecker, G. De Poorter, A. De Cock, C. Hermans, C. Saegerman and G. Houins (2002). "The Belgian PCB/Dioxin Incident: Analysis of the Food Chain Contamination and Health Risk Evaluation." *Environmental Research* 88(1): 1-18.
- Bie, R., P. Chen, X. Song and X. Ji (2016). "Characteristics of municipal solid waste incineration fly ash with cement solidification treatment." *Journal of the Energy Institute* 89(4): 704-712.
- BiPRO (2005). *Study to facilitate the implementation of certain waste related provisions of the Regulation on Persistent Organic Pollutants (POPs)*. Brussels, European Commission: 469.
- BiPRO (2006). *Identification, assessment and prioritisation of EU measures to reduce releases of unintentionally produced/released Persistent Organic Pollutants*. REFERENCE:07.010401/2005/419391/MAR/D4 FINAL REPORT.
- Borking, L. (2011, 15-12-2011). "København skal genanvende livets byggesten." Retrieved 02-04-2017, 2017, from <https://www.information.dk/indland/2011/12/koebenhavn-genanvende-livets-byggesten>.
- Brambilla, G., I. Fochi, S. P. De Filippis, N. Iacovella and A. d. Domenico (2009). "Pentachlorophenol, polychlorodibenzodioxin and polychlorodibenzofuran in eggs from hens exposed to contaminated wood shavings." *Food Additives & Contaminants: Part A* 26(2): 258-264.

Breivik, K., R. Gioia, P. Chakraborty, G. Zhang and K. C. Jones (2011). "Are Reductions in Industrial Organic Contaminants Emissions in Rich Countries Achieved Partly by Export of Toxic Wastes?" *Environmental Science & Technology* 45(21): 9154-9160.

Cagnetta, G., J. Robertson, J. Huang, K. Zhang and G. Yu (2016). "Mechanochemical destruction of halogenated organic pollutants: A critical review." *Journal of Hazardous Materials* 313: 85-102.

Calabrese, E. J., E. J. Stanek, R. C. James and S. M. Roberts (1997). "Soil ingestion: a concern for acute toxicity in children." *Environmental Health Perspectives* 105(12): 1354-1358.

CCME (2002). *Canadian Environmental Quality Guidelines*, Canadian Council of Ministers of the Environment. 2.

Cobo, M., A. Gálvez, J. Conesa and C. Montes de Correa (2009). "Characterization of fly ash from a hazardous waste incinerator in Medellín, Colombia." *Journal of Hazardous Materials* 168: 1223-1232.

Coenrady, C. (2013). "1600 Waste to Energy Facilities Worldwide. Database and references." Retrieved 27-03-2017, 2017, from <http://www.coenrady.com/reference004.pdf>.

Comans, R. N. J., E. Zuiver, P. A. Geelhoed and D. Hoede (2003). *Characterisation of leaching properties of C-fix products and components*. Petten, ECN: 39.

Connett, P. (2013). *The zero waste solution: untrashing the planet one community at a time*, Chelsea Green Publishing.

Čtk (2007). *Sanace dvou dioxinových budov ve Spolaně bude dokončena v říjnu* (Remediation of two dioxin barracks in Spolana will be finished in October). Česká tisková kancelář (Czech Press Agency). Praha.

Dias-Ferreira, C., G. M. Kirkelund and P. E. Jensen (2016). "The influence of electrolytic remediation on dioxin (PCDD/PCDF) levels in fly ash and air pollution control residues." *Chemosphere* 148: 380-387.

DiGangi, J. and J. Petrlik (2005). *The Egg Report - Contamination of chicken eggs from 17 countries by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene*. Available at: <http://english.arnika.org/publications/the-egg-report>.

DiGangi, J. and J. Strakova (2016). "Recycling of plastics containing brominated flame retardants leads to contamination of plastic childrens toys." *Organohalogen Compd* 78(2016): 9-11.

Diletti, G., R. Ceci, M. De Massis, G. Scortichini and G. Migliorati (2005). "A case of eggs contamination by PCDD/Fs in Italy: Analytical levels and contamination source identification." *Organohalogen Compounds* 67: 1460-1461.

EA (2002). *Solid Residues from Municipal Waste Incinerators in England and Wales A report on an investigation by the Environment Agency*, Environment Agency: 72.

Ecke, H., H. Sakanakura, T. Matsuto, N. Tanaka and A. Lagerkvist (2000). "State-of-the-art treatment processes for municipal solid waste incineration residues in Japan." *Waste Management and Research* 18(1): 41-51.

Ecoba (2008). *European Coal Combustion Products Association: production and utilisation of CCPs in 2008 in Europe* (EU 15).

EEC of SC (2016). *Analysis of the information on releases of unintentional persistent organic pollutants under Article 5 of the Stockholm Convention. The meeting of the Expert Roster of the Stockholm Convention on BAT/BEP Guidelines and Dioxin (U-POPs) Toolkit*, held in Bratislava – October 25 – 27, 2016, Analysis conducted by the Toolkit experts to support the Effectiveness Evaluation Committee in the evaluation of the effectiveness of Article 5 of the Stockholm Convention: 46.

Emmanuel, J. (2012). *Compendium of Technologies for Treatment/Destruction of Healthcare Waste*. Osaka, UNEP DTIE: 225.

Emmanuel, J. and R. Stringer (2007). *For Proper Disposal: A Global Inventory of Alternative Medical Waste Treatment Technologies*. Arlington, WA, Health Care Without Harm: 52.

European Commission (2011). *Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs* (Text with EEA relevance). European Commission. Official Journal of the European Union. EC 1259/2011: 18-23.

European Commission (2017a). *Report from the Commission to the European Parliament, the Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the Implementation of the Circular Economy Action Plan*. Brussels, 26.1.2017. COM(2017) 33 final.

European Commission (2017b). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. The role of waste-to-energy in the circular economy*. Brussels, 26.1.2017. COM(2017) 34 final: 11.

Federal Ministry of Environment (2009). *Federal Republic of Nigeria National Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). Final Report*. Abuja, Federal Ministry of Environment, Abuja: 282.

Federative Republic of Brazil (2015). *National Implementation Plan - Brazil - Stockholm Convention*. Brasilia, Ministry of the Environment: 182.

Ferreira, C., P. Jensen, L. Ottosen and A. Ribeiro (2005). "Removal of selected heavy metals from MSW fly ash by the electro-dialytic process." *Engineering Geology* 77(3-4): 339-347.

Ferreira, C., A. Ribeiro and L. Ottosen (2003). "Possible applications for municipal solid waste fly ash." *Journal of Hazardous Materials* 96(2-3): 201-216.

Fiedler, H. (2016). *Release Inventories of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. Dioxin and Related Compounds: Special Volume in Honor of Otto Hutzinger*. M. Alae. Cham, Springer International Publishing: 1-27.

Fischer, J., W. Lorenz and M. Bahadir (1992). "Leaching behaviour of chlorinated aromatic compounds from fly ash of waste incinerators." *Chemosphere* 25(4): 543-552.

GEC (1996). *Waste treatment technology in Japan*. Committee for Studying Transfer of Environmental Technology, Global Environment Centre Foundation.

Gioia, R., S. Eckhardt, K. Breivik, F. M. Jaward, A. Prieto, L. Nizzetto and K. C. Jones (2011). "Evidence for Major Emissions of PCBs in the West African Region." *Environmental Science & Technology* 45(4): 1349-1355.

Gluszynski, P. (2007). *Meritorious law-breaker ... awarded*. Unpublished case explanation for Belarussian environmentalists. Krakow: 2.

Godwin, D. L. (1993). "The Basel Convention on Transboundary Movements of Hazardous Wastes: An Opportunity for Industrialized Nations to Clean Up Their Acts." *Denv. J. Int'l L. & Pol'y* 22: 193.

Goh, A. T. C. and J. H. Tay (1993). "Municipal solid-waste incinerator fly ash for geotechnical applications." *J. Geotech. Eng.* 119: 811.

Government of India (2011). *National Implementation Plan - Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants - April 2011*. New Delhi, Central Pollution Control Board (CPCB), Delhi, Central Power Research Institute (CPRI), Bangalore, Hindustan Insecticides Limited (HIL), New Delhi, National Environmental Engineering Research Institute (NEERI), Nagpur, National Institute for Interdisciplinary Science and Technology (NIIST), Thiruvananthapuram: 254.

Government of Japan (2006). *The National Implementation Plan of Japan under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*. Tokyo: 99.

Government of Japan (2012). *Dioxins. Information brochure*. Tokyo: 28.

Government of Republic of Korea (2009). *The National Implementation Plan of the Republic of Korea under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*. Seoul: 59.

GU Tayfun (2007). *Протокол количественного химического анализа № 62-08-07 (Protocol about chemical analysis No 62-08-07), dated 6 - 11-08-2007*.

Hagenmaier, H., J. She and C. Lindig (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.

Haiying, Z., Z. Youcai and Q. Jingyu (2007). "Study on use of MSWI fly ash in ceramic tile." *Journal of Hazardous Materials* 141(1): 106-114.

Hallett, D., Trentacoste, N., and McEwen, C. (2013). *Use of Gas Phase Reduction (GPR) Presented to: US EPA (Cincinnati, Ohio) June 25, 2013*. (vendor presentation).

Hallett, D. J. (2016). *Data on successful use of GPCR on various chemicals*. Presentation by Hallett Environmental and Technology Group Inc. 13th HCH Forum.

Hoogenboom, R., T. Bovee, L. Portier, G. Bor, G. van der Weg, C. Onstenk and W. Traag (2004). "The German bakery waste incident; use of a combined approach of screening and confirmation for dioxins in feed and food." *Talanta* 63(5): 1249-1253.

Hoogenboom, R., L. Heres, B. Urlings, R. Herbes and W. Traag (2009). "Increased levels of dioxins in Irish pig meat: the Dutch connection." *Organohalogen Compd* 71: 2182-2186.

Hoogenboom, R., M. ten Dam, M. van Bruggen, M. Zeilmaker, S. Jeurissen, W. Traag and S. van Leeuwen (2014). *Dioxines en PCB's in eieren van particuliere kippenhouders*. Wageningen, RIKILT (University & Research centre): 25.

Hsu, J.-F., C. Chen and P.-C. Liao (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.

Hwa, T. J. and S. Jeyaseelan (1997). "Conditioning of oily sludges with municipal solid wastes incinerator fly ash." *Water Science and Technology* 35(8): 231-238.

Chen, T., J. H. Yan, S. Y. Lu, X. D. Li, Y. L. Gu, H. F. Dai, M. J. Ni and K. F. Cen (2008). "Characteristic of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fly ash from incinerators in China." *Journal of Hazardous Materials* 150(3): 510-514.

Cheng, T., J. Chu, C. Tzeng and Y. Chen (2002). "Treatment and recycling of incinerated ash using thermal plasma technology." *Waste Management* 22(5): 485-490.

Chi, K., S. Chang and M. Chang (2006). "Characteristics of PCDD/F Distributions in Vapor and Solid Phases and Emissions from the Waelz Process." *Environ Sci Technol* 40(6): 1770-1775.

Choi, K.-I. and D.-H. Lee (2006). "PCDD/DF in leachates from Korean MSW landfills." *Chemosphere* 63(8): 1353-1360.

IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, SDPI and Arnika Association (2005). Contamination of chicken eggs near the dump site on the edge of Peshawar, Pakistan by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. *Keep the Promise, Eliminate POPs Reports*. Islamabad, Prague, IPEN, Arnika Association, Sustainable Development Policy Institute: 32.

IPEN Dioxin PCBs and Waste Working Group, Spolocnost priatelov Zeme and Arnika Association (2005). Contamination of chicken eggs near the Koshice municipal waste incinerator in Slovakia by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. *Keep the Promise, Eliminate POPs Reports*. Koshice, Prague, IPEN, Arnika Association, Spolocnost priatelov Zeme: 22.

Ishida, M., R. Shiji, P. Nie, N. Nakamura and S.-i. Sakai (1998). "Full - scale plant study on low temperature thermal dechlorination of PCDDs/PCDFs in fly ash." *Chemosphere* 37(9-12): 2299-2308.

Jala, S. and D. Goyal (2006). "Fly ash as a soil ameliorant for improving crop production—a review." *Bioresource Technology* 97(9): 1136-1147.

Keppert, M., J. A. Siddique, Z. Pavlík and R. Černý (2015). "Wet-Treated MSWI Fly Ash Used as Supplementary Cementitious Material." *Advances in Materials Science and Engineering* 2015: 8.

Khan, H. N. (2001). Pakistan country report. *Waste Not Asia 2001*. Taipei, Prepared by Environmental Pollution Unit, WWF-Pakistan, Lahore, .

Kikuchi, R. (2001). "Recycling of municipal solid waste for cement production: pilot-scale test for transforming incineration ash of solid waste into cement clinker." *Resources, Conservation and Recycling* 31(2): 137-147.

Kim, K.-H., Y.-C. Seo, H. Nam, H.-T. Joung, J.-C. You, D.-J. Kim and Y.-C. Seo (2005). "Characteristics of major dioxin/furan congeners in melted slag of ash from municipal solid waste incinerators." *Microchemical Journal* 80(2): 171-181.

Kim, Y.-J. and M. Osako (2004). "Investigation on the humification of municipal solid waste incineration residue and its effect on the leaching behavior of dioxins." *Waste Management* 24(8): 815-823.

Kim, Y. J., D. H. Lee and M. Osako (2002). "Effect of dissolved humic matters on the leachability of PCDD/F from fly ash--laboratory experiment using Aldrich humic acid." *Chemosphere* 47(6): 599-605.

Kiviranta, H., T. Vartiainen and J. Tuomisto (2002). "Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in fishermen in Finland." *Environ Health Perspect* 110(4): 355-361.

Krishnamurthy, S. and H. C. Brown (1980). "Selective reductions. 27. Reaction of alkyl halides with representative complex metal hydrides and metal hydrides. Comparison of various hydride reducing agents." *The Journal of Organic Chemistry* 45(5): 849-856.

Krunk, K. A., *Environment(Facts)*, . (2016, 08-09-2016). "Top 20 Countries That Are Used As Dumping Grounds Of The World's Trash." Retrieved 04-04-2017, 2017, from <http://www.atchuup.com/countries-used-as-dumping-grounds-of-worlds-trash/>.

Kubal, M., J. Fairweather, P. Crain and M. Kuraš (2004). Treatment of solid waste polluted by polychlorinated contaminants (pilot-scale demonstration). *International Conference on Waste Management and the Environment No2*. S. WIT Press, ROYAUME-UNI (2004) (Monographie). Rhodes, WIT Press: 13-23.

Kulkarni, P., J. Crespo and C. Afonso (2008). "Dioxins sources and current remediation technologies - A review." *Environment International* 34(1): 139-153.

Lam, C. H., A. W. Ip, J. P. Barford and G. McKay (2010). "Use of incineration MSW ash: a review." *Sustainability* 2(7): 1943-1968.

Lampris, C., J. A. Stegemann and C. R. Cheeseman (2009). "Solidification/stabilisation of air pollution control residues using Portland cement: Physical properties and chloride leaching." *Waste Management* 29(3): 1067-1075.

Lee, W.-J., S. Shih, H.-W. Li, L.-F. Lin, K.-M. Yu, K. Lu, L.-C. Wang, G.-P. Chang-Chien, K. Fang and M. Lin (2009). "Assessment of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans contribution from different media to surrounding duck farms." *Journal of Hazardous Materials* 163(2-3): 1185-1193.

Li, X., M. F. Bertos, C. D. Hills, P. J. Carey and S. Simon (2007). "Accelerated carbonation of municipal solid waste incineration fly ashes." *Waste Management* 27(9): 1200-1206.

Lichtfouse, E., J. Schwarzbauer and D. Robert (2013). *Pollutant Diseases, Remediation and Recycling*.

Lin, K. L. (2006). "Feasibility study of using brick made from municipal solid waste incinerator fly ash slag." *Journal of Hazardous Materials* 137(3): 1810-1816.

Llerena, J., E. Abad, J. Caixach and J. Rivera (2003). "An episode of dioxin contamination in feedingstuff: the choline chloride case." *Chemosphere* 53(6): 679-683.

Luna Galiano, Y., C. Fernández Pereira and J. Vale (2011). "Stabilization/solidification of a municipal solid waste incineration residue using fly ash-based geopolymers." *Journal of Hazardous Materials* 185(1): 373-381.

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)*. Praha, Arnika - Toxické látky a odpady: 33.

Malisch, R. (2000). "Increase of the PCDD/F-contamination of milk, butter and meat samples by use of contaminated citrus pulp." *Chemosphere* 40(9-11): 1041-1053.

Matsui, M., Y. Kashima, M. Kawano, M. Matsuda, K. Ambe, T. Wakimoto and R. Doi (2003). "Dioxin-like potencies and extractable organohalogen (EOX) in medical, municipal and domestic waste incinerator ashes in Japan." *Chemosphere* 53(8): 971-980.

MEF (2010). *National Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*. Ankara, Republic of Turkey, Ministry of Environment and Forestry: 240.

MEFWA (2006). *National Implementation Plan for Reduction and Disposal of Persistent Organic Pollutants*. Tirana, Ministry of Environment, Forestry and Water Administration: 176.

MENR (2006). *National Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs)*. Nairobi, Ministry of Environment and Natural Resources, Republic of Kenya: 174.

MEPP (2004). *National Implementation Plan on Reduction & Elimination of Persistent Organic Pollutants in the Republic of Macedonia*. Skopje, Ministry of Environment and Physical Planning: 232.

MEPU (2007). *Ukraine National Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*. Project # GF/2732-03-4668 Enabling Activities for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs): National Implementation Plan for Ukraine. Kyiv, Ministry of Environmental Protection of Ukraine: 265.

Merlo, M., V. Desvignes, A. Mahe, L. Aubert and L. J. Viriot D, Favrot MC, de Bels F, Marchand P, Le Bizec B, Volatier JL (2011). "National Study on Polychlorinated Biphenyl Levels in Blood of French Freshwater Fish Eaters: Comparison of the First Results With Other Countries." *ORGANOHALOGEN COMPOUNDS* 73: 1936-1939.

MfE and MoH (1997). *Health and environmental guidelines for selected timber treatment chemicals*, Wellington: Ministry for the Environment and Ministry of Health.

Mikalonis, S. (2014, 20-06-2014). "Bills allow reuse of incinerator byproducts; here's what we can expect. ." Guest Blog: Environment and the Law Retrieved 31-03-2017, 2017, from <http://www.crainsdetroit.com/article/20140620/BLOG103/140629992/bills-allow-reuse-of-incinerator-byproducts-heres-what-we-can-expect>.

Mininni, G., A. Sbrilli, C. Maria Braguglia, E. Guerriero, D. Marani and M. Rotatori (2007). "Dioxins, furans and polycyclic aromatic hydrocarbons emissions from a hospital and cemetery waste incinerator." *Atmospheric Environment* 41(38): 8527-8536.

Ministry of Environment and Water (2009). *National Implementation Plan on the Stockholm Convention for the Reduction of Persistent Organic Pollutants in the Environment - Republic of Hungary*. Budapest, Ministry of Environment and Physical Planning: 138.

Mino, Y. and Y. Moriyama (2001). "Possible Remediation of Dioxin-Polluted Soil by Steam Distillation." *Chemical and Pharmaceutical Bulletin* 49(8): 1050-1051.

Mitoma, Y., H. Miyata, N. Egashira, A. M. Simion, M. Kakeda and C. Simion (2011). "Mechanochemical degradation of chlorinated contaminants in fly ash with a calcium-based degradation reagent." *Chemosphere* 83(10): 1326-1330.

Mitoma, Y., T. Uda, N. Egashira, C. Simion, H. Tashiro, M. Tashiro and X. Fan (2004). "Approach to Highly Efficient Dechlorination of PCDDs, PCDFs, and Coplanar PCBs Using Metallic Calcium in Ethanol under Atmospheric Pressure at Room Temperature." *Environmental Science & Technology* 38(4): 1216-1220.

Miyake, Y., L. Tang, Y. Horii, K. Nojiri, N. Ohtsuka, Y. Fujimine and T. Amagai (2012). "Concentration profiles of halogenated polycyclic aromatic hydrocarbons in flue gas, bottom ash, and fly ash from waste incinerators." *Organohalogen Compd* 74(2012): 636-639.

MoE Republic of Lithuania (2006). *National Implementation Plan on Persistent Organic Pollutants under the Stockholm Convention*. Vilnius, Ministry of Environment, Republic of Lithuania: 79.

Mochungong, P. I. K. (2011). *Environmental exposure and public health impacts of poor clinical waste treatment and disposal in Cameroon*. PhD, Institute for Public Health, University of Southern Denmark.

Morrison, K. (2009). "\$94 million toxic ash cleanup begins." Retrieved 02-04-2017, 2017, from <http://www.bizjournals.com/jacksonville/stories/2009/06/01/story1.html>.

Moya, J. and L. Phillips (2014). "A review of soil and dust ingestion studies for children." *J Expos Sci Environ Epidemiol* 24(6): 545-554.

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). Sbírnka mezinárodních smluv č. 40/2006: 658-752.

MŽP. (2018, 30-09-2017). "Integrovaný registr znečišťování. (Integrated Pollutants Releases Register)." Retrieved 12-11-2018, 2018, from <http://www.irz.cz>.

Nouwen, J., J. Provoost, C. Cornelis and J. Bronders (2004). "Health Risk Assessment of Dioxin Exposure in the City of Menen (Belgium)." *Organohalogen Compounds* 66: 2040-2047.

Ocelka, T., V. Pekárek, E. Fišerová, M. Abbrent, J. Kohutová, J. Hetflejš and M. Lojkásek (2010). "Copper mediated destruction (CMD) – a novel BAT technology for POPs destruction." *Organohalogen Compd* 72: 1258-1259.

Osako, M. and Y.-J. Kim (2004). "Influence of coexisting surface-active agents on leachability of dioxins in raw and treated fly ash from an MSW incinerator." *Chemosphere* 54(1): 105-116.

Osako, M., Y.-J. Kim and D.-H. Lee (2002). "A pilot and field investigation on mobility of PCDDs/PCDFs in landfill site with municipal solid waste incineration residue." *Chemosphere* 48(8): 849-856.

Pan, Y., L. Yang, J. Zhou, J. Liu, G. Qian, N. Ohtsuka, M. Motegi, K. Oh and S. Hosono (2013). "Characteristics of dioxins content in fly ash from municipal solid waste incinerators in China." *Chemosphere* 92(7): 765-771.

Pandey, V. C. and N. Singh (2010). "Impact of fly ash incorporation in soil systems." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136(1-2): 16-27.

Paustenbach, D., K. Fehling, P. Scott, M. Harris and B. Kerger (2006). "Identifying soil cleanup criteria for dioxins in urban residential soils: how have 20 years of research and risk assessment experience affected the analysis?" *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 9(2): 87-145.

Pelizzetti, E., M. Borgarello, C. Minero, E. Pramauro, E. Borgarello and N. Serpone (1988). "Photocatalytic degradation of polychlorinated dioxins and polychlorinated biphenyls in aqueous suspensions of semiconductors irradiated with simulated solar light." *Chemosphere* 17(3): 499-510.

Petrlík, J. (2011). Report about sampling and monitoring in the surrounding of waste incinerators in Phuket. Bangkok - Prague, EARTH, Arnika - Toxics and Waste Programme and IPEN: 13.

Petrlík, J. (2015). Persistent Organic Pollutants (POPs) in Chicken Eggs from Hot Spots in China. Beijing-Gothenburg-Prague, Arnika - Toxics and Waste Programme, IPEN and Green Beagle: 25.

Petrlík, J. and R. Ryder (2005). After Incineration: The Toxic Ash Problem. Available at: http://ipen.org/sites/default/files/documents/ipen_incineration_ash-en.pdf. Prague, Manchester, IPEN Dioxin, PCBs and Waste Working Group, Arnika Association: 59.

Piantone, P., F. Bodenar, R. Derie and G. Depelsenaire (2003). "Monitoring the stabilization of municipal solid waste incineration fly ash by phosphation: mineralogical and balance approach." *Waste Manag* 23(3): 225-243.

Piskorska-Pliszczynska, J., S. Mikołajczyk, M. Warenik-Bany, S. Maszewski and P. Strucinski (2014). "Soil as a source of dioxin contamination in eggs from free-range hens on a Polish farm." *Science of The Total Environment* 466-467(0): 447-454.

Piskorska-Pliszczynska, J., P. Strucinski, S. Mikołajczyk, S. Maszewski, J. Rachubik and M. Pajurek (2016). "Pentachlorophenol from an old henhouse as a dioxin source in eggs and related human exposure." *Environmental Pollution* 208, Part B: 404-412.

Pless-Mulloli, T., Air, V., Schilling, B., Pöpke, O. and Foster, K. (2003). Follow-up Assessment of PCDD/F in Eggs from Newcastle Allotments. Newcastle, University of Newcastle upon Tyne, Newcastle City Council: 39.

Pless-Mulloli, T., R. Edwards, O. Pöpke and B. Schilling (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.: 50.

Pless-Mulloli, T., R. Edwards, B. Schilling and O. Pöpke (2000). Report on the analysis of PCDD/PCDF and heavy metals in foodpaths and soil samples related to the Byker incinerator. Newcastle, University of Newcastle upon Tyne, Newcastle City Council: 35.

Pless-Mulloli, T., B. Schilling, O. Paepke, N. Griffiths and R. Edwards (2001). "Transfer of PCDD/F and heavy metals from incinerator ash on footpaths in allotments into soil and eggs." *Organohalogen Compounds* 51: 48-52.

Podhola, M. (2005). *Určování časové stability solidifikátů*. Praha, VŠCHT: 10.

Preud'Homme, H. and M. Potin-Gautier (2002). "Polyhalogenated dibenzo-P-dioxins and dibenzofurans in the exhaust fumes and fly ashes of municipal waste and industrial incinerators." *Organohalogen Compounds* 56: 273-276.

Pulles, T., U. Quass, K. Mareckova and C. Juery (2004). "Dioxin emissions in Candidate Countries." TNO-Environment, Energy and Process Innovation, TNO-Repoer 2004: 069.

Quina, M., J. o. Bordado and R. Quinta-Ferreira (2008). "Treatment and use of air pollution control residues from MSW incineration: An overview." *Waste Management* 28(11): 2097-2121.

Quina, M. J., J. C. M. Bordado and R. M. Quinta-Ferreira (2011). "Environmental impact of APC residues from municipal solid waste incineration: Reuse assessment based on soil and surface water protection criteria." *Waste Management* 31(9-10): 1984–1991.

Ratti, S. P., G. Belli, A. Lanza, S. Cerlesi and U. G. Fortunati (1986). "The seveso dioxin episode: Time evolution properties and conversion factors between different analytical methods." *Chemosphere* 15(9): 1549-1556.

Reijnders, L. (2005). "Disposal, uses and treatments of combustion ashes: a review." *Resources, Conservation and Recycling* 43(3): 313-336.

República Argentina (2007). Plan nacional de aplicación del Convenio de Estocolmo - Argentina - 2007. Buenos Aires, Jefatura de Gabinete de Ministros secretaria de ambiente y desarrollo sustentable: 134.

Rosen, C., P. Bierman and D. Olson (1994). "Swiss chard and alfalfa responses to soils amended with municipal solid waste incinerator ash: growth and elemental composition." *Journal of agricultural and food chemistry* 42(6): 1361-1368.

Royal, S. (2014, 23-06-2014). ""Je crois beaucoup à la politique par la preuve". Radio broadcast interview on waste management practices in France. ." Retrieved 09-04-2017, 2017, from http://www.dailymotion.com/video/x2022na_segolene-royal-je-crois-beaucoup-a-la-politique-par-la-preuve_news.

Ryan, J. J., E. Dewailly, A. Gilman, C. Laliberté, P. Ayotte and J. Rodrigue (1997). "Dioxin-Like Compounds in Fishing People from the Lower North Shore of the St. Lawrence River, Québec, Canada." *Archives of Environmental Health: An International Journal* 52(4): 309 - 316.

Sabbas, T., A. Poletini, R. Pomi, T. Astrup, O. Hjelmar, P. Mostbauer, G. Cappai, G. Magel, S. Salhofer and C. Speiser (2003). "Management of municipal solid waste incineration residues." *Waste Management* 23(1): 61-88.

Sakai, S., S. Urano and H. Takatsuki (1997). Leaching Behavior of PCDD/Fs and PCBs from Some Waste Materials. *Studies in Environmental Science*. G. J. S. J.J.J.M. Goumans and H. A. v. d. Sloop, Elsevier. Volume 71: 715-724.

Sakai, S., S. Urano and H. Takatsuki (2000). "Leaching behavior of PCBs and PCDDs/DFs from some waste materials." *Waste Management* 20(2-3): 241-247.

Sako, T., S.-i. Kawasaki, H. Noguchi, T. Kimura and H. Sato (2004). "Destruction of dioxins and PCBs in solid wastes by supercritical fluid treatment." *Organohalogen Compounds* 66: 1187-1193.

Shibamoto, T., A. Yasuhara and T. Katami (2007). "Dioxin formation from waste incineration." *Rev Environ Contam Toxicol* 190: 1-41.

Shih, S.-I., I. C. Wang, K.-Y. Wu, H.-W. Li, L.-C. Wang and G.-P. Chang-Chien (2009). "Uptake of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in laying ducks." *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 44(8): 799-807.

Shin, K.-J. and Y.-S. Chang (1999). "Characterization of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, and heavy metals in fly ash produced from korean municipal solid waste incinerators." *Chemosphere* 38(11): 2655-2666.

Schmid, M., K. Dallmann, E. Bugnicourt, D. Cordoni, F. Wild, A. Lazzeri and K. Noller (2012). "Properties of Whey-Protein-Coated Films and Laminates as Novel Recyclable Food Packaging Materials with Excellent Barrier Properties." *International Journal of Polymer Science* 2012: 7.

Schramm, K., M. Merk, B. Henkelmann and A. Kettrup (1995). "Leaching of PCDD/F from fly ash and soil with fire-extinguishing water." *Chemosphere* 30(12): 2249-2257.

Song, Q., J. Li and X. Zeng (2015). "Minimizing the increasing solid waste through zero waste strategy." *Journal of Cleaner Production* 104: 199-210.

Stockholm Convention (2010). Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) as amended in 2009. Text and Annexes. Geneva: 64.

Stockholm Convention on POPs (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. Geneva, Secretariat of the Stockholm Convention on POPs.

Sun, X., J. Li, X. Zhao, B. Zhu and G. Zhang (2016). "A Review on the Management of Municipal Solid Waste Fly Ash in American." *Procedia Environmental Sciences* 31: 535-540.

Svensson, B.-G., A. Nilsson, E. Jonsson, A. Schütz, B. Akesson and L. Hagmar (1995). "Fish consumption and exposure to persistent organochlorine compounds, mercury, selenium and methylamines among Swedish fishermen." *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health* 21(2): 96-105.

Swedish EPA (2011). Low POP Content Limit of PCDD/F in Waste. Evaluation of human health risks. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm: 145.

Takeshita, R. and Y. Akimoto (1991). "Leaching of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fly ash from municipal solid waste incinerators to a water system." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 21(2): 245-252.

Tame, N., B. Dlugogorski and E. Kennedy (2007). "Formation of Polychlorinated Dibenzop-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans (PCDD/F) in Fires of Arsenic-Free Treated Wood: Role of Organic Preservatives." *Environ. Sci. Technol.*

Tanaka, N., Y. Tojo and T. Matsuto (2005). "Past, present, and future of MSW landfills in Japan." *Journal of Material Cycles and Waste Management* 7(2): 104-111.

Tang, Q., Y. Liu, F. Gu and T. Zhou (2016). "Solidification/Stabilization of Fly Ash from a Municipal Solid Waste Incineration Facility Using Portland Cement." *Advances in Materials Science and Engineering* 2016: 10.

The Epoch Times. (2005, 17-12-2005). "Taiwan Environmental Protection Agency announced the results of cross-border investigation." Retrieved 03-04-2017, 2017, from <http://www.epochtimes.com/b5/5/12/17/n1156901.htm>.

The People's Republic of China (2007). National Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Beijing: 369.

The Republic of Indonesia (2008). National Implementation Plan on Elimination and Reduction of Persistent Organic Pollutants in Indonesia. Jakarta, The Republic of Indonesia: 186.

Triano, J. R. and G. C. Frantz (1992). "Durability of MSW fly-ash concrete." *Journal of Materials in civil Engineering* 4(4): 369-384.

UNEP and Stockholm Convention (2013). Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional POPs under Article 5 of the Stockholm Convention. Geneva, United Nations Environment Programme & Stockholm Convention Secretariat: 445.

UNEP Chemicals (1999). Dioxin and Furan Inventories - National and Regional Emissions of PCDD/PCDF: 102.

US EPA (1998). Approach for Addressing Dioxin in Soil at CERCLA and RCRA Sites. Washington DC.

US EPA. (2015). "Jacksonville Ash Site. Superfund Site Profile." Retrieved 02-04-2017, 2017, from <https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0407002>.

US EPA ROD (2006). EPA/ROD/R 2006040001162 EPA Superfund Record of Decision: Jacksonville Ash Site EPA ID: FLSFN0407002 OU 01 Jacksonville, FL 08/24/2006, United States Environmental Protection Agency: 436.

van den Berg, M., L. S. Birnbaum, M. Denison, M. De Vito, W. Farland, M. Feeley, H. Fiedler, H. Hakansson, A. Hanberg, L. Haws, M. Rose, S. Safe, D. Schrenk, C. Tohyama, A. Tritscher, J. Tuomisto, M. Tysklind, N. Walker and R. E. Peterson (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.

Van der Sloot, H. and D. Kosson (2003). A unified approach for the judgement of environmental properties of construction materials (cement-based, asphaltic, unbound aggregates, soil) in different stages of their life cycle. Proceedings WASCON 2003 Conference, San Sebastian, Spain.

van der Sloot, H. A., D. S. Kosson and O. Hjelmar (2001). "Characteristics, treatment and utilization of residues from municipal waste incineration." *Waste Management* 21(8): 753-765.

Vehlow, J., B. Bergfeldt and H. Hunsinger (2006). "PCDD/F and related compounds in solid residues from municipal solid waste incineration - a literature review." *Waste Management Research* 24(5): 404-420.

Vijgen, J. and R. McDowall (2009). Base Catalyzed Decomposition (BCD). POPs Technology Specification and Data Sheets for the Secretariat of the Basel Convention. IHPA. Amsterdam, IHPA.

Wadge, A. and M. Hutton (1986). "The uptake of cadmium, lead and selenium by barley and cabbage grown on soils amended with refuse incinerator fly ash." *Plant and Soil* 96(3): 407-412.

Wang, L., L. W. J, H. Hsi, G. Chang-Chien and C. Chao (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., S.-J. Chen, Y.-C. Lai, K.-L. Huang and G.-P. Chang-Chien (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.

Wang, M.-S., L.-C. Wang and G.-P. Chang-Chien (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.

Wang, Q., J.-H. Yan, Y. Chi, X.-D. Li and S.-Y. Lu (2010). "Application of thermal plasma to vitrify fly ash from municipal solid waste incinerators." *Chemosphere* 78(5): 626-630.

Wang, Q., J. Yan, X. Tu, Y. Chi, X. Li, S. Lu and K. Cen (2009). "Thermal treatment of municipal solid waste incinerator fly ash using DC double arc argon plasma." *Fuel* 88(5): 955-958.

Wang, S. (2008). "Application of Solid Ash Based Catalysts in Heterogeneous Catalysis." *Environmental Science & Technology* 42(19): 7055-7063.

Wang, T., T. Liu and C. Sun (2008). "Application of MSWI fly ash on acid soil and its effect on the environment." *Waste Manag.* 28(10): 1977-1982. Epub 2007 Sep 1918.

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. (2015). *Low POPs Limits: A Science and Policy Challenge*.

Watson, A. and J. Petrlik (2015). 'Dangerous State of Play' - Heavy Metal Contamination of Kazakhstan's Playgrounds. Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Reports. Publication of the project „Empowering the civil society in Kazakhstan in improvement of chemical safety“. Arnika, EcoMuseum and CINEST. Prague-Karaganda, Arnika - Toxics and Waste Programme: 55-72.

Weber, R., Watson, A, Petrlik, J, Winski, A, O. Schwedler, C. Baitinger and P. Behnisch (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., S. Yoshida and K. Miwa (2002). "PCB Destruction in Subcritical and Supercritical Water s Evaluation of PCDF Formation and Initial Steps of Degradation Mechanisms." *Environ. Sci. Technol.* 36: 1839-1844.

WEC (2013). *World Energy Resources - 2013 Survey*. London, World Energy Council: 468.

Weintraub, M. and L. S. Birnbaum (2008). "Catfish consumption as a contributor to elevated PCB levels in a non-Hispanic black subpopulation." *Environmental Research* 107(3): 412-417.

Wenborn, M., K. King, D. Buckley-Golder and J. Gascon (1999). *Releases of Dioxins and Furans to Land and Water in Europe. Final Report.*: 149.

Windgasse, G. and L. Dauerman (1992). "Microwave Treatment of Hazardous Wastes: Removal of Volatile and Semi-Volatile Organic Contaminants From Soil." *Journal of Microwave Power and Electromagnetic Energy* 27(1): 23-32.

Winkler, J. (2015). "High levels of dioxin-like PCBs found in organic-farmed eggs caused by coating materials of asbestos-cement fiber plates: A case study." *Environment International* 80: 72-78.

Wöhrnschimmel, H., M. Scheringer, C. Bogdal, H. Hung, A. Salamova, M. Venier, A. Katsoyiannis, R. A. Hites, K. Hungerbühler and H. Fiedler (2016). "Ten years after entry into force of the Stockholm Convention: What do air monitoring data tell about its effectiveness?" *Environmental Pollution*.

Wuttke, J., D. Skrylnikov, T. Kutonova and V. Yevseyev (2011). *Detection and Prevention of Illegal Transboundary Movement of Waste and Other Environment Sensitive Commodities. Manual for trainers*. Kyiv, Organization for Security and Cooperation in Europe (OSCE), Environment and Security Initiative (ENVSEC).

Xu, P., B. Tao, N. Li, L. Qi, Y. Ren, Z. Zhou, L. Zhang, A. Liu and Y. Huang (2013). "Levels, profiles and source identification of PCDD/Fs in farmland soils of Guiyu, China." *Chemosphere* 91(6): 824-831.

Yan, J., Z. Peng, S. Lu, X. Li, M. Ni, K. Cen and H. Dai (2007). "Degradation of PCDD/Fs by mechanochemical treatment of fly ash from medical waste incineration." *Journal of Hazardous Materials* 147(1-2): 652-657.

Yasuhara, A. and T. Katami (2007). "Leaching behavior of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans from the fly ash and bottom ash of a municipal solid waste incinerator." *Waste Management* 27(3): 439-447.

Zacco, A., L. Borgese, A. Gianoncelli, R. W. J. Struis, L. Depero and E. Bontempi (2014). "Review of fly ash inertisation treatments and recycling." *Environmental Chemistry Letters* 12(1): 153-175.

Zacco, A., A. Gianoncelli, R. Ardesi, S. Sacrato, L. Guerini, E. Bontempi, G. Tomasoni, M. Alberti and L. E. Depero (2012). "Use of colloidal silica to obtain a new inert from municipal solid waste incinerator (MSWI) fly ash: first results about reuse." *Clean Technologies and Environmental Policy* 14(2): 291-297.

Zaman, A. U. (2015). "A comprehensive review of the development of zero waste management: lessons learned and guidelines." *Journal of Cleaner Production* 91: 12-25.

Zhang, D., G. Huang, Y. Xu and Q. Gong (2015). "Waste-to-Energy in China: Key Challenges and Opportunities." *Energies* 8(12): 12422.

Zhang, Y., A. Soleimanbeigi, W. J. Likos and T. B. Edil (2016). "Geotechnical and Leaching Properties of Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash for Use as Embankment Fill Material." *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 2579: 70-78.

Zhou, Y., P. Yan, Z. Cheng, M. Nifuku, X. Liang and Z. Guan (2003). "Application of non-thermal plasmas on toxic removal of dioxin-contained fly ash." *Powder Technology* 135-136: 345-353.