



垃圾焚烧毒灰对食品安全的威胁



作者：
Jindrich Petrlik
Lee Bell

翻译：周勇
校对：无毒先锋

2019年11月





垃圾焚烧毒灰对食品安全的威胁 2019年11月（中文）

作者：Jindrich Petrlík, Lee Bell

翻译：周勇，校对：无毒先锋

国际消除持久性有机污染物网络(IPEN)、捷克共和国Arniko协会和澳大利亚全国有毒有害物质网络(NTN)联合发布(日内瓦 Geneva – 哥德堡 Goteborg – 珀斯Perth-布拉格Prague – 北京Beijing)

国际消除持久性有机污染物网络成立于1998年，目前由116个国家(主要是发展中国家和转型国家)的500多个参与组织组成。国际消除持久性有机污染物网络汇集了全球各地的重要环境和公共卫生团体，致力于确立并实施保护人类健康和环境的安全化学品政策和做法。国际消除持久性有机污染物网络的使命是为所有人建设无毒的未来。

无毒先锋是一家聚焦有毒化学品污染的中国环保公益组织。使命是：合力抗击“隐形污染”，消除有毒化学品对中国人群的健康影响。核心业务是：开展倡导行动，为公众日常消费品去毒；通过智库建设、大众传播和搭建合作网络，推动化学品管理议题主流化。

化学品安全民间合作网络(简称“化学品网络”)是由中国境内多家公益机构发起的非营利的民间合作网络，成立于2019年6月5日。其愿景是各国政府、学界、企业、民间等利益相关方，合力建立起健全的化学品管理体系，使得生态环境和公众健康不再遭受有害化学品和危险废物的严重威胁。使命是合力推动化学品议题主流化，搭建化学品管理多元合作平台，提升民间参与度，直接消除一定的化学品威胁。

鸣谢：

国际消除持久性有机污染物网络(IPEN)、Arniko协会和澳大利亚全国有毒有害物质网络(NTN)衷心感谢瑞典政府下属的瑞典国际发展合作署(SIDA)、全球绿色资助基金会(GGF)和其他捐助者提供的财政支持，这使本文件的编写成为可能。本报告所表达的观点未必反映任何提供财政支持的机构的官方意见。国际消除持久性有机污染物网络对内容负完全责任。

我们还要感谢国际消除持久性有机污染物网络(IPEN)的所有参与组织，它们帮助在选定的地点收集信息和/或取样，特别要感谢白俄罗斯的环境解决方案中心(CES)、中国的源头爱好者环境研究所、泰国的EARTH组织、中国台湾的台湾观察研究所，以及英国的公益顾问组织(PIC)。

本报告中文版得到了海因里希·伯尔基金会(德国)北京代表处所资助的“化学品安全民间合作网络建设项目”的支持。同样，本报告所表达的观点并不代表该基金会的官方意见。

目录

中文版序: 塑料、垃圾焚烧和飞灰	iv
1. 摘要	7
2. 序言	11
3. 废弃物焚灰毒害食物链	12
4. 废弃物焚烧灰渣: 问题的规模	16
5. 来自废弃物焚烧设施的飞灰和空气污染控制残余物在环境中的命运	21
6. 含二噁英灰渣的处置	32
7. 渗滤液中的二噁英和呋喃必须得到处理	36
8. 废弃物焚烧灰渣中的持久性有机污染物	40
9. 案例研究: 概述	41
10. 暴露场景	54
11. 暴露场景讨论以及二噁英和呋喃的持久性有机污染物低含量水平 定义建议	60
12. 不同国家的二噁英和呋喃法定含量水平实例	65
13. 在废弃物焚灰和空气污染控制残余物中测得 的二噁英和呋喃含量水平	69
14. 废弃物焚烧灰渣的替代处置方法	72
15. 废弃物管理替代解决方案	79
16. 附录	86
17. 缩略语中英文对照	94
18. 参考文献	96

中文版序：塑料、垃圾焚烧和飞灰

我们生活在塑料时代。塑料无处不在，即使在最原始的地方，我们也能找到一些细小的塑料碎片。大多数塑料是由化学家发明的。并且，为了使塑料适用于不同的用途或例如使塑料符合防火安全的法律要求，塑料需要添加化学添加剂使其具有耐性、柔韧性、耐用性或不那么易燃。这些添加剂很多本身是有毒的，且燃烧时也会产生新的化学物质。这些新的化学物质可能比原来的添加剂毒性更大。

像聚氯乙烯 (PVC) 这样的氯化塑料燃烧后会生成氯化二噁英 (Stockholm Convention on POPs 2008)，而非氯化塑料燃烧后仍会产生其他有毒的持久性化学物质，如多环芳烃 (PAHs)。

众所周知，塑料的生产和使用过程，及其处置过程 (Hahladakis, Velis et al. 2018, Basel Convention Secretariat and Stockholm Convention Secretariat 2019)，特别是燃烧或焚烧过程中 (Blankenship, Chang et al. 1994, Thornton, McCally et al. 1996, Yasuhara, Katami et al. 2006, Stockholm Convention on POPs 2008)，都会有有毒化学品会释放到环境中。为了避免和/或至少减少二噁英从垃圾焚烧厂直接排放到空气中的情况，人们发明了特殊的洗涤器，但这并不意味着塑料垃圾焚烧 (WI) 不会导致二噁英排放到环境中。二噁英在飞灰和其他空气污染控制 (APC) 残渣中累积。为了简单起见，我们在本报告中称它们为飞灰。

跟进关注这些残渣的后续处理很重要。如果处理不当，二噁英可能会从这些残渣中释放到土壤或水中。二噁英也可能伴随着灰尘飘向远处。此外，来自垃圾焚烧残渣的二噁英渗滤液 (Kim and Lee 2002, Kim and Osako 2004) 也会是一个释放到环境中的途径 (另见本报告第7章)。

在复杂的垃圾焚烧炉、垃圾能源化工厂和/或垃圾—燃料转化设施中燃烧塑料，会产生大量含有氯化二噁英以及其他持久性有机污染物 (POPs) 如溴化二噁英的灰渣。溴化二噁英是焚烧含有溴化阻燃剂 (BFRs) 的塑料产生的。本报告第8章列出了不同持久性有机污染物在飞灰中所含的比例。其中许多持久性有机污染物与氯化二噁英的毒性相似。需要指出的是，有几项研究证明，一些不太复杂的塑料焚烧也会产生含有持久性有机污染物的灰烬 (Fiedler 2001, Petrlik and Khwaja 2006, Mochungong 2011, Petrlik, Adu-Kumi

1 二噁英是一组化学物质 (共有210个) ——多氯化二苯并对二噁英和二苯并呋喃 (PCDD/Fs) 的同义词。我们在这里使用氯化二噁英和溴化二噁英，因为还有一组多溴化二苯并对二噁英和二苯并呋喃 (PBDD/Fs)。

et al. 2019)。

本报告公开披露了垃圾焚烧污染的现实，并提出了强有力的论据，支持逐步淘汰垃圾焚烧，转而采用非燃烧的垃圾处理技术和可持续的垃圾管理方式。报告还明确指出，需要在全世界环境公约中确立严格的低持久性有机污染物含量水平，以防止有毒垃圾越境转移到低收入国家，以及对环境有害的焚烧残渣在所有国家的分布。

我们回顾了近300篇关于垃圾焚烧残渣的主要研究和文章，发现飞灰有被用作道路的建筑材料、用于河堤或海堤、水泥或砖块，甚至用作农业土壤的改良剂。所有这些用途，在本报告第5章有详细阐述，会导致二噁英和其他持久性有机污染物释放到环境，污染食物链的高风险。报告第九章对世界各地危险使用垃圾焚烧产生的飞灰的案例进行了研究，其中包括了英国纽卡斯尔的著名案例。第11章描述和讨论了二噁英和类二噁英的化合物污染食物链的不同情况。

在几个实际案例中，处理/处置含有20至12000pg TEQ/g二噁英的废弃物，会导致食物链(鸡蛋或禽肉)的污染水平高于欧盟建议的食品中二噁英含量限值(2.5 pg TEQ/g脂肪)的20倍以上。参考点(背景值水平)的散养鸡蛋中的含量超过280倍。那些来自非洲、亚洲和欧洲的案例在单独发表的研究中进行了描述(Katima, Bell et al. 2018, Petrlik, Adu-Kumi et al. 2019)。

基于食物链污染的情况，报告撰写人员建议对持久性有机污染物(有害)废物的定义设定更严格的限值，即二噁英和类二噁英多氯联苯的含量为1ppb (ng TEQ/g)。没有稳定化后在地表使用的话，限值为0.05 ppb (ng TEQ/g)。第12章讨论了立法措施。

第14章讨论了垃圾焚烧残渣的处理的替代措施。第15章讨论了和垃圾管理(包括塑料垃圾)的替代措施。

这份报告显示，增加垃圾焚烧并不能解决当前的塑料危机，它只是将有毒化学物质从排放到空气中转移到无法控制的废弃物流中。我们还发现，问题的规模比估计的要大。本报告估计的废弃物中含有的7-10kg的二噁英，占排放或转移到环境中的二噁英总量的很大一部分。如塑料行业建议的那样，这一含量可能会随着塑料垃圾的增加而显著增加(Goldsberry 2019)。

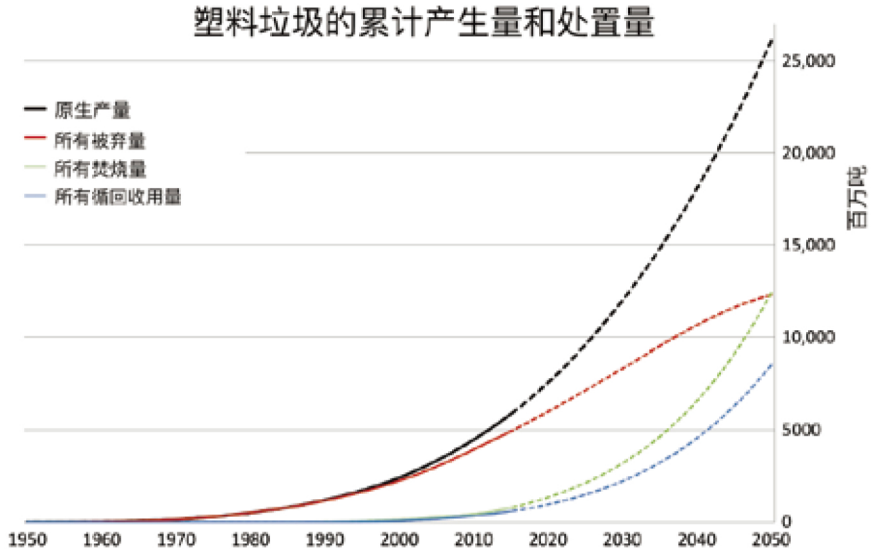
燃烧经溴化阻燃剂处理的塑料会有产生溴化二噁英的风险，其毒性与氯化二噁英相似。最近，在加纳首都阿克拉(Accra)的阿博布罗西(Agbogbloshie)的电子垃圾废料场采样的土鸡蛋中发现了高含量的溴化二噁英(Petrlik, Hogarth et al. 2019)，在中国武汉市垃圾焚烧厂附近采样的鸡蛋中的溴化二噁英含量也不

低(Petrlík 2016)。在这两种情况下，溴化二噁英的含量都超过了欧盟标准规定的食用鸡蛋中氯化二噁英的含量数倍(European Commission 2011)。垃圾焚烧的底灰被认为聚集了高浓度的溴化二噁英(Wang, Hsi et al. 2010, Tu, Wu et al. 2011)。

不加控制地使用垃圾焚烧产生的飞灰及其整体毒性突出表明了在其生命周期开始时就处理塑料垃圾的必要性。根据最近的研究预测(Geyer, Jambeck et al. 2017, Guglielmi 2017)，未来30年的塑料垃圾产量比以往产生的要多4倍。而鉴于大量焚烧塑料垃圾所产生的有毒灰烬越来越多，继续增加塑料产量(Laville 2019, Tullo 2019)的做法是无法接受的。燃烧1吨固体垃圾可产生约300公斤含有氯化二噁英和溴化二噁英的垃圾焚烧残余物。

塑料不仅仅是塑料工业所宣称的垃圾管理问题(Dunn 2019)。它必须通过在第一阶段实现其产量的最小化来解决。较少的塑料燃烧也会减少产生大量含有持久性有机污染物的有毒垃圾焚烧残渣。

图x：塑料垃圾生产和处置的历史数据和到2050年的预测。“原生产量”是指塑料第一次变成垃圾，不包括已回收的塑料垃圾。



来源: (Geyer, Jambeck et al. 2017, Guglielmi 2017)

1. 摘要

本报告由国际消除持久性有机污染物网络(IPEN)编写,旨在应对废弃物焚烧这一持久性有机污染物(POPs)的主要环境污染源。该污染源在相关的风险评估、暴露场景和监管控制方面经常被忽视、低估或错误分类。废弃物焚烧产生的灰分和其他灰渣含有多氯二苯并二噁英和多氯二苯并呋喃(PCDD/Fs,下文常简称为“二噁英和呋喃”),及一系列其他高毒性持久性有机污染物,其含量对人类健康和环境构成威胁。对于焚烧灰渣所含的持久性有机污染物,现行管理做法和监管阈值水平并未阻止此类污染物进入农业环境、食物链和更广大的环境。

各行业经常推荐废弃物焚烧法,把这作为废弃物管理问题的“解决方案”,以及填埋场的优良替代方案。然而,废弃物焚烧法会产生大量有毒灰分和其他灰渣(约占原始废弃物重量的30%),它们被倾倒在填埋场、露天场地,在一些国家还会被深埋于地下空隙。在一些司法管辖区域,灰渣被错误地认为是良性的,因此被用于农业环境和建筑,结果导致明显的持久性有机污染物潜在暴露。市政废弃物焚烧破坏了宝贵的资源,并将无毒材料转化为毒灰。危险废弃物和医疗废弃物焚烧会产生大量毒灰,而目前其实有多种非焚烧替代方案可用于处理这些废弃物,并且不会产生被持久性有机污染物污染的灰渣。

然而目前全世界有数百座的废弃物焚烧设施,每年产生数以百万吨计的毒灰,它们或通过废弃物的处置,或以建筑材料、农业土壤改良剂和道路基层等资源化“产品”为幌子,向环境中排放持久性有机污染物。本报告对这些做法导致的持久性有机污染物污染予以分析,引用了相关科学文献、案例研究结果和监管制度的种种不足,以期着手解决问题。本报告强调的一个关键点是:需要全球采用严格的“持久性有机污染物低含量水平(LPCL)”来定义持久性有机污染物废弃物,并要求将其作为危险废弃物来处理,且必须破坏其所含的持久性有机污染物。本报告披露了目前二噁英的持久性有机污染物低含量水平过高,导致废弃物焚灰管理不善,并导致废弃物越境转移以及禽蛋等食品的污染,这些食品不符合欧盟标准并超过了人类的可接受日摄入量(TDI)。

本报告提供的丰富数据涉及毒灰问题的规模、废弃物焚灰中的持久性有机污染物、向环境中排放的方式、有欠缺的管理做法、人体暴露场景及其后果。《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》(下文常简称为“《斯德哥尔

摩公约》”)要求缔约方采取措施减少乃至消除环境中的持久性有机污染物,但废弃物焚烧每年造成数以百万吨计的受持久性有机污染物污染的灰渣,不断妨碍该公约的实施。《斯德哥尔摩公约》第10条要求公众有机会充分了解持久性有机污染物来源信息,以及这些污染物对他们造成了何种影响。到目前为止,关于不断增加的持久性有机污染物污染事件所致焚烧灰渣的信息并不容易为公众所知。

本报告公开揭露了焚灰污染的现实,并提出了有力论据来说明人类应该逐步淘汰废弃物焚烧,并代之以废弃物非焚烧处理方法和可持续的废弃物管理方法。它还明确了在各项全球环境公约中建立严格的持久性有机污染物低含量水平的必要性,以防止有毒废弃物越境转移到低收入国家,并在各国防止以有害环境的方式转移扩散废弃物焚烧灰渣。

1.1 本报告的主要调研结果:

- **向废弃物焚灰中排放(或其含有)的二噁英数量被严重低估**(其含量是过往估计值的3-10倍),问题的范围比以前认为的要大。
- **飞灰被广泛地再次用于不同目的,并且正在失控。**这主要是由其较高的二噁英含量及其处置方式所致。现有方式无法破坏灰分中的持久性有机污染物,也无法使其发生不可逆转的改变。**持久性有机污染物的回收通过焚灰转移扩散的方式大规模发生。**
- **最关键且最难以控制的用途包括:家禽的食物添加剂**(参见“台湾毒蛋事件”;第10.1.4章),**农用肥料或土壤改良剂,在种植食物的区域用于筑路和铺面**(纽卡斯尔案例)。
- 人们在防止飞灰含有二噁英方面所做的努力是微乎其微的。这种物质不易处理,需要寻找技术复杂的重金属固化解决方案和其他稳定化方式来对付它;相比之下,**对其他化学难度低于飞灰的废弃物实施管理要容易一些。**如果没有创造二噁英的必要,那还会有破坏它们的必要吗?
- **废弃物焚灰和其他含二噁英的工业废弃物是废弃物贩运的对象,其越境转移使得二噁英的排放控制工作变得更加艰难。**
- 飞灰被用于回填、堤围和受污染场址的修复,**导致不断出现新的受污染场址**(清理被含二噁英飞灰污染的场地,其花费可能超过8,000万美元)。
- 在农业(和其他陆上活动)中使用的**飞灰和其他废弃物的二噁英含量若超过0.05 ppb,就可能**导致当地食物链受到污染,尤其是散养禽蛋,其二噁英含量超过目前使用的安全限值(2.5皮克世卫组织毒性当量(WHO-TEQ)/克脂肪)**数倍,在有些案例中甚至超过10倍。**在发展中国家,以及发达国家的农村地区,当地生产的食品尤其重要。

- 飞灰渗滤液的重金属试验主要是在不符合现实情况的模型条件下完成的。真正的废弃物和实际场景很少得到使用。在特定条件下(例如在已修复的受污染场址的放射性水中,或在咸水中)的二噁英渗滤试验要么非常罕见,要么甚至还没开始。
- 即使是欧盟顾问推荐的最严格的持久性有机污染物低含量水平(1 ppb),也低估了真正的风险,因为它在建模过程中未包括类二噁英多氯联苯(DLPCBs),并忽略了如下事实:即使土壤中的二噁英含量较低(4-75皮克毒性当量(TEQ)/克),也依然远超欧盟禽蛋标准。
- 飞灰中观察到的二噁英含量范围是从低于定量水平(接近零)到96,000 ppb。
- 飞灰还含有其他多种持久性有机污染物,包括虽经废弃物焚烧设施处理但仍未被破坏的持久性有机污染物。
- 有多种替代废弃物管理方法和废弃物处置(使用)技术及手段可防止废弃物焚烧等过程中形成二噁英。
- 还有多种替代技术能够有效地破坏废弃物焚灰中的二噁英和呋喃及其他持久性有机污染物,但未得到使用。
- 存在严格许多的废弃物和/或受污染土壤中的二噁英和呋喃控制水平,例如 1 ppb或3 ppb,低于15 ppb这一当前暂定持久性有机污染物低含量水平值。在对废弃物和/或受污染土壤中二噁英和呋喃含量实施上述限制的国家,二噁英渗滤液的研究似乎更为先进。

1.2 建议

基于这些调研结果并结合其他一些研究(例如Paustenbach、Fehling等人2006年或瑞典环保署 Swedish EPA 2011年的研究),我们建议《斯德哥尔摩公约》缔约方和《控制危险废物越境转移及其处置巴塞尔公约》(下文常简称为“《巴塞尔公约》”)缔约方对二噁英的持久性有机污染物低含量水平采用更严格的值——1 ppb¹。(十亿分之一质量浓度)。另一项建议是禁止(在未采取稳定化措施的情况下)把二噁英和呋喃及类二噁英多氯联苯含量高于0.05和/或至少0.1 ppb的废弃物用于土壤或地表。我们还建议将类二噁英多氯联苯纳入持久性有机污染物低含量水平评估活动中,因此1 ppb

1 “有关方面提出并讨论了基于癌症和非癌症风险的多条可能的土壤指导方针。总的来说,目前的毒理学、流行病学和暴露评估数据表明,对于大多数住宅区而言,1 ppb毒性当量这一历史土壤指导值仍然是合理的筛选值。该分析为风险管理人员提供了全面透明的方法论,以及全面的信息库,便于就二噁英和呋喃的土壤清理值选择做出明智的决策……”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.

的水平将适用于二噁英和呋喃以及类二噁英多氯联苯, 在世卫组织毒性当量中以总含量表示。

我们还促请两份公约的决策者和机构推广实用技术, 以真正破坏含量超过1 ppb且破坏效率(DE)高于99.999%的废弃物焚灰中的二噁英, 测量值为总毒性当量水平。应制定《最佳可行技术和最佳环保实践指南》(BAT and BEP Guidelines)以便运用这些技术, 并应通过列出明显可用但尚未被包括在内的技术, 来扩大《巴塞尔持久性有机污染物废弃物相关技术准则》(Basel Technical Guidelines on POPs Wastes)中的无害环境管理技术清单。

我们还建议: 有关方面在目前的情况下应更准确地开展二噁英和呋喃以及废弃物焚烧灰渣中的其他无意产生的持久性有机污染物(U-POPs)库存调查。

2. 序言

今年(2017年——译者注)是《斯德哥尔摩公约》生效10周年,公约将首次评估其有效性。对于这件事情,更多的专家过去侧重于对公约不同方面做部分评估。虽然公约似乎取得了一些成功,例如它现在涵盖的持久性有机污染物范围比其初始阶段更广泛,但也有令人担忧之处,即公约没有达到预期效果,且并未防止持久性有机污染物污染地球的不同部分和领域。一位主要关注环境空气中持久性有机污染物含量的科学家群体得出结论:“……十年的空气监测数据尚不足以发现《斯德哥尔摩公约》的一般影响和统计显著影响。根据这些教训,我们就现有监测计划的未来运作提出建议,并呼吁相关各方更加严格地执行《斯德哥尔摩公约》的规定,尽管目前尚未证明其有效性。”(Wöhrnschimmel、Scheringer等人,2016年)。本声明尤其适用于二噁英。

在有些领域,可获得的信息甚至更少,我们可以说这个差距是由公约本身确定的起点很低造成的。巨大的差距涉及无意产生的持久性有机污染物的生成及其进入废弃物中的问题。虽然人们可以说,由于废弃物未被直接排放到环境中,因此把“排放”一词用于废弃物相关问题是错误的,但是论据更为复杂。对于一部分废弃物而言可能是这样,但是大部分废弃物是在缺乏重要控制措施的情况下被转移,并且是包括二噁英在内的多种有毒化学物质的来源。就“公约确定的起点很低”这句话而言,我们是指持久性有机污染物低含量水平的定义,它在许多方面对持久性有机污染物废弃物管理工作至关重要。本研究有助于人们理解《斯德哥尔摩公约》这个相当严重的问题。

3. 废弃物焚灰毒害食物链

《斯德哥尔摩公约》的目标是：“保护人类健康和环境免受持久性有机污染物的危害。”（《斯德哥尔摩公约》，2010年）。与类似的多边环境协议（MEA）相比，此公约的优势之一在于它考虑了如下事实：化学物质被排放到包括水和陆地在内的所有环境媒介（又称“相”，英文为compartment）以及废弃物中。这些潜在的环境污染途径与空气排放物同等重要。让我们看看某种类型的废弃物及其对某个相的实际影响，重点是《斯德哥尔摩公约》所列的两组化学物质，即多氯二苯并二噁英（PCDDs）和多氯二苯并呋喃（PCDFs），通称为“二噁英”。

《斯德哥尔摩公约》是否成功解决了含有二噁英和呋喃的废弃物作为无意产生的副产品的问题？正如我们从《斯德哥尔摩公约》第6条的内容中所看到的那样（见下文方框中的第6条），“持久性有机污染物低含量水平”的定义对废弃物被认定为“持久性有机污染物废弃物”一事至关重要。在根据持久性有机污染物含量来定义危险废弃物方面，由于没有其他任何限值，因此对于依照《巴塞尔公约》来控制危险废弃物的越境转移一事，持久性有机污染物低含量水平无疑至关重要（《巴塞尔公约》，2014年）。²

为了防止持久性有机污染物从废弃物中被释放，需要采取的第一步是查明持久性有机污染物废弃物，第二步是确定适当的无害环境管理方法。二噁英和呋喃是否已经得到了这样的处理？我们试图就废弃物焚烧灰渣来研究这个问题，相较其他类型的废弃物，它们似乎有更好的文献记录。

2 这尤其适用于废弃物焚烧灰渣，原因是它们被《巴塞尔公约》附录2列为“其他废弃物”。尽管包括飞灰和空气污染控制（APC）灰渣在内的废弃物焚烧灰渣可能含有附录1所列的二噁英和呋喃，但有关方面经常宣布它们无危险，原因是在评估其危险特性时未考虑二噁英的含量，除非国家法律对这些物质有特定限制。因此在这种情况下，持久性有机污染物低含量水平也是和废弃物越境转移相关的重要定义。



《斯德哥尔摩公约》第6条

减少或消除源自库存和废物的排放的措施

1. 为确保以保护人类健康和环境的方式对由附件A或B所列化学品构成或含有此类化学品的库存、和由附件A、B或C所列某化学品构成、含有此化学品或受其污染的废物，包括即将变成废物的产品和物品实施管理，每一缔约方应：
 - (a) 制订适当战略以便查明：
 - (i) 由附件A或B所列化学品构成或含有此类化学品的库存；和
 - (ii) 由附件A、B或C所列某化学品构成、含有此化学品或受其污染的正在使用中的产品和物品以及废物；
 - (b) 根据(a)项所提及的战略，尽可能切实可行地查明由附件A或B所列化学品构成或含有此类化学品的库存；
 - (c) 酌情以安全、有效和环境无害化的方式管理库存。除根据第3条第2款允许出口的库存之外，附件A或B所列化学品的库存，在按照附件A所列任何特定豁免或附件B所列特定豁免或可接受的用途已不再允许其使用之后，应被视为废物并应按照以下(d)项加以管理；

- (d) 采取适当措施,以确保此类废物、包括即将成为废物的产品和物品:
- (i) 以环境无害化的方式予以处置、收集、运输和储存;
 - (ii) 以销毁其持久性有机污染物成分或使之发生永久质变的方式予以处置,从而使之不再显示出持久性有机污染物的特性;或在永久质变并非可取的环境备选方法或在其持久性有机污染物含量低的情况下,考虑到国际规则、标准和指南、包括那些将依照第2款制订的标准和方法、以及涉及危险废物管理的有关全球和区域机制,以环境无害化的其他方式予以处置;
 - (iii) 不得从事可能导致持久性有机污染物回收、再循环、再生、直接再利用或替代使用的处置行为;和
 - (iv) 不得违反相关国际规则、标准和指南进行跨越国界的运输。
- (e) 努力制订用以查明受到附件A、B或C所列化学品污染的场址的适宜战略;如对这些场所进行补救,则应以环境无害化的方式进行。
2. 缔约方大会应与《控制危险废物越境转移及其处置巴塞尔公约》的有关机构密切合作,尤其要:
- (a) 制定进行销毁和永久质变的必要标准,以确保附件D第1款中所确定的持久性有机污染物特性不被显示;
 - (b) 确定它们认可的上述对环境无害化的处置方法;和
 - (c) 酌情制定附件A、B和C中所列化学物质的含量标准,以界定第1款(d)(ii)项中所述的持久性有机污染物的低含量。(《斯德哥尔摩公约》,2010年)

4. 废弃物焚烧灰渣： 问题的规模

"今天, 现代变废为能设施的固体灰渣构成了此类设施污染周围环境的主要途径。虽然炉渣的产生量较大, 但主要的污染潜力存在于空气污染控制(APC)过程的残余物, 它们来自烟气排入大气前的净化作业阶段。虽然空气污染控制过程会产生多种不同类型的灰渣, 其总体性质和环境问题都是相同的, 并不因焚烧设施和原产国的不同有很大差别。" (Astrup, 2008年)

固体废弃物焚烧最终会产生一定量的不同形式的残余物。总体而言, 残余物占废弃物输入原始重量的25-35% (在某些情况下高达40%) (EA, 2002年; Petrlik和Ryder, 2005年)。炉渣的量较大, 可达原始潮湿废弃物总量的20-30%³。来自空气污染控制残余物中的飞灰组分约为1-3%, 总的空气污染控制残余物占原始潮湿废弃物总量的2-5% (Sabbas、Polettini等人, 2003年)。与炉渣相比, 飞灰和空气污染控制残余物通常含有浓度较高的有毒化学物质, 包括二噁英和呋喃。

由于没有基本数据, 因此不易计算全球废弃物焚烧设施产生的飞灰⁴ 总量。2013年, 全球有超过1,600座变废为能(W-t-E)工厂 (这是对产生能源的现代废弃物焚烧设施的叫法)。它们的年总焚烧能力超过2.2824亿吨 (Coenrady, 2013年)。如果我们按飞灰产生量为焚烧废弃物总重量的3%来计算, 那么结果就是每年产生685万吨的飞灰, 尽管市政固体废物焚烧设施(MSWI)的焚烧能力并不总是得到充分利用。因此, 飞灰产量很可能低于这一估算值。另一方面, 一些市政固体废物焚烧设施在运行时不输出能量, 因此未被包括在该焚烧能力估算值中。此外, 还有许多危险废弃物(HazWI)和医疗废弃物焚烧设施(MedWI)未被包括在该焚烧能力估算值中。大型危险废弃物焚烧设施大多只在发达国家运行, 而在发展中国家, 医疗废弃物焚烧设施被经常使用, 年焚烧能力很小, 最多数千吨。谈到废弃物焚灰管理工作, 我们大致是在讨论每年必须处置的数百万吨灰渣。

3 根据环境署收集的数据, 对于英国的一些废弃物焚烧设施, 这个比例可达39%。资料来源: EA (2002). Solid Residues from Municipal Waste Incinerators in England and Wales A report on an investigation by the Environment Agency, Environment Agency: 72..

4 我们将使用该术语来简化文字表述, 但其含义是包括飞灰在内的空气污染控制残余物。

废弃物焚烧灰渣(主要是飞灰)中的二噁英总含量有一些估算值,它们源自国家报告,并见于《斯德哥尔摩公约》国家实施计划(NIP),二者均由86个国家提交给《斯德哥尔摩公约》秘书处⁵。根据这些信息,向废弃物焚烧灰渣中排放的二噁英和呋喃数量每年近800克国际毒性当量(I-TEQ)(SC 2016的EEC),但是,当我们更仔细地观察时,我们会发现废弃物焚烧能力最高的国家(例如德国、日本)完全没有报告废弃物焚烧灰渣中的二噁英情况,其他一些污染物也未被包括在报告内,例如乌克兰报告说,2002年向残余物中排放的二噁英和呋喃数量为156.5克国际毒性当量(MEPU 2007)。对于变废为能工厂的总焚烧能力,我们还可以使用2013年更新的二噁英工具包中的废弃物焚烧灰渣排放因子来计算向飞灰中排放的二噁英和呋喃总量(联合国环境规划署和《斯德哥尔摩公约》,2013年)。根据这一计算,我们估算出3类和4类市政废弃物焚烧设施每年分别排放3.4千克国际毒性当量和45.6千克国际毒性当量(飞灰废弃物)二噁英⁶。该估算假设变废为能工厂的焚烧能力利用率达100%,而大多数情况并非如此,但关于此类工厂每年实际使用的焚烧能力,尚无任何数据。我们假设每年的焚烧能力利用率为85-90%。对于向废弃物焚烧灰渣中排放的二噁英总量,应使用该百分比对之前引用的估算值做调整。

我们无法对危险废弃物和医疗废弃物焚烧设施做上述计算,原因是缺乏关于其全球焚烧能力的信息。少数几个国家的国家实施计划提到了这些废弃物焚烧设施向飞灰中排放的二噁英数量,其他信息来源也提供了额外数据。表1对它们做了概括说明,本研究也对它们做了进一步解释。

5 如需查阅国家实施计划,请访问:

<http://chm.pops.int/Countries/Reporting/NationalReports/tabid/3668/Default.aspx>

6 我们可以看一下捷克共和国的情况,以便更好地了解这两个数字中的哪一个可能更接近现实。该欧盟国家有3座市政固体废物焚烧设施。根据二噁英工具包的分类,所有三座设施均应被认定为4类废弃物焚烧设施。它们的焚烧能力为每年68万吨废弃物。借助工具包的排放因子,我们计算出10.2克国际毒性当量作为这三座设施的废弃物二噁英总排放量的估算值。与捷克污染物排放和转移登记(PRTR)系统的实际数据相比,我们注意到2011年报告的数量为26克国际毒性当量二噁英和呋喃,这是所有三座设施必须报告其废弃物的二噁英和呋喃转移量的唯一年份。

表1:二噁英和呋喃的年排放量(单位:克毒性当量)

国家	危险废弃物 焚烧	医疗废弃物 焚烧	年份	来源	备注
阿尔巴尼亚	0	0.07	2004	(环境森林和水资源管理部, 2006年)	
阿根廷	27	-	2006	(阿根廷共和国, 2007年)	
巴西	20.72	-	2014	(巴西联邦共和国, 2015年)	
中国	186	748.9	2004	(中华人民共和国, 2007年)	
捷克共和国	17.8	9	2015	(环境部, 2016年; Mach, 2017年)	
欧盟	61.8	29.1	2005	(BiPRO, 2005年)	医疗废弃物焚烧计算结果仅涉及10个欧盟成员国
欧盟 瑞士 挪威	25	100	1999	(Wenborn、King等人, 1999年)	工业废弃物和下水道污泥焚烧
匈牙利	11.53	-	2006	(环境和水资源部, 2009年)	根据附件6的数据计算
印度	3,965.8	-	2010	(印度政府, 2011年)	该数字涉及印度的所有废弃物焚烧设施(含医疗废弃物焚烧), 但根据某个涵盖1,600多家工厂的数据库, 印度当时只有一家变废为能工厂在运行, 年焚烧能力为5.4万吨。印度每年产生近440万吨危险废弃物。
印度尼西亚	58	-	2001	(印度尼西亚共和国, 2008年)	不太确定是否全部来自危险废弃物焚烧设施。
肯尼亚	10.15	-	2006	(环境和自然资源部, 2006年; SC 20165的EEC)	计算结果涉及危险废弃物焚烧设施和医疗废弃物焚烧设施(二者分别占18%和82%)
立陶宛	0.64	0.5	2004	(立陶宛共和国环境部, 2006年)	
马其顿	0	0.11	2003	(环境与区域规划部, 2004年)	
尼日利亚	0	15.851	2004	(联邦环境部, 2009年)	
土耳其	0.9	0.352	2006	(环境和森林部, 2010年)	

我们根据13个欧盟前候选成员国的集体清单,计算出危险废弃物和医疗废弃物焚烧作业向废弃物焚烧灰渣⁷中排放的相关污染物总量分别为每年5克国际毒性当量和28克国际毒性当量(Pulles, Quass等人, 2004年)。这些数字似乎明显低估了实际排放量,原因是捷克共和国的三座医疗废弃物焚烧设施(总焚烧能力为8,400吨/年)在2015年排放到飞灰中的二噁英超过9克国际毒性当量(捷克环境部, 2016年; Mach, 2017年),而两座焚烧能力为3.72万吨/年的危险废弃物焚烧设施排放的二噁英和呋喃为17.8克国际毒性当量,这些数字来自他们录入捷克污染物排放和转移登记系统的2015年度报告(捷克环境部, 2016年)。2006年,匈牙利危险废弃物焚烧设施将超过11.5克国际毒性当量的二噁英和呋喃排放到了废弃物灰渣中(捷克环境和水资源部, 2009年)。因此,13个前欧盟候选国中,只有2个各自计算出医疗和危险废弃物焚烧设施,每年向废弃物焚烧灰渣中分别排放至少9克国际毒性当量和29.3克国际毒性当量的上述污染物。

欧洲委员会的BiPRO研究(BiPRO, 2006年)估计,欧盟国家每年向废弃物焚烧灰渣中排放的二噁英和呋喃数量为1,900克毒性当量,但该报告未将危险废弃物焚烧作业的固体灰渣列入废弃物相关二噁英和呋喃清单中。所有灰渣的这一数字在以前的一份BiPRO报告(BiPRO, 2005年)中有更明确的描述,其中市政固体废物焚烧作业向飞灰和其他空气污染控制残余物中排放的相关污染物数量为1,530克毒性当量/年,危险废弃物焚烧作业向这些物质中排放的相关污染物数量为61.8克毒性当量/年,而医疗废弃物焚烧作业向这些物质中排放的相关污染物数量为29.1克毒性当量/年。鉴于以上数据来自上述两种焚烧能力相当小的国家,即捷克共和国和匈牙利,因此危险废弃物焚烧和医疗废弃物焚烧作业所占比例似乎被低估了(匈牙利环境和水资源部, 2009年; 捷克环境部, 2016年; Mach, 2017年)。

根据现有数据,当借助二噁英工具包的排放因子来计算时,全球危险废弃物焚烧和医疗废弃物焚烧作业产生的飞灰和其他空气污染控制残余物中的二噁英和呋喃的总量计算值可能与市政固体废物焚烧作业的相应数量相近。这意味着每年排放到废弃物焚烧灰渣中的二噁英总量(至少)约为7千克国际毒性当量,而考虑到并非所有市政固体废物焚烧设施都属于二噁英工具包所规定的第4类,因此最终数字更有可能接近或超过二噁英和呋喃每年10千克毒性当量这一水平⁸(见上文)。相较根据《斯德哥尔摩公约》秘书处根据从各个国家获得的清单所得的估算值,以上数量在排放到环境中的二

7 新欧盟候选国家的二噁英清单使用了“向陆地排放的污染物”这一说法,它是指联合国环境规划署二噁英工具包所述的向废弃物中排放的污染物。

8 仅用于表明范围:根据86个国家的数据,二噁英和呋喃的排放总量计算值接近71千克毒性当量/年。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. Alaee. Cham, Springer International Publishing: 1-27.

噁英和呋喃总量中所占比例似乎更大(SC 2016的EEC)。因此,我们认为废弃物焚灰和其他空气污染控制残余物的二噁英和呋喃含量不容低估,应采取适当措施处理这一环境污染源。鉴于这一主要的持久性有机污染物污染源,拟议中的**持久性有机污染物低含量水平**,是有待在全球范围内确立的一套**持久性有机污染物废弃物控制措施**的重要补充。

我们回顾了近300项侧重于废弃物焚烧灰渣——特别是包括空气污染控制残余物在内的飞灰——的主要研究和文章。我们在这些研究中搜索了有关废弃物焚烧活动的以下信息:

- 与有毒化学物质和持久性有机污染物(特别是二噁英和呋喃)对环境的潜在污染有关的废弃物焚烧灰渣的管理实践(和使用情况);
- 关于这些废弃物中二噁英和其他持久性有机污染物的观察值及其泄漏到环境中的可能性的数据;
- 用于破坏或不可逆转地改变持久性有机污染物(尤其是飞灰)特性的技术;
- 可防止持久性有机污染物被排放到环境中的政策措施。

5. 来自废弃物焚烧设施的飞灰和空气污染控制残余物在环境中的命运

5.1 废弃物焚灰和其他空气污染控制残余物的广泛用途

目前,虽然全球似乎尚未就残余物处置和使用解决方案达成普遍共识,但《斯德哥尔摩公约》的《最佳可行技术和最佳环保实践指南》包含了有关如何避免因不当处理空气污染控制残余物而导致持久性有机污染物排放的建议。“由于来自静电除尘器的飞灰和来自空气污染设备的残余物几乎肯定含有公约附录C所列的大量化学物质,因此这些废弃物必须以可控方式加以处置……飞灰永远都不该被用作农业或类似领域的土壤改良剂……这其中包括单独管理来自飞灰和其他烟气处理残余物中的炉渣,以避免炉渣污染……”是上述指南(《斯德哥尔摩公约》,2008年)提出的一些建议,但它们遭到严重忽视,如下文所示。我们认为这个问题之所以出现,是因为持久性有机污染物低含量水平过于宽松,使得所有利益攸关方在废弃物焚烧灰渣管理过程中无需关注二噁英和呋喃以及其他持久性有机污染物的命运。

有关方面对废弃物焚灰的不同用途(Ferreira、Ribeiro等人,2003;Astrup,2008年;Lam,Ip等人,2010年;Lichtfouse、Schwarzbauer等人,2013年;Sun、Li等人,2016年)或其处理技术和处置(Ecke、Sakanakura等人,2000年;Sabbas、Polettini等人,2003年;Amutha Rani、Boccaccini等人,2008年;Astrup,2008年;Kulkarni、Crespo等人,2008年;Quina、Bordado等人,2008年;Lam、Ip等人,2010年;Lichtfouse、Schwarzbauer等人,2013年;Zacco、Borgese等人,2014年;Sun、Li等人,2016年)开展了几次审查,包括《最佳可行技术和最佳环境实践指南》未提及的那些用途和处理方式。

2000年发表的一项研究将熔化、水泥稳定化和固化(S/S)、化学稳定化和酸提取列为日本认可的处理方法(Ecke、Sakanakura等人,2000年)。后续研究将热处理方法(如废弃物焚烧)或以使用胶体二氧化硅作金属稳定剂为基础的惰性化添加到该清单中(Lam、Ip等人,2010

年;Zacco、Borgese等人,2014年;Sun、Li等人,2016年)。这并非一份详尽清单,原因是它未列入那些侧重于二噁英的化学或物理化学破坏的技术(Mino和Moriyama,2001年;Mitoma、Uda等人,2004年;日本政府,2006年;Kulkarni、Crespo等人,2008年;Ocelka、Pekárek等人,2010年;Hallett,2016年)。

Ferreira、Ribeiro等人(2003年)确定了废弃物焚灰的九种可能应用,并将其分为四大类,即建筑材料(水泥、混凝土、陶瓷、玻璃和玻璃陶瓷)、岩土工程(路面、堤围)、“农业”(土壤改良剂)和杂项(吸附剂、污泥调理)。他们详细分析了每种应用。自该研究完成以来,其“飞灰也被用作金属回收活动的材料”的说法已被人引用(Ferreira、Jensen等人,2005年),并且还被另一篇为国际固体废物协会(ISWA)撰写的关于变废为能工厂空气污染控制残余物管理活动的评论引用;后者仅向应用清单添加了使用残余物来中和酸性溶液这一用途(Astrup,2008年)。它还概述了该协会主要成员所在国家的飞灰用途和空气污染控制残余物的处置方法。

一些国家对残余物予以处理,以尽量减少未来的污染物排放(主要是盐和重金属,在大多数情况下不是二噁英),然后在不同条件下填埋(带有渗滤液收集装置和顶盖的传统地面填埋场,或地下处置场,比如旧盐矿)。尽管国际固体废物协会的报告“**不建议未经事先处理就将空气污染控制残余物填埋**”(Astrup,2008年),但有关各方并不总是遵循这一指导原则。还有多种预处理方法,它们只能被描述为飞灰稀释和对其所含有毒物质浓度的稀释。根据相关文献记录,即使是经过预处理的混合材料也会被风和周围区域含有二噁英的尘埃带走(Wang、Wang等人,2006年;Mach,2017年)。

飞灰和其他空气污染控制残余物的二噁英和呋喃含量很高,也可能含有大量其他持久性有机污染物(见第8章)。《最佳可行技术和最佳环境实践指南》声明它们应“**以可控方式加以处置**”。目前的处置方法,以及飞灰被用于几乎无法控制二噁英排放的场合这一事实,会导致《斯德哥尔摩公约》的“**保护人类健康和环境免受持久性有机污染物的危害**”目标落空。令人遗憾的是,目标正在落空,因为有清晰迹象表明:**有关方面认为二噁英和呋喃含量低于15 ppb的飞灰对任何用途或处置活动都是安全的**。欧盟从不同替代方案中选择了15 ppb,把它视作最低经济负担选项,并当作《**巴塞尔公约技术通则**》(Basel Convention General Technical Guidelines)(《**巴塞尔公约**》,2015年)暂定的持久性有机污染物低含量水平,且在国际层面强制采用。然而,欧盟顾问将**高于1 ppb的水平定义为“人类健康风险的最坏情况”**(另见第11章:关于暴露场景的讨论和关于二噁英和呋喃的持久性有机污染物低含量水平定义的建议)(BiPRO,2005年)。

5.2 农业

5.2.1 土壤改良剂

一些科学文献披露,在几个不同国家,有关方面建议将飞灰用于农业,作为土壤改良剂(Rosen、Bierman等人,1994;Ferreira、Ribeiro等人,2003年;Jala和Goyal,2006年;Wang、Liu等人,2008年;Pandey和Singh,2010年;Mikalonis,2014年)。尽管如此,英国纽卡斯尔一些小块菜地的二噁英污染案例(Pless-Mulloli、Edwards等人,2000年;Pless-Mulloli、Edwards等人,2001年;Watson,2001年;Pless-Mulloli,2003年)清楚地表明,不加控制地使用废弃物焚烧灰渣会导致食物链严重污染,从而对人体健康造成危害。1986年的一项研究表明,纽卡斯尔不一定是英国的第一个此类案例,但当时仅仅研究了废弃物焚灰改良土壤所种植物的重金属吸收量(Wadge和Hutton,1986年)。

Wang、Liu等人在2008年的研究中建议,土壤中添加的市政固体废物焚灰不应过量,根据土壤的酸度和在其上生长的植物的不同,低于5-10%是一个明智的添加比例(Wang、Liu等人,2008年)。即使是如此少量的废弃物焚灰也可能导致严重的土壤污染。在某项对照实验中,研究人员以占商业饲料重量0.3%和0.6%的比例给鸡喂食飞灰(二噁英含量为201纳克毒性当量/千克)。在喂养试验期间,鸡蛋内相关污染物达到的最大含量值分别为2.2皮克和3.7皮克世卫组织毒性当量/克脂肪,而对照组的最高值则为1.4皮克世卫组织毒性当量/克脂肪(Shih、Wang等人,2009年)。

在另一个例子中,科学家们发现,中国台湾某些地区的人们故意将来自工业流程的飞灰添加到鸭饲料中,以使蛋黄显得更黄。他们发现这很可能是“毒蛋事件”中的鸭蛋污染源(Lee、Shih等人,2009年)。在这次食品事件中,2005年,有关方面在彰化县发现的二噁英含量最高达32.6皮克毒性当量/克脂肪(Wikipedia,2017年)。

在本研究中,我们总结了世界各地一些具有相似二噁英和呋喃污染潜力的案例,如纽卡斯尔或彰化县的案例所示。它们在发展中国家或许不太引人注目,原因是当地缺乏实验室能力,致使二噁英和其他持久性有机污染物的测量值较少。

5.3 空气污染控制残余物的土木工程用途

5.3.1 堤围

飞灰被广泛用于堤围施工(Goh和Tay, 1993年; Ferreira、Ribeiro等人, 2003年; Zhang、Soleimanbeigi等人, 2016年)。在巴基斯坦, 铸造用砂也被用于堤围(Ansari, 2014年)。堤围由土或石材构建而成, 用于挡水(挡土墙、土地复垦等), 这意味着灰分可能直接接触河水甚至咸海水, 进而使灰分中释放出来的化学物质分别直接流入河流或海洋。Goh和Tay(1993年)报告说, 非稳定飞灰中的镉和铬的初始浸出超过了饮用标准, 稳定飞灰的浸出值较低。这并不奇怪。然而, 他们将研究范围限于飞灰的浸出物, 并没有研究土壤/飞灰系统处于何种状态, 而对后者的研究可以更准确地揭示用这些材料所建堤围的浸出行为。在文献中没有发现废弃物焚灰这种用途情况下的二噁英浸出试验。

5.3.2 筑路、铺路

飞灰的农业应用可能是有毒污染物污染食物链的最直接方式, 而空气污染控制残余物的其他用途则可能导致二噁英和呋喃被排放到环境中并导致食物链污染。英国的纽卡斯尔/拜克(Byker)案例是由废弃物焚烧灰渣被用作公路/小径铺筑材料所致。根据国际固体废物协会2008年度的报告(Astrup, 2008年), 荷兰广泛使用这种方法, 其中变废为能工厂30%的空气污染控制残余物被用于沥青填充, 而荷兰国家实施计划从2006年开始表示: 变废为能工厂超过65%的飞灰被用作产业原料, 亦即再利用。在其他欧盟国家(如比利时、捷克共和国、丹麦、法国、西班牙和英国)、美国(Van der Sloot和Kosson, 2003年; Mikalonis, 2014年; Zhang、Soleimanbeigi等人, 2016年)和亚洲国家(Wang、Chen等人, 2010年; Ansari, 2014年)也观察到了同样的做法。

在冬季大量降雪或道路结冰的国家, 盐被用于防止道路和/或人行道结冰。如果使用飞灰来建造这些道路或人行道, 这对于飞灰泄漏二噁英和其他持久性有机污染物有何意味? 我们尚未发现任何试图在道路应用的特定条件下着手解决这一问题的泄漏试验。⁹

另一个几乎未获研究的潜在污染途径是那些用飞灰等混合物铺筑的道路上的颗粒侵蚀, 此类侵蚀源于风、水或磨损。BiPRO关于在道路上使用

⁹ 唯一已公布的可供比较的浸出试验来自: 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. 另见第七章, 浸出试验在该章讨论。



图1:哥本哈根的废弃物焚烧设施有成堆炉渣;来源:(Borking, 2011年)。在许多欧盟国家,炉渣被用于道路建设和铺路,有时还伴以飞灰。

废弃物焚烧灰渣的报告有如下评述:“必须指出的是,表面机械磨损仍存在不确定因素”(BiPRO, 2005年)。关于这种暴露可能在一定程度上导致比利时梅嫩市(Menen)的散养鸡蛋受污染一事,也有研究提出相关疑问(Nouwen、Provoost等人, 2004年)。

5.3.3 填埋场的覆盖层

出于资金原因,废弃物焚烧灰渣在发达国家通常被用作填埋场的覆盖层,原因是这种处置方法通常被免除处置费。在某些情况下,在填埋场的每个工作日结束时,会添加一层灰分,以覆盖填埋场工作面新堆积的废弃物。虽然表面看不出来,但飞灰的此类用途并非毫无问题。飞灰被暴露于填埋场表面的风化作用,可能成为排放到周围环境中的细小粉尘的来源(参见案例研究)。如果把灰分作为日常管理工作所需的覆盖层来添加,那么它可能在一夜之间就被风吹散,直到填埋场再次开始运作。使用重型车辆将废弃物运送至填埋场的表面,可能会排放出更多的细颗粒形式的受污染灰分。飞灰覆盖层也会受到降水的影响,如果它们与能加剧二噁英浸出的废弃物混合,则会更容易将污染物排放到地表废水中,并通过渗滤液排放到地下水中(见第7章)。用于填埋场覆盖层的废弃混合物通常会接受渗滤液测试,但这些测试并不重视二噁英和呋喃的浸出,原因是监管压力缺失,二噁英和呋喃含量限



图2: 这个位置靠近捷克和波兰边界, 其中来自市政废弃物焚烧作业的飞灰和炉渣混合物被用作填埋场的覆盖层(照片中的山顶)并被用于填充排水管线, 这些管线顺坡而下, 经过牛牧场, 直至附近的小溪。在这些物质中测得的二噁英和呋喃含量最高可达0.05纳克毒性当量/克干物质。摄影: Arnika协会的Jan Losenický, 2011年11月。

值非常宽松甚至根本不存在, 无需考虑二噁英和呋喃浓度。将飞灰再次利用当作填埋场覆盖层, 在某种程度上类似于其在道路建设中的用途, 也可能导致污染物被排放到环境中的同类问题。

5.4 空气污染控制残余物被用作建筑材料

除了用于道路建设或填埋场覆盖层以外, 废弃物焚烧灰渣还被有关方面推广, 直接用于建筑施工。世界能源委员会(WEC)还在推广某些废弃物焚烧灰渣在特定领域的再利用, 例如作为建筑业的填料(世界能源委员会, 2013年)。以下章节给出了这些用途的具体实例。

5.4.1 水泥

飞灰有时被用作水泥的添加剂 (Kikuchi, 2001年; Keppert, Siddique 等人, 2015年), 一些研究促进了飞灰对水泥的替代, 原因是飞灰含有一些典型的水泥矿物, 但其含量少于水泥熟料 (Triano和Frantz, 1992年; Ferreira, Ribeiro等人, 2003年)。这主要是由于有关单位使用石灰来控制废弃物焚烧烟气导致的空气污染。

索尔维公司 (Solvay Company) 一直致力于开发市政固体废物焚灰的物理化学处理工艺——Revasol工艺。根据该公司的说法, 该工艺允许在混凝土中使用灰分并减少可溶部分, 从而固定重金属并消除二噁英 (Aubert, Husson等人, 2004年)。虽然工艺研发人员还声称“混凝土的浸出试验证实该工艺可以产生没有重大环境风险的材料”, 但是他们尚未公布此工艺其他环节的二噁英和呋喃测量结果。这家公司之所以得出如此结论, 大概是因为二噁英未被视为重大环境风险; 然而, 由于该工艺也涉及飞灰热处理, 因此非常可能生成无意产生的持久性有机污染物。

在讨论水泥所用废弃物焚灰的环境或健康影响评估时, 大多数研究往往只关注重金属的泄漏或氯 (Kikuchi, 2001年) 和盐的固定。虽然它们提到了二噁英的潜在问题, 但没有开展浸出试验。我们将在本研究的后续章节中讨论二噁英和呋喃渗滤液议题 (见第7章)。

一些研究表明, 砖块生产单位有时会使用废弃物焚烧灰渣替代粘土 (Lin, 2006年), 但它涉及热处理, 并且很可能会生成包括额外二噁英在内的无意产生的持久性有机污染物。

5.4.2 玻璃和陶瓷

废弃物焚烧灰渣 (炉渣和飞灰) 在高温 (超过1,300°C) 下熔化, 会产生玻璃状物质, 该过程也称为“玻璃化”。玻璃化飞灰被提及的一些潜在用途包括: 道路基层材料; 堤围; 喷砂原料; 混凝土中一部分砂的替代品; 沿海护岸块石, 以及建筑和装饰材料生产过程中的块石, 如透水砌块、瓷砖、路面砖和花园用装饰石 (Ferreira, Ribeiro等人, 2003年; Amutha Rani, Boccaccini等人, 2008年)。一些人认为, 废弃物焚烧灰玻璃化制成的微观结构材料有可能成为建筑应用的可行替代品 (Cheng, Chu等人, 2002年)。Wang, Yan等人 (2009) 曾报道, 市政固体废物焚烧灰玻璃化工艺产生的炉渣中的二噁英和呋

喃的分解率为99.95%(单位:毒性当量)。该破坏效率¹⁰ 低于其他一些技术(见第14章和第15章)。

GEC(1996年)曾报道瓷砖生产行业把市政固体废物与灰分结合使用一事。所产瓷砖含有50%的焚灰,被用于室外、内部铺设和墙壁的外表面。

5.5 其他

5.5.1 污泥调理

废水含有少量的油,使脱水变得困难。为了克服这个问题,可以通过添加助滤剂来调节污泥。有关方面研究了市政固体废物飞灰的化学调节剂用途 (Hwa和Jeyaseelan, 1997年)。在一个产能为50吨/天的试点工厂中,0.5吨飞灰、0.3吨干污泥和0.3吨石灰石被转化为0.85吨水泥熟料。(Kikuchi, 2001年)

5.6 金属回收

5.6.1 电渗析法

尽管该方法可在一定程度上实现重金属的提取(Ferreira、Jensen等人, 2005年),但它最终会导致残余物中的二噁英和呋喃浓度较高¹¹。它的支持者并不认为这是个严重问题,因为该浓度低于当前的**持久性有机污染物低含量水平**。¹²

来自电弧炉的残余物和含有高含量锌的灰分在诸如Waelz工艺之类的工业流程中得到回收以提取金属。由于该过程会再次产生二噁英和呋喃,因此如果空气污染控制装置效率低,则回收作业可能导致此类污染物被大量排放到空气中。Chi和共同作者曾证明,某工厂排放了560纳克毒性当量/千克的回收灰分(Chi、Chang等人, 2006年)。因此这种回收方案将导致大量污

10 计算公式如下:废弃物所含持久性有机污染物的质量,减去气态、液态和固态残余物中剩余持久性有机污染物的质量,除以废弃物所含持久性有机污染物的质量,即破坏效率=(废弃物所含持久性有机污染物的质量-气态、液态和固态残余物中剩余持久性有机污染物的质量)/废弃物所含持久性有机污染物的质量。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.

11 电渗析处理后,残余物中的二噁英和呋喃含量增加(1.4至2.0倍之间)。这并不表示该过程中合成了二噁英和呋喃,而是可溶性物质溶解,留下了二噁英和呋喃等非水溶性化合物。资料来源: 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.

12 参见第5.7章节引用的确切评述,开头是“根据……”出处同上。

染物被排放到空气中,并产生被严重污染的固体废弃物灰渣(Chi、Chang等人,2006年)。¹³

5.7 关于废弃物焚灰(被二噁英和呋喃污染的废弃物)再利用的结语

根据目前的全球和各国法规要求,飞灰的再利用代表着重大环境风险,这些要求实际上忽略了二噁英和其他持久性有机污染物从残余物中排放到环境中的可能性。即使在实施渗滤液测试和稳定措施的情况下,事实也表明,这些测试和稳定方法不太适合用于确定残余物中持久性有机污染物的命运,也不太适合用于控制其排放。因此,采纳并实施严格的持久性有机污染物低含量水平是一项优先工作,它确保从废弃物焚灰这一来源的持久性有机污染物排放量最小化。一种有效得多的方法是完全避免废弃物焚烧过程。有许多方法和技术可以处理那些通常被焚烧的废弃物,并且不会产生被持久性有机污染物污染的残余物,也不会排放这类污染物。

由于焚烧设施在运行并产生大量残余物,因此有关方面必须努力采取措施,防止持久性有机污染物从残余物中浸出。(Astrup, 2008年)曾写道:“残余物应始终得到稳定或处理,以尽量减少浸出所致的排放量。稳定化和处理作业应该会自然地提示出最终所选的处置方法。”必须指出的是,即使废弃物的二噁英和呋喃浓度低于二者当前的持久性有机污染物低含量水平(以及其他任何已被采纳的持久性有机污染物低含量水平),也依然需要处理和小心搬运。

科学顾问机构BiPRO在其报告第296页指出了问题的严重程度:“在排放到废弃物中的全部二噁英和呋喃毒性当量中,一共只有24%被有关方面所讨论的1 ppb持久性有机污染物低含量最低限值所涵盖。即使使用0.1 ppb的限值,情况不会发生显著变化。这是由于大量低污染程度的废弃物流,如市政固体废物、炉渣、污泥和堆肥,输送了其余的76%。”(BiPRO, 2005年)

这引来了如下问题:“当前的持久性有机污染物低含量水平对应用工程师而言,意味着什么?”答案相当明确:对于任何技术上可实现的(实际)残余物用途,它都无法阻止。Dias Ferreira等人的文章公开表示:“根据《巴塞尔公约》,这些物质的二噁英含量低(<15微克世卫组织毒性当量/千克),并且,只要设定了废弃物终端处理标准,并对各个选项予以风险评估(包括在生命周期的尽头,再生材料再次成为废弃物时的阶段),则飞灰和空气污染控制残余物最终可能被资源化,例如作为建筑材料。”(Dias-Ferreira、Kirkelund等人,2016年)。这是对持久性有机污染物低含量水平的一种令人关切的

13 参见所引用文献来源中的表2。

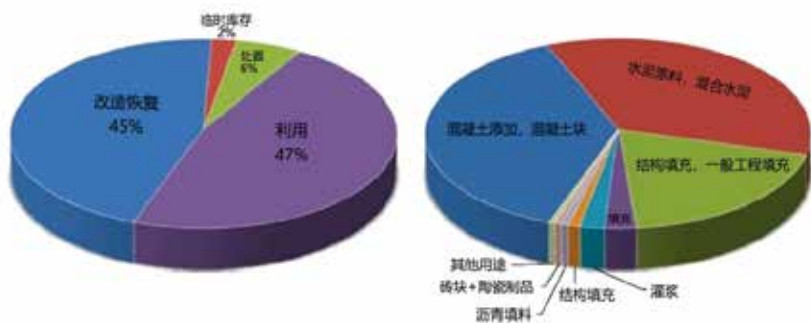


图3：欧盟（15个成员国）的煤飞灰利用率和处置率。资料来源：(ECO-BA, 2008年)，其来自 (Lichtfouse、Schwarzbauer等人, 2013年)

解释, 原因是在大多数情况下, 风险评估没有考虑如各种案例 (例如著名的纽卡斯尔案例) 所示的二噁英和呋喃及其他持久性有机污染物从废弃物焚烧灰渣中扩散的可能性。(Pless-Mulloli、Edwards等人, 2000年; Pless-Mulloli、Edwards等人, 2001年; Watson, 2001年; Pless-Mulloli, 2003年)。

飞灰再利用率的主要问题是应该避免以这种方式来管理含有持久性有机污染物的废弃物, 这种方式有悖于《斯德哥尔摩公约》的主要目标: “保护人类健康和环境免受持久性有机污染物的危害。”二噁英含量较高的飞灰的再利用对人类健康和环境构成严重威胁, 如本研究第9章的案例研究所示。在许多情况下, 由于全球采用了错误的阈值, 这对立法者、管理者和其他所有利益攸关方发出错误信号, 因此废弃物的处理得不到控制。

大多数废弃物焚烧空气污染控制残余物的再利用违反了公约第6条的某项要求, 即此类危险废弃物:

“(iii) 不得从事可能导致持久性有机污染物回收、再循环、再生、直接再利用或替代使用的处置行为;”

上述许多方法导致含有大量二噁英和其他持久性有机污染物的废弃物被再利用或回收。国家政府和废弃物管理者接受这种情况的关键原因是, 二噁英和呋喃的持久性有机污染物低含量水平过高, 并且有关方面尚未规定类二噁英多氯联苯的持久性有机污染物低含量水平。

图3显示了欧盟(15个成员国)的煤燃烧飞灰利用率和处置率,如 Lichtfouse、Schwarzbauer等人(2013年)所述。煤飞灰在全球范围内的再利用率约为25%(Wang, 2008年)。这些比率可帮助我们更好地了解废弃物焚灰的使用趋势,而Lichtfouse、Schwarzbauer等人(2013年)指出:“烟气处理所产生的市政固体废物焚灰在某些情况下仅被部分回收(即一些工业流程被用于回收残余物的特定部分),但一般说来,残余物仍然被送去处置,通常是通过填埋并遵循特定的处理方法……其可能的用途局限于可浸出金属稳定之后的某些应用,例如地质聚合物(Luna Galiano、Fernández Pereira等人, 2011年)或惰性材料(Zacco、Gianoncelli等人, 2012年)。然而,稳定化技术的某些问题不容忽视,例如长期稳定性和稳定化所用化学物质的成本。”(Lichtfouse、Schwarzbauer等人, 2013年)

6. 含二噁英灰渣的处置

含有二噁英的废弃物和不含二噁英的废弃物有不同的定义。《斯德哥尔摩公约》的许多缔约方把暂定的持久性有机污染物低含量水平用于此定义。本研究进一步介绍了该含量水平当初是如何被设定的(见第11章)。监管机构的主要关注点是废弃物焚灰和/或空气污染控制残余物中的重金属含量,这是因为许多国家把它们看作是比二噁英更危险的化合物。因此,有关方面建议对飞灰/空气污染控制残余物予以稳定,以防止重金属的浸出。遵循这一理念,废弃物稳定标准和浸出试验旨在评估重金属。二噁英的含量之所以未被评估,是因为没有确立法律要求,并且二噁英被认为像重金属一样被凝结到了灰分中。但是正如许多研究所证明的那样,二噁英的行为显然可能有别于金属(见第7章)。

BiPRO(2005年)曾建议,任何二噁英和呋喃浓度高于1 ppb(= 1,000纳克毒性当量/千克)的废弃物在被施用于土壤之前,都应被稳定化和固化,其应用被定义为在地表的任何用途,例如填埋场的覆盖层。作为预处理方法的稳定化/固化在《巴塞尔公约技术通则》(《巴塞尔公约》,2015年)中有所规定:“稳定化和固化应被结合使用,以使其对环境无害。废弃物的稳定化是指废弃物中有害成分的化学变化,以将这些成分转化为溶解度、流动性或毒性较低的形式。废弃物的固化是指废弃物物理性质的变化,以增大抗压强度,降低渗透性并封装有害成分。”

用于处理飞灰的不同稳定化和/或固化方法已可供利用。填埋通常是飞灰稳定化或固化后的最终处置方法,但越来越常见的是在混合废弃物和固化/稳定废弃物中添加飞灰,然后将其用于回填旧矿或修复场地(另见第9章的一些案例研究)。这个做法值得怀疑,因为飞灰的这种应用不安全。该方式产生了二噁英含量很高的一组新废弃物,它们今后可能成为新的环境负担或超级基金场地(美国环保署,2015年)。本报告中的一些案例研究充分表明了这方面的潜在担忧。

Tanaka、Tojo等人(2005年)表示:“在焚烧残余物的填埋过程中,二噁英、氯化物和钙离子会浓缩,在某些情况下需要额外的去除流程。”

另一些飞灰处理方法是热处理法,如玻璃化(Amutha Rani、Boccaccini等人,2008年;Wang、Yan等人,2010年)、熔化或危险废弃物焚烧。它们在多项研究中有所讨论。例如日本在其《斯德哥尔摩公约》国家实施计划中列出了含有高浓度二噁英的废弃物焚烧灰渣的下列处置方案(见表2):融合、高

温焚烧、汽相氢(氢脱氯)、超临界水氧化(SCWO)、钠还原和光化学分裂(紫外线照射)。其中一些方法在第14章和第15章中有更详细的描述。经过这些处理后,如果废弃物的二噁英浓度符合标准,则其可作为市政或工业废弃物被填埋或回收。(日本政府,2006年)

6.1 飞灰稳定化

正如本报告前文所述,炉渣和空气污染控制残余物(如飞灰)由于排放二噁英和呋喃及重金属而对环境和人类健康风险构成威胁。在有多座焚烧设施运行的国家,残余物是一个大问题,需要在依规处置之前接受预处理。日本等国的监管机构接受的处理方法包括热稳定化(例如熔化)、以水泥类材料实现的稳定化和固化,以及化学稳定化和酸提取。

一项研究比较了每种方法的优缺点(Ecke、Sakanakura等人,2000年),得出结论认为:熔化法在降低二噁英含量(或生物利用度)方面很出色,但由于需要输入很高的能量而使其相当昂贵,成本比其他选择高一个数量级。



图4:该图显示了英国飞灰处置场之一——Bishops Cleeve填埋场——的空气污染控制残余物的浅灰色表面。插图显示了现场通道侧面的40英里/小时限速标志。资料来源:Watson(2015年)

通过水泥类材料实现的稳定化和化学稳定化相对容易实施,但使受处置材料的容重分别增大了40%和10%。酸提取被认为相对便宜,“经过验证且可靠”,但只占很小的市场份额。

稳定化和固化是许多国家的常用做法,这方面的广泛研究主要涉及重金属的浸出(Lampris、Stegemann等人,2009年;Bie、Chen等人,2016年;Tang、Liu等人,2016年)。研究人员发现:处理过的(稳定的)飞灰在潮湿环境中缓慢释放重金属,从而使其对环境仍然有害(Sun、Li等人,2016年)。另一项较早的研究发现:掺有25%水泥的飞灰固化物提高了氯化苯和联苯在渗滤液中的含量(Fischer、Lorenz等人,1992年)。这些例子显示了仔细评估每个案例所有情况的重要性,并再次表明无人持续关注飞灰中二噁英的命运。还有两个案例研究侧重于本报告案例研究中提出的固化和/或稳定化方法和处理现场(见第9章),其中一个案例详见附录(见附录16.3)。

6.1.1 磷化

该工艺涉及向焚灰中加入磷酸,一旦混合物充分干燥,将其在煅烧炉中以600-900°C焙烧1小时,得到细砂样物质(Piantone、Bodenan等人,2003年)。索尔维公司推广了这一工艺,相关的几位作者声称:“金属铅和锌,最初分布在硅酸盐和碳酸盐相中,待碳酸盐溶解后在磷酸盐新生物中广泛重新分布,从而保证更持久的稳定化。”(Piantone、Bodenan等人,2003年)。虽然该研究的作者还声称该工艺破坏了废弃物中的二噁英,但没有提供与处理过程中二噁英的排放和释放有关的数据。研究没有清楚地呈现废弃物处理前后的二噁英含量。

磷化只是飞灰化学稳定方法的一个例子。最常用的稳定剂是石膏、磷酸盐、漂白剂、硫化物(硫代硫酸钠、硫化钠)和聚合物有机稳定剂(Sun、Li等人,2016年)。

6.2 熔化

飞灰处置前的一种处理方法是熔化或玻璃化。熔化所用能量很高,根据一些研究结果,可显著降低毒性,尽管这可能只是生物利用度(是指化学品被吸收进入体循环的速度和程度——译者注)的降低,而不是二噁英和呋喃浓度的实际降低。灰分的熔化形成玻璃状炉渣,与未处理的灰分相比,污染物不太容易浸出。通过将二噁英和呋喃“锁定”到玻璃状基质中,使人体暴露

风险降低。一些研究表明,该工艺产生的经处理的灰分日后可被用于特定结构,或作为建筑填料。然而,如果炉渣缓慢冷却,则会排放较多的二噁英。使用水作为快速冷却剂可以减少二噁英的排放,并使炉渣的物理特性在建筑方面更有用(Kim、Seo等人,2005年)。然而值得注意的是,该研究未提供有关炉渣熔化过程中粉尘排放和粉尘二噁英和呋喃浓度的数据。

7. 渗滤液中的二噁英和呋喃必须得到处理

在大多数研究中，飞灰被认为可能有毒，因为盐或重金属会被浸出并排放到环境中。因此，大多数研究更多地关注盐的测试（Alba、Gassó 等人，1997年；Li、Bertos 等人，2007年；Quina、Bordado 等人，2011年）或重金属浸出或释放（Rosen、Bierman 等人，1994年；Kikuchi，2001年；Ferreira、Ribeiro 等人，2003年；Aubert、Husson 等人，2004年；Haiying、Youcai 等人，2007年；Wang、Liu 等人，2008年；Quina、Bordado 等人，2011年；Anastasiadou、Christopoulos 等人，2012年；Bie、Chen 等人，2016年；Tang、Liu 等人，2016年），而非潜在或真正的二噁英排放。大多数国家之所以对二噁英缺乏关注，主要是由于那些旨在防止持久性有机污染物排放的法规措施（包括持久性有机污染物低含量水平）薄弱，这些措施未能促使有关方面充分关注二噁英和呋喃的排放情况。不过日本和韩国等一些亚洲国家对二噁英施行了严格的法定限制值，分别为3和1纳克毒性当量/克。

正如Ferreira和Ribeiro等人(2003年)所指出的那样，对二噁英和呋喃排放情况的关注当然是有理由的，他们证实：“已发现大多数关于市政固体废物飞灰应用的环境限制与最终产品的浸出行为有关。”（Ferreira、Ribeiro 等人，2003年）。

目前在许多国家开展的可浸出性试验可能不适用于二噁英等物质，原因是它们的行为会随当地环境特征的变化而变化。在大多数情况下，以商业方式开展的废弃物可浸出性试验通常在理想的实验室条件下完成，并不符合废弃物在其沉积环境中的行为。在美国的渗滤液测试中，使用温和的酸溶液来模拟填埋场条件。在澳大利亚，渗滤液测试中只使用水，这很难反映填埋场的一般还原环境，低估了化学物质的浸出量。决定焚烧灰渣和其他受污染废弃物浸出率的因素有很多，盐度和酸碱度波动以及腐殖质含量只是其中三个而已。因此，化学家们亲自呼吁改变这些程序。例如布拉格化工大学的M. Podhola在其对稳定废弃物的研究中指出：“特别准备的可浸出性试验可能会被认为更合适。如果已知这些条件，则这类测试应该会强化废弃物随后沉积的条件。显然不能以纯粹的商业方式来做这些测试。今后显然必须与研究机构合作开展这些测试。”（Podhola，2005年）

关于土壤中二噁英行为的较早研究支持了最初的观点,即二噁英通过与飞灰和炉渣的强烈粘合得到固定,排放量最小。根据意大利1986年的一项研究,塞维索(Seveso)当地的土壤剖面没有显示二噁英和呋喃在土壤环境中的显著迁移(Ratti、Belli等人,1986年)。德国1992年的一项研究表明,在德国西南部的两个工厂周围,8年内只发现了少量迁移,二噁英和呋喃数量没有明显下降(Hagenmaier、She等人,1992年)。德国的另一项研究表明,在按照该国DIN 38414测试法等方法开展的浸出实验中,研究人员从获得的溶液中仅检测出高度氯化的同类物(Fischer、Lorenz等人,1992年)。

然而,20世纪90年代开展的研究反驳了二噁英与飞灰和炉灰或炉渣强烈结合的观点。Takeshita和Akimoto(1991年)提出了可使用飞灰柱体通过雨水从飞灰中浸出二噁英和呋喃的观点。他们表明,与灰分中的水溶性盐,如氯化钠和氯化钙相联的二噁英和呋喃,在洗脱开始时就被洗脱,而与微水溶性颗粒如氢氧化钙相关的那些是在后半部分才被洗脱。1995年的另一份报告侧重于二噁英在用水灭火的活动中从飞灰和土壤中的浸出情况,表明以水灭火的做法导致渗滤液中含有大量的二噁英和呋喃(Schramm、Merk



图5:2005年5月,捷克共和国维什科夫(Vyškov)的危险废弃物焚烧设施的废弃物焚灰仓库失火。摄影:南摩拉维亚消防队。

等人, 1995年)。当废弃物焚灰储存场地被大火吞没时(正如捷克共和国维什科夫的危险废弃物焚烧设施2005年5月的情况), 这种理论情况可能会变为现实(见图5所示照片)。

韩国科学家Yong-Jin Kim、Dong-Hoon Lee和Masahiro Osako研究了二噁英和呋喃的可浸出性, 其理论条件和实验室条件与填埋场相当。相关理论综述表明, 溶解腐殖质(DHM)可能会影响二噁英和呋喃的实际溶解度和可浸出性。较高浓度的溶解腐殖质显示出较高的二噁英和呋喃可浸出性。在浸出试验中, 三种不同的溶解腐殖质浓度和溶液酸碱度被应用于飞灰样本, 以模拟市政固体废物渗滤液的各种特性。实验证明, 在所有酸碱度条件下, 二噁英和呋喃的可浸出性随着溶解腐殖质浓度的升高而升高。在最高酸碱度下显示出最高的可浸出性。所有渗滤液中的二噁英和呋喃的异构体分布模式相似(Kim、Lee等人, 2002年)。韩国的另一项研究也表明, 较高的二噁英浸出浓度伴随较强的腐殖作用, 并且与溶解有机碳(DOC)具有较好的相关性(Kim和Osako, 2004人)。

这些科学家之前的一项研究表明, 炉渣和飞灰的混合物表现出更高的二噁英可浸出性(Osako、Kim等人, 2002年)。他们因此得出如下观点: 由于炉渣中存在未燃烧的碳而形成溶解腐殖质。结果还揭示了废弃物测试程序的几个缺点, 其原因在于二噁英的行为与重金属不同。因此, 该研究的作者建议重新考虑某些测试方法(Osako、Kim等人, 2002年)。

多环芳烃(PAHs)的浸出行为也与二噁英和呋喃相似。Comans、Zuiver等人(2003年)指出, 渗滤液中的高浓度腐殖酸可以增强多环芳烃的强溶解性。

Sakai、Urano和Takatsuki发表了另一项研究, 重点是飞灰中浸出二噁英和多氯联苯(PCBs)的情况。他们开展的浸出试验分为含有表面活性剂和不含表面活性剂两类, 以了解此类物质对持久性有机污染物浸出情况的影响。在这些试验中, 直链烷基苯磺酸盐(LAS)和腐殖酸被用作表面活性剂类物质。来自汽车/电气产品回收活动的碎纸机残余物和来自市政固体废物焚烧设施的飞灰被用于分析和浸出测试。此外, 他们还开展实验以了解细颗粒对持久性有机污染物浸出浓度的影响。浸出试验的结果表明, 表面活性剂类物质提高了持久性有机污染物的浸出浓度, 而细颗粒与持久性有机污染物的输送行为密切相关。(Sakai、Urano等人, 1997年)

因此, 焚灰不适合与市政固体废物一起倾倒, 因为它们很有可能与大量有机物接触, 从而提高渗滤液的二噁英和呋喃含量(Choi和Lee, 2006年)。这与灰分作为填埋场覆盖层的用途有特别密切的关系。

日本最近的研究侧重于用纯水、2%非离子表面活性剂溶液、5%乙醇溶液和5%乙酸溶液作为浸出溶剂从焚烧灰渣中浸出二噁英和呋喃(Yasuhara和Katami, 2007年)。这项研究得出以下结论:

1. 炉渣中的二噁英通过乙醇溶液和乙酸溶液浸出的有效性远高于纯水。纯水和非离子表面活性剂溶液的二噁英可浸出性没有差异。
2. 飞灰中的二噁英通过非离子表面活性剂溶液及乙醇和乙酸溶液浸出的有效性远高于纯水。灰分较高的碳含量可能有助于通过表面活性剂或水溶性有机溶剂来促进二噁英以胶体形式被输送。
3. 使用纯水(36升)的炉渣洗脱比为0.1至1 ppm(百万分之一), 飞灰的洗脱比则为0.001至0.01 ppm。
4. 使用非离子表面活性剂溶液(9升)的炉渣洗脱比为0.1至1 ppm, 飞灰的洗脱比则为0.2至10 ppm。
5. 使用乙醇溶液和乙酸溶液(各9升)的炉渣洗脱比为10至100 ppm, 飞灰的洗脱比则为0.2至10 ppm。”(Yasuhara和Katami, 2007年)

在上述的最近研究中, 二噁英的浸出水平高于BiPRO欧盟顾问报告中总结的浸出情景(参见其报告第396页表10-2), 报告中的最高值为2.5%(BiPRO, 2005年)。Lichtfouse、Schwarzbauer等人(2013年)强调了浸出试验的不完整性:

“实际上, 外部因素在通常形式的浸出试验中可能没有得到较好的反映……腐殖酸的存在对于持久性有机污染物的浸出很重要(Sakai、Urano等人, 2000年; van der Sloot、Kosson等人, 2001年; Kim、Lee等人, 2002年; Osako、Kim等人, 2002年; Comans、Zuiver等人, 2003年)。然而浸出试验中往往不存在腐殖酸。考虑到环境影响, 当可浸出性远高于浸出试验的预测值时, 这可能是一个重要问题(Reijnders, 2005年)。”

8. 废弃物焚烧灰渣中的持久性有机污染物

聚焦二噁英和呋喃问题并适当处理废弃物焚灰和其他空气污染控制残余物,可使废弃物中所含的其他持久性有机污染物得到同步控制。在2005年关于废弃物焚烧灰渣的较早研究中(Petrlík和Ryder, 2005年),列出了在这些废弃物中观察到的其他持久性有机污染物及其含量水平。根据《斯德哥尔摩公约》已列出的持久性有机污染物,我们可以确定废弃物焚灰含有以下持久性有机污染物:六氯苯(HCB)、五氯苯(PeCB)、六氯丁二烯(HCBD)、多氯联苯、多氯萘(PCNs),以及在焚烧过程中未被破坏的所有持久性有机污染物的残余物,例如多溴联苯醚(PBDEs)、六溴环十二烷(HBCD)以及其他溴化阻燃剂(BFRs)或包括滴滴涕(DDT)在内的有机氯农药。

除《斯德哥尔摩公约》所列的持久性有机污染物外,还在废弃物焚烧灰渣中发现了下列具有持久性有机污染物特征或高毒性的化学物质:多溴二苯并二噁英和多溴二苯并呋喃(PBDD/Fs)和/或多溴氯化二苯并二噁英和多溴氯化二苯并呋喃(PBCDD/Fs)、多氯二苯并噻吩(PCDTs)和包括氯化多环芳烃在内的多环芳烃¹⁴ (Miyake, Tang等人, 2012年)。该清单当然并不详尽。

14 一项研究在废弃物焚灰中发现的芳香化学物质则要多得多:“在飞灰中性检测出128种芳香族单羧酸(ACAs),其中包括36种单氯化物直至四氯化物。它们在结构上分为五组,即多环芳烃、联苯、氧杂多环芳烃、含氧多环芳烃和羟基多环芳烃.....作为多氯二苯并二噁英和多氯二苯并呋喃前体的可能候选物,多氯苯甲酸和联苯羧酸的检出可能意味着存在新的途径。”Akimoto, Y., S. Nito and Y. Inouye (1997). “Aromatic carboxylic acids generated from MSW incinerator fly ash.” *Chemosphere* 34(2): 251-261.

9. 案例研究——概述

以下案例研究表明,持久性有机污染物废弃物(飞灰和其他空气污染控制残余物)的二噁英含量即使低于当前的15 ppb暂定持久性有机污染物低量水平,也依然可能导致严重问题:

- 1) 例如,如果这些物质在散养的鸡或牛可以出入的区域中被自由使用,则会导致食物链的污染,并可能使人体因暴露于持久性有机污染物(特别是二噁英)而受到伤害。

英国纽卡斯尔(拜克垃圾焚烧设施)——纽卡斯尔用于重建人行道的废弃物显示的二噁英浓度是《巴塞尔公约》规定的15 ppb二噁英暂定持久性有机污染物低含量水平的1/750至2/7(《巴塞尔公约》,2015年)。该处置过程导致了禽蛋污染,二噁英含量均值超过欧盟日后规定的禽蛋二噁英含量限值的6.4至8.8倍(2.5皮克世卫组织毒性当量/克)。该案例及其分析由Pless-Mulloli、Schilling等人(2001a)等人完成,也被BiPRO用作定义人体暴露最坏场景——“**标准Y:人类健康风险的最坏情形**”——的基础,该标准的**持久性有机污染物低含量水平为1 ppb**(BiPRO,2005年)。灰分中的含量为0.02-4.22 ppb,(鸡可进入的)小块菜地的土壤为0.007-0.292 ppb,鸡蛋为0.4-56皮克毒性当量/克,欧盟限值为2.5皮克毒性当量/克)。

下面的两张图显示了纽卡斯尔鸡蛋样本的污染和二噁英模式之间的差异,鸡蛋分别来自接触废弃物焚灰和未接触该类灰分的鸡。两张图都来自Pless-Mulloli、Schilling等人(2001a)的研究。

台湾“毒蛋事件”表明农民添加到鸭饲料中的飞灰很可能成为了鸭子每日摄入的持久性有机污染物的主要来源。因此,被非法飞灰填埋场污染的饲料和土壤中的二噁英和呋喃含量应该得到更多的关注(Lee、Shih等人,2009年)。2005年12月,研究人员在彰化县观察到的鸭蛋污染水平为32.6皮克毒性当量/克脂肪(Wikipedia,2017年)。它几乎是目前欧盟食品标准的13倍,是台湾散养禽(鸡)蛋中二噁英和呋喃平均水平(1.5皮克世卫组织毒性当量/克脂肪)的近22倍(Hsu、Chen等人,2010年)。

- 2) 尽管有**固化/稳定化措施**,但灰分仍可能以**细尘的形式被风携带到周围环境中**,并污染**固化设施和/或存放大袋固化飞灰的填埋场周围的环境**。

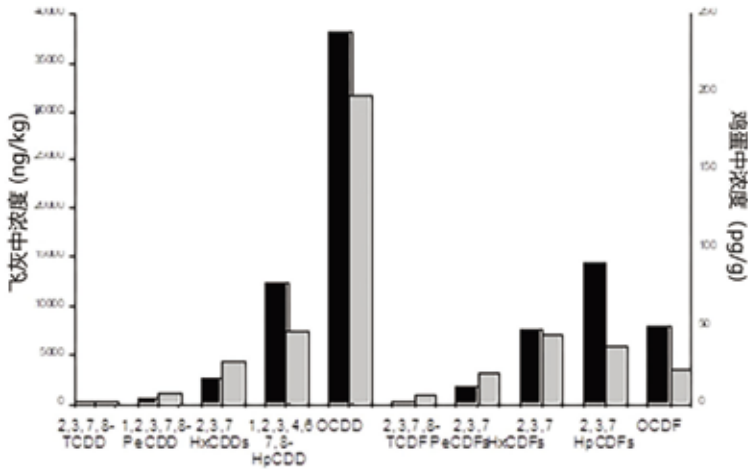


图6:纽卡斯尔Westmacott街样本的二噁英模式:灰分2,123纳克国际毒性当量/千克焚烧设施样本,鸡蛋18皮克国际毒性当量/克脂基焚烧设施样本,鸡接触了灰分。资料来源: Pless-Mulloli, Schilling et al. (2001a).

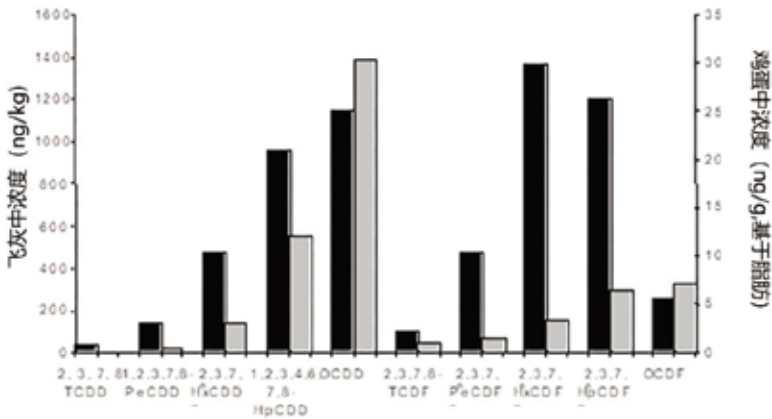


图7:纽卡斯尔Coxlodge街样本的二噁英模式:灰分4,224纳克国际毒性当量/千克焚烧设施样本,鸡蛋1.5皮克国际毒性当量/克脂基非焚烧设施样本,鸡未接触灰分。资料来源: Pless-Mulloli, Schilling et al. (2001a).

武汉垃圾焚烧设施空地储存的飞灰：武汉市汉阳区市政固体废物焚烧设施周边地区是为2013至2015年开展的国际消除持久性有机污染物网络研究收集散养鸡蛋的地区之一。在该市政固体废物焚烧设施邻近区域收集的鸡蛋表现出了该项目在中国所采集样本中测得的最高的氯化物和溴化二噁英含量。来自武汉废弃物焚烧设施附近的两组鸡蛋样本均超过欧盟鸡蛋二噁英含量标准（欧洲委员会，2011年），分别是后者的将近三倍和五倍。武汉1号样本的六氯苯含量为74.5纳克/克鲜重，几乎是欧盟鸡蛋六氯苯含量标准的四倍。武汉1号鸡蛋样本的六氯苯值是国际消除持久性有机污染物网络2005年《鸡蛋报告》(The Egg Report)相关样本最高六氯苯水平的将近两倍，后者是250纳克/克脂肪(DiGangi和Petrlik, 2005年)。

武汉1号(它是距离汉阳市垃圾焚烧设施更近的地点)鸡蛋样本显示出极高的二噁英和呋喃含量(27.3纳克世卫组织毒性当量/克脂肪)(Petrlik, 2015年)。正如我们在一篇关于该设施的文章所含图片中所发现的那样(见图8)(Zhang、Huang等人, 2015年), 在垃圾焚烧设施现场存放的大袋飞灰长期敞开暴露于污染物之中。我们认为这或许是从垃圾焚烧设施附近收集的鸡蛋中存在如此高含量二噁英的原因之一。我们收集鸡蛋样本的房屋后来被拆毁, 将被废物焚烧设施周围的绿化带所取代。



图8：武汉市汉阳区市政固体废物焚烧设施存放的大袋飞灰，敞开暴露于此处的污染物之中。资料来源：(Zhang、Huang等人, 2005年)。



图9: 台湾的废弃物焚灰填埋场之一。摄影: Arnika协会的Jindrich Petrlík, 2017年1月。



图10: 这是捷克共和国赫尔卡地区相关设施的邻近区域, 该设施处理不同类型的废弃物, 包括来自废弃物焚烧设施和冶金厂的空气污染控制残余物。空气中的尘埃被带出该地区并污染周围的自然生态系统。摄影: Arnika协会的Jindrich Petrlík, 2010年6月。

台湾岛南部的大袋飞灰填埋场： 与城区场地相比，大袋飞灰填埋场周围无花果叶片的二噁英含量增大了一倍。如果没有适当的控制和管理，则大袋固化飞灰填埋场不仅会对周围环境造成严重危害，而且由于二噁英和呋喃可能会在大气中迁移并沉积在遥远的地区，因此对远处的居民构成严重危害，这类填埋场也因此是重要的考虑事项。这是Wang等人(2006年)的研究结论。

捷克共和国赫尔卡(Hurka)： 某农村地区沉积物的二噁英含量比该国工业区高一个数量级，原因在于来自某个再处理工厂的灰尘和其他可能的排放物，该厂处理废弃物焚烧设施和某冶金厂的飞灰已有十多年。该案例研究详见附录(见附录16.3)。

3) 当残余物被填埋/回填时，对于某些人来说，短期内可能是低成本生意或好生意，但最终的清理(修复)成本可能会在以后变得非常高昂(它只会造成新的环境负担，而不是尽早破坏持久性有机污染物)。

美国杰克逊维尔(Jacksonville)： 杰克逊维尔灰渣超级基金场地被认为是“当前人体暴露不受控制”，因为住宅区地表或附近存在高于住宅区修复目标的灰渣污染土壤。超过1,500栋住宅的暴露途径是直接接触受污染



图11: 西奈山传教士浸信会的牧师R. L. Gundy说：“你会闻到它，你会看到它，但你不知道它是什么。”他被诊断患有前列腺癌。

资料来源：Morrison (2009年)

的土壤。尽管美国毒物和疾病登记署（ATSDR）已确定不存在直接的健康威胁，但暴露是一种长期的健康威胁（美国环保署US EPA，2015年）。根据美国1990年人口普查结果，超过3万居民住在4个受灰渣污染的地方（美国环保署决定记录，2006年）。其中超过4,000名居民表示该市侵犯了他们的公民权利，并且就该市在贫困黑人街区倾倒灰渣并使其面临健康风险一事起诉。该市于2006年支付7,500万美元求得和解(Morrison, 2009年)。2009年，该市在受污染场址启动了一项耗资9,400万美元的清理(修复)项目(Morrison, 2009年)。

捷克共和国米德罗瓦里(Mydlovary)： 飞灰被用于混合废弃物中，后者则被用于回填捷克共和国南波希米亚州米德罗瓦里一家工厂的铀矿石再加工作业留下的污水贮留池。这些混合废弃物的制备目前是在赫尔卡完成(在另一项案例研究中会提到)。十年后，欧洲最大的这个二噁英污染场地或许会占欧洲二噁英总量的一半。该场址位于Spolana氯化工厂（该厂位于内拉托维采）附近，该厂生产用于橙剂(与越南二噁英污染有关的除草



图12：捷克共和国南波希米亚州米德罗瓦里某工厂铀矿石再加工作业留下的污水贮留池航拍照片。这些污水池已被部分填充了包括飞灰在内的混合废弃物。资料来源：mail.oakrupkovo.cz。

剂)的农药,此地受污染材料中的二噁英和呋喃总量估计为372克毒性当量(Čtk, 2007年)。Spolana去污成本超过20亿捷克克朗(约合8,000万美元)。

4) 残余物中的持久性有机污染物可能会**伤害接触这些材料的人**,特别是搬运废弃物焚烧灰渣和维护焚烧炉的工人,因此**应评估所有暴露途径**。

日本大阪府: 丰能郡焚烧厂参与焚烧炉、电动集尘器和焚烧炉湿式洗涤器维修的工人血液中的二噁英浓度比周边居民高。工人血液二噁英含量范围为13.4至805.8皮克国际毒性当量/克脂肪,平均值为84.8皮克国际毒性当量/克脂肪。1998年,环境省测量的来自日本几个地区的253人的血液二噁英含量范围为0.9至33皮克国际毒性当量/克脂肪(均值为19皮克国际毒性当量/克脂肪)。工人的血液二噁英含量高于普通居民。



图13:中国废弃物焚烧设施飞灰样本收集,显示了设施的工作条件。
资料来源:Tang、Liu等人(2016年)

5) 残余物不应被跨界转移, 不应留给邻避式制度来处理, 也不应由于以持久性有机污染物低含量水平为基础的持久性有机污染物废弃物定义较薄弱, 而得到多边环境协议的默许。

白俄罗斯俾路支 (Belaruchi) : 在俾路支村发现了被称为Polho“矿粉粘合剂”的灰分废弃物。实际上它是由废弃物焚灰制成的混合物, 于2007年在该村附近的一个废弃区域被发现。这只是德国公司UTR向包括波兰、白俄罗斯和乌克兰在内的中东欧国家出口的5,000吨混合废弃物焚灰的一小部分 (Gluszynski, 2007年)。

位于乌法 Ufa的乌法二噁英实验室Tayfun测得该混合物中的二噁英和呋喃含量水平为1.626纳克毒性当量/克干物质(GU Tayfun, 2007年)。该案例表明, 发达国家正以回收材料为幌子向经济转型国家或发展中国家出口二噁英含量超过1,000纳克毒性当量/千克的飞灰。这是因持久性有机污染物低含量水平太高(数值越高, 约束力约弱), 导致这种飞灰并不违反《巴塞尔公约》的要求。尽管白俄罗斯俾路支村发现的作为建筑材料的废弃物数量很小, 但德国1993至1994年出口的5,000吨废弃物焚灰的总量与美国



图14: 由废弃物焚灰制成的混合物Polho的小型存储区, 2007年在白俄罗斯俾路支村附近发现。摄影: 白俄罗斯环境解决方案中心 (CES)。



图15: 这些图片记录了 Khian Sea 号流浪的故事, 没有哪个国家想要这些废弃物焚灰, 最后它们被倾倒在海地 (第一张照片)。

摄影: 基本行动 (Essential Action), 资料来源: Krunk (2016年)。

费城 (Philadelphia) 过去的一些出口案例相似。费城的 Khian Sea 号轮船试图在海地卸载 1.3 万吨焚灰, 最后将部分材料倾倒在一个人不为人知的地方 (Godwin, 1993 年)。在另一些案例中, 来自某些欧盟国家的其他工业过程残余物被倾倒在西乌克兰 (Wuttke, Skrylnikov 等人, 2011 年)。

几内亚: 在 20 世纪 80 年代后期, 来自美国费城一些城市焚烧厂的约 1.5 万吨废弃物焚烧灰渣在几内亚被处置。废弃物被贴上了建筑砖块原料的标签, 但实际上是一种危险的重金属和二噁英混合物, 被倾倒在几内亚首都附近的卡萨岛上。有关方面敦促官员采取行动, 因为这些废弃物造成了有害气味并杀死了植被。最后, 废弃物被送回美国, 被埋在那里的某个填埋场。(Krunk, 2016 年) Probo Coala 号船 (AI 和绿色和平组织, 2012 年) 将有毒废弃物运至科特迪瓦的案例表明此类案例仍在发生。

6) 尽管采取了某些安全措施, 但将残余物储存在盐水中或海岸附近并不一定安全, 因为它可能导致持久性有机污染物对海洋的整体污染。

泰国普吉岛 (Phuket)、台湾 Chengsi 村和澳大利亚科科斯 (Cocos) 群岛 (又名基林 (Keeling) 群岛) 的案例表明, 废弃物焚烧灰渣通常被存放在靠近海边的废弃物焚烧厂旁边, 经常没有任何障碍物来防止二噁英泄漏到海水或咸水中。这些灰渣包括二噁英和呋喃含量为数千纳克毒性当量/千克 (超过 1 ppb) 的飞灰。这些地方没有做过污染物浸出到盐水中的任何试验。由于渔业人口面临的风险通常高于非渔业人口 (Svensson, Nilsson 等人, 1995



图16:泰国普吉岛的市政固体废物焚烧设施,前部有一小堆灰烬。
摄影:Arnika协会的Jindrich Petrlík,2010年12月。



图17:从2007年(左侧)和2010年(右侧)的地图照片之间的比较可以清楚地看出,普吉岛废弃物焚烧设施周围的土地利用情况已发生变化。设施东南边缘的大块灰色区域是2007年飞灰倾倒区。资料来源:Petrlík (2011)年

年; Kiviranta、Vartiainen等人, 2002年; Weintraub和Birnbbaum, 2008年; Merlo、Desvignes等人, 2011年), 因此这些风险场景与亚洲国家关系密切, 这些国家的鱼类和海产品的消费量通常很高。受污染的水生食物链也可能通过野生鸟蛋的食用来影响人类暴露情况(Ryan、Dewailly等人, 1997年)。2010年, 研究人员在普吉岛的一些鱼类和贝类样本中发现了较高的持久性有机污染物含量水平, 这些样本来自某灰渣倾倒地旁边的红树林区。另据报告, 废弃物焚烧设施附近的野生鸟蛋的二噁英和呋喃及类二噁英多氯联苯含量为6皮克生物分析当量/克脂肪(Petrlik, 2011年)。

7) WI ash from small medical waste incinerators can directly affect not only personnel of hospitals but also patients.

巴基斯坦(Pakistan)、加纳(Ghana)、喀麦隆 (Cameroon)、莫桑比克(Mozambique)和秘鲁(Peru)等国的中小型医疗废弃物焚烧设施: 分散在许多发展中国家的小型医疗废弃物焚烧设施的灰分大多被倾倒在医院周围的这些设施旁边, 在某些情况下也会被倾倒在动物可以出入的地方, 例如在白沙瓦(Peshawar), 灰渣被用来覆盖旧的市政废弃物填埋场。



图18: 萨摩亚群岛的小型医疗废弃物焚烧设施。摄影: Lee Bell。

在加纳, 研究人员分析了焚灰中的重金属情况(焚烧设施见图35)。该研究显示炉渣中的锌、铅、铬和镉浓度高, 都超过了填埋场处置允许限值(Adama、Eseno等人, 2016年)。由于非洲各国的焚烧设施很相似, 因此Mochungong使用莫桑比克医疗废弃物焚烧状况数据来评估喀麦隆三座小型废弃物焚烧设施的环境影响。他发现莫桑比克设施的焚灰中的二噁英和呋喃总含量为346纳克世卫组织毒性当量/千克(Mochungong, 2011年)。

2001年之前, 委内瑞拉首都利马(Lima)附近的豪尔赫·查韦斯国际机场(International Jorge Chavez Airport)北部的焚烧设施, 曾负责焚烧机场产生的各种废弃物和收集到的检疫废弃物。如今, 该设施也不再运行。取自该区域的样本得到了分析, 结果为0.36纳克毒性当量/克。来自该设施的灰分被储存于扎帕拉尔(Zapallal)的某填埋场, 该场址曾于2011年接受研究。瑞典环保署(Swedish EPA)相关报告的作者得出结论:“与参考地点的样本相比, 禽蛋¹⁵和植物中的二噁英和呋喃含量水平明显更高。根据灰分和土壤样本中的同系物分布模式可得出结论, 废弃物存放场所是影响周围环境的二噁英和呋喃及多氯联苯的来源。”(瑞典环保署, 2011年)

2005年, 巴基斯坦医疗废弃物焚烧样本中观察到的含量水平为50-2,514纳克世卫组织毒性当量/千克(Arnika毒物和废弃物计划以及巴基斯坦可持续发展政策研究所(SDPI), 2006年)。医院中的患者不应该暴露于浓度如此高的有毒物质中, 并且废弃物焚烧灰渣通常被存储在医院内部的小型医疗废弃物焚烧装置的隔壁。图19给出了一个示例。

15 散养禽蛋的二噁英和呋喃含量水平为3.4-4.4皮克毒性当量/克脂肪, 超过欧盟目前的禽蛋二噁英含量标准, 即2.5皮克毒性当量/克脂肪。



图19:2005年在拉合尔(Lahore)的一个小型医疗废弃物焚烧设施的花园里发现的灰坑(另见附录16.4)。摄影:Arnika协会的Jindrich Petrik, 2005年3月。

10. 暴露场景

为了确定废弃物所含持久性有机污染物的可行限值,应对暴露场景予以评估,以了解接受评估的持久性有机污染物的含量水平,以及可能使用的处置方法。二噁英和呋喃含量低于当前的**暂定持久性有机污染物低含量水平**(如《**巴塞尔持久性有机污染物废弃物相关技术准则**》所定义)的飞灰目前被用于回收和再利用领域(农业用途、道路建设、水泥等)。在飞灰被填埋或用作回填材料之前,它还要经过固化和稳定化,正如本研究所示。从文献中收集或由国际消除持久性有机污染物网络及其参与组织研究的若干案例(见第9章)显示了全球发达国家和发展中国家或经济转型国家在不同地点的**实际暴露场景**。

这些案例表明,飞灰、空气污染控制残余物或其他受浓度低于持久性有机污染物低含量水平阈值的二噁英污染的废弃物使用场所附近的居民,是由于食用受污染土壤所产的食物(暴露途径:**受污染的废弃物-土壤/灰尘/沉积物-食物-人类摄入**)或吸入来自储存/填埋/搬运飞灰的灰尘(暴露途径:**受污染的废弃物-灰尘-人类吸入**)而暴露的。另一条暴露途径不太常见,但仍然可能存在,它就是直接消化土壤或灰尘,这更多是与儿童的行为(异食癖行为)有关,但也可能与某些工人相关,他们工作于受含二噁英的灰尘或土壤污染的场所,进食和吸烟可能导致摄入(暴露途径:**受污染的废弃物-灰尘-人类摄入**)。

10.1 通过食物链暴露:禽蛋实例

二噁英属于主要通过食物接触人体的一组化学物质,并且研究人员已经发现禽蛋是土壤二噁英和呋喃及多氯联苯污染的敏感指标,也是从土壤污染到人类体内的重要暴露途径。受污染地区的禽蛋很容易导致暴露程度超过人类健康保护阈值(DiGangi和Petrlik, 2005年; Weber、Watson等人, 2015年),正如本研究中的几个案例所示。前文第9章图6和图7显示了在纽卡斯尔记录的实例(Pless-Mulloli、Schilling等人, 2001a),通过对特定二噁英同类物指纹分析可以证明发生了废弃物焚灰二噁英的人体暴露。

10.1.1 经五氯苯酚防腐处理的木材所致的二噁英和呋喃暴露实例

土壤可能不仅受到空气中的污染物的污染,正如在本案例中,鸡舍的木质部件也会排放二噁英。防腐木材或石棉屋顶等建筑材料可能成为污



图20: 斯洛伐克科希策 (Košice) 的废弃物焚烧设施是2004年在其周边地区收集到的散养鸡鸡蛋的二噁英污染推定来源。资料来源: 国际消除持久性有机污染物网络二噁英、多氯联苯和废弃物工作组、Spolocnost priatelov Zeme等 (2005年)

染源 (Winkler, 2015年)。研究人员在波兰某地的鸡蛋中发现了高浓度二噁英, 并发现由二噁英污染的五氯苯酚 (二噁英是这种化学防腐剂中的不良副产物) 防腐处理的木材是污染的主要来源。在不同年份收集的样本中, 他们发现鸡蛋含有12.5皮克世卫组织毒性当量/克脂肪 (Piskorska-Pliszczynska, Mikolajczyk等人, 2014年) 或29.8皮克世卫组织毒性当量/克脂肪 (Piskorska-Pliszczynska, Strucinski等人, 2016年)。鸡舍的木质建筑材料含有二噁英和呋喃, 浓度为 3922.60 ± 560.93 皮克世卫组织毒性当量/克。该来源的二噁英和呋喃污染了蛋鸡觅食的地表。这一假设之所以得到证实, 是因为在打谷场材料中检测出了五氯苯酚 (11.0 ± 2.8 微克/克)。墙面刮屑中的二噁英和呋喃含量水平为0.98-4.39皮克世卫组织毒性当量/克, 而打谷场为47.03皮克世卫组织毒性当量/克。(Piskorska-Pliszczynska, Strucinski等人, 2016年)。

考虑到鸡舍中的二噁英污染需要数年时间, 因此不能排除该养鸡场鸡蛋的消费者持续暴露于高剂量二噁英的可能性。因此, 估算的摄入量应被视为

最坏的实际情况。此实例还表明了储存含4 ppb二噁英和呋喃的废弃物会发生什么事情。结果是食物源(鸡蛋)的污染程度超过欧盟标准10倍。

瑞典环保署的一项研究(瑞典环保署, 2011年)对与上述波兰案例相似的某种暴露场景做了回顾, 表明如果废木屑在动物食品生产厂被重新用作垫草或建筑材料, 则会导致严重风险场景的蔓延。考虑到二噁英和呋喃在废木屑中的含量为40-50纳克世卫组织毒性当量/千克, 导致严重的鸡蛋污染, 此类物质在其中的含量为33-88皮克世卫组织毒性当量/克脂肪(Diletti, Ceci等人, 2005年), 因此15,000纳克毒性当量/千克(即15 ppb)的持久性有机污染物低含量水平还不够低, 无法防止这种废弃物的污染。受污染的废木屑也会进入生物燃料焚烧设施, 导致残余物中的污染物浓度升高。

10.1.2 比利时梅嫩市

某项研究(Nouwen、Provoost等人, 2004年)分析了比利时梅嫩市(Menen)周围的鸡蛋、土壤和蔬菜中的类二噁英多氯联苯和二噁英含量。该地区有若干潜在的持久性有机污染物污染源, 包括非正规电缆焚烧



图21: 泰国龙仔厝(Samut Sakhon)的手工回收场。

摄影: Arnika协会的Jindrich Petrlík, 2015年2月。

作业、染料厂、金属回收和压制板制造厂。1984年之前，焚灰也被用于道路铺面。该地区也曾发生过露天焚烧废弃物的情况。研究表明，浓度为12.14-42.18纳克世卫组织毒性当量/千克干物质。六个散养鸡蛋组成的三组样本的上述污染物含量分别为28.4、31.3和39.7皮克世卫组织毒性当量/克脂肪。研究人员分析了20个蔬菜样本，包括莴苣、豆类、莴苣、南瓜、黄瓜、胡萝卜和非葱。上述污染物含量为0.02-0.15皮克世卫组织毒性当量/克鲜重(Nouwen, Provoost等人, 2004年)。结果表明，不仅鸡蛋污染严重，而且某些蔬菜也会不同程度地摄取污染物。

10.1.3 泰国电子废弃物回收场的二噁英暴露实例

电子废弃物焚烧(无论是受控或不受控)灰渣中可能会发生持久性有机污染物的复杂污染。我们在泰国龙仔厝(Samut Sakhon)检查了这样一个地方，那里的非正式回收坊集中于一个工业园区。当地焚烧包括电子废弃物在内的多种废弃物，并从废弃物中选出未燃烧的金属部分。我们在此地收集了鸡蛋、灰分和未燃烧残余物的样本，并发现灰分中的二噁英和呋喃含量水平为12.8纳克世卫组织毒性当量/千克干物质，而散养鸡蛋则为84.4皮克世卫组织毒性当量/克脂肪。鸡蛋的二噁英和呋喃含量也很高，为 19.35 ± 3.55 皮克世卫组织毒性当量/克脂肪。这个例子表明，高于10 ppt的二噁英含量明显超过了欧盟食品标准，而未燃烧的残余物(灰分)很可能不是鸡蛋污染的唯一来源，原因是二噁英指纹不完全相同。如图22所示。

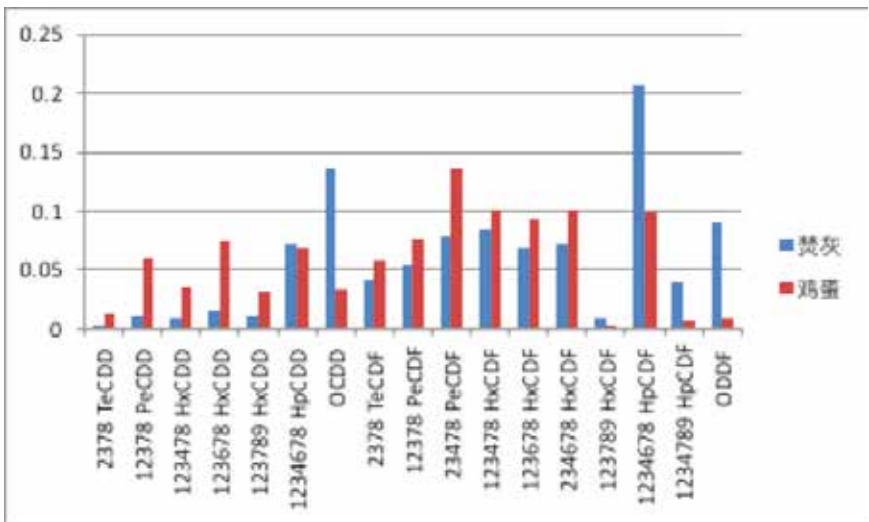


图22: 泰国龙仔厝的电子废弃物和其他废金属回收场的灰分 and 散养鸡蛋样本的二噁英同类物指纹。

10.1.4 以废弃物焚灰喂养的鸭子实例

对于焚烧灰渣,似乎存在几种回收和再利用替代方法。如果材料的使用地点靠近动物食品生产设施,或者如果在其使用过程中,当地居民或工人能够直接接触废弃物,则会出现严重的风险场景(瑞典环保署,2011年)。这在一些报告和研究(Pless-Mulloli、Edwards等人,2000年;Pless-Mulloli、Edwards等人,2001年;Watson,2001年;Pless-Mulloli,2003年)中记录的纽卡斯尔拜克住宅区小块菜地沉积的灰分例子中得到了证明,并被总结作为本研究中经过审核的案例之一(见第9章)。

对于生活在农村环境并依赖当地所产食品的当地居民而言,由于较高的环境水平(例如地表以下土壤10-50纳克毒性当量/千克)高到足以导致严重暴露。在此情况下,如果废弃物被再利用,而有关方面对其可能后果的认识有限,则特定地区的高度污染废弃物可能会产生有害影响。对以受污染飞灰(含有201纳克毒性当量/千克,即0.2 ppb)喂养的鸭子所做的实验表明,尽管固体基质中二噁英和呋喃的生物利用度有限且灰分含量低,但鸭蛋仍受污染(Shih、Wang等人,2009年)。

10.1.5 散养鸡蛋污染场景结论

Weber等人(2015年)曾表示,根据较早一份关于荷兰散养鸡蛋中持久性有机污染物报告的结论(Hoogenboom、ten Dam等人,2014年),用于生产散养鸡蛋的土壤的污染水平,即二噁英和呋喃及类二噁英多氯联苯的总量应尽可能低于2纳克毒性当量/千克干物质,当然也就低于5纳克毒性当量/千克干物质。高于此水平的浓度将导致人类通过鸡蛋摄入的二噁英和呋喃及类二噁英多氯联苯数量可能超过可接受日摄入量。

10.2 土壤摄入暴露途径

居住在无安全措施填埋场或是飞灰或空气污染控制残余物贮存设施附近的儿童,也可能因其异食癖行为而暴露于污染物(Moya和Phillips,2014年;Watson和Petrik,2015年)。例如Calabrese等人曾报道:“几项土壤摄入研究表明,一些儿童在特定日子摄入大量土壤。虽然美国环保署出于暴露评估目的,已假设95%的儿童每天摄入的土壤量不超过200毫克,但研究人员观察到一些儿童在一天内摄入的土壤量高达25-60克。”(Calabrese、Stanek等人,1997年)。因此一名体重25千克的儿童如果食用这一数量的受二噁英和呋喃及类二噁英多氯联苯污染的土壤,且其含量水平为2纳克世卫组织毒性当量/千克,则该名儿童可能会达到其可接受日摄入量。

瑞典环保署的报告还对此暴露途径做了更深入的讨论：“对于土壤摄入所致的直接暴露，和成人相应的废弃物在固体基质中的含量水平很可能不应超过200-1,000纳克毒性当量/千克。该范围的估算是基于一些利用成人相关假设来计算的暴露剂量值，而这些假设必须针对职业暴露等场景来得到验证……若干项土壤研究的结果表明，如果假设内部可达性为100%，则土壤摄入的暴露剂量被高估，这是因为可达性通常为20-60%。”（瑞典环保署，2011年）。根据这一说法，我们在估算儿童暴露程度时所用的二噁英和呋喃及类二噁英多氯联苯在土壤中的含量水平也应该增至4-10纳克世卫组织毒性当量/千克。

11. 暴露场景讨论以及二噁英和呋喃的持久性有机污染物低含量水平定义建议

在以前的一些研究中,对于二噁英(和类二噁英多氯联苯)的持久性有机污染物低含量水平定义建议,暴露场景被视为关键要素:

1. BiPRO(2005年):开展研究,以促进《持久性有机污染物规定》(Regulation on Persistent Organic Pollutants)中特定废弃物相关条款的实施;(BiPRO,2005年)
2. 瑞典环保署(2011年):废弃物所含二噁英和呋喃的持久性有机污染物低含量限值。人体健康风险评估;(瑞典环保署,2011年)
3. Bell、L.等人(2016年):关于持久性有机污染物污染场址以及是否需要为保证食品和饲料安全而制定严格土壤标准的评估;(Bell、Weber等人,2016年)

BiPRO报告针对二噁英和呋喃提出了持久性有机污染物低含量水平的3种可能值:1 ppb、10 ppb和15 ppb(即1,000、10,000或15,000纳克毒性当量/千克)。而欧盟采纳的水平为15 ppb,但其顾问在一份报告中指出:“大于1 ppb的持久性有机污染物低含量限值可能无法消除健康风险。”(BiPRO,2005年)。欧盟选择15 ppb作为持久性有机污染物低含量水平的主要原因在于其希望不必以如下方式来处理(处置)太多废弃物,“该方式导致所含的持久性有机污染物被破坏或不可逆地转化,以至于它们不再表现出持久性有机污染物的特征”,并且图24给出了解释,表明在设定某些持久性有机污染物低含量水平后,预计每年需要“被破坏或不可逆地转化”的废弃物数量将以千吨计。然而,图表(图24)反映的是欧盟2005年的情况,目前的估算值看起来会有所不同,原因是市政固体废物焚灰中二噁英和呋喃的含量水平有所下降,而且含量超过1 ppb(且需要特殊处理)的废弃物很可能会减少。

BiPRO的研究建议:如果选择15 ppb作为持久性有机污染物低含量水平,并且如果二噁英和呋喃浓度超过1 ppb,则应采取附加措施来禁止将未固化的废料用于土壤。这条建议是基于Pless-Mulloli等人(2001a)和

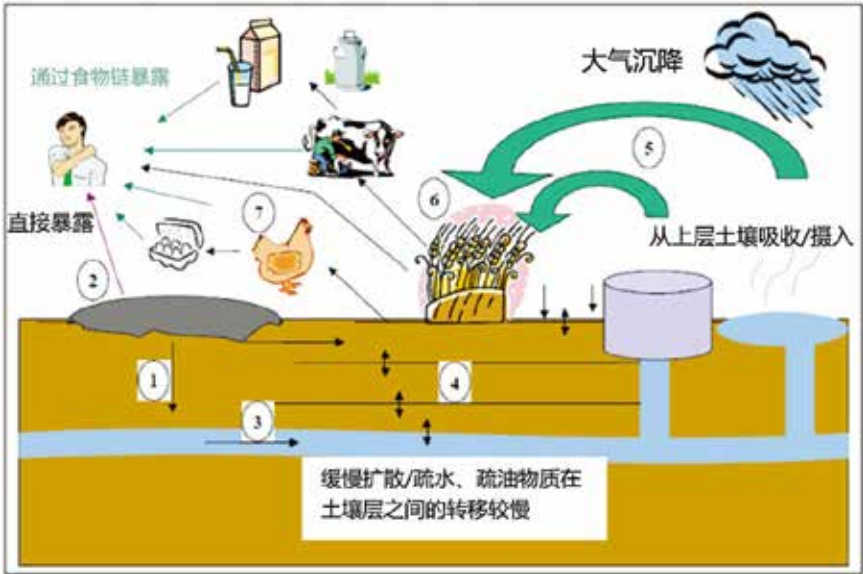


图23: BiPRO报告所定义的暴露途径。资料来源: BiPRO (2005年)

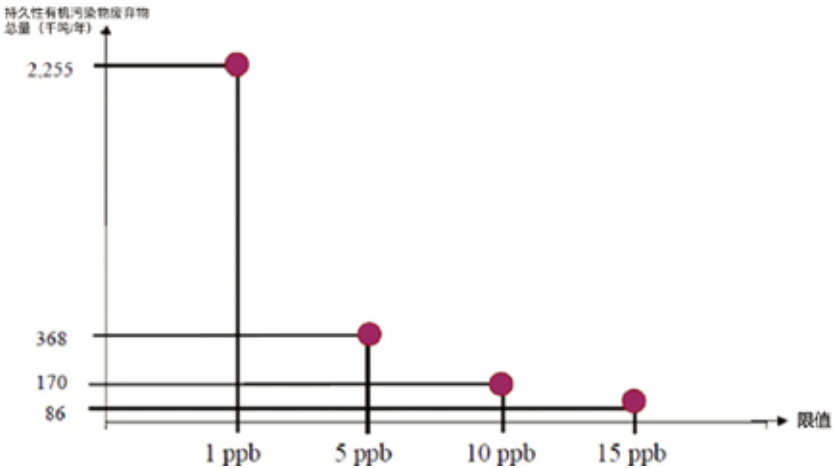


图24: 由于二噁英和呋喃浓度(单位: 纳克毒性当量/克)而被归类为持久性有机污染物废弃物的年产生量估算值, 按不同的持久性有机污染物低含量限值来统计。仅体现2005年的欧盟内部情况。资料来源: BiPRO (2005年)

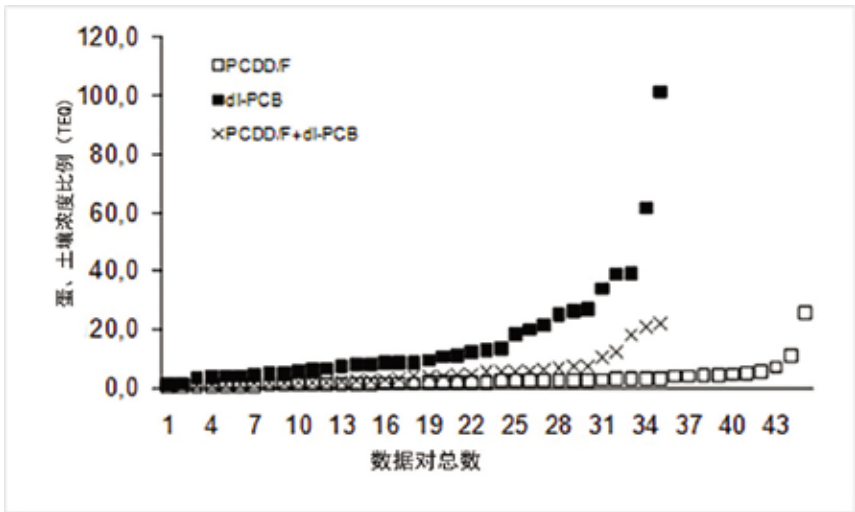


图25: 相较二噁英和呋喃, 类二噁英多氯联苯能更有效地从土壤转移到禽蛋。因此, 即使在低环境浓度下, 后一类物质也能构成沿食物链转移的重大风险。资料来源: 瑞典环保署 (2011年)

Nouwen等人(2004年)的研究假设:“将禽蛋中的7-10皮克/克脂肪浓度与0.4-0.9 ppb的土壤/材料浓度相关联, 可以预计当土壤/材料水平超过1 ppb时, 30皮克/克脂肪临界值就会被超过。项目团队意识到计算充满了相当大的不确定性。然而评估表明可能存在某些风险, 它们需要有关方面对所有超过1 ppb的废弃物制定具体管理规定。”(BiPRO, 2005年)。

欧盟从未实施二噁英和呋喃浓度超过1 ppb时禁止将未经固化废弃物用于土壤的附加措施, 也没有推动有关方面依照《巴塞尔公约》或《斯德哥尔摩公约》文件批准这项附加措施。

上方的图25显示了鸡蛋的类二噁英多氯联苯摄入比二噁英和呋喃更高效(更高效)。它表明: 就人类的消费而言, 类二噁英多氯联苯本身就是一个严重问题, 与二噁英和呋喃相结合, 就构成了重大的人类健康危害, 而在为确定废弃物的当前持久性有机污染物低含量水平或允许土壤浓度而开展的风险评估计算中, 这种危害尚未得到考虑。

瑞典环保署的一项研究(瑞士环保局, 2011年)假设: 二噁英和呋喃的蛋/土浓度比在0.4至7之间(最低水平和平均值 + 一个标准偏差), 从而证明当土壤浓度约为4-75纳克毒性当量/千克干物质时, 鸡蛋中的二噁英和呋喃水平将会超过30皮克毒性当量/克脂肪; 因此, 在相当于上述土壤浓度(即4-75



图26: 捷克共和国某公司使用飞灰和炉渣混合物作为人行道底层的宣传图片。该混合物中的二噁英和呋喃含量约为0.05-0.1 ppb世卫组织毒性当量。资料来源: Termizo公司寄给该地区市长们的信函, 该公司在利贝雷茨市经营市政废弃物焚烧业务。

纳克毒性当量/千克干重)十分之一的浓度, 欧洲的鸡蛋3皮克毒性当量/克脂肪含量上限可能会被超过。研究人员发现这非常令人担忧, 因为它意味着假定“安全”的1,000纳克毒性当量/千克的废弃物浓度显著低估了与家产鸡蛋有关的风险。推导出“安全”水平的风险评估工作未能将类二噁英多氯联苯纳入评估, 这类物质以比二噁英和呋喃高得多的效率被转移到鸡蛋。人们通常是经由背景水平的食品接触这些化合物, 并且可接受日摄入量和可能有害水平之间的差距非常小。这意味着这些污染物的其他任何来源均可能导致超出可接受日摄入量方面的安全阈值, 后者目前为2皮克毒性当量/千克体重。除非类二噁英多氯联苯对人类通过食物来源(如鸡蛋)摄入膳食的全部贡献得到考虑, 否则任何以可接受日摄入量为目标的风险评估都是在低估人类接触风险。(瑞士环保局, 2011年)。

Bell、Weber等人(2016年)等人的调查结果与瑞典环保署的研究一致: 研究人员“最近发现, 土壤中较低的多氯联苯污染水平也会污染牲畜, ……来自住宅的灰分。污染水平低至50纳克毒性当量/千克的灰分仍可能成为风险

源。即使这种灰被‘稀释’到土壤中，二噁英和呋喃也仍可能随着时间的推移重复累积，重复使用。因此《巴塞尔公约》代表《斯德哥尔摩公约》为二噁英污染废弃物确定的15,000纳克毒性当量/千克这一当前暂定持久性有机污染物低含量限值着实令人惊恐。这个值太高了，迫切需要重新评估并大幅降低。”(Bell、Weber等人，2016年)

其他一些研究表明，含有持久性有机污染物的受污染废弃物和回收材料是多么容易以饲料和垫草的形式被引入禽畜饲养环境，进而污染人类食物链 (Malisch, 2000年; Bernard、Broeckert等人, 2002年; Llerena、Abad等人, 2003年; Hoogenboom、Bovee等人, 2004年; Hoogenboom、Heres等人, 2009年)。Diletti、Ceci等人(2005年)和Brambilla、Fochi等人(2009年)的研究证明，用作动物垫草的受污染废木屑导致禽蛋和肉类的二噁英和呋喃浓度分别高达88.1和45.2皮克世卫组织毒性当量/克脂肪。相比之下，木材废弃物的报告值为40-50纳克世卫组织毒性当量/千克。这与持久性有机污染物低浓度水平的关系特别密切，正如作者所说：“因此，与15,000纳克毒性当量/千克(15 ppb)这一持久性有机污染物低含量水平相对应的残留水平将存在与二噁英和呋喃污染废弃物回收相关的重大风险。”(瑞典环保署，2011年)

12. 不同国家的二噁英和呋喃法定含量水平实例

我们在前面的文本和大量例子中已经证明，二噁英的持久性有机污染物低含量水平通常被视作危险废弃物和非危险废弃物之间的定义阈值，但人们不应该这么认为。参与几项研究的科学家和工程师提倡有关各方对二噁英含量低于持久性有机污染物低含量水平的飞灰予以资源化或再利用（Wang、Chen等人，2010年；Dias-Ferreira、Kirkelund等人，2016年）¹⁶。然而在一些发达国家，对于废弃物中的二噁英和呋喃含量有着更严格的限制，它的实际意义和持久性有机污染物低含量水平相似。研究人员收集了一些法定限值，用于比较广东省汕头市贵屿镇测得的二噁英和呋喃水平（Xu、Tao等人，2013年）。我们扩大了选择范围，并在表2中予以总结¹⁷。BiPRO的报告列出了2005年之前欧盟成员国的法定限制（BiPRO，2005年）。关于持久性有机污染物低含量水平和持久性有机污染物废弃物处理作业的法规也可在与持久性有机污染物废弃物相关的《巴塞尔公约技术通则》中找到（《巴塞尔公约》，2015年）。

16 例如“根据《巴塞尔公约》，这些材料中的二噁英和呋喃含量较低(<15毫克世卫组织毒性当量/千克)，飞灰和空气污染控制残余物最终可能会被资源化，例如作为建筑材料……”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.

17 表中限值与其来源的日期相关。

表2:土壤、受污染场址或废弃物中的二噁英和呋喃含量水平(单位:纳克毒性当量/千克)的不同法定限值实例

国家	限值	建议行动	参考文献
荷兰	1	用于农业耕作	(UNEP Chemicals 1999)
荷兰	10	用于奶牛养殖	
加拿大	4	保护环境和人类健康	(CCME 2002)
德国	5	用于农业目的	(UNEP Chemicals 1999)
瑞典	10	用于敏感用途	
新西兰	10	保护人类、植物和牲畜的健康	(MfE and MoH 1997)
日本	1000	一般土壤的质量标准	(Government of Japan 2012)
日本	250	含量水平需要调查	
日本	150	底泥的质量标准	
日本	3000	废弃物焚烧灰渣适合于改造或回收用途	(Government of Japan 2006)
韩国	3000	废弃物标准(和日本相似)	(Government of Republic of Korea 2009)
美国	1000	土壤的修复价值	(US EPA 1998)
捷克共和国	500	生活区土壤的修复值	
捷克共和国	1000	休闲区土壤的修复值	
捷克共和国	10000	工业区土壤的修复值	
捷克共和国	100	含量水平需要调查	(BiPRO 2005)
瑞典	250	敏感	
欧洲联盟	100	污泥	
奥地利	100	污泥	
奥地利	100	废弃物所需的环境可持续管理(ESM)	(Stockholm Convention on POPs 2008)

最接近持久性有机污染物低含量水平的定义是为受污染场址干预行动和/或修复值设定的水平,这是因为这些水平被评估为非常危险,以至于需要采取土壤清理行动(即有毒化学物质破坏行动)。

Breivik、Gioia等人(2011年)警告说,如果发达国家在内部保持严格的持久性有机污染物含量水平和其他持久性有机污染物法规,但越境转移方面的含量水平和法规不那么严格,则这将导致他们在非洲观察到的情况。具



图27:捷克共和国利贝雷茨市 (Liberec) 市政废弃物焚烧设施的飞灰和炉渣混合物的临时储存场地, 它们日后会在某个城市被用作建筑材料。该材料中的二噁英和呋喃含量水平为0.05-0.1 ppb世卫组织毒性当量。主管部门曾经禁止在危险废弃物填埋场以外的其他任何地方处置飞灰, 但自2005年以来, 事情有变。

体而言, 它可能导致这些国家出口一些所谓的“建筑材料”, 原因是不存在像持久性有机污染物低含量水平这样的规定, 将无法阻止它们出境, 相关的含量水平限值如此之高, 以至于任何废弃物都可不受阻碍地被转移到国外。Gioia披露了另一种有问题的废弃物被出口到非洲的事情——多氯联苯被船只运往该地区 (Gioia、Eckhardt等人, 2011年), 我们报告了几起废弃物焚烧灰渣被越境转移的案例。报告不是为了阻止废弃物转移, 而是为了阻止将有问题的废弃物转移到那些没有能力应对销毁难度非常高的持久性有机污染物废弃物的国家, 因为这种转移将导致不当管理和环境污染。

还需要出于法律原因来使二噁英和呋喃的持久性有机污染物低含量水平更加严格, 一些国家已经采取了这一举措, 并对废弃物/受污染土壤中的二噁英和呋喃设定了比当前持久性有机污染物低含量水平更严格的限制。有几个国家还对土壤或特定用途 (例如用于土壤) 废弃物的二噁英含量设定了额外的限制。《斯德哥尔摩公约》和《巴塞尔公约》文件均未规定这一含量水平。虽然BiPRO (2005年) 建议欧盟为土壤所用废弃物中的二噁英和呋喃确定这

样的一个额外含量水平(1 ppb),但欧洲从未听从这一建议。对于应施用于土壤的废弃物,这个水平仍然太高。¹⁸

18 Recent studies have shown that dioxin and PCB levels in eggs from free range chickens frequently exceed EU food standards of 2.5 pg TEQ g⁻¹ fat for PCDD/Fs or 5 pg TEQ g⁻¹ fat for the sum of PCDD/Fs and dl-PCB when soil concentrations are at levels around 2 to 4 ng PCDD/F-TEQ kg⁻¹. Weber, R., A. Watson, J. Petrlik, A. Winski, O. Schwedler, C. Baitinger and P. Behnisch (2015). "High levels of PCDD/Fs, PBDD/F and PCB in eggs around pollution sources demonstrates the need to review standards." *Organohalogen Compd* 77(2015): 615-618, Bell, L., R. Weber, B. De Borst, M. C. Paun, I. Holoubek, S. Kakareka, J. Petrlik, A. Watson 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.

13. 在废弃物焚灰和空气污染 控制残余物中测得的二噁英 和呋喃含量水平

不同类型废弃物中的二噁英和呋喃含量水平可在图28(Watson 2015)中找到。炉渣、炉渣、锅炉灰、飞灰和其他空气污染控制残余物中的二噁英和呋喃浓度各有不同。最高污染物浓度存在于通常被称为“飞灰”的空气污染控制残余物中，而它们在性质上与其他残余物不同。

根据BiPRO(2005)的说法，现代废弃物焚烧设施炉渣中的多氯二噁英含量与堆肥、污泥和市政固体废物处于相当的水平，它们的污染程度不同，但污染程度通常低于0.05 ppb，与目前在土壤室中检测到的水平相当或仅高一个数量级。较小较旧的废弃物焚烧设施——大多数位于发展中国家和经济转型国家——的情况有所不同，主要是因为它们在部分程度上混有烟灰，二噁英含量可能超过1,000纳克毒性当量/千克(见附录16.4)，该值与现代废弃物焚烧设施飞灰中观察到的水平相当。

飞灰中的二噁英和呋喃含量高于炉渣中的含量。根据BiPRO(2005年)的资料，平均污染水平为0.5-5 ppb，比目前的土壤水平高1-2个数量级，甚至可达30 ppb峰值。应防止这些废弃物与土壤直接接触(例如用作肥料)，以免对环境 and 人类健康产生负面影响。

一些研究发现，多溴二噁英的平衡刚好相反——较高的浓度见于炉渣而非飞灰，但它们的浓度比二噁英和呋喃低得多。(Preud'Homme和Potin-Gautier, 2002年; Wang, J等人, 2009年)。

表3: 欧盟顾问2005年收集的废弃物焚烧灰渣中二噁英和呋喃水平相关信息。来源: BIPRO, (2005年)。

废弃物焚烧设施	灰型	均值	最小值	最大值
市政固体废物焚烧设施(欧盟)	飞灰、过滤灰尘和其他空气污染控制残余物	1.46	0.00	35.7
	炉渣	0.02	0.00	0.4
危险废弃物焚烧设施(欧盟)	飞灰和空气污染控制残余物	0.31	0.0002	2.4
	炉渣	0.01	0.0001	5.8
医疗废弃物焚烧设施(欧盟10)	炉渣	0.16	0.015	0.3
	飞灰	2.3	0.68	4.5

资料来源: BiPRO (2005).

日本大阪府丰能郡城市清洁中心(是一座固体废物焚烧设施)的空气污染控制残余物中测得的96,000纳克毒性当量/克(= 96,000 ppb)这一二噁英和呋喃水平,很可能是过去二十年中人们在废弃物焚烧灰渣中观察到的最高水平。表3概述了BiPRO(2005年)在欧洲观察到的含量水平。与捷克共和国或哥伦比亚的数据相比,危险废弃物焚烧设施对应的水平非常低,其中140(ALS, 2012年)和181.5纳克毒性当量/克(Cobo、Gálvez等人, 2009年)分别来自危险废弃物焚烧设施的滤饼和袋式除尘器的飞灰。研究人员在韩国市政固体废物焚烧设施的飞灰中测得0.244-24.8纳克毒性当量/克的水平范围(Kim、Seo等人, 2005年),而最近在中国的15座市政固体废物焚烧设施观察到的飞灰二噁英和呋喃及类二噁英多氯联苯的含量范围是0.034-2.500纳克毒性当量/克(Pan、Yang等人, 2013年)。在中国医疗废弃物焚烧设施的飞灰中发现的二噁英含量较高,为9.5-20.4纳克毒性当量/克(Yan、Peng等人, 2007年;Chen、Yan等人, 2008年)。

关于废弃物焚烧灰渣中的二噁英和呋喃水平,有大量数据可用,主要是来自发达国家,因为他们可以更好地通过实验室来测量二噁英(Ishida、Shiji等人, 1998年;Shin和Chang, 1999年;Abad、Caixach等人, 2003年;Matsui、Kashima等人, 2003年;Osako和Kim, 2004年;Mininni、Sbrilli等人, 2007年;Wang、Chen等人, 2010年)。国际消除持久性有机污染物网络在2005年发布的报告中总结了截至该年可获得的大量数据(Petrlik和Ryder, 2005年), Vehlouw、Bergfeldt等人(2006年)收集了2001至2004年47座市政固体废物焚烧设施的测量数据,并观察到飞灰中的二噁英和呋喃含量范围为0.1-9.4纳克毒性当量/克。

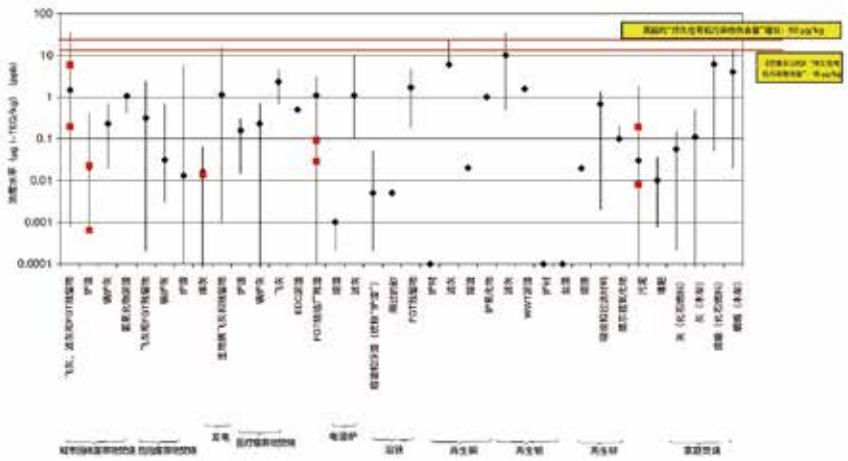


图28:不同工业过程残余物的二噁英和呋喃含量范围。
 资料来源: Watson(2015)年

14. 废弃物焚烧灰渣的替代处置方法

目前, 废弃物焚烧灰渣的替代处置方法仅限于地表填埋、地下空隙深埋, 以及“资源化”(重新用作建筑或土壤改良用“产品”), 有时伴随预处理以减少金属和化学物质的浸出, 有时没有预处理。国际消除持久性有机污染物网络本不赞成通过焚烧产生灰分, 但深知世界各地存有大量毒灰, 它们以每年数以百万吨计的速度持续增加。为防止持久性有机污染物从现有和新产生的残余物中浸出, 监管机构必须采取措施以确保尽量减少浸出, 同时实施与循环经济相融合的非焚烧式废弃物管理制度以替代现有制度。

与此同时, 必须着手解决持久性有机污染物从灰分中排放出来的问题。下文概述了几种处理技术, 它们可能有助于实现减少废弃物焚烧灰渣的持久性有机污染物排放量这一目标。一些技术在其破坏持久性有机污染物的能力方面得到了证明, 而另一些技术则具有潜力, 但仍处于实验室规模, 尚未在商业应用方面得到证明或尚未形成稳定的高破坏效率。

14.1 已得到证明的技术

那些已被证明可以破坏受污染土壤中持久性有机污染物的技术, 最有可能从灰分和相关残余物中摧毁或去除持久性有机污染物。处置前的灰分处理通常仅限于稳定化, 优先考虑的是防止金属从残余物基质中浸出。这种处理不一定能有效地防止持久性有机污染物浸出或以蒸气形式排放, 尽管更常见的情形是, 吸附持久性有机污染物的空气传播颗粒是向大气排放污染物的主要途径。

14.1.1 气相化学还原(GPCR)

来自日本环境省的监管人员测试了气相化学还原法对废弃物焚烧灰渣样本和其他被二噁英污染的废弃物的效率。结果是破坏效率很高, 并且没有生成无意产生的持久性有机污染物。该方法可破坏液体、聚合物和固体基质(包括土壤和灰分)中的高强度持久性有机污染物。

表4:气相化学还原法在破坏固态和液态废弃物所含二噁英方面的破坏效率。资料来源:HALETT (2013年) (HALLETT等人, 2013年)

基质	固态材料	液体和颗粒固体混合物
废饲料的二噁英和呋喃毒性当量(纳克/克)	6500	8.5
产出物的二噁英和呋喃毒性当量水平		
1. 经处理的材料(纳克/克)	0.087	0.00086
2. 洗涤水(纳克/升)	0.013	0.0000021
3. 烟气(纳克/立方米)	0.0031	<0.016
破坏效率(%)	99.99993	99.99999

资料来源: Hallett et al. 2013.5

将这项技术应用于废弃物焚烧灰渣的好处是,灰分可能会被重新用作建筑材料或类似用途。但是该技术在破坏残余物所含金属方面的潜力尚未得到充分考验。因此,处理作业可以清除灰分中的持久性有机污染物,但是由于金属污染,这些灰分的使用仍可能受限。

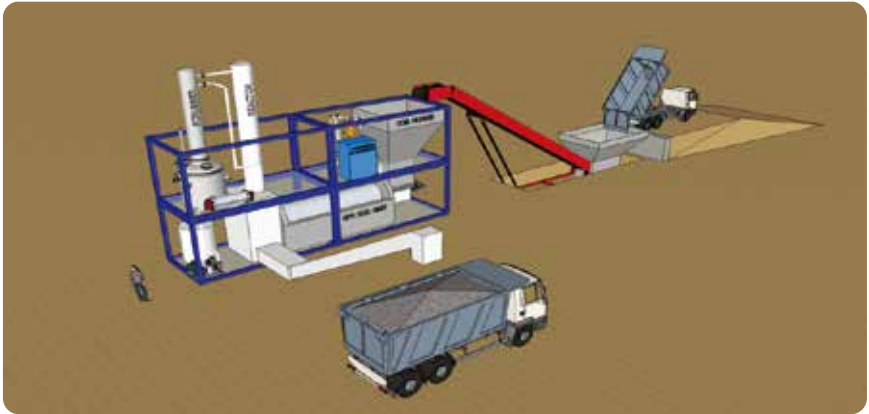


图29:设计用于处理持久性有机污染物污染土壤的半移动气相化学还原装置。资料来源:Halett (2013年)。

14.1.2 技术组合——间接热解吸装置 (ITDU) 和碱催化脱氯 (BCD)

从该技术组合对受二噁英、多氯联苯和其他持久性有机污染物污染土壤的应用情况来看,它或许能有效处理受持久性有机污染物污染的废弃物焚烧灰渣。该两步法需要将被污染的大块基质(土壤/灰分)送入间接热解吸装置。该材料在容器内被间接加热至适当的温度,使持久性有机污染物进入蒸气相。持久性有机污染物然后被浓缩成少量高浓度化学物质,必须在第二步将其破坏。之所以**不推荐直接热解吸**,是因为燃料源燃烧气体会与被污染的蒸气混合,这需要大量洗涤效率很高的空气污染控制设备。在直接热解吸装置上运行不良的空气污染控制设备,将导致不可接受的持久性有机污染物排放量。

一旦收集到少量浓缩的持久性有机污染物废弃物,就可以使用碱催化脱氯法将其破坏(但是高强度持久性有机污染物处理存在局限性)。该技术组合已被用于捷克共和国受污染场地的多氯联苯和二噁英的破坏。捷克共和国国内拉托维采Spolana工厂的间接热解吸装置将受污染的材料加热至500-600°C,在没有氧气的情况下完成脱离,并将持久性有机污染物收集在过滤和冷凝系统中。

根据Vijgen和McDowall(2009年)的说法,

“碱催化脱氯法在高沸点烃类(如6号燃料油)、氢氧化钠和某种专有催化剂组成的试剂混合物存在的情况下处理液态和固态废弃物。当被加热到约300°C时,试剂产生高活性的原子氢,它断开赋予化合物毒性的化学键。杂原子化合物分解过程产生的残基是碳,并且在完全分解反应过程中释放出阴离子的钠盐。在热处理反应之后,通过离心和干燥将无机固体和含碳固体与未反应的油分离。油被回收以便在随后的处理循环中再次使用。”

据报告,Spolana工厂试运行的碱催化脱氯装置的破坏效率非常高,如下面的数据所示(Kubal, Fairweather等人,2004年)。



图30: 捷克斯国内拉托维采 (Neratovice) Spolana工厂正在运行的间接热解吸装置。摄影: Arnika协会的Jindrich Petrlík, 2006年2月。



图31: 捷克斯国内拉托维采 Spolana工厂的第二个处理步骤——以碱催化脱氯法破坏持久性有机污染物。资料来源: Kubal、Fairweather等人 (2004年)

表5:捷克共和国内拉托维采SPOLANA工厂的碱催化脱氯技术的二噁英破坏水平。

材料	投入物(纳克/千克国际毒性当量)	产出油基质(纳克/千克国际毒性当量)
化学废料	209,000	0 (报告值)
化学废料	200,000	4.3
化学废料	11,000	0.23
化学废料	47,000	0
化学废料	35,000	0
灰尘	1,620,000	0.52
化学废料	78,000	0
水性浓缩物	96,000	0
有机浓缩物	876,000	0

资料来源: Kubal, Fairweather et al. (2004).

14.1.3 超临界水氧化

超临界水处理法使用临界温度阶段(647.3开)和22.12兆帕临界压力的水来破坏不同基质中的持久性有机污染物。Sako、Kawasaki等人(2004年)将该工艺的某个版本用于去除飞灰中的二噁英,使用超临界流体(二氧化碳)提取二噁英,并把它吸附到活性炭上。然后超临界水氧化技术对提取的二噁英实施高水平破坏。

14.2 实验室级处理技术

这些技术已显现一些潜力,但尚未达到商业运营程度,或是在此发展阶段尚未表现出足够高的破坏效率,但经进一步发展后,可能会适用于灰分处理。

14.2.1 非热等离子体

这是一种低成本的非热等离子体处理法,可在环境温度下工作。它不会遭受硫或卤素中毒。它与持久性有机污染物废弃物(特别是二噁英)之间会发生某种有趣的反应,即随着持久性有机污染物浓度的升高,会出现最高的破坏效率。2,3,7,8-四氯代二苯-并-对二噁英(2,3,7,8-TCDD)试验中出现了最高的破坏效率。然而,最高的破坏效率为81%,远低于99.9999%的监管标准(Zhou、Yan等人,2003年)。

14.2.2 紫外线照射(光解)

该方法涉及使用诸如二氧化钛、氧化锌、硫化镉和氧化铁之类的半导体膜,借助紫外线或太阳光,利用光催化方法来降解二噁英。这是一种在环境温度下工作的低能量方法。根据Kulkarni、Crespo等人(2008年)的说法,“该方法使用光来产生导带(CB)电子和价带(VB)空穴(e⁻和h⁺),它们能够引发半导体的氧化还原化学反应。二氧化钛主要被用作半导体光催化剂。”

含有2-氯二苯并二噁英和2,7-二氯二苯并二噁英的紫外线照射水悬浮液的产出物是二氧化碳和氯化氢,据称二噁英被完全降解(Pelizzetti、Borgarello等人,1988年)。

14.2.3 化学反应

综合使用化学试剂和金属试剂的化学脱卤处理作业对二噁英和多氯联苯具有非常好的破坏和降解速率。在乙醇、镁和锌/酸性或碱性溶液中使用低价碱金属,具有显著的脱卤性能(Krishnamurthy和Brown,1980年)。Mitoma、Uda等人(2004年)在乙醇中使用金属钙实现了优异的降解效率。使用该方法,乙醇中的二噁英、呋喃和多氯联苯浓度在环境温度下明显降低。异构体总残余的毒性当量从22,000降至210皮克毒性当量(Kulkarni、Crespo等人,2008年)。

14.2.4 亚临界水氧化

当水通过施加压力在高于100°C的温度保持液体形式时,它被认为是“亚临界”的。以这种形式用作溶剂的水有可能破坏废弃物焚灰中的持久性有机污染物,并已被成功用于沉积物中持久性有机污染物的处理(Weber、Yoshida等人,2002年)。

14.2.5 水蒸气蒸馏

有人曾用水蒸气蒸馏结合微波能量(2,450兆赫兹)来处理受污染沙子、腐殖质土壤和含有喷气发动机燃料的工业土壤样本。微波辐射穿透样本并使整个基质中的水加热。不断形成的水蒸气使挥发性和半挥发性有机污染物从土壤中被除去而不分解。微波诱导水蒸气蒸馏法所需的温度低于100°C。可以根据各个废弃物流来调节微波处理作业:根据土壤、污染物及其浓度,可以分几个步骤开展修复处理(“多级水蒸气蒸馏”),直到达到所需的净化水平。所有污染物都可以被有效去除,降至不可检测水平或痕量水平。(Windgasse和Dauerman,1992年)

14.2.6 机械化学降解(球磨)

这种低温机械化学加氢脱氯工艺曾被Mitoma、Miyata等人(2011年)用于市政废弃物焚烧设施的飞灰,以便高效率去除二噁英、呋喃和多氯联苯的所有痕量。他们发现,最合适的降解剂是金属钙和氧化钙的混合物。经过一夜的400转/分球磨后,二噁英和类二噁英多氯联苯含量为5,200皮克毒性当量/克的飞灰样本被完全解毒(没有检测到二噁英、呋喃和多氯联苯的痕量)。(Mitoma、Miyata等人,2011年)

在上述研究之前,有人在中国使用机械化学处理法对医疗废弃物焚灰所含的二噁英和呋喃开展了破坏试验,成功率略低,达到的破坏效率约为90-95%(Yan、Peng等人,2007年)。

有人对机械化学破坏法(球磨)的应用予以了评审,得出结论:它

“有可能成为一种通用技术,可以有效、安全而廉价地处理多种类型的固态废弃物。然而,目前还需要开展额外的研究,以彻底了解固相反应中高能量研磨过程中的污染物行为,即当它们是纯净形式或是处于复杂的受污染废弃物基质之中时。特别是尚未详细研究不同类型的研磨作用(即不同装置)的效果。”(Cagnetta、Robertson等人,2016年)

15. 废弃物管理替代解决方案

废弃物焚烧有许多替代方案，它们不会由于灰渣和其他残余物的产生而导致有毒物质的排放或是持久性有机污染物的生成。在大多数情况下，其他一些技术的建立和维护成本要低得多，并且不需要专门的填埋场来处理大量灰分和灰渣。最全面的废弃物管理和资源回收替代技术是“零废弃”模式。

资源开采和消费是线性经济（提取、生产、消费、处置、重复）的一个特征，而随着世界开始认识到它们的局限性，已经有人建议各国向循环经济转变。欧盟是循环经济的重要推动力量（欧洲委员会，2017a）。循环经济优先通过回收和再利用、闭环生产技术、避免过度消费以及依照可持续发展原则尽量缩小生产活动的生态足迹来保护资源。一些欧盟国家正在积极重新考虑利用废弃物焚烧，而法国环境、能源和海洋事务部长Ségolène Royal则于2014年呼吁停止焚烧作业，并指出“焚烧设施是一种完全过时的技术，我们应该转向零废弃经济。”（Royal，2014年）。

欧洲委员会在最近的一份关于欧洲循环经济中变废为能设施（主要但不仅仅是废弃物焚烧设施）未来的声明（欧洲委员会，2017b）中建议取消焚烧法的经济激励措施，并认识到当前为焚烧作业提供财政支持的行为阻碍了更环保替代技术的推广。欧洲委员会推荐的措施包括：

- “— 引入或提高焚烧税，特别是对于能量回收率低的工艺，同时确保它们与更高的填埋税相结合；
- 逐步取消废弃物焚烧支持计划，并在适当情况下，改为支持废弃物管理等级中级别较高的工艺；
- 暂停新设施建设并关闭老旧和效率较低的设施。”（欧洲委员会，2017b）；参见引用文件的第8页。

资源可持续性的“零废弃”模式强调通过堆肥和厌氧消化（一种不同的非焚烧变废为能方式）、回收、废弃物的再利用和新用途改造、以促进回收为目标的产品的工业设计，以及在这些基础之上的就业机会创造，来尽量利用有机材料，同时尽量减少产生废弃物的活动并降低消费。（Connett，2013年；Song、Li等人，2015年；Zaman，2015年）

虽然全面零废弃管理计划的实施和相关基础设施的建设可以大大减少填埋和焚烧的材料数量，但是一小部分废弃物流并不适合回收。这通常是

因为材料已经被有毒化合物污染(无意污染或有意添加),使得回收和流入市场或环境成为不明智之举。这方面的例子包括被溴化阻燃剂等持久性有机污染物污染的电子废弃物、地毯和塑料。此类产品的回收会将持久性有机污染物重新引入市场,并且很可能在意外暴露场景中增加人体暴露机会,例如使电子废弃物塑料中的持久性有机污染物再次进入到儿童玩具中(DiGangi和Strakova, 2016年)。这个问题的最明显解决办法是以无毒物质替代这类产品中的有毒添加剂,但这仍然面临数十年生产积累下来的材料,它们含有必须予以管理的有毒化学物质。

其他一些废弃物可能会与妨碍有效回收的非危险材料混合,例如木材与施工和拆除作业所产生的油漆、胶水和石膏混合。其他难以回收的混合废弃物是被油和油漆污染的纺织品。这些废弃物被称为“残余”废弃物,与回收不相容。传统的解决方案是将其填埋或焚烧,有时伴随能量回收。减少此类废弃物的关键是在使用过程中防止材料混合,以促成源头分离和回收。

处于废弃物阶段的其他一些产品可能由于其设计而难以回收,例如薯片等食品包装所用的层压塑料。这些包装使用纸、铝和石油基聚合物的薄层压涂层。同样,长期解决方案是工业再设计,以使产品适应循环经济模式。相关机构正在加紧研究如何替代那些基于不可再生和不可回收材料的产品(如包装)。在这种情况下,有人正在开发植物基材料(Schmid, Dallmann等人, 2012年),以创造与不可持续或不可回收的旧式材料相同的性能特征。

最终,这些设计创新将使产品能顺应以回收为基础的循环经济,并且那些目前在残余废弃物中占大多数的物品将逐渐从市场上消失。废弃物焚烧业表明它能够在循环经济中发挥作用,即焚烧残余废弃物并产生能量。焚烧业还声称,它能够在处置那些处置难度高且不应回收的危险废弃物和医疗废弃物方面发挥作用。

通过产品再设计和更好的源头分离活动,残余废弃物的数量逐渐下降。因此,具有较高沉没资本成本和维护成本的焚烧设施在循环经济中有可能成为搁浅资产,除非它们能获得稳定的或不断增加的危险废弃物或医疗废弃物流处置合同。

对于这两种废弃物流(包括持久性有机污染物废弃物),目前有多种处理技术和方法不涉及焚烧,也不会生成无意产生的持久性有机污染物。其中一些技术也已得到改良,不仅可以处理危险废弃物,还可以处理市政废弃物的残余部分。这是循环经济的一个重要的过渡环节,因为在材料替代步伐加快的同时,无论是产品再设计还是替代品,都将无法解决现存的大量历史污染废弃物,以及在未来一段时间仍将问世的一部分废弃物。为了应对这一过渡

期, 应该更广泛地采用那些不会排放或残留持久性有机污染物的非焚烧技术。下文介绍了多项用于销毁持久性有机污染物废弃物(和其他一些废弃物)的非焚烧技术。

15.1 医疗废弃物

过去, 焚烧是主要的医疗和传染性废弃物处置方式。尽管一些国家拥有更先进的系统, 但这在过去通常是由污染控制措施有限的小型焚烧设施来完成。由于在医疗领域广泛使用聚氯乙烯(PVC)塑料, 因此医疗废弃物的氯含



图32: 医疗废弃物高压蒸气釜实例。资料来源: G.J.Multiclave (印度) 私人有限公司



图33: Sanitech微波消毒装置。资料来源: Sanitec Industries公司

量很高。这些废弃物充当了二噁英形成的前体,使得医疗废弃物的焚烧成为重要的持久性有机污染物排放和释放来源。

医疗废弃物焚烧法的替代方案是使用工业级高压釜。之所以焚烧医疗废弃物,主要原因在于其传染性材料的生物危害潜力。高压蒸气釜对医疗废弃物予以消毒,从而消除材料的生物危害。剩下的材料通常被填埋。其他方法包括气体灭菌、照射和微波处理(Emmanuel, 2012年)。

由美国Sanitech Industries公司开发的基于模块化微波的医疗废弃物处理技术,能够粉碎医疗废弃物并使其经受高强度蒸气灭菌。粉碎和消毒过程会产生惰性碎材料,主要来自医疗废弃物的塑料和纺织品组成。这种材料未必需要填埋,并有可能通过进一步开发予以回收。

15.2 持久性有机污染物和其他危险废弃物

15.2.1 气相化学还原

(持久性有机污染物废弃物、有机危险废弃物、受污染土壤、医疗废弃物、污泥、城市残余废弃物、焚烧灰渣的销毁/处理)



图34: 西澳大利亚州奎纳纳 (Kwinana Western Australia) 的Eli Ecologic 气相化学还原厂。资料来源:Halett (2013年)

这项创新技术旨在利用富氢环境来破坏持久性有机污染物废弃物,以便将其分解为无害副产物。20世纪90年代,在西澳大利亚州经营的一家商业工厂能够销毁该州的全部多氯联苯库存,以及来自澳大利亚其他州和一些离岸司法管辖区的大量多氯联苯。事实证明,它能够以非常高的效率来破坏所有持久性有机污染物。气相化学还原法已被成功应用于各种地点,以销毁各种持久性有机污染物废弃物及化学武器制剂。最近,最新一代技术的供应商已将其改进,以便破坏城市残余废弃物(并产生能量),而且不会产生有毒的灰分或残余物。它还能处理持久性有机污染物浓度可能较高的废污水,后者会生成无意产生的持久性有机污染物。在半模块化形式下,该技术能够针对受污染土壤和医疗废弃物做相应调整。

表6:气相化学还原法的卤化废弃物处理效率。资源:HALETT (2013年)

项目	污染物	破坏和去除效率 (%)	目标效率 (%)
美国环保署-贝城 (Bay City) (含油的水 - 3次试验)	多氯联苯	99.9999	99.9999
美国环保署-贝城 (油 - 3次试验)	多氯联苯	99.9999	99.9999
通用汽车加拿大有限公司 (多氯联苯油-3次试验)	多氯联苯	99.9999996	99.9999
	多氯联苯	99.9999985	
	多氯联苯	99.9999808	
多氯联苯油 (奎纳纳 (Kwinana) 监管试验)	多氯联苯	99.999998	99.9999
甲苯所含滴滴涕 (奎纳纳监管试验)	滴滴涕	99.999984	99.9999
多氯联苯油 (日本监管试验)	多氯联苯	99.99998098	99.9999
	多氯联苯	99.99999977	99.9999
六氯苯处理试验 (六氯苯晶体-3次试验)	六氯苯	99.999999	99.9999
	六氯苯	99.999999	99.9999
	六氯苯	99.999999	99.9999
制冷剂处理 (氟利昂R-12-1次试验)	二氯二氟 甲烷	> 99.999	99.99

资料来源: Halett et al. (2013)

气相化学还原是过去几十年中成功用于破坏持久性有机污染物废弃物的一系列技术之一,不会排放或释放无意产生的持久性有机污染物。表7总结了其中一些技术的特点、经验和可用性。气相化学还原可被灵活用于一系列非持久性有机污染物废弃物,而另一些技术则由于饲料要求或设计限制,在其能处理的废弃物种类方面可能会受到限制(某些技术在液态废弃物流破

坏等方面的效率更高)。但是,表7中的所有技术作为废弃物焚烧的替代品,均能处理一些最难处理的持久性有机污染物废弃物。

表7:持久性有机污染物废弃物非焚烧破坏技术

技术	破坏效率高	对所有残余物/废弃物的遏制能力	商业化	持久性有机污染物相关商业经验	供应商
碱催化分解	是	高	是	广泛	数家
催化加氢	是	高	是	有限	2家
气相化学还原	是	高	是	适度	1家
溶剂化电子技术	是	高	是	有限	1家
钠还原	是	高	是	广泛	多家
超临界水氧化	是	高	是	适度	数家
铜介导破坏	是	高	是	有限	1家

15.3 材料替代

《斯德哥尔摩公约》第5条:

“(c) 考虑到附件C中关于防止和减少排放措施的一般性指南和拟由缔约方大会决定通过的准则, 促进开发和酌情规定使用替代或改良的材料、产品和工艺, 以防止附件C中所列化学品的生成和排放;”(《斯德哥尔摩公约》2010年)

由于聚氯乙烯导致废弃物焚烧过程形成更多二噁英(Shibamoto、Yasuhara等人, 2007年), 因此聚氯乙烯的替代可降低市政废弃物焚烧过程的环境污染风险。《斯德哥尔摩公约》仍然没有认真考虑如何替代那些导致

二噁英等无意产生的持久性有机污染物形成的材料。虽然公约第5条主张以能够防止持久性有机污染物产生的材料作为替代品,但措辞存在明显的漏洞,使各方能够自行决定是否采取行动。

当然,除聚氯乙烯之外,其他多种材料也应被替代,以防止二噁英的形成,但这种塑料是废弃物焚烧过程中导致形成更多二噁英的一个众所周知的例子,其使用量的减少和/或禁用应该会使废弃物焚烧灰渣所含的二噁英大量减少。另一个重要例子是木材处理所用的五氯苯酚或铜基防腐剂(Tame、Dlugogorski等人,2007年),它们有利于二噁英的形成,也需要被替代。

16. 附录

16.1 台湾大袋固化飞灰填埋场案例

台湾有19座市政固体废物焚烧设施,目前每年产生约16.8万吨飞灰。固化工序后的大袋固化飞灰被送到15个填埋场,这些填埋场不仅经常处理大袋固化飞灰,还处理市政废弃物或炉渣。台湾飞灰的固化处理均以水泥固化为基础。

研究人员对某个同时处理大袋固化飞灰和炉渣的填埋场做了全面调查,以了解其二噁英和呋喃分布特征。他们对大袋固化飞灰、土壤、榕树(一种无花果树)叶子、监测井中的地下水、以及大袋固化飞灰填埋区的经处理的填埋场渗滤液均做了取样,以阐明其二噁英和呋喃特征(表8概述了一些结果)。虽然二噁英和呋喃的浸出浓度明显低于台湾的大袋固化飞灰相关规定,但填埋场表层土壤的二噁英和呋喃含量是城市土壤的460倍,最高值是台湾土壤相关规定(1,000纳克国际毒性当量/千克)的2.8倍。由于土壤的有机物含量较高,因此大袋固化飞灰所释放或浸出的二噁英和呋喃最终累积在土壤中,达到更高的二噁英和呋喃含量,甚至高于大袋固化飞灰本身此类物质的含量。

表8:大袋固化飞灰填埋区的大袋飞灰、土壤和榕树叶的二噁英和呋喃含量,及与参考地点的比较(单位:纳克国际毒性当量/千克)

地点	平均浓度	范围
填埋场的表层土壤	1,260	92.4 - 2,810
填埋场的内层土壤	437	200 - 667
大袋固化飞灰	367	134 - 561
城区土壤	2.74	-
大袋固化飞灰区榕树叶	4.20	1.92 - 11.4
城区榕树叶	2.48	1.29 - 3.82

较高的土壤二噁英和呋喃含量表明它们可能对人类造成健康风险,包括土壤颗粒重新悬浮途径和土壤中二噁英和呋喃的挥发。地下水以及大袋固化飞灰填埋区经处理的填埋场渗滤液的二噁英和呋喃浓度均高于对照样本,表明其有可能成为附近水环境的二噁英和呋喃来源。若无适当的控制和管理,则大袋固化飞灰填埋场可能对周围环境造成严重危害,因此是重要的



图35:台湾南部的废弃物焚灰填埋地点之一。摄影:Jindrich Petrlík, 2017年1月。

考虑事项。虽然只有一个用于存放大袋固化飞灰的填埋场被选中接受本次调查,但鉴于飞灰固化处理方法和填埋流程相似,因此调查得到的结果应能反映其他填埋场的情况。

16.2 加纳医院废弃物焚烧设施案例

尽管高压釜的应用日益广泛,但废弃物焚烧仍是许多发展中国家主要的医院废弃物处理方法。焚烧设施通常很小,缺乏先进的空气污染控制措施,在某些情况下甚至根本没有任何污染控制措施。如本研究上文所述,残余物中的持久性有机污染物和重金属是一种重大的环境和公共卫生风险。加纳的一项研究(Adama、Esená等人,2016年)显示,炉渣的金属浓度(单位:毫克/千克)很高,锌为16,417.69,铅为143.80,铬为99.30,镉为7.54,超过了填埋处置规定限值。该研究还发现焚烧设施60米半径范围内的土壤受到金属污染。

分析结果显示,报告所用样本的金属含量均超过美国环保署标准。焚灰在很大程度上受到污染,处置之前需要接受处理,但在此案例中,作者报告说,灰渣被倾倒在靠近焚烧设施的露天坑中。这些污染了场地周围土壤的金属有可能进入场地周围的地下水和地表水。吸入倾倒区的灰尘也会带来严重



图36: 加纳的医疗废弃物焚烧设施。资料来源: Adama、Esená等人 (2016年)

的健康风险。另一个危险在于灰尘可能会在倾倒区的植物或动物体内生物累积。焚烧设施现场的废弃物操作工持续暴露于灰分和土壤中的重金属, 可能面临直接的健康风险。此外, 路人也可能会受到威胁。无论是当地人, 还是食用了暴露于现场且组织内可能积累了重金属的动植物的外地人, 也都可能面临风险。据几位作者表示, 离现场很远的人可能通过如下两条途径受到影响, 一是被重金属污染的水源, 二是吸入来自被污染土壤或灰分且含重金属的灰尘。(Adama、Esená等人, 2016)

16.3 捷克共和国赫尔卡的废弃物稳定化案例

赫尔卡(Hurka)的废弃物处理设施由Quail Spol有限公司运营, 对废弃物实施生物降解和稳定化。其产出物是认证产品, 用作生物层下的填充层, 或用于污泥干燥床、矿山和废弃物填埋场的直接改造。位于米德罗瓦里的前铀加工厂污水池是赫尔卡混合废弃物制品主要的最终去处(见第9章)。

2016年, Arnika协会组织了新一轮抽样, 旨在获取有关该设施周围环境污染情况和可能污染源的最新数据。监测重点是设施周围采集的沉积物样本中的多氯联苯、二噁英和呋喃、多环芳烃和重金属。此外, 研究人员根据废弃物档案, 从持久性有机污染物存在情况的角度对设施接受的废弃物做了评估, 并计算了和二噁英含量相关的投入产出总体平衡水平。

把污染物的测量浓度与参考地点做比较,并/或与许多不同位置测量的长期平均浓度做比较,就可得出结论:所有监测污染物的浓度均高出许多倍。二噁英与克赛提斯(Košetice)的洁净背景地点的参考值相比,浓度高出一到两个数量级(Holoubek、Klanova等人,2007年)。样本中发现的多氯联苯和多环芳烃的浓度与高负荷地点——拉贝河畔乌斯季(Ústí nad Labem)的拉贝河(即易北河)沉积物(多氯联苯),以及俄斯特拉发的塞尔尼波托克(Černý Potok)溪流沉积物(多环芳烃)——的数值相当。研究人员将污染物浓度测量值与法定标准相比较,发现至少一个取样地点的多环芳烃、二噁英、砷、铅和锑等物质的浓度超过了其他地区的土壤污染指标。

赫尔卡的废弃物处理设施专门处理含有受监测污染物的废弃物。设施堆存的材料可能会释放污染物,并且曾经偶尔发生此事。在各个采样点出现污染物,表明材料来自设施的方向。暂未发现现场周围存在受监测污染物的其他潜在来源。由于这些原因,可得出结论:沉积物样本中发现的污染物最有可能来自赫尔卡的废弃物处理设施。该结论与之前的研究结果一致,该研究基于Arnika协会在2009至2014年这一较长时期内采集的沉积物样本的分析结果(Nekvapilová和 Straková, 2016年)。

根据档案,2014至2015年,上述废弃物处理设施接受了来自市政固体废物焚烧设施和危险废弃物焚烧设施烟气处理作业的飞灰。危险废弃物焚灰



图37: 赫尔卡的飞灰固化作业。资料来源:mail.oakrupkovo.cz



图38: 赫尔卡的飞灰加湿。资料来源: mail.oakrupkovo.cz

的二噁英和呋喃浓度范围是15,000-100,000纳克国际毒性当量/千克。由此可见, 废弃物处理设施接受的废弃物超过了二噁英和呋喃的持久性有机污染物低含量水平(15 ppb)。然而根据计算结果, 危险废弃物焚烧设施占进入设施的二噁英和呋喃总量(估算值)的比例低于25%(见下文)。

在2014至2015年期间, 进入该设施的二噁英和呋喃总量估计为32.67-33.5克国际毒性当量。这两年随认证产品离开该设施的二噁英和呋喃总量估计为3.62-4.02克国际毒性当量。因此, 二噁英和呋喃的总输入量(估算值)约为同期随认证产品输出的此类物质数量(估算值)的8倍。2014至2015年剩余的28.65-29.88克毒性当量二噁英和呋喃的命运尚不清楚。由于市政固体废物焚灰的数量较大, 因此它们在进入该设施的废弃物所含的二噁英总量中占主要份额(Mach, 2017年)。

16.4 巴基斯坦小型医疗废弃物焚烧案例

在巴基斯坦, 医疗废弃物焚烧是此类废弃物的常见处理方法。医疗废弃物在小型废弃物焚烧设施中焚烧, 要么没有任何空气污染控制装置, 要么此类装置非常简单(Khan, 2001年)。残灰被埋在一般的垃圾倾倒地(例如靠近贾尔瑟达地区白沙瓦附近某条公路的某个垃圾场)和/或带有劣质衬里或根本



图39: 巴基斯坦某个小型医疗废弃物焚烧设施的双室炉。

摄影: Arnika协会的Jindrich Petrlík, 2005年3月。



图40: 巴基斯坦白沙瓦Lady Reading (LRD)医院的医疗废物焚烧炉。

摄影: Arnika协会的Jindrich Petrlík, 2005年3月。

没有衬里(此类衬里用于防止有毒物质从灰分中浸出到地下水资源中)的深洞,如伊斯兰堡希法国际医院或拉合尔SK癌症医院的情形所示。

白沙瓦LRD医院的小型垃圾焚烧设施向贾尔瑟达(Charsadda)公路附近的垃圾场倾倒残灰,它们被认为是从附近村庄采集的散养鸡蛋所含二噁英污染物的潜在来源。(国际消除持久性有机污染物网络二噁英多氯联苯和废弃物工作组、巴基斯坦可持续发展政策研究所等,2005年)

二噁英和类二噁英多氯联苯的总含量范围是50.56-2,659.46皮克世卫组织毒性当量/克,类二噁英多氯联苯对总含量的贡献率为0.01%至5.80%(Arnika毒物和废弃物计划以及巴基斯坦可持续发展政策研究所,2006年)。

表9:巴基斯坦的废弃物焚烧作业和砖窑生产残余物中测得的二噁英和类二噁英多氯联苯含量(单位:皮克毒性当量/克)。^{*}

	白沙瓦 LRD医院	伊斯兰堡 PIMS医院	奎塔医院	伊斯兰堡 阿尔希法 医院	艾哈迈 德海勒 的砖窑
二噁英和呋喃(国际毒性当量)	2,290.30	50.57	1,328.70	1,205.60	724.28
二噁英和呋喃(世卫组织毒性当量)	2,513.73	50.49	1,514.65	1,272.05	823.86
多氯联苯(国际毒性当量)	146.45	0.12	0.12	78.33	22.43
多氯联苯(世卫组织毒性当量)	145.73	0.07	0.11	77.88	22.20
世卫组织毒性当量	2,659.46	50.56	1,514.76	1,349.93	846.06
二噁英和呋喃占比(%)	94.49	99.77	99.99	94.20	97.35
多氯联苯占比(%)	5.51	0.23	0.01	5.80	2.65

^{*} 仅包含检出的同类物和浓度测量值超过检出水平(LOD)的同类物。对于未检出的同类物和浓度测量值低于检出水平的同类物,给予0值。

LRD医院焚烧设施是巴基斯坦西北边境省的4座焚烧设施之一。它采用中国公司提供的Minama技术,有两个焚烧室,没有任何空气污染控制设备。它焚烧医院送来的特定传染性废弃物,每天运行4至8小时,但周日不工作。这是巴基斯坦几乎所有其他医疗废弃物焚烧设施的常见做法,导致在一周内发生多次启动和冷却操作,这是二噁英形成的高峰期。LRD医院废弃物焚

烧设施建于2001年,已经过时。它每天焚烧约250千克的传染性废弃物。这些是使用一个窑的小型医疗废弃物焚烧设施的数字。

废弃物焚烧法的非焚烧替代技术能够依照《斯德哥尔摩公约》的要求避免排放无意产生的持久性有机污染物(Emmanuel和Stringer, 2007年;Emmanuel, 2012年)。卡拉奇的塔巴心脏研究所(Tabba Heart Institute)已安装了一个高压釜,它是焚烧设施的合适替代品。

巴基斯坦的情况代表了印度和肯尼亚等更多发展中国家的通常情况,也与加纳案例研究中描述的情况相似(见附录16.2)。

17. 缩略语中英文对照

英文缩略	英文全称	中文
APC	Air Pollution Control	空气污染控制
BAT	best available technique	最佳可行技术
BCD	base-catalyzed decomposition	碱催化分解
BEP	best environmental practice	最佳环境实践
BEQ	bioanalytical toxic equivalent	生物分析毒性当量
DE	destruction efficiency (used for performance evaluation by technologies treating POPs wastes)	破坏效率(用于对持久性有机污染物废弃物处理技术实施性能评估)
DHM	dissolved humic matter	溶解腐殖质
DL PCBs	dioxin-like polychlorinated biphenyls	类二噁英多氯联苯
d.m.	dry matter	干物质
GPCR	gas phase chemical reduction	气相化学还原
HazWI	hazardous waste incineration (and/or incinerator)	危险废弃物焚烧(和/或危险废弃物焚烧设施)
I-TEQ	international toxic equivalent	国际毒性当量
IPEN	International POPs Elimination Network	国际消除持久性有机污染物网络
ITDU	indirect thermal desorption unit	间接热解吸装置
LAS	linear alkylbenzene sulfonate	直链烷基苯磺酸盐
LPCL	low POPs content level	持久性有机污染物低含量水平
MEA	multilateral environmental agreement	多边环境协定
MedWI	medical waste incineration (and/or incinerator)	医疗废弃物焚烧(和/或医疗废弃物焚烧设施)
MSW	municipal solid waste	市政固体废物
MSWI	municipal solid waste incineration (and/or incinerator)	市政固体废物焚烧(和/或市政固体废物焚烧设施)
NIP	National Implementation Plan	国家实施计划
PAHs	polycyclic aromatic hydrocarbons	多环芳烃
PBDD/Fs	polybrominated dibenzo-p-dioxins (PBDDs) and polybrominated dibenzofurans (PBDfFs)	多溴二苯并二噁英和多溴二苯并呋喃
PCBs	polychlorinated biphenyls	多氯联苯

PCDD/Fs	polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs)	多氯二苯并二噁英和多氯二苯并呋喃
POPs	persistent organic pollutants	持久性有机污染物
PVC	polyvinyl chloride (plastic)	聚氯乙烯(塑料)
SCWO	supercritical water oxidation	超临界水氧化
TDI	tolerable daily intake	可接受日摄入量
TEQ	toxic equivalent (used to express dioxin levels re-calculated according their toxicity to humans and animals)	毒性当量(用于表示根据二噁英对人和动物的毒性再次计算出的二噁英含量)
UNEP	United Nations Environmental Programme	联合国环境规划署
WHO-TEQ	toxic equivalent calculated here by using Toxic Equivalence Factors (TEFs) defined by WHO expert group in 2005 (Van den Berg, Birnbaum et al. 2006)	本文利用世界卫生组织专家组2005年定义的毒性当量因子(TEFs)计算出的世界卫生组织毒性当量(Van den Berg、Birnbaum等人, 2006年)
WI	waste incineration	废弃物焚烧
W-t-E	waste to energy (plants); waste incinerators using energy either for heating or electricity production	变废为能(工厂);将能量用于供热或发电的废弃物焚烧设施

18. 参考文献

- 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. Gidararakos (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., R. Weber, B. De Borst, M. C. Paun, I. Holoubek, S. Kakareka, J. Petrik, A. Watson 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*.
- 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 behavior 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.
- Halett, 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.
- Holoubek, I., J. Klanova, J. Jarkovsky, V. Kubik and J. Helesic (2007). "Trends in background levels of persistent organic pollutants at Kosetice observatory, Czech Republic. Part II. Aquatic and terrestrial environments 1996-2005." *Journal of Environmental Monitoring* **9**(6): 564-571.
- 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/Fs Levels and Distinctive PCDD/Fs 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/Fs 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/Fs 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 Hürka. (Contamination by Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals in Surroundings of Waste Reprocessing Plant Hürka)*. 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.craigslist.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.
- MŽP. (2016, 30-09-2016). "Integrovaný registr znečišťování. (Integrated Pollutants Releases Register)." Retrieved 27-03-2017, 2017, from <http://www.irz.cz>
- Nekvapilová, A. and J. Straková (2016). Znečištění POPs v okolí provozu Quail spol. s.r.o., Hůrka u Temelína. Brno - České Budějovice, Arnika - Toxické látky a odpady: 36.
- 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. Heflejš 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. Bodenan, 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/Fs 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/Fs 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 (2001a). "Transfer of PCDD/Fs 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. Hjelm, 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. Slood, 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/Fs 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/Fs 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 Dibenzo-p-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/csinfo.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/Fs 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., A. Watson, J. Petrlik, A. Winski, 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.

简介参考文献:

- Basel Convention Secretariat and Stockholm Convention Secretariat (2019). Report on the activities of the Basel and Stockholm conventions regional centres; Addendum: Plastic and toxic additives, and the circular economy: the role of the Basel and Stockholm Conventions. UNEP/CHW.14/INF/29/Add.1 -UNEP/POPS/COP.9/INF/28/Add.1. Geneva, BRS Secretariat: 21.

- Blankenship, A., D. Chang, A. Jones, P. Kelly, I. Kennedy, F. Matsumura, R. Pasek and G. Yang (1994). "Toxic Combustion By-Products from the Incineration of Chlorinated Hydrocarbons and Plastics." *Chemosphere*, Vol. 28, No. 1, pages 183-196, 18 references, 1994.
- Dunn, K. (2019, September 4, 2019). "'The Most Environmentally Friendly Material Out There': Dow CEO Has a Counter-Argument to the Plastic Backlash." Retrieved 15/11/2019, 2019, from <https://fortune.com/2019/09/04/dow-ceo-plastic-waste/>.
- 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.
- Fiedler, H. (2001). Thailand Dioxin Sampling and Analysis Program. Geneva, UNEP: 25.
- Geyer, R., J. R. Jambeck and K. L. Law (2017). "Production, use, and fate of all plastics ever made." *Science Advances* 3(7): e1700782.
- Goldsberry, C. (2019, September 23, 2019). "When will countries realize that incineration is a solution to the plastic waste problem?" Retrieved 15/11/2019, 2019, from <https://www.plasticstoday.com/sustainability/when-will-countries-realize-incineration-solution-plastic-waste-problem/190497588561576>.
- Guglielmi, G. (2017, July 19, 2017). "In the next 30 years, we'll make four times more plastic waste than we ever have." Retrieved 15/11/2019, 2019, from <https://www.sciencemag.org/news/2017/07/next-30-years-we-ll-make-four-times-more-plastic-waste-we-ever-have>.
- Hahladakis, J. N., C. A. Velis, R. Weber, E. Iacovidou and P. Purnell (2018). "An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling." *Journal of Hazardous Materials* 344: 179-199.
- Katima, J. H. Y., L. Bell, J. Petrlík, P. A. Behnisch and A. Wangkiat (2018). "High levels of PCDD/Fs around sites with waste containing POPs demonstrate the need to review current standards." *Organohalogen Compounds* 80: 700-704.
- 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. and D. Lee (2002). "Solubility enhancement of PCDD/F in the presence of dissolved humic matter." *J Hazard Mater* 91(1-3): 113-127.
- Laville, S. (2019). Founders of plastic waste alliance 'investing billions in new plants'. 21/Jan/2019. *Guardian*.
- 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.
- Petrlík, J. (2016). Persistent Organic Pollutants (POPs) in Chicken Eggs from Hot Spots in China (Updated version). Beijing-Gothenburg-Prague, Arnika - Toxics and Waste Programme, IPEN and Green Beagle: 25.
- Petrlík, J., S. Adu-Kumi, J. N. Hogarh, E. Akortia, G. Kuepou, P. Behnisch, L. Bell and J. DiGangi (2019). Persistent Organic Pollutants (POPs) in Eggs: Report from Africa. Accra - Yaounde - Gothenburg - Prague, IPEN, Arnika - Toxics and Waste Programme, CREPD - Centre de Recherche et d'Éducation pour le Développement: 48.
- Petrlík, J., J. N. Hogarh, S. Adu-Kumi, E. Akortia, G. Kuepou, P. A. Behnisch, L. Bell, J. DiGangi, J. Rosmus and P. Fišar (2019). Persistent organic pollutants in free-range chicken eggs in Ghana. The 39-th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants Dioxin 2019. Kyoto: 338-341.
- Petrlík, J. and M. Khwaja (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.
- 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.
- Thornton, J., M. McCally, P. Orris and J. Weinberg (1996). "Hospitals and plastics. Dioxin prevention and medical waste incinerators." *Public Health Rep* 111(4): 298-313.
- Tu, L.-K., Y.-L. Wu, L.-C. Wang and G.-P. Chang-Chien (2011). "Distribution of polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans and polybrominated diphenyl ethers in a coal-fired power plant and two municipal solid waste incinerators." *Aerosol and Air Quality Resarch* 11(5): 596-615.
- Tullo, A. H. (2019) "Why the future of oil is in chemicals, not fuels" *Chemical & Engineering News* 97.
- Wang, L.-C., H.-C. Hsi, Y.-F. Wang, S.-L. Lin and G.-P. Chang-Chien (2010). "Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) in municipal solid waste incinerators." *Environmental Pollution* 158(5): 1595-1602.
- Yasuhara, A., T. Katami and T. Shibamoto (2006). "Formation of dioxins from combustion of polyvinylidene chloride in a well-controlled incinerator." *Chemosphere* 62(11): 1899-1906.



toxicsfree.org.cn



 **@无毒先锋**



a toxics-free future

www.ipen.org

ipen@ipen.org

[@ToxicsFree](https://twitter.com/ToxicsFree)