



关于持久性有机污染物的 斯德哥尔摩公约

Distr.: General
25 June 2025

Chinese
Original: English

持久性有机污染物审查委员会

第二十一次会议

2025 年 9 月 29 日至 10 月 3 日，罗马

临时议程*项目 5 (a)

技术工作：审议多溴二苯并对二恶英和
多溴二苯并呋喃以及混合多溴/多氯二苯
并对二恶英和多溴/多氯二苯并呋喃风险
简介草案

风险简介草案：多溴二苯并对二恶英和多溴二苯并呋喃 以及混合多溴/多氯二苯并对二恶英和多溴/多氯二苯并 呋喃

秘书处的说明

一、 引言

1. 持久性有机污染物审查委员会第二十次会议通过了关于多溴二苯并对二恶英和多溴二苯并呋喃以及混合多溴/多氯二苯并对二恶英和多溴/多氯二苯并呋喃的 POPRC-20/4 号决定，委员会在该决定中决定设立一个闭会期间工作组，负责进一步审查关于将这些化学品列入《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》附件 C 的提案，并根据《公约》附件 E 编写一份风险简介草案。
2. 依照委员会通过的 POPRC-20/4 号决定和工作计划（UNEP/POPS/POPRC.20/10，附件三），闭会期间工作组编写了多溴二苯并对二恶英和多溴二苯并呋喃以及混合多溴/多氯二苯并对二恶英和多溴/多氯二苯并呋喃风险简介草案，载于本说明附件，未经正式编辑。更多信息以及对风险简介草案所发表评论意见和所作答复的汇编分别载于 UNEP/POPS/POPRC.21/INF/5 和 UNEP/POPS/POPRC.21/INF/6 号文件。

* UNEP/POPS/POPRC.21/1。

二、 建议采取的行动

3. 委员会不妨：

(a) 经适当修正后，通过本说明附件所载的风险简介草案；

(b) 依照《公约》第 8 条第 7 款，并根据风险简介，决定多溴二苯并对二恶英和多溴二苯并呋喃以及混合多溴/多氯二苯并对二恶英和多溴/多氯二苯并呋喃是否由于其远距离环境迁移而可能对人类健康和（或）环境造成重大不利影响，因而有必要采取全球行动；

(c) 视根据上文(b)分段作出的决定，商定：

- （一）邀请全体缔约方和观察员根据《公约》附件 F 提供资料，设立一个闭会期间工作组，负责拟定风险管理评价草案及商定完成该评价草案的工作计划；或
- （二）将本风险简介分发给全体缔约方和观察员，将提案暂时搁置。

附件*

**多溴二苯并对二恶英和多溴二苯并呋喃以及
混合多溴/多氯二苯并对二恶英和
多溴/多氯二苯并呋喃**

风险简介草案

2025 年 6 月

* 本附件英文原文未经正式编辑。本文件中提到的研究和其他信息不一定反映秘书处、联合国环境规划署（环境署）或联合国的观点。这些研究和参考文献中所用名称及材料的编制方式并不意味着秘书处、环境署或联合国对任何国家、领土、地区、城市或其当局的地缘政治局势或法律地位表达任何意见。

目录

执行摘要	5
1. 导言	7
1.1 化学特性	7
1.2 持久性有机污染物审查委员会关于附件 D 资料的结论.....	8
1.3 数据来源	8
1.4 该化学品受国家和区域法规管辖的现状	9
2. 与风险简介相关的摘要资料.....	9
2.1 来源	9
2.1.1 生产、贸易、库存	9
2.1.2 使用情况，包括前体的使用情况	12
2.1.3 向环境中的释放	13
2.2 环境归宿	17
2.2.1 持久性	17
2.2.2 生物积累	19
2.2.3 远距离环境迁移潜力	21
2.3 接触	23
2.3.1 环境监测数据	23
2.3.2 人类接触	25
2.4 对引发关切的终点进行危害性评估	27
3. 资料综述.....	30
4. 结语.....	32
5. 参考文献.....	33

执行摘要

1. 持久性有机污染物审查委员会第二十次会议评价了瑞士关于将多卤代二苯并对二恶英和多卤代二苯并呋喃列入《斯德哥尔摩公约》附件 C 的提案。委员会得出结论认为，这些化合物符合《公约》附件 D 规定的筛选标准（POPRC-20/4 号决定）。
2. 评价范围涵盖多溴二苯并对二恶英和多溴二苯并呋喃（PBDD/F）以及混合多溴/多氯二苯并对二恶英和多溴/多氯二苯并呋喃（PBCDD/F），但不包括多氯二苯并对二恶英和多氯二苯并呋喃（PCDD/F）。PBDD/F 和 PBCDD/F 是一类以其二苯并对二恶英和二苯并呋喃结构上附有溴原子或同时附着有溴原子和氯原子为特征的化学品。它们与其氯化对应物具有相似的特性和结构，但含有溴原子，这会影响其环境归宿和毒性。
3. 除用作分析标准品外，PBDD/F 和 PBCDD/F 并非有意生产，而是在各种工业和燃烧工艺中无意产生的副产品。这些工艺包括废物焚烧、冶金作业和溴化阻燃剂（BFR）的热处理。其主要来源是：(1) 商用多溴二苯醚混合物，作为这类混合物的副产品存在；(2) 溴化阻燃剂的光解和热降解；(3) 工业热处理中的无意生产。当含有多溴二苯醚等直接前体的塑料经过再循环处理时，也会形成 PBDD/F。除少量用于分析和研究目的外，PBDD/F 和 PBCDD/F 既不交易，也不储存。这些少量物质的用途仅限于研究，且仅存在于含溴化阻燃剂的材料中。研究表明，一些 PBDD/F 和 PBCDD/F 可能来自天然来源，如藻类或蓝藻，溴酚在其中发生生物溴化反应或其他反应。与来自人为来源的取代度较高的同系物相比，相应的同系物通常溴化程度较低，从单溴到五溴不等，而且含量低得多，往往仅为痕量。
4. 当材料加热或燃烧时，包括意外或其他类型不受控制的火灾，特别是当存在溴化阻燃剂或其他溴化（和氯化）芳烃时，或与生产和使用溴化阻燃剂有关时，可能会释放 PBDD/F 和 PBCDD/F。垃圾填埋场沥滤液中也可能含有 PBCDD/F。主要通过焚烧、冶金工艺和电子废物再循环等工业活动释放到环境中。根据 2001 年多溴二苯醚的生产和使用情况估算，全球多溴二苯并呋喃（PBDF）的年排放量可能已达到 2 300 千克。根据最坏情况评估，1999 年，四溴双酚 A 可能排放的潜在 PBDD/F 含量估计约为 7 700 千克。2018 年，中国次生有色金属冶炼行业向大气中排放的 PBDD/F 估计为每年 3.5 克毒性当量。
5. 四卤至八卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 以高置信度符合持久性标准。二卤和三卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 也可能符合持久性标准。对适合的类似物 PCDD/F 实证数据采用交叉参照法，并在定量构效关系法和随后的外推法的支持下，估算出二卤至八卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 在水中和土壤中的半衰期分别大于相关阈值两个月和（或）六个月。根据建模，预测 PBDD/F 和 PBCDD/F 同系物的生物降解率与 PCDD/F 同系物类似。此外，发现四溴二苯并对二恶英在接触日光的薄层土壤中的光降解速度缓慢。
6. 二卤至八卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 符合生物积累标准。PBDD/F 在哺乳动物体内的消除半衰期显著长于多氯二苯并二恶英（PCDD）。估计在人体中的半衰期从 1 年到 11 年不等。这些物质在哺乳动物体内消除半衰期很长，表明这些物质具有高度生物累积性。这些物质出现在人体组织和母乳中，加剧了这方面的担忧。PBDD/F 和 PBCDD/F 的正辛醇/水分配系数 ≥ 5 ，根据附件 D 的标准，被认为可能具有生物累积性。它们在鱼类和哺乳动物体内表现出与 PCDD/F 相似的吸收和消除模式。PBCDD/F 的物理化学特性介于 PCDD/F 和 PBDD/F 之间。由于 PCDD/F（被认定为持久性有机污染物）和 PBDD/F 都具有生物累积性，因此 PBCDD/F 很可能也是这种情况。
7. PBDD/F 和 PBCDD/F 符合远距离环境迁移的标准。它们的气相半衰期估计在 1.8 天至 504 天之间。由于其物理化学特性，预计它们会主要以颗粒结合的形式出现在大气中。因此，大气半衰期将高于计算出的气相半衰期。因此，符合附件 D 关于空气中半衰期超过两天的标准。由于已发现含多溴二苯醚或其他溴化阻燃剂的塑料中含有 PBDD/F，而且它们

具有类似的物理化学特性，因此 PBDD/F 很可能也会随着塑料迁移到偏远地区。此外，多溴二苯醚或其他溴化阻燃剂一旦到达偏远地区，就可能形成 PBDD/F，如在光降解的作用下。在迁徙物种体内发现了 PBCDD/F 和 PBDD/F，这证明 PBDD/F 可通过这类物种进行远距离环境迁移。

8. 已在包括沉积物、空气和生物区系在内的各种环境区间中检测到 PBDD/F 和 PBCDD/F。在海豹和鲸鱼等高营养级物种中也检测到了 PBDD/F。在土壤、废水、污泥、飞灰、各种动植物物种、食物和饲料、室内灰尘和人体中也发现了这些物质。

9. 一般人群通过食用食品接触 PBDD/F。此外，经口接触由含溴化阻燃剂的再循环塑料制成的儿童玩具，会导致每日摄入量大幅增加。消防员和电子废物部门工人血液中的 PBDD/F 含量高于 PCDD/F。母乳中也存在 PBDD/F，对不同区域总毒性当量的贡献各不相同。对人体脂肪组织的监测表明，PBDD/F 的毒性当量浓度较低。联合王国每天每千克体重的饮食接触量估计在 0.19 到 1.64 皮克毒性当量之间。PBDD/F 对总毒性当量的贡献率在所有年龄组以及平均和高摄入人群中一直保持在 30% 左右。PBDD/F（很可能还有 PBCDD/F）可能会显著增加通过饮食接触的类二恶英化合物的数量。人类食物、组织和母乳中的 2, 3, 7, 8-取代的 PBDD 和 PBDF 的浓度会显著导致类二恶英总毒性。已报告的 PBDD/F 饮食摄入量表明，某些人群，特别是幼儿，可能超过类二恶英污染物的每周可耐受摄入量（2 皮克毒性当量/千克体重/周）。

10. PBDD/F 和 PBCDD/F 对哺乳动物和鱼类造成的不良影响与具有类似相对效应效力的 PCDD/F 相似。在哺乳动物中，2, 3, 7, 8-取代的 PBDD 和 PBDF 的作用机制、毒性类型和效力与其氯化类似物相似，包括致死性、消耗性、致畸性、生殖效应、免疫毒性（如胸腺萎缩）、内分泌紊乱和肝内卟啉增加。

11. 可以得出结论认为，二卤至八卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 因其远距离环境迁移，可能会对人类健康和（或）环境造成重大不利影响，因而有必要采取全球行动。

1. 导言

12. 2024年5月，瑞士提交了关于将多卤代二苯并对二恶英和多卤代二苯并呋喃列入《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》附件 C 的提案。该提案（UNEP/POPS/POPRC.20/5）是按照《公约》第 8 条提交的，持久性有机污染物审查委员会 2024 年 9 月第二十次会议审议了该提案。

13. 评价范围涵盖多溴二苯并对二恶英和多溴二苯并呋喃（PBDD/F）以及混合多溴/多氯二苯并对二恶英和多溴/多氯二苯并呋喃（PBCDD/F），但不包括已列入《公约》附件 C 的多氯二苯并对二恶英和多氯二苯并呋喃（PCDD/F）。

1.1 化学特性

14. 存在 75 种多溴二苯并对二恶英（PBDD）和 135 种多溴二苯并呋喃（PBDF）同系物（Ballschmiter 和 Bacher, 1996）。由于多氯二苯并对二恶英和多氯二苯并呋喃（PCDD/F）已列入《公约》附件 C，因此不包括在本风险简介的范围内。然而，混合多溴/多氯同系物在本风险简介的范围内。存在 1 550 种混合多溴/多氯二苯并对二恶英（PBCDD）和 3 050 种混合多溴/多氯二苯并呋喃（PBCDF）同系物（世卫组织，1998；L.Yang 等人，2021a）。

15. PBDD/F 和 PBCDD/F 的一般化学结构如图 1 所示：

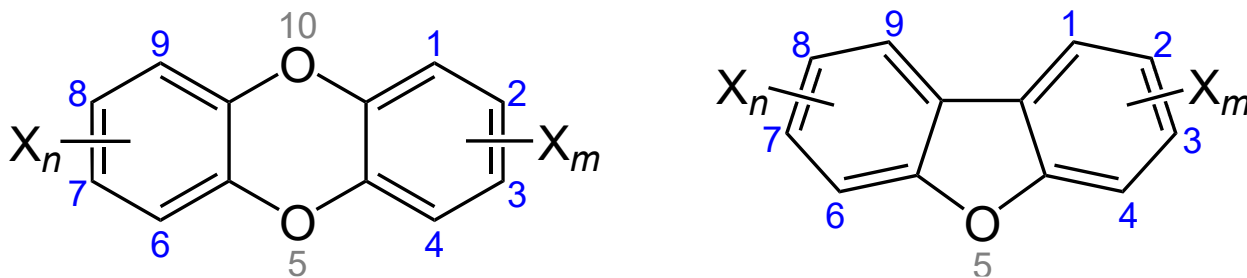


图 1.多溴和混合多溴/多氯二苯并对二恶英（左）以及多溴和混合多溴/多氯二苯并呋喃（右）（X=氯、溴； $1 \leq m+n \leq 8$ ；其中溴 ≥ 1 ；可能的位置由蓝色数字表示）的一般化学结构。

16. 由于除了用作分析标准品外，没有有意生产的 PBDD/F 和 PBCDD/F（Kannan 等人，2012），因此没有与这些物质有关的商品名或商用名。

17. 本风险简介特别强调了 PBDD/F 同系物，将这些同系物在哺乳动物中的相对效应效力范围与 van den Berg 等人（2013）评审中的相应 PCDD/F 同系物进行了比较。还在表 1 中增加了另外六种 PBDD/F 同系物，以涵盖单溴至八溴 PBDD/F。世界卫生组织（世卫组织）（1998）提供了一份更广泛的 PBDD/F 和 PBCDD/F 同系物的化学文摘社编号清单。

表 1.选定的 PBDD/F 同系物（未经 van den Berg 等人（2013）评审的其他同系物用星号表示）的常用名称、首字母缩略词和化学文摘社编号。国际纯粹与应用化学联合会的名称中分别包含“oxanthrene”和“dibenzo[b,d]furan”，而不是“dibenzo-p-dioxin（二苯并对二恶英）”和“dibenzofuran（二苯并呋喃）”。

名称	首字母缩略词	化学文摘社编号
2-溴二苯并对二恶英*	2-MoBDD	105906-36-3
2,7-二溴二苯并对二恶英*	2,7-DiBDD	39073-07-9
2,3,7-三溴二苯并对二恶英	2,3,7-TrBDD	51974-40-4
2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英	2,3,7,8-TeBDD	50585-41-6
1,2,3,7,8-五溴二苯并对二恶英	1,2,3,7,8-PeBDD	109333-34-8
1,2,3,4,7,8-六溴二苯并对二恶英	1,2,3,4,7,8-HxBDD	110999-44-5
1,2,3,6,7,8-六溴二苯并对二恶英	1,2,3,6,7,8-HxBDD	110999-45-6
1,2,3,7,8,9-六溴二苯并对二恶英	1,2,3,7,8,9-HxBDD	110999-46-7
1,2,3,4,6,7,8-七溴二苯并对二恶英*	1,2,3,4,6,7,8-HpBDD	110999-47-8
八溴二苯并对二恶英	OBDD	2170-45-8
2-溴二苯并呋喃*	2-MoBDF	86-76-0
2,7-二溴二苯并呋喃*	2,7-DiBDF	65489-80-7
2,3,8-三溴二苯并呋喃*	2,3,8-TrBDF	84761-82-0
2,3,7,8-四溴二苯并呋喃	2,3,7,8-TeBDF	67733-57-7
1,2,3,7,8-五溴二苯并呋喃	1,2,3,7,8-PeBDF	107555-93-1
2,3,4,7,8-五溴二苯并呋喃	2,3,4,7,8-PeBDF	131166-92-2
1,2,3,4,7,8-六溴二苯并呋喃	1,2,3,4,7,8-HxBDF	129880-08-6
1,2,3,4,6,7,8-七溴二苯并呋喃	1,2,3,4,6,7,8-HpBDF	107555-95-3
八溴二苯并呋喃	OBDF	103582-29-2

18. 选择了具有相同取代模式且氯和溴取代基交替出现的 PBCDD 和 PBCDF 同系物进行更深入的评价（结构式见 UNEP/POPS/POPRC.21/INF/5，图 1-4）。

1.2 持久性有机污染物审查委员会关于附件 D 资料的结论

19. 持久性有机污染物审查委员会第二十次会议评价了瑞士关于将多卤代二苯并对二恶英和多卤代二苯并呋喃列入《斯德哥尔摩公约》附件 C 的提案。委员会得出结论认为，PBDD/F 和 PBCDD/F 符合《公约》附件 D 规定的筛选标准（POPRC-20/4 号决定）。

1.3 数据来源

20. 本风险简介草案基于以下数据来源：

(a) 瑞士关于列入多卤代二苯并对二恶英和多卤代二苯并呋喃的提案（UNEP/POPS/POPRC.20/5）；

(b) 缔约方和观察员根据《公约》附件 E 以及针对风险简介草案评论意见邀请提交的资料。提供附件 E 资料的有：澳大利亚、加拿大、埃及、欧洲联盟（欧盟）、德国、意大利、日本、摩纳哥、荷兰、挪威、阿曼、秘鲁、西班牙、瑞典、联合王国、最佳可得技术/最佳环保做法专家、溴科学与环境论坛、癌症预防和教育学会、消除污染物国际网络/阿拉斯加应对有毒物质社区行动方案、Arnika 组织；

(c) 同行评审的科学期刊，以及来自报告和其他灰色文献的资料。

1.4 该化学品受国家和区域法规管辖的现状

21. 在德国，如果物质、混合物和物品分别含有超过规定阈值的五种 PBDD 特定同系物和三种 PBDF 特定同系物，则不得投放市场（德意志联邦共和国，2017；欧洲食品安全局食物链污染物专家小组等，2024；Kannan 等人，2012）。这些同系物包括在表 1 所列的同系物中。此外，在德国，对于处理含溴化阻燃剂的预切碎材料的特定装置，要求每年对废气中的 PBDD/F 进行测量（TA Luft，2021）。

22. 在荷兰，PBDD/F 被标明为极度危险物质：具有持久性、生物累积性和剧毒。此类物质的释放必须遵守与尽可能减少其向环境中的排放和排出有关的义务（荷兰内政与王国关系部，2018）。

23. SC-5/5 号决定鼓励缔约方和其他相关利益攸关方结合各国国情，酌情执行 POPRC-6/2 号决定附件所载的关于将《公约》附件 A 所列溴化二苯醚从废物流中消除的各项建议。这些建议包括生成和收集资料，了解在处理受溴化二苯醚污染的材料时使用热处理工艺排放到空气的 PBDD/F 和固体残留物中的 PBDD/F，并确定适当的处置备选方案，以确保不会释放溴化二苯醚和（或）PBDD/F（UNEP/POPS/COP.5/15，2015）。持久性有机污染物审查委员会第六次会议讨论了 PBDD/F 和 PBCDD/F 的毒性和无意形成问题及其在多溴二苯醚中的存在（UNEP/POPS/POPRC.6/2，2010）。

24. 在欧盟，需要每六个月监测一次废物焚烧厂向空气中排放的 PBDD/F。监测仅适用于含溴化阻燃剂的废物的焚烧，或使用持续进行溴灌注的锅炉的工厂（欧盟委员会，2019）。

2. 与风险简介相关的摘要资料

2.1 来源

2.1.1 生产、贸易、库存

25. 向环境中排放的 PBDD/F 有若干人为来源。例如，当材料加热或燃烧时，包括意外或其他类型不受控制的火灾，特别是当存在溴化阻燃剂或其他溴化（和氯化）有机物时，可能会无意中形成 PBDD/F 和 PBCDD/F（欧洲食品安全局食物链污染物专家小组等，2024；Kannan 等人，2012；斯德哥尔摩公约秘书处，2008；美国环保局，1997）。由于 PBDD/F 和 PBCDD/F 只是无意形成，除少量用于分析和研究目的外，它们既不交易，也不储存。

26. 环境中 PBDD/F 的主要来源有三个：(1) 商用多溴二苯醚混合物（以副产品的形式存在）；(2) 溴化阻燃剂的光解和热降解；(3) 工业热处理过程中的无意生产（世卫组织，1998；Yang 等人，2021a）。在使用机械化学非燃烧技术处理受污染土壤时，可能会形成 PBDD/F 和 PBCDD/F，具体取决于温度。然而，纳入高效的制冷系统可以防止 PBDD/F 的形成（Lu 等人，2017）。此外，当含有多溴二苯醚等直接前体的塑料经过再循环处理（如挤压和成型）时，也可能会形成 PBDD/F（Hamm 等人，2001；Ortuño 等人，2015；Weber 和 Kuch，2003；Zennegg 等人，2014）。日本确定水泥制造设施（由于废物焚烧）以及阻燃塑料制造和加工设施是向大气排放 PBDD/F 的主要来源，一般和工业废物焚烧炉、炼钢电炉、铝二次精炼设施和污水处理厂（由于污泥焚烧）是次要来源。关于水中的排放来源，日本确定污水处理设施以及阻燃剂制造和加工设施是 PBDD/F 排放的主要来源，阻燃纤维加工设施、阻燃塑料制造和加工设施、水泥制造设施和阻燃树脂制造设施是次要来源（附件 E，日本环境部，2024）。

27. 在溴化阻燃剂生产过程中会生成 PBDD/F。商用八溴二苯醚和十溴二苯醚混合物中的 PBDF 含量一般在微克/克范围内 (Hanari 等人, 2006; Ren 等人, 2011; Suzuki 等人, 2021)。在合成 1,2-双(2,4,6-三溴苯氧基)乙烷 (BTBPE) 的过程中, 可能会形成 PBDD 这种副产品 (Ren 等人, 2017)。在商用 BTBPE 中已发现两种四溴同系物, 即 1,3,6,8-四溴二苯并对二恶英和 1,3,7,9-四溴二苯并对二恶英, 浓度分别为 2.5 微克/克和 1.5 微克/克 (Ren 等人, 2017)。此外, 在含有 BTBPE 的丙烯腈-丁二烯-苯乙烯共聚物的热处理过程中也会形成 PBDD/F (Zhan 等人, 2019)。其他溴化阻燃剂中也可能存在 PBDD/F。已在四溴双酚 A 中检测到低含量的以杂质形式存在的 PBDD/F (欧盟委员会, 2006)。由于 PBDD/F 以杂质形式存在于商用溴化阻燃剂混合物中, 因此它们随后会出现在家用产品和室内灰尘中 (Neuwahl 等人, 2019; Tue 等人, 2019)。

28. 研究表明, 溴化阻燃剂可作为 PBDD/F 的前体 (Zhang 等人, 2016)。一些研究调查了溴化阻燃剂和含溴化阻燃剂产品 (如含溴化阻燃剂的塑料) 的光解和热降解过程, 并特别关注多溴二苯醚作为 PBDD/F 的前体 (Ebert 和 Bahadir, 2003; Long 等人, 2025)。研究了在不同温度和不同载气组分条件下热解过程中 PBDD/F 的形成情况。在聚对苯二甲酸丁二酯/十溴联苯混合物的热解过程中, PBDF 以微克/克的含量形成。即使载气中存在氧气, 形成的 PBDD 含量也比 PBDF 低得多。在氧气为 10% 的情况下, 600 摄氏度时四溴至八溴二苯并呋喃的最大产生量为 70 微克/克 (Luijk 和 Gover, 1992)。在热解过程中, 高溴化多溴二苯醚有利于醚键断裂形成多溴苯, 而低溴化多溴二苯醚更可能转化为 PBDD/F (Liang 等人, 2020)。鱼类是摄入多溴二苯醚的主要来源。实验确定, 在 200 摄氏度下加热掺有十溴二苯醚的鲑鱼样品会形成 PBDF。虽然野生渔获中十溴二苯醚的浓度一般低于添加水平 (200 纳克/克鱼), 但得出结论认为, 由于在这个过程中会形成 PBDF, 食用加热的受十溴二苯醚污染鱼类可能导致我们饮食中摄入的类二恶英化合物增加 (Vetter 等人, 2015)。从机理的角度来看, 多溴二苯醚形成 PBDF 的过程需要分子内消除溴、溴化氢或氢气以进行环化。例如, 消除溴化二苯醚-209 的 2,2' 位上的两个溴取代基, 结果可能会形成八溴 PBDF (Kajiwara 等人, 2008)。Wang 等人 (2024) 利用密度泛函理论计算研究了多溴二苯醚通过热解和燃烧形成 PBDD/F 的机理和动力学, 并确定聚合物和金属的参与显著降低了形成 PBDD/F 的能垒。聚合物的存在将 PBDF 的最佳形成温度从 600 摄氏度降低到 350–400 摄氏度。实验研究表明, 在高抗冲聚苯乙烯中加入的十溴二苯醚的光降解过程中, 经过一周的自然阳光照射, PBDF 的浓度增加了约 40 倍, 而溴化二苯醚-209 (商用十溴二苯醚混合物中的主要同系物) 的浓度则有所下降 (Kajiwara 等人, 2008)。在这项研究中, 检测到了三溴至八溴 PBDF 同系物, 其中七溴和八溴同系物约占辐照样品中 PBDF 总含量的 40%。

29. 溴化阻燃剂和含溴化阻燃剂的材料, 如四溴双酚 A、四溴双酚 A 双 (2,3-二溴丙基醚) 或六溴环十二烷在热解和燃烧的情况下可形成 PBDD/F 和 (或) 前体 (如溴苯酚) (Die 等人, 2022; Dumler 等人, 1989; Ebert 和 Bahadir, 2003; Hsiao 和 Lin, 2025; Huang 等人, 2023; Liu 等人, 2025a; Luijk 和 Govers, 1992; Ortuño 等人, 2014a; Wang 等人, 2018; Wichmann 等人, 2002)。详情载于 UNEP/POPS/POPRC.21/INF/5 号文件。

30. 溴和氯的含量可能因废物类型的不同而不同 (Österlund 等人, 2009)。根据废物来源的不同, 这两种元素通常存在于混合废电气和电子设备塑料中, 但也存在于其他废塑料 (如含溴化阻燃剂和聚氯乙烯的塑料) 中, 还存在于生产有机溴化物或使用氯化有机物等的工业化学工艺废物中。溴和氯也存在于污水污泥、废水和城市固体废物中, 这取决于当地工业投入和消费品的成分。在燃烧形成 PBDD/F 的过程中, 溴的作用类似于氯。同时存在溴和氯会形成 PBCDD/F。燃烧过程中溴和氯的比率与所形成的 PBCDD/F 中溴和氯的比率基本一致。在燃烧过程控制不充分的情况下, 可能会形成大量的 PBDD/F, 包括毒性最强的类二恶英 PBDD/F。这种 PBDD/F 的来源可能部分归因于它们作为污染物存在于家庭垃

圾的商用多溴二苯醚阻燃混合物中，但从头合成也应被视为一个重要来源。焚烧过程中溴的另一个来源可能是因为使用增强汞氧化技术，因为这些技术包括高温溴灌注（Neuwahl 等人，2019）。Tu 等人（2011）在两个城市固体废物焚烧厂和一个燃煤发电厂的焚烧残留物和废气中检测到 PBDD/F。例如，他们报告说，这些设施的烟道气中 PBCDD/F 浓度在 0.021 至 0.167 纳克/标准立方米之间。由于燃烧过程通常是在氯过量的情况下进行的，因此通常主要形成 PBCDD/F。在热处理过程中形成的 PBDD/F 和 PBCDD/F 总量很大程度上取决于前体化合物的质量和热处理的具体条件（Altarawneh, 2022; Ebert 和 Bahadir, 2003; Hamm 等人, 2001; Weber 和 Greim, 1997; Weber 和 Kuch, 2003）。研究发现，大气中的多溴二苯醚与 PBDD/F 和单溴 PBCDD/F 均呈正相关。这表明大气中的 PBDD/F 可能与多溴二苯醚有关，既可能是作为杂质存在于多溴二苯醚产品中，也可能是含多溴二苯醚的塑料的生产或燃烧过程中形成的副产品（Hayakawa 等人，2004）。Li 等人（2025）研究了城市固体废物焚烧厂烟道气中二苯并对二恶英和二苯并呋喃经芳香族溴化反应后形成 PBDD/F 的情况，重点研究了各种金属盐的催化作用。它们的含量可能很高（二苯并对二恶英：0.5–203 纳克/标准立方米，二苯并呋喃：360–1 120 000 纳克/标准立方米），且可能是 PBDD/F 的另一种前体。机理分析表明，芳香族结构上的 1/4/6/9 和 2/3/7/8 位对溴化取代反应高度敏感，反应活性受金属类型的影响。在某些冶金工业中，发现 PBDD/F 和 PBCDD/F 的排放量类似或高于 PCDD/F（Du 等人，2010）。在燃烧和其他人为过程中形成的 PBDD/F 呈现出一种同系物分布，其中呋喃以及取代程度较高的同系物（四溴至八溴）更常见（Arnoldsson, 2012）。

31. 在波罗的海进行的研究表明，类似于某些 PCDD/F，某些 PBDD/F 和 PBCDD/F 可能来自自然来源（Haglund, 2010a; Haglund 等人，2007; Malmvärn 等人，2008; Unger 等人，2009）。来自自然来源的同系物的溴化程度通常低于人为形成的同系物，从单溴到五溴不等。在波罗的海监测中发现的浓度最高的是三溴化合物。初级生产者（如蓝藻、藻类或水生海绵）可能是 PBDD 的潜在自然来源，这表明存在生物性形成过程（Arnoldsson, 2012; Unger 等人，2009）。一项研究提出了一种波罗的海生物区系中发现的 PBDD 的生物合成途径，该途径涉及在溴过氧化物酶介导下形成溴苯酚（如 2,4,6-三溴苯酚），然后两个溴苯酚凝聚形成各种 PBDD 同系物，特别是三溴二苯并对二恶英（Haglund 等人，2007）。鉴于天然溴苯酚预计主要是邻位和对位取代，似乎不利于天然形成类似于毒性最强的 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英的 PBDD 同系物；事实上，只有一个地点的鲑鱼中发现了 2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英，含量为 0.011 皮克/克湿重（混合样品）。本研究中大多数生物区系样品的 PBDD 总浓度在未检出–0.075 纳克/克混合样品之间，不过一个混合贻贝样品的 PBDD 总浓度为 4.1 纳克/克混合样品（其中约 85% 是 1,3,7-三溴二苯并对二恶英和 1,3,8-三溴二苯并对二恶英）。一项后续研究提出了一系列自然形成机制，以更好地解释在波罗的海生物区系中发现的 PBDD 同系物模式，包括广泛存在于环境中的溴苯酚或羟基多溴二苯醚的酶促和光诱导偶联反应，以及生成溴化程度较低产物的 PBDD 脱溴反应（Haglund, 2010a）。Haglund 等人（2010b）报告说，1990 年至 2005 年期间，鲑鱼中的 PBDD 含量在 0.4 至 73 皮克/克鲜重之间。

32. 在 Unger 等人（2009）的另一项研究中，在波罗的海海绵中发现了一系列 PBDD/F 和 PCBDD/F。与其他波罗的海生物监测研究一致，1,3,8-三溴二苯并对二恶英和 1,3,7-三溴二苯并对二恶英是含量最丰富的同系物，分别为 43 纳克/克_{有机提取物} 和 84 纳克/克_{有机提取物}。其他二溴和四溴 PBDD 的含量均低于 5 纳克/克_{有机提取物}（2,7/2,8-二溴二苯并对二恶英为 3.2 纳克/克_{有机提取物}，1,8-二溴二苯并对二恶英为 0.87 纳克/克_{有机提取物}，2,3,7-三溴二苯并对二恶英为 4.5 纳克/克_{有机提取物}，1,2,4,7/1,2,4,8-四溴二苯并对二恶英为 3.1 纳克/克_{有机提取物}，1,2,3,7-四溴二苯并对二恶英为 3.2 纳克/克_{有机提取物}，1,2,3,8-四溴二苯并对二恶英为 1.7 微克/千克_{有机提取物}）。还发现了一些具有未知取代模式（USP）的 PBCDD（ClBr_xDD，x=2–3）（ClBr₂DD_{USP1} 为

0.76 纳克/克_{有机提取物}, ClBr2DD_{USP2} 为 2.3 纳克/克_{有机提取物}, ClBr2DD_{USP3} 为 1.3 纳克/克_{有机提取物}, ClBr2DD_{USP6} 为 1.9 纳克/克_{有机提取物}。不存在浓度高于 0.5 纳克/克_{有机提取物} 的 PBDF 同系物。Malmvärn 等人 (2018) 还在波罗的海红藻中检测到三溴至五溴二苯并呋喃 (三溴二苯并对二恶英浓度为 0.03 纳克/克鲜重)。在与人类活动相关的 (燃烧) 过程中形成的 PBDD/F 主要是 PBDF 和高溴化 (四溴至七溴) 同系物, 而针对与卤代自然颗粒有关的生物区系 (如波罗的海生物区系) 的研究表明, PBDF/PBDD 含量比率较低, 且 PBDD 主要为低溴化 (单溴至四溴) 同系物 (Arnoldsson, 2012)。

33. Goto 等人 (2017) 利用涵盖 1895–2000 年期间的 ²¹⁰Pb-定年沉积物柱样, 调查了日本东京湾单溴至八溴 PBDD/F 的出现情况。在这些沉积物柱样中, PBDF 和多溴二苯醚浓度在 1960 年代后急剧增加, 并在 1990 年代末达到最高水平。过去一个世纪, PBDD 含量仅呈微小波动, 所有沉积层中以 2,7-/2,8-二溴二苯并对二恶英和 1,3,7-/1,3,8-三溴二苯并对二恶英为主。在过去几十年中, PBDF 含量高于 PBDD 含量。值得注意的是, 在与前工业时代相对应的沉积层中也发现了 PBDD 同系物, 这证明它们在沿海环境中会自然形成。自人为 PBDF 首次出现以来, 其对总毒性当量的贡献率一直在增加。在距今最近的 1998、1999 和 2000 年沉积物柱样样品中, PBDF 对总毒性当量的贡献率在 0.29–1.03% 之间。

2.1.2 使用情况, 包括前体的使用情况

34. 没有收到任何资料表明除了少量用于分析和研究目的外, 还有意用过或正在有意使用 PBDD/F 或 PBCDD/F 的情况。

35. 多溴二苯醚是 PBDD/F 的前体, 当存在氯时, 也是 PBCDD/F 的前体。由于四溴二苯醚、五溴二苯醚、六溴二苯醚、七溴二苯醚和十溴二苯醚已列入《斯德哥尔摩公约》附件 A (消除) 并有特定豁免, 因此多溴二苯醚的使用在很大程度上受到限制。此前, 商用多溴二苯醚混合物被用作添加剂阻燃剂, 并广泛应用于塑料/聚合物/复合材料、纺织品、粘合剂、密封剂、涂料和油墨等领域 (UNEP/POPS/POPRC.4/15/Add.1、UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1、UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2)。然而, 某些含多溴二苯醚的产品仍在使用, 且多溴二苯醚存在于由电子废物产生的塑料制成的消费品中 (Behnisch 等人, 2023; Grechko 等人, 2022; Petrlik 等人, 2019), 这表明, 例如, 在多溴二苯醚浓度介于 169 至 593 微克/克的消费品中, PBDD/F 的浓度介于 690 至 3 821 皮克世卫组织-毒性当量/克 (Petrlik 等人, 2019)。二恶英和 (或) 类二恶英化合物混合物的毒性可以用一个数值——毒性当量来表示。它是通过将每种同系物的浓度和各自的毒性当量系数相乘所得的单一数值。毒性当量系数以 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英这一毒性最强的同系物为参照物来表示二恶英、呋喃和类二恶英多氯联苯的毒性。基于机理考虑因素, PBDD/F 和 PBCD/F 可纳入毒性当量系数的概念, 与其他类二恶英化合物一并汇总。已开发了若干类似的毒性当量计划并运用于科学文献中: BGA (BGA-毒性当量)、北约 (I-毒性当量)、世卫组织 (世卫组织 1998-毒性当量、世卫组织 2005-毒性当量、世卫组织 2022-毒性当量)。2022 年, 重新评价了世卫组织 2005 年版本的氯化类二恶英化合物的毒性当量系数。对溴化类似物的评估和评价不在范围内 (DeVito 等人, 2024)。

36. 其他可作为 PBDD/F 前体、或存在氯时也可作为 PBCDD/F 前体的芳香族溴化阻燃剂被应用于各种聚合物, 以生产各种产品, 据报告其中许多应用领域是纺织品、电气和电子设备以及汽车用品 (欧洲化学品管理局, 2024)。例如, 四溴双酚 A 可用于提升含印刷电路板的电气和电子设备和系统的耐火性, 包括电视机、吸尘器和洗衣机等家用电器, 复印机、计算机、打印机和传真机等办公室和通信设备, 以及汽车、航空和娱乐部门使用的设备 (Ortuño 等人, 2014a)。此外, 在由电子废物产生的再循环塑料制成的消费品中, 还检测到了浓度为数百微克/克的四溴双酚 A 等溴化阻燃剂 (Behnisch 等人, 2023; Grechko 等人, 2022)。Behnisch 等人 (2023) 报告的四溴双酚 A 浓度介于低于检测限度至 372 微克/

克之间，PBCD/F 浓度介于 110 至 17 000 皮克生物当量（BEQ）/克之间，PCDD/F 浓度介于 1.9 至 26.1 皮克生物当量/克之间，PBDD/F 浓度介于 56 至 13 900 皮克毒性当量/克之间。相比之下，Grechko 等人（2022）发现的四溴双酚 A 浓度介于 0.5 至 185 微克/克之间，PBDD/F（共 17 种同系物）浓度介于 56 至 14 100 皮克毒性当量/克之间。当存在其他含溴物质时，还会形成 PBDD/F。例如，对汽车尾气的研究表明，其与二溴乙烷（一种用于含铅汽油的添加剂）存在关联（Haglund 等人，1988；联合国健康保护署，2025）。许多用于替代多溴二苯醚的物质也是溴化物质（Cowell 等人，2017），可能会导致 PBDD/F 的释放，这可能是因为它们作为杂质存在，也可能是因为它们是在热解和燃烧过程中形成的。

2.1.3. 向环境中的释放

37. 随着过去 50 年里溴化阻燃剂得到广泛使用（Cowell 等人，2017），如今在城市焚烧废物和冶金中通过热处理再循环的金属中经常发现溴化阻燃剂。PBDD/F 的释放受到许多参数的影响，包括燃烧类型和材料类型（国家工业环境与风险研究所，2020）。在瑞典的一项研究中，Remberger 等人（2014）得出结论认为，PBDF 既会向空气中释放也会向水中释放。在废水处理厂、雨水、室内空气和灰尘的样本中普遍发现 PBDF，这表明 PBDF 可通过这些来源和途径释放和迁移到环境中。其中，作者得出结论认为，室内释放到空气中的溴化阻燃剂和 PBDF 可通过通风装置迁移到室外空气中。城市废水处理厂的进水、出水和污泥中存在这些污染物，这也表明家庭产品会产生扩散性排放，且这些化学品可能会从废物处理厂释放到环境中。雨水和灭火水中存在溴化阻燃剂和 PBDD/F，这表明雨水和灭火水也可能是这些化学品进入环境的途径（Remberger 等人，2014）。

38. 根据 2001 年商用多溴二苯醚混合物的生产和使用情况，并基于全球对商用多溴二苯醚混合物的年需求量为 66 110 吨，计算得出全球 PBDF 的潜在年排放量为 2 300 千克（Hanari 等人，2006）。可对四溴双酚 A 的潜在全球 PBDD/F 年排放量进行类似的计算。关于 PBDD/F 作为杂质存在于四溴双酚 A 中的证据载于欧盟关于四溴双酚 A 的风险评估报告（欧盟委员会，2006）。根据这一来源，已开展若干研究调查四溴双酚 A 中的 PBDD/F 含量。其中一些研究表示含量较低（通常低于检测限度）。少数研究偶尔指出某些同系物的含量更高。含有五溴二苯并呋喃至八溴二苯并呋喃的四溴双酚 A 含量最高，介于 1 至 31.5 纳克/克之间，总浓度为 63.6 纳克/克（Thoma 等人，1986a 和 Dummmler 等人，1989b，引自欧盟委员会，2006）。1999 年全球四溴双酚 A 消费量为 121 300 吨。可使用 PBDD/F 总浓度为 63.6 纳克/克和全球消费量为 121 300 吨来进行最坏情况评估。四溴双酚 A 可能释放的潜在 PBDD/F 含量导致当时（1999 年）的年释放量为 7 715 千克。Abbasi 等人（2019）介绍了人类圈和环境中的多溴二苯醚存量。2018 年，估计全球(a)在用的 Σ_5 溴化二苯醚（28、47、99、153、183）和溴化二苯醚-209 存量分别为~25 千吨和 400 千吨，(b)废物中的 Σ_5 溴化二苯醚和溴化二苯醚-209 存量分别为 13 千吨和 100 千吨。截至 2018 年，共计有 6（0.3–13）千吨 Σ_5 溴化二苯醚和 10.5（9–12）千吨溴化二苯醚-209 释放到大气中。在生产和使用过程中，超过 70% 的多溴二苯醚释放发生在工业化区域，而在废物处置过程中，70% 以上的释放发生在工业化程度较低的区域。自 1970 年以来，共计有 70 千吨的 Σ_5 溴化二苯醚和溴化二苯醚-209 在产品中实现再循环。在循环经济下，预计再循环率将有所提升，因此还可能会有 45 千吨多溴二苯醚（主要为溴化二苯醚-209）重新出现在新产品中（Abbasi 等，2019）。因此，将包括十溴二苯醚在内的多溴二苯醚尽早列入《斯德哥尔摩公约》可能有助于减少与多溴二苯醚有关的 PBDD/F 释放量，因为它们是 PBDD/F 的重要前体。然而，它们仍然存在于产品、废物和环境中。

39. 在尼日利亚取样的含多溴二苯醚或其他溴化阻燃剂的阴极射线管外壳塑料中，PBDD/F 的平均浓度为 41 000 纳克/克。据估计，储存在尼日利亚的阴极射线管外壳含有 2 至 8 吨 PBDD/F。在每百万多溴二苯醚中，经多溴二苯醚处理的塑料含有约百万分之 1 000（微克/克）的 PBDD/F。考虑到十溴二苯醚（约 125 万吨）和商用八溴二苯醚（约 11 万

吨)的全球总产量,这些产品中的PBDD/F总量可能约为1 000吨(Sindik等人,2015)。在溴化二苯醚-209含量高达10%(按重量计)的电视机外壳样品的光降解过程中,检测到不同溴化程度的PBDF(主要同系物为八溴PBDF,占60%至80%)(Kajiwara等人,2008)。因此,含多溴二苯醚或PBDD/F的塑料会促进向环境中的释放。

40. 目前的全球塑料再循环做法可能会导致溴化阻燃剂形成PBDD/F,致使新产品的交叉污染和无意释放到环境中。在南非的两个电子废物再循环工艺中和在受控实验室条件下观察到了PBDD/F的形成(Zennegg等人,2014)。在这项研究中,计算出在再循环工艺和实验室条件下的热接触过程中,PBDF的形成速率分别为每分钟 $2 \cdot 10^{-5}$ 至 $2 \cdot 10^{-4}$ 单位 Σ 多溴二苯醚。在所有样品中,PBDF类型以五溴、六溴和七溴同系物为主(Behnisch等人,2023; Fernandes等人,2023; Li等人,2020)。在非正规的电子废物再循环工艺中,排放量尤其高;然而,在受控再循环设施中也测得大量排放,这似乎与电子废物在拆解过程中从内部释放的灰尘有关(Lundstedt,2016)。2022年,在德国一家使用制冷废料和铝废料作为原料的粉碎厂中,在原料气体和清洁气体中测得PBDD/F。未检测到PBDD。仅在浓度为0.61和2.10纳克/标准立方米的原料气体中检测到PBDF(四溴至八溴同系物)(德国环保局通报,2025)。

41. 热处理过程(特别是焚烧含多溴二苯醚的电子废物)的无意产生是PBDD/F排放的主要来源。在多种类型的电子废物中,阴极射线管显示器、印刷电路板和用于电子外壳的阻燃聚合物更容易在再循环过程中产生PBDD/F,此类再循环过程包括拆解、机械再循环、热处理或热应力、化学分离和提取以及通过燃烧或垃圾填埋的方式处置残留物(Duan等人,2011; Weber和Kuch,2003)。

42. 在一些发展中国家,人们使用塑料废物作为木材的替代燃料,这会产生一系列污染物,包括PBDD/F和PBCDD/F(Gündoğdu,2024)。塑料废物数量不断增加导致了露天焚烧塑料废物现象日益普遍,特别是在缺乏正式废物管理系统的地方(Bharadwaj等人,2025),这导致塑料废物露天焚烧过程释放的PBDD/F和PBCDD/F数量不断增加。对含有溴化和(或)氯化阻燃剂的电子废物进行不加控制的燃烧和拆解/再循环,也可能导致PBDD/F和PBCDD/F的形成(欧洲化学品管理局,2023b);据报告,所排放的PBDD/F含量比PCDD/F高出50–500倍(Yang等人,2021a)。在Ortuño等人(2014b)的一项研究中也观察到了类似结果,在该研究中,废旧印刷电路板在热解和燃烧过程中形成了PBDD/F,十一种2,3,7,8-取代的同系物(四溴至七溴PBDD/F)的总含量在去除金属前后分别为7 240和3 250纳克世卫组织₂₀₀₅-毒性当量/千克样品。

43. 不完全和不受控制地焚烧含溴化阻燃剂的塑料可能会形成大量PBDD/F,这些物质可能会释放到环境中(Ebert和Bahadir,2003)。还对中国台湾南部的废物焚烧残留物中的PBDD/F进行了分析。在不同地点的样品中测得相对较高的水平,最高可达61皮克世卫组织-毒性当量/克干重(Bell等人,2023)。

44. 围绕一个大型城市固体废物焚烧厂进行的为期一年的空气采样研究表明,随着距离该城市固体废物焚烧厂的距离的增加,PBDD/F和PCDD/F的浓度呈空间递减趋势。在该城市固体废物焚烧厂周围的一些地点,PBDD/F和PCDD/F的吸入致癌风险超过了美国环保局提出的 10^{-6} 至 10^{-4} 的可接受阈值(Li等人,2023)。Liu等人(2025b)调查了在城市固体废物正常范围内不同焚烧条件下PBDD/F和PCDD/F的生成特征。他们选择了中国南方的一家长期运营的城市固体废物焚烧厂,调查了PBDD/F的生成情况,并将其与PCDD/F的生成情况进行了比较。一般来说,PBDD/F基于质量的排放因子比PCDD/F高一个数量级,并且主要通过炉渣释放,PCDD/F也是如此,但比例较低。PBDD/F和PCDD/F的排放量均随着废物负荷、氧气含量和废物成分(以工业/家庭废物重量比表示原料类型)的变化而发生显著变化,PBDD/F尤为如此。相较之下,熔炉产生的PBDD/F对废物负荷和成分表现出

更高的敏感性，而 PCDD/F 主要受氧气水平的影响，其次是废物成分；在非常规条件下，PCDD/F 基于质量的排放因子持续增加，经过滤的飞灰中的 PCDD/F 对这三个变量都高度敏感，而经过滤的 PBDD/F 对这些条件仍然不敏感。原始烟道气和经过滤的飞灰的数据对比表明，在气体净化过程中二次生成了 PBDD/F 和 PCDD/F，而且袋式过滤器对二恶英的捕获效率不足，特别是对 PBDD/F 的捕获效率不足。因此，城市固体废物焚烧厂产生的 PBDD/F 以及炉渣和城市固体废物焚烧厂产生的其他废物中的二恶英值得高度关注（Liu 等人，2025b）。

45. 在调查不同氧气浓度下汽车粉碎残渣热增值处理的可行性时，发现 PBDD/F 的释放量存在显著差异。在 600 摄氏度的低氧比（ $\lambda=0.35$ ）下，PBDD/F 的浓度最高，且高溴化（七溴和八溴）二苯并呋喃的浓度比低溴化同系物高 10–50 倍。相较之下，在 850 摄氏度时，PBDD/F 几乎仅在氧比超过化学计量的情况下（ $\lambda=1.5$ 时）才会出现，但与 600 摄氏度时发现的最高浓度相比，其浓度仍低 100 倍（Rey 等人，2016）。

46. 另一项研究评价了报废车辆座椅的聚氨酯泡沫塑料中多溴二苯醚和 PBDD/F 的存在情况。结果表明，在报废车辆的泡沫样品中，特定的 PBDD 同系物一般低于检测限度或浓度较低。然而，在多溴二苯醚浓度最高的两个样品中，特定同系物的 PBDD 浓度比其他样品高出约一千倍。PBDF 的浓度甚至更高，大约比相应的 PBDD 高一千倍。观测到 PBDD/F 的最高毒性当量浓度分别为 2.4 纳克毒性当量/克和 0.62 纳克毒性当量/克，相当于 PBDD/F 的总浓度分别约为 410 纳克/克和 140 纳克/克（Redin 等人，2017）。含有 PBDD/F 的产品会促进其释放。

47. 据报告，一些国家使用塑料废物作为木材的替代燃料和焚烧电子废物已导致土壤受到 PBDD/F 和 PBCDD/F 的污染（Ma 等人，2009；Weber 等人，2015）。发现加纳的一个电子废物和汽车废物废料场的散养鸡蛋中的 PBDD/F 含量最高（300 皮克毒性当量/克脂肪）；散养鸡蛋是土壤/灰尘中持久性有机污染物污染的敏感指标，也是人类接触持久性有机污染物的一个重要途径（Gündoğdu, 2024；Petrlik、Bell 等人，2022）。在泰国加拉信府的电子废物回收站周围也发现这种鸡蛋中存在高浓度的 PBDD/F（Dvorská 等人，2023）。还发现电子废物场地中的 PBCDD/F 含量偏高。此外，PBCDF 是形成露天焚烧区毒性当量的重要因素（基于粗略估算的浓度，总毒性当量是 PBDF 的 0.42–2.6 倍，）（Tue 等人，2019）。

48. 对一家水泥生产厂的 PBDD/F 进行了监测，该厂使用石油焦作为主要燃料，但也使用固体回收燃料、汽车粉碎残渣、污水污泥、废轮胎和肉骨粉等替代燃料。监测工作持续了一年。发现的 PBDD/F 排放值在 0.01 至 0.44 皮克 I-毒性当量/立方米之间。由于该水泥厂没有用溴，测得值来自用作燃料的材料。还对同系物分布进行了调查，发现八溴二苯并对二恶英和八溴二苯并呋喃明显占主导地位，其次是七溴二苯并对二恶英。此外，发现所有样品中的 PBDF/PBDD 比率均大于 1（Conesa 等人，2016）。

49. 在中国台湾，烧结厂、电弧炉、次生铝冶炼厂和次生铜冶炼厂等冶金设施被确定为其周围大气环境中 PBDD/F 的重要来源（Wang 等人，2008）。铜冶炼厂可能会处理大量含溴化阻燃剂的塑料（Wu 等人，2020）。2018 年，中国次生有色金属冶炼行业向大气中排放的 PBDD/F 估计为每年 3.5 克毒性当量（Yang 等人，2021b）。Lin 等人（2022）和 Wang 等人（2015）还发现，次生铜冶炼过程是 PBDD/F 的一个排放源。PBDD/F 可在热冶金过程中形成（Yang 等人，2021b）。Wang 等人（2010）计算了电弧炉、飞灰处理厂和烧结厂等的冶金过程中 PBDD/F 的排放速率。他们发现，所调查的中国台湾冶金设施的平均排放速率为 25 至 750 微克/小时（相当于 0.46 至 6.67 微克毒性当量/小时），其中烧结厂的排放速率最快。焚烧废电气和电子设备时会释放 PBDD/F 和 PBCDD/F（Dresch 等人，2014），且

在安装空气污染控制装置后，城市固体废物焚烧厂共同处置六溴环十二烷时 PBDE 和 PBDD/F 的浓度增加（Xie 等人，2024）。

50. Mwangi 等人（2015）的评审得出的结论是，根据现有的少数几项研究，柴油车排放物显然是 PBDD/F、多溴联苯和多溴二苯醚的重要来源。PBDD/F 的质量浓度（417 纳克/标准立方米）相对高于氯化污染物的质量浓度，如 PCDD/F（156 皮克/标准立方米）和多氯联苯（267 皮克/标准立方米）。这些数值凸显了溴化污染物的重要性和贡献，但与其氯化同系物相比，对溴化污染物了解和研究较少。溴存在于泥炭、煤、废物和固体回收燃料等天然和人为固体燃料中。燃烧固体燃料也会导致 PBDD/F 和 PBCDD/F 的释放（Vainikka 和 Hupa，2012a，2012b）。

51. 对中国钢铁生产设施中三个电弧炉的烟道气进行了分析，以确定其是否对 PBDD/F 的排放有显著影响。电弧炉预热阶段的平均排放速率显示，平均排放量为 271.1 至 9 467.8 皮克/标准立方米（相当于 10.8 至 791.2 皮克/标准立方米毒性当量）。在熔炼阶段，浓度值降至 261.9 皮克/标准立方米（4.5 皮克/标准立方米毒性当量）。这种大幅波动是由多种因素引起的，如进料和袋式过滤器的工作温度。废钢原料成分复杂，可能含溴化阻燃剂，这些溴化阻燃剂可能是 PBDD/F 的前体。此外，进料不同，产生的 PBDD/F 同系物模式也不同（Shen 等人，2021）。这些监测活动并不代表中国的整体情况。在联合王国的一家铁矿石烧结厂，烟囱排放的平均 PBDD/F 浓度为 0.14 纳克世卫组织-毒性当量/立方米（范围：0.03–0.39）。PBDD/F 的排放浓度比其 PCDD/F 同系物的排放浓度大约低十倍。本研究进行了实验室试验，以研究 PBDD/F 的可能形成机理。据观察，随着原生烧结混合物中溴化物含量的增加，PBDD/F 的生成量也增加，这表明可能存在从头形成的情况。相比之下，在本实验中添加多溴二苯醚并没有导致 PBDD/F 的形成量增加，这表明在烧结过程中多溴二苯醚可能不是 PBDD/F 的前体（Drage 等人，2014）。

52. 针对日本确定的来源（见第 26 段），日本在 2003 年至 2020 年监测了 PBDD/F 向大气和水中的排放情况。向大气中的年释放量为 1.96 克毒性当量/年。在对十溴二苯醚进行管制后（2018 年），这一数值降至 1.48 克毒性当量/年。向水中的年释放量从 3.08 克毒性当量/年降至 1.46 克毒性当量/年（附件 E，日本环境部，2024）。与 PCDD/F 的排放量相比，这些释放量的毒性当量较低。例如，2014 年，日本排放到空气和水中的 PCDD/F 总排放量为 121 至 123 克毒性当量（日本国立保健医疗科学院，2016）。以十溴二苯醚管制前的年释放量作为比较基准，可以得出 PBDD/F 对总毒性当量的贡献率约为 4%。在日本一个工业垃圾填埋场的沥滤液中发现了多种 PBCDD/F 同系物，这表明垃圾填埋场可能是向环境中释放这些物质的另一个来源（Hashimoto 等人，2021）。

53. 沉积物中 PBDD/F 的存在情况与当地的发展水平呈正相关，在中国高度城市化/工业化的地区，其浓度更高（Liu 等人，2023）。与多溴二苯醚有关的产品/行业是该地区 PBDD/F 污染的最大来源，其次是与溴苯酚/苯有关的产品/行业。这些结果表明，PBDF 的主要污染源是工业级多溴二苯醚配方，尤其是十溴二苯醚（Goto 等人，2017）。在联合王国湖泊的沉积物样品中也观察到了 PBDF 和多溴二苯醚之间的显著相关性，而 PBCDD/F 的来源与多溴二苯醚无关，与 PBDF 的来源不同（Peters 等人，2021）。

54. 为限制 PCDD/F 的形成而制定的适当风险管理措施（如最佳可得技术和最佳环保做法）也可以限制 PBDD/F 和 PBCDD/F 的形成，但并非在所有情况下都足够有效。溴科学与环境论坛提供的具体资料表明，可以在溴化阻燃剂报废阶段对其进行处理，而不会形成显著水平的二恶英/呋喃（附件 E，溴科学与环境论坛，2024；Brusselsaers 等人，2006；Dresch 等人，2014；Vehlow 等人，2002）。然而，基于他们的发现（见第 44 段），Liu 等人（2025b）指出，城市固体废物焚烧厂产生的 PBDD/F 以及炉渣和城市固体废物焚烧厂产生的其他废物中的二恶英值得高度关注。Kajiwara 等人（2021）发表的结果显示，在商业规模的工业

废物焚烧厂焚烧含有十溴二苯醚的塑料电视机外壳废物时，底灰和密封水中检测到的 PBDD/F 含量较高，而烟气和飞灰中的含量则较低。这些结果表明，源材料中存在的或在炉内产生的未燃烧的 PBDD/F 往往容易排放到底灰和密封水（用于冷却底灰）中。关于特定持久性有机污染物-溴化阻燃剂废物的销毁或不可逆转化技术的信息，载于巴塞尔公约关于对由持久性有机污染物构成、含有此类物质或受其污染的废物实行无害环境管理的一般性技术准则（UNEP/CHW.16/6/Add.1/Rev.1, 2023）第四部分 G.2 分节。

55. 联合王国开展了一项研究，以确定废物设施能源中固体残留物和空气排放物中关键污染物的浓度；结果表明，焚烧含有持久性有机污染物的废电气和电子设备塑料时，燃烧的部分产物 PBDD/F 的浓度很低，且无明显规律性趋势（水务研究中心，2024）。测量发现，烟囱排放物中 PBDD/F 的浓度范围为 0.009 至 0.0711 纳克/立方米。在空气污染控制残留物中，PBDD/F 的浓度一般低于其氯化类似物的浓度，范围在 158 至 531 纳克/克之间。添加废电气和电子设备处理产生的含持久性有机污染物的塑料部分后，浓度增加。在焚烧炉底灰中，浓度大约比其氯化类似物高 10 倍，范围在 266 至 1 446 纳克/千克之间。在基线锅炉灰中，PBDD/F 的浓度（69–150 纳克/千克）低于其氯化类似物的浓度。其他关于城市固态废物的研究表明，炉渣中可能含有浓度较高的 PBDD/F，而且在净化烟道气的过程中会二次生成 PBDD/F（Liu 等人，2025b）。

2.2. 环境归宿

2.2.1 持久性

56. 四溴二苯并对二恶英在接触日光的 5 毫米厚的土壤层中的光降解半衰期为 3 至 6 个月。所用土壤来自一个偏远的农村地点，在室温下风干 14 天后，用研钵和杵研磨成粉末。将部分土壤放入 5 毫米深的铝制托盘中。每个样品中加入 40 微升溶于己烷的 PBDD/PBCDD 混合物。立即提取空白（未加标）样品和一个加标样品。剩余的加标样品一半置于室内室温避光处，另一半置于户外阳光直射处。在 3 个月的时间里，每隔一段时间从室外和室内避光处取出样本。对提取物进行多层析和 Florisil 柱层析分离，并进行气相色谱-质谱连用（GC-MS）分析（Chatkittikunwong 和 Creaser, 1994）。由于土壤中的光照深度仅为 0.2–0.4 毫米（直接光解），间接光解限为 2 毫米（Hebert 和 Miller, 1990），因此较深的土壤层与光降解无关。

57. 研究了 PBDD/PBDF 在有机溶剂、石英表面、土壤和烟尘粒子等环境中的光解情况。光降解在有机溶剂中受紫外线或阳光照射时速度最快，导致还原性脱溴反应并形成含溴量较低的同系物。假设采用一级动力学方案，在使用直射阳光或紫外光和石英瓶时计算出的半衰期在几分钟范围内。相较之下，土壤和悬浮粒子中的光解要慢得多。降解速率取决于溴取代程度，溴化程度越高的同系物分解越快。PBDD/F 的降解速度快于其氯化类似物，且在受控溶液中的光降解速率快于在真实环境条件中的光降解速率（世卫组织，1998）。

58. 在光解过程中，PBCDD/F 优先失去溴原子，因此转化为 PCDD/F。在异辛烷中测试的单溴四氯二苯并对二恶英和单溴四氯二苯并呋喃以及双溴四氯二苯并对二恶英和单溴四氯二苯并呋喃的光解半衰期均较短（0.5–4 分钟），而所产生的四氯二苯并对二恶英和四氯二苯并呋喃则稳定得多。PBCDD/F 向 PCDD/F 的这种转化也可能发生在焚烧过程中（世卫组织，1998）。由于不同环境区间的光照差异很大，这些数据不能在持久性评估中单独使用，但可作为证据权重法的一部分使用。

59. 在联合王国湖泊的沉积物柱样中发现了 PBDD/F 和 PBCDD/F（Peters 等人，2021）。同样，在东京湾的沉积物柱样中也检测到了 PBDD/F，包括二溴二苯并对二恶英和三溴二苯并对二恶英（Goto 等人，2017）。它们在几十年前的沉积层中存在，间接证明了它们在这些条件下具有持久性。氯化类似物 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英具有很强的抗生物降解性。

在湖水和沉积物中，2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英的半衰期为 550–590 天。仅在湖水中，589 天后仍残留有约 70% 的 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英。以室外池塘作为水生生态系统模型，向其中添加碳-14 标记的 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英，估算半衰期约为 1 年。虽然可能发生了生物降解，但根据环境健康标准 88 的评价（环境健康标准 88（1989）参考 Ward 和 Matsamura（1978）和 Matsamura 等人（1983）），几乎不可能在本实验中估算 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英在水生系统中的生物降解半衰期。

60. 在许多介质（包括沉积物、更深层的土壤和地表水）中，生物降解比光解更具相关性。在没有实验数据集的情况下，使用在 EPI Suite 中应用的 BIOWIN v4.10 模块得出的 BIOWIN3 评分（美国环保局，2017）粗略估算 PBDD/F 和 PBCDD/F 的生物降解半衰期。使用此办法估算了表 1 所列的 PBDD/F 同系物以及类似的 PBCDD/F 和 PCDD/F 同系物的生物降解半衰期。然后使用 Scheringer 等人（2012）推导的公式，将这些评分转换为水中半衰期。请注意，使用 Rorije 等人（2011）推导的公式得出的半衰期高 1.69 至 2.19 倍。这些办法是为筛选目的而设计的，作者指出，BIOWIN3 得出的基础评分仅是半定量评分。将水中的半衰期乘以系数 1.85，即换算为土壤中的半衰期（Boethling 等人，1995；Rorije 等人，2011）。作者指出，该系数为化学筛选和确定进一步评审的优先事项而设计的。对于所分析的所有 PBDD/F 和 PBCDD/F 同系物，其在水和土壤中的半衰期分别比阈值高两个月和六个月（数值见 UNEP/POPS/POPRC.21/INF/5，表 1 和表 2）。

61. 由于从 BIOWIN3 得出的估算数值存在不确定性，因此根据可用的 PCDD/F 实证数据，进一步评价了 PBDD/F 和 PBCDD/F 的持久性。类似化学品（只有卤素原子的类型不同）的半衰期的相对持续时间被认为比其绝对值更能反映其特性。如图 2 所示，PBDD/F 和 PBCDD/F 同系物的估计半衰期始终高于采用相同方法计算出的类似 PCDD/F 同系物的半衰期。因此，PBDD/F 和 PBCDD/F 同系物的实际半衰期可能与其类似 PCDD/F 同系物测定的半衰期一样高。根据文献（Sinkkonen 和 Paasivirta，2000）中提供的不同光解和生物降解数据，提出了与波罗的海环境（年平均温度为 7 摄氏度）相关的 PCDD/F 同系物的指示性半衰期。尽管这些半衰期考虑了生物降解和光解作用，但它们与 BIOWIN3 得出的水中半衰期估算值相当吻合，不过对于氯化程度较高的同系物，吻合度较低（见图 2 和 UNEP/POPS/POPRC.21/INF/5，表 2）。另一方面，对于土壤，Sinkkonen 和 Paasivirta（2000）得出的波罗的海环境中的半衰期大大高于根据 BIOWIN3 评分估算出的半衰期。土壤中 PCDD/F 半衰期的另一组数据来自最近的一项研究（Terzaghi 等人，2020）。数据来自于在意大利北部进行的一项为期 18 个月的温室实验，该实验使用老化、受污染的土壤和不同的植物物种在半田间条件下进行。所推导出的半衰期更接近于根据 BIOWIN3 评分估算出的半衰期，但大多更高且未显示出明显趋势。

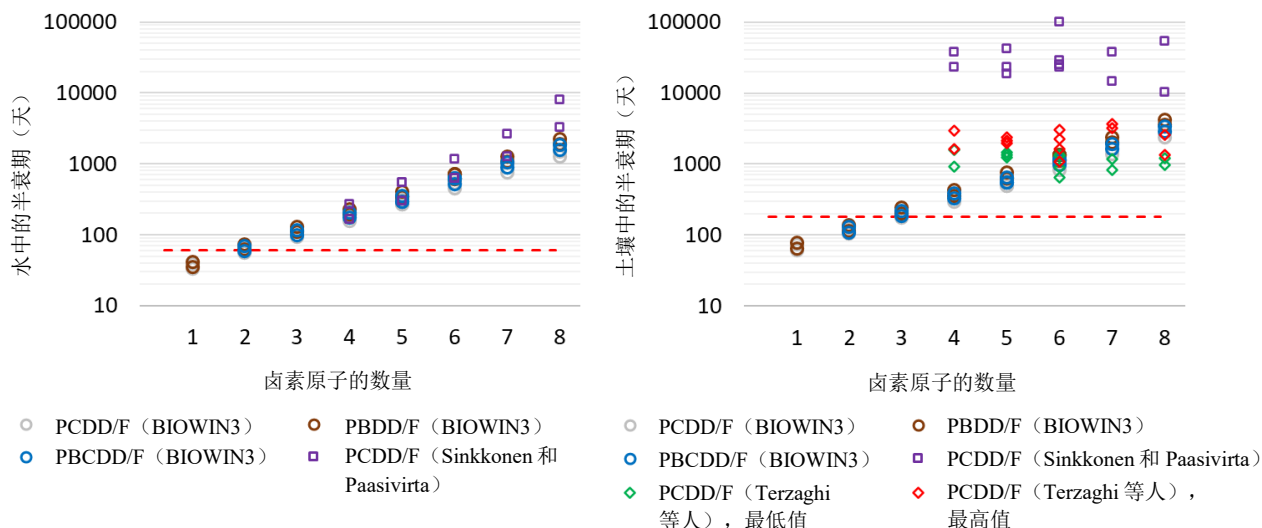


图 2. 与其氯化类似物（PCDD/F）的估计生物降解半衰期相比，PBDD/F 和 PBCDD/F 同系物在水（左）和土壤（右）中的估计生物降解半衰期，并根据卤素原子数量进行分组。还展示了实证得出的 PCDD/F 同系物的半衰期（Sinkkonen 和 Paasivirta, 2000; Terzaghi 等人, 2020）。虚线表示附件 D 规定的持久性阈值（60 天和 180 天）。

62. 根据联合王国提供的其他生物降解预测值（附件 E，联合王国，2024），PBDD/F 和 PCBDD/F 类似于 PCDD/F，在水中不易生物降解，PBDD 的降解概率值为 0 至 0.029（使用 BIOWIN2 计算）或 0.007 至 0.0702（使用 BIOWIN6 计算），PCBDD/F 的降解概率值为 0 至 0.051（使用 BIOWIN2 计算）（数值见 UNEP/POPS/POPRC.21/INF/5，表 3 和表 4）。

63. 总之，现有数据表明，四卤至八卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 符合持久性标准。二卤和三卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 也可能符合持久性标准，但置信度较低。另一方面，单溴二苯并对二恶英和单溴二苯并呋喃不太可能符合这些标准。

2.2.2 生物积累

64. PBDD/F 同系物的正辛醇/水分配系数值（使用 EPI Suite 中应用的 KOWWIN v1.69 模块估算）（美国环保局，2017）介于 4.9 至 11.5 之间，类似的 PBCDD/F 的正辛醇/水分配系数值介于 5.6 至 10.5 之间（见 UNEP/POPS/POPRC.21/INF/5，表 5）。值得注意的是，七溴二苯并对二恶英、八溴二苯并对二恶英和八溴二苯并呋喃的分子量高于 KOWWIN 训练集中的上限值（720 克/摩尔），这可能意味着这些化合物数值的准确度略低。KOWWIN 的估算值与使用同一模型较旧版本（Arnoldsson, 2012）得出的单溴至四溴 PBDD/F 的其他预测值（5.23 至 7.90）一致。

65. 尽管尚无实验测得的生物浓缩系数/生物积累系数值，但存在评估生物积累的实证数据。卤素取代模式影响这些物质的存留程度。与鱼类体内的其他同系物相比，邻近位置未被取代的 PBDD（即二溴二苯并对二恶英和三溴二苯并对二恶英）的存留程度较低，而是会被消除和代谢（Arnoldsson 等人，2012）。研究发现，鱼类向鱼卵的母体转移与溴化程度呈负相关。因此，通过食物摄入研究，在为期 6 周或 12 周的摄入期内，以及随后为期 6 周的消除期内，对鱼类和鱼卵中的浓度进行了检测。检测到同系物的标称浓度为 1 纳克/克饲料。半衰期按长短顺序为：多氯联苯>PCDD/F>PBDD/F。例如，2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英的半衰期为 36 天，2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英的半衰期为 12 天，2,3,7,8-四溴二苯并呋喃的半衰期为 5.0 天。与经合组织第 305 号测试指南相似，每天向鱼类喂食相当于其体重 2% 的饲料。根据英国环境局（2012）的分析和经合组织（2017）的讨论，净化半衰期为 8 至 10 天左右表明，脂质归一化和生长校正生物浓缩系数高于 5 000 升/千克。另一方面，

PBDD 似乎比 PCDD 更能抵抗哺乳动物的代谢（Birnbaum 等人，2003；Bjurlid 等人，2018a）。

66. 已在食物网上层的生物体内发现 PBDD/F，包括 1974 年至 2015 年间从波罗的海采集的 69 头环斑海豹（*Pusa hispida botnica*）的 22 份混合样品（Bjurlid 等人，2018b），以及 1997 年至 2013 年期间在法罗群岛附近捕获的幼年雄性领航鲸（*Globicephala melas*）（Bjurlid 等人，2018a）。1,2,3,4,6,7,8-七溴二苯并呋喃是这两项研究中含量最高的同系物。在 26 个鲸脂样品中的 20 个中， Σ PBDD/F 的浓度范围为 0.080–71 皮克/克脂重（中位数为 3.6 皮克/克脂重）；在海豹脂样品（69 只海豹的 22 个混合样品）中， Σ PBDD/F 的浓度范围为 0.5–52.3 皮克/克脂重（中位数为 8.6 皮克/克脂重）（Bjurlid 等人，2018a，2018b）。在这两个物种中，未发现 PBDD/F 和多溴二苯醚浓度之间存在相关性，这表明多溴二苯醚和 PBDD/F 的接触存在差异或代谢可能存在差异（Bjurlid 等人，2018a）。日本和瑞典还在人体脂肪组织中发现了 PBDD/F（Ericson 等人，2008；Hagberg 等人，2011；Lundstedt，2016）。这些数据表明这些物质在全球范围内广泛存在，并在不同物种和营养级中具有生物利用性。

67. 2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英在大鼠肝脏、粪便和脂肪组织中的消除半衰期估计分别为 17、18 和 58 天。这与所报告的 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英在肝脏和粪便中的消除半衰期相似，但高于其在脂肪组织中的消除半衰期。尽管早期保留程度存在差异，但 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃和 2,3,7,8-四氯二苯并呋喃在肝脏中的半衰期相当（世卫组织，1998）。虽然 2,3,7,8-四氯二苯并呋喃在大鼠和小鼠体内代谢相当迅速，半衰期不到 2 天，但 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃似乎更能抵抗代谢，因此半衰期更长（Birnbaum 等人，2003）。在 Tue 等人（2024）的一项研究中，四溴二苯并呋喃在小鼠血浆中的终末半衰期为 14 天。2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英在大鼠体内的消除半衰期为 2 至 3 周，与 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英相似。如果 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英在大鼠和人体中的半衰期之间的关系适用于 2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英，这意味着四溴二苯并对二恶英在人体中的半衰期介于 5 至 10 年之间（Birnbaum 等人，2003）。根据欧洲化学品管理局（2023a），在大鼠（全身）体内的终末消除半衰期超过 4 天以及（或）在人体内的终末消除半衰期超过 50 天，表明具有高度生物累积性。

68. 在负责将含多溴二苯醚的塑料树脂挤压成型的工人身体内，确定 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃和 2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英的消除半衰期分别为 1.1 至 1.9 年和 2.9 至 10.8 年（Zober 等人，1992）。一位化学家在 1956 年合成了 2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英；据查，其在接触该物质 35 年后，血液中的浓度明显偏高（世卫组织，1998）。2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英在人体中的半衰期估计为 3–11 年（平均为 5.9 年），2,3,7,8-四溴二苯并呋喃在人体中的半衰期为 1–2 年（平均为 1.5 年）（世卫组织，1998）。

69. 在大鼠经管饲接触这些物质后，主要的放射性储存组织是肝脏、脂肪组织和皮肤，主要的排泄途径是粪便，在给药 72 小时后，粪便中发现了 30% 至 80% 的剂量（Diliberto 等人，1993；Mennear 和 Lee，1994）。

70. PBDD/F 在哺乳动物体内消除半衰期很长，表明这些物质具有高度生物累积性。在人体组织和母乳中检测出这些物质加剧了担忧。PBCDD/F 的物理化学特性介于 PCDD/F 和 PBDD/F 之间，包括正辛醇/水分配系数等于或大于 5。由于 PCDD/F（被认定为持久性有机污染物）和 PBDD/F 都具有生物累积性，因此 PBCDD/F 很可能也是这种情况。此外，加上 PBDD/F 和 PBCDD/F 有剧毒（见下文），因此即使中度生物积累也会使体内浓度高到引发不利影响的程度。另外，PBCDD/F 还可能通过光化学方式转化为 PCDD/F。同样，高溴化 PBDD/F 可能形成低溴化 PBDD/F 同系物（世卫组织，1998）。

71. 可以得出结论，二卤至八卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 符合生物积累标准。

2.2.3 远距离环境迁移潜力

72. PBDD/F 和 PBCDD/F 通过与羟基自由基反应发生大气氧化。就 PBDD/F 同系物而言，速率取决于溴化模式（Zeng 和 Wang, 2018）。根据与羟基自由基反应的二级速率常数，采用在 EPI Suite（美国环保局，2017）中应用的 AOPWIN v1.92 模块计算了 PBDD/F 和 PBCDD/F 同系物的气相半衰期。使用的光化学生成的羟基自由基在空气中的 24 小时平均浓度为 7.5×10^5 羟基自由基/立方厘米（与在 AOPWIN 中应用的浓度相同）。未提供 AOPWIN 估算方法的完整训练集。因此，这些预测的可靠性未知。得出的 PBDD/F 同系物半衰期为 1.8 至 504 天，PBCDD/F 同系物半衰期为 2.8 至 435 天。因此符合附件 D 关于空气中半衰期超过两天的标准，至少对于二卤至八卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 来说是如此。这些估算值略高于被认定为持久性有机污染物的类似 PCDD/F 同系物（见 UNEP/POPS/POPRC.21/INF/5，表 6）。PBDD/F 可发生光解（Yang 等人，2021a）。然而，由于其物理化学特性，PBDD/F 和 PBCDD/F 同系物预计会主要以颗粒结合的形式出现在大气中（世卫组织，1998）。由于吸附的部分很少发生或不发生大气氧化，因此大气半衰期将高于计算出的气相半衰期。

73. 最近一项建模研究得出结论认为，每一种被调查的 PBDD/F 同系物（四溴至七溴）在排放到空气或水中时，都会超过偏远地区的类持久性有机污染物积累阈值，但排到土壤中除外。为进行建模，对选定的溴化二恶英和呋喃（PBDD/F）进行了筛选，以确定其在偏远地区扩散、迁移和积累的潜力。采用了一套远距离迁移潜力指标进行筛选，这套指标统称为排放分数法，在经合组织总体持久性和远距离迁移潜力筛选工具的修订版中得到采用。该工具经过参数化，以反映全球环境的环境特征，包括一个空气区间、一个水区间和一个土壤区间。输入参数为正辛醇/水分配系数、空气/水分配系数以及在空气、水和土壤中的降解半衰期。所需的输入参数是使用简化分子线性输入规范从 EPI Suite 中检索的。每项指标的类持久性有机污染物行为阈值被定义为 14 种遗留持久性有机污染物基于任意三种默认排放情景（100%排放到空气中、100%排放到水中、100%排放到土壤中）的最低预测值（Breivik 等人，2023）。

74. Kawai 等人（2014）的另一项建模研究采用一种新的衡量指标，即接受区域的输入部分全球平均值（GIF），比较了卤代持久性有机污染物和类持久性有机污染物的化学品的远距离迁移潜力。作者使用 3D 大气传输模型模拟了各种化学品（包括多氯联苯、PCDD、PCDF 和多溴二苯醚）的迁移和归宿，并将新的 GIF 指标与现有指标的性能进行了比较。PBDD 和 PBDF 的 GIF 分别为 0.09 至 0.21 和 0.11 至 0.21，与得出的 PCDD 和 PCDF 的范围（分别为 0.17–0.22 和 0.13–0.27）重叠。应当指出，所调查的 PBDD 同系物（20 种）和 PBDF 同系物（31 种）数量分别高于 PCDD 同系物（5 种）和 PCDF 同系物（13 种）数量。GIF 被定义为按含量加权的接受区域的输入部分全球平均值。所调查的持久性有机污染物的 GIF 介于 0.08（对于溴化二苯醚-209）至 0.5（对于多氯联苯-36）之间。GIF 越高，远距离迁移潜力就越大。

75. 已发现多溴二苯醚会作为海洋中塑料废弃物的添加剂迁移到偏远地区。在那里，它们可能被海鸟和其他动物摄入，导致在其体内积累（Andrade 等人，2021；Yamashita 等人，2021）。由于已发现含多溴二苯醚或其他溴化阻燃剂的塑料中含有 PBDD/F，而且它们具有类似的物理化学特性（如正辛醇/水分配系数），因此 PBDD/F 很可能也会随着塑料迁移到偏远地区，并在摄入这些塑料的动物体内积累，但目前没有实证数据可以证明这一点。Wang 等人（2021）在中国台湾海滩的塑料颗粒中发现了 PBDD/F，表面吸附量最高达 1388 皮克/克，总吸附量为 3 092 至 29 343 皮克/克。在最近的一项研究中，作者研究了中国台湾海港的微塑料和海水中 PBDD/F 的归宿。他们计算了浓缩系数，以显示海水中微塑料和海水悬浮颗粒物中 PCDD/F、PBDD/F 和类二恶英多氯联苯的浓度效应。PBDD/F 的浓缩系数略高于 PCDD/F 和类二恶英多氯联苯（Wang 等人，2024）。可以得出结论认为，

PBDD/F（很可能还有 PBCDD/F）在微塑料中富集，可以随着微塑料在海水中迁移到偏远地区。Kajiwara 等人（2008）发现，在自然阳光下，用多溴二苯醚阻燃的塑料会形成 PBDD/F（见第 28 段）。因此，可以得出结论认为，用多溴二苯醚阻燃的塑料一旦到达偏远地区，就会形成 PBDD/F。用其他溴化阻燃剂阻燃的塑料是否会形成 PBDD/F 或 PBDD/F 是否存在于这种塑料中，有待进一步研究。

76. 在所有研究中，PBDF 都比 PBDD 占明显优势，支持了这样一种理论，即大气中的大多数 PBDD/F，即使在偏远地区，也源自含溴化阻燃剂的材料（Lundstedt, 2016）。例如，也已发现十溴二苯醚通过空气迁移到偏远地区。沉积在北极环境中的十溴二苯醚可被生活在那里的生物利用，并广泛分布在北极食物网中（UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, 2014）。在瑞典西海岸哥德堡市和本底监测站 Råö，空气中 PBDD/F 的浓度相似（哥德堡市样品数量：共计 4 个；监测年份：2011–2012 年；测得浓度： Σ PBDD 为 1.5–1.8 飞克/立方米； Σ PBDF 为 2.1–510 飞克/立方米）（Råö 样品数数量：16 个；监测年份：2011–2012 年；测得浓度： Σ PBDD 为 1.1–310 飞克/立方米； Σ PBDF 为 34–1 200 飞克/立方米）。芬兰北部的偏远监测站 Pallas 的空气样品中 PBDD/F 的浓度较低（样品数量：2 个；监测年份：2011–2012 年；测得浓度： Σ PBDD 低于检测限度， Σ PBDF 为 39–91 飞克/立方米），但表明存在远距离环境迁移（Lundstedt, 2016；Remberger 等人，2014）。根据这一数据，偏远地区（Pallas）的 PBDF 水平大约比接近来源的地区（哥德堡和 Råö）低 4 至 10 倍。发现 Pallas 的 PBDD 含量通常较低，不高于检测限度（Remberger 等人，2014）。另一项表明 PBDD/F 在气团中远距离迁移的研究是在中国台湾附近进行的，Chao 等人（2014）在该地区海洋上方的空气中测得的浓度为 0.0013 皮克世卫组织-毒性当量/立方米。只检测到高溴化 PBDF 同系物。在该地区海洋和陆地大气中发现 1,2,3,4,7,8-六溴二苯并呋喃、1,2,3,4,6,7,8-七溴二苯并呋喃和八溴二苯并呋喃。海洋大气中的 PBDD/F 平均浓度高于农村地区环境空气中的平均浓度。作者得出结论认为，来自中国台湾或东亚大陆的卤代持久性有机污染物（注：包括 PBDD/F）很容易通过大气输送到达偏远的海洋地点（Chao 等人，2014）。然而，要确定附近其他潜在 PBDD/F 来源的贡献率和可能的迁移途径，还需要开展进一步分析。总之，这些证据尤为可以证明大气中存在 PBDF，偏远地区也是如此。因此可以得出如下结论：有证据表明 PBDF 存在远距离迁移。就 PBDD 而言，无法根据监测数据得出结论，因为只在其来源附近发现低浓度的 PBDD。

77. 如第 66 段所述，在法罗群岛周围捕获的领航鲸（*Globicephala melas*）鲸脂中检测到中位数浓度为 3.6 皮克/克脂重的 PBDD/F（Bjurlid 等人，2018a），这进一步证明 PBDD/F 可通过移栖物种进行远距离环境迁移。

78. 在南极沿海环境的地衣（5.7–16.2 皮克/克）、土壤（0.25–2.62 皮克/克）和鸟成土（0.77–1.61 皮克/克）中发现了 PBDD/F（Mwangi 等人，2016）。然而，作者推断，研究基地附近采样点的样品中 PBDD/F 含量相对较高可能是南极研究站焚烧用于发电和家庭取暖的含塑料废物造成的。从这项研究中无法得出 PBDD/F 具有远距离迁移潜力的结论。

79. 在拉脱维亚河流捕获的波罗的海野生鲑鱼（*Salmo Salar*）中，检测到 3-B-2,7,8-tri-CDF（Zacs 等人，2013）。波罗的海野生鲑鱼是一种移栖物种，因此有助于远距离迁移（Wania, 1998）。然而，在此研究中，其对远距离迁移的影响尚不明确。

80. 总之，PBDD/F 和 PBCDD/F 符合远距离环境迁移的标准。

2.3 接触

2.3.1 环境监测数据

81. 环境和人类食物链中 PBCDD/F 的监测数据有限。主要原因是需要复杂的分析方法，而且缺乏纯分析标准品（Kannan 等人，2012；van den Berg 等人，2013；Weber 等人，2015）。最近提出了一种利用二维气相色谱/飞行时间质谱仪和后数据处理来筛查 PBCDD/F 的新工作流程（Hashimoto 等人，2021）。

82. 关于 PBDD/F 和 PBCDD/F 出现情况的历史数据有限，其中大部分证实原料中含有氯和溴的焚烧过程会产生排放（Wang 等人，2023；Wang 等人，2010）。Goto 等人（2017）利用涵盖 1895–2000 年期间的 ^{210}Pb 定年沉积物柱样，调查了日本东京湾单溴至八溴 PBDD/F 的出现情况。在 1960 年代之前，PBDD 的含量比 PBDF 高。发现 PBDF 含量一直在增加，直到最近的沉积层。Peters 等人（2021）分析了 1950 年至 2015 年间联合王国湖泊中 ^{210}Pb 定年柱样中多溴二苯醚、PBDD/F 和 PBCDD/F 的时间趋势，发现多溴二苯醚呈上升趋势，且与 PBDF 浓度（介于 0–19 000 皮克/克有机碳之间）呈显著相关（ $R=0.88-0.98$ ； $p<0.05$ ），而 PBCDD/F 浓度则呈下降趋势。作者认为，PBCDD/F 的来源与多溴二苯醚无关，且与 PBDF 的来源不同。他们还认为，研究 PBDF 同系物模式表明废物焚烧和铁矿石烧结等燃烧活动的排放十分重要（Peters 等人，2021）。

83. 一些研究人员调查了来自全球不同地点的沉积物样品中 PBDD/F 的分布情况。Xiao 等人（2016）报告说中国电子废物区龙塘的平均浓度很高（527 皮克/克），与 Liu 等人（2022）在中国另一电子废物区贵屿发现的最高浓度（124–568 皮克/克，平均为 355 皮克/克）相对应。在泰国加拉信府焚烧电子废物（包括塑料）的垃圾场内的池塘沉积物中，测得含量为 1 862 皮克世卫组织-毒性当量/克的 PBDD/F（Dvorská 等人，2023）。在瑞典一个沿海地区（毗邻一些使用电子废物作为部分进料的金属冶炼厂），发现 PBDD/F 浓度非常高，最高可达 10 000 皮克/克（Lundstedt，2016）。联合王国人口稠密区的一个湖泊 Edgbaston 湖的浓度异常高，最高可达 7 100 皮克/克（Peters 等人，2021）。其他工业化地区的含量显示出巨大差异，表明不同城市和工业景观的污染状况各不相同。例如韩国海岸（未检出至 460 皮克/克）（Terauchi 等人，2009）、中国香港海岸（11.0–217 皮克/克）（Terauchi 等人，2009）、日本大阪湾（2.4–590 皮克/克）（Takigami 等人，2005）、东京湾（2.2–66 皮克/克）（Goto 等人，2017）、中国白洋淀（未检出至 280 皮克/克）（Zhao 等人，2019）和中国珠江三角洲（1.57–1 300 皮克/克）（Liu 等人，2023）。

84. 在中国台湾高雄港的海水中，PCDD/F、多氯联苯和 PBDD/F 的类二恶英总毒性为 0.00936–0.167 皮克世卫组织-毒性当量/升，其中 PBDD/F 占总毒性的 19%。作者指出，海水中的多溴二苯醚在紫外线照射下可转化为 PBDD/F，这突显了这些有害污染物在环境中持久存在和扩散的另一种潜在途径（Wardiani 等人，2024）。高雄-1 和高雄-2 的 PBDD/F 总含量分别为 0.0169 和 0.00195 皮克世卫组织-毒性当量/升，但高雄-3、高雄-4 和高雄-5 的含量范围介于 0.00224 至 0.0206 皮克世卫组织-毒性当量/升之间，其中高雄-5 预计含量最高。

85. 在包括领航鲸、海豹、鱼、贝类和贻贝在内的各种海洋生物区系中都发现了 PBDD/F（Bjulid 等人，2018a，2018b；Fattore 等人，2018；Fernandes 等人，2009；Haglund 等人，2007）。这些数据表明，PBDF 通常比 PBDD 出现得更频繁且含量更高，这在许多情况下表明其来源为人为来源。详情见 UNEP/POPS/POPRC.21/INF/5，表 7。存在于波罗的海的一些物种体内大多是溴化程度较低（单溴至五溴）的同系物，结合对空间分布的分析，表明当地存在天然生物生产，例如红藻（*Ceramium tenuicorne*）、蓝色贻贝或水生海绵（*Ephydatia fluviatilis*）中的天然生物生产（Arnoldsson 等人，2012；Haglund 等人，2007；Unger 等人，2009）。在波罗的海野生鲑鱼（*Salmo Salar*）中，检测到浓度范围为 0.039–

0.075 皮克/克鲜重的 3-B-2,7,8-tri-CDF (Zacs 等人, 2013)。未检测到其他 22 种 PBDD/F。这种鱼的样品是从拉脱维亚的两条河流采集的。在来自地中海的 65 个野生和养殖鱼类样品中, 有 5 个样品的 PBDD/F 含量超过了相对较高的检测限度值 (介于 0.003–4.5 皮克/克鲜重之间)。检测到的同系物浓度范围为 0.01–0.89 皮克/克鲜重, 其中一种野生种 (*Sarda sarda* L.) 的浓度值最高 (Fattore 等人, 2018)。

86. 1974 年至 2013 年期间, 波罗的海环斑海豹的 PBDD/F 浓度介于 0.5 至 52.3 皮克/克脂重之间 (Bjulid 等人, 2018b)。直观分析表明, 其他污染物组 (如 PCDD/F、多氯联苯) 的浓度在下降, 而 PBDD/F 的浓度从 2004 年开始略有上升。然而, 由于 PBDD/F 的总体浓度较低, 因此无法确定长期的时间趋势。1972–2001 年间波罗的海的鳕鱼肝油中未发现任何趋势 (Falandysz 等人, 2020); 然而, 由于作者只能分析数量有限的 PBDD/F 同系物, 因此该数据依据的估算值不足。

87. Wang 等人 (2008) 研究了中国台湾不同大气环境中的 PBDD/F 情况。农村、城市、工业区和科学园区大气中的 PBDD/F 平均浓度分别为 11、24、46 和 95 飞克/标准立方米。根据相同作者的研究, 大型城市固体废物焚烧厂烟道气中的 PBDF 浓度达到 2.28 皮克/标准立方米 (Wang 和 Chang-Chien, 2007)。大气中 PBDF 远多于 PBDD, 且其质量分数随 PBDD/F 浓度的增加而增加。在另一项关于日本京都大气和大量沉积的研究中, 也主要检测到 PBDF, 仅检测到微量水平的 PBDD (Hayakawa 等人, 2004)。

88. 自 2002 年以来, 日本对选定设施建筑物内的废气、排水和空气中的 PBDD/F 进行了调查, 重点是含溴化阻燃剂的产品生命周期。调查设施每年筛选一次。(以日文) 公布调查结果 (日本国立保健医疗科学院, 2016)。日本从 2002 年开始监测所选定设施附近区域的 PBDD/F, 重点关注含溴化阻燃剂产品的生命周期, 发现大气中的浓度范围为 0.10–990 皮克/立方米 (平均为 22 皮克/立方米), 其中一处阻燃树脂制造设施 (2002 年) 和多处阻燃剂制造设施 (2003 年和 2006 年) 周围的浓度较高。发现降尘中的浓度范围为 140 至 180 000 皮克/平方米/天 (平均为 16 000 皮克/平方米/天), 其中一处家电再循环设施 (2002 年) 和一处阻燃树脂制造设施 (2002 年) 的浓度更高。公共水体 (河流、湖泊、港口和海港、沿海海域等公共用途水域, 包括与之相连的公共水道、灌溉水道和其他公共用途水道) 中的浓度范围介于未检出至 7 400 皮克/升 (平均为 330 皮克/升), 其中一处阻燃纺织品加工设施和一处污水处理设施周围的浓度较高。公共水体沉积物中的浓度范围介于未检出至 13 000 皮克/克干重 (平均为 630 皮克/克) 之间, 其中一处阻燃树脂制造设施 (TrBPh 端基处理的四溴双酚 A 型环氧树脂)、一处阻燃树脂制造设施 (四溴双酚 A 环氧树脂)、一处家电再循环设施和一处阻燃纺织品加工设施周围的浓度较高 (附件 E, 日本环境部, 2024)。Ban Nong Bua 垃圾场灰尘中的 PBDD/F 含量达到 16 898 皮克世卫组织-毒性当量/克干重, 而同一地点灰烬中的含量为 17 458 皮克世卫组织-毒性当量/克干重。在泰国加拉信府一个电子废物地点的粉碎厂, PBDD/F 的含量略高于 426 皮克世卫组织-毒性当量/克干重 (Dvorská 等人, 2023)。在泰国 Khao Hin Son 电子废物加工厂附近的另一个地点, PBDD/F 含量介于 4 至 10 皮克世卫组织-毒性当量/克干重之间 (Petrlik、Boonthmai 等人, 2022)。

89. 土壤中也发现了 PBDD/F (Amuah 等人, 2024; Liu 等人, 2025c; Tue 等人, 2016; Zhou 等人, 2021)。Amuah 等人 (2024) 总结了之前在加纳阿格博格布洛谢进行的研究的数据。所记录的土壤中 PBDD 总含量 (以皮克/克干重为单位) 介于未检出–5.0 (非电子废物场地) 至 1.3–490 (非电子废物焚烧场地) 和 120–4 000 (电子废物露天焚烧场地) 之间。Tue 等人 (2016) 还记录了土壤中 PBDF 总含量 (以皮克/克干重为单位) 介于未检出–100 (非电子废物场地) 至 2 600–83 000 (非电子废物焚烧场地) 和 83 000–3 800 000 (电子废物露天焚烧场地) 之间。在阿格博格布洛谢电子废物场地的露天焚烧区检测到的 PBDD/F 总含量 (以纳克/克为单位) (83–3 800) > PCDD/F (18–520) > 类二恶英多氯联苯 (3.4–

83)。非焚烧区的成分(PBDD/F: 2.6–83 纳克/克; PCDD/F: 1.0–7.0 纳克/克; 类二恶英多氯联苯: 1.4–7.5 纳克/克)比露天焚烧区的成分低 1–2 个数量级, 但比阿克拉非电子废物地点高出约两个数量级(未检出至 100 纳克/克; 8.0–300 纳克/克和 2.7–290 纳克/克)(Amuah 等人, 2024)。

90. 在土壤、废水、污泥、飞灰、各种动植物物种、食物和饲料、室内灰尘和人体中也发现了 PBDD/F (Altarawneh 等人, 2019; Bell 等人, 2023; Lundstedt, 2016; Ma 等人, 2009)。Bell 等人 (2023) 分析了中国台湾经处置的废物焚烧残留物中的 PBDD/F 残留物。在五个采样点中的两个采样点的灰烬样品中检测到了 PBDD/F, 浓度高达 61 皮克世卫组织-毒性当量/克干重。Ma 等人 (2009) 报告说, 树叶 (n=6) (来自附近的一处电子废物再循环设施) 中的 PBDD/F (10 种同系物) 总浓度为 113–818 皮克/克干重, 电子粉碎机 (n=5) 中的总浓度为 392–18 500 皮克/克干重, 土壤样品 (n=10) 中的总浓度为 716–800 000 皮克/克干重, 车间地板灰尘 (n=5) 中的总浓度为 89 600–143 000 皮克/克干重, 化工业综合体土壤 (n=12) 中的总浓度高达 427 皮克/克干重。在印度尼西亚某垃圾填埋场饲养的牛的血液、内脏和肉样品 (n=2) 中也发现 PBDD/F, 内脏中的浓度高达 38.59 皮克/克脂肪, 其中主要同系物为 1,2,3,4,6,7,8-七溴二苯并对二恶英 (Ismawati 等人, 2024)。对泰国焚烧电子废物的垃圾场附近的福寿螺进行了测量, 其 PBDD/F 含量介于低于检测限度至 1.7 皮克世卫组织-毒性当量/克鲜重之间 (Dvorská 等人, 2023)。福寿螺是当地社区饮食的一部分。

2.3.2 人类接触

91. 从全球 26 个国家抽样的儿童塑料玩具和其他消费品中均发现了 PBDD/F。这些玩具很可能是使用含溴化阻燃剂的再循环塑料制造的, 其中 PBDD/F 的含量很高。本研究样品中 PBDD/F、多溴二苯醚、四溴双酚 A 和其他溴化阻燃剂的含量很高。据估计, 由于幼儿的用口习惯, 每天从受污染的塑料玩具中摄入 PBDD/F 可能会大大增加幼儿每日 PBDD/F 摄入量 (Behnisch 等人, 2023; Budin 等人, 2020)。

92. 在私人住宅火灾事故中, 含溴化阻燃剂的塑料在不受控制的焚烧过程中会释放出大量的 PBDD/F, 危及环境和接触火灾残留物的人员 (Ebert 和 Bahadir, 2003)。在消防员的血清中, 发现 PBDD/F 的含量比 PCDD/F 高出一个数量级 (Shaw 等人, 2013)。消防员会接触阻燃剂、PBDD/F 和 PCDD/F。发现空气中和个人防护设备表面的 PBDD/F 浓度相对高于 PCDD/F 的浓度, 因此就职业接触而言可能更令人担忧 (Fent 等人, 2020)。对越南电子废物部门妇女的血清进行了 9 种 PBDD/F 同系物分析。在非再循环作业人员 (从附近社区招募) 体内, PBDD 总毒性当量占二恶英总负荷的 48.80%, PBDF 毒性当量占 28.06%, 因此 PBDD/PBDF 占其总毒性当量的 76.86%。在再循环作业人员体内, PBDD 毒性当量和 PBDF 毒性当量分别占二恶英总负荷的 43.78% 和 26.03%, 因此 PBDD/PBDF 占其总毒性当量的 69.81% (Peecher 等人, 2022)。一位化学家在 1956 年合成了 2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英; 据查, 其在接触该物质 35 年后, 血液中的浓度明显偏高 (世卫组织, 1998)。对中国台湾体育馆室内、室外空气和室内灰尘中 PBDD/F 的分析结果表明, 室内灰尘、室内 PM_{2.5} 和室外 PM_{2.5} 的 PBDD/F 含量分别为 37.8±13.7 皮克世卫组织₂₀₀₅-毒性当量/克、0.00650±0.00340、0.00469±0.00101 皮克世卫组织₂₀₀₅-毒性当量/立方米 (Su 等, 2022)。Tue 等人 (2013) 的一项研究分析了纽约州房屋灰尘中的类二恶英活动和与二恶英有关的化合物 (包括 PBDD/F)。PBDD/F 浓度变化很大 (0.33–150 纳克/克, 中位数为 2.1 纳克/克), 对荧光素酶表达基因法-毒性当量的贡献率介于 <1% 至 21% 之间。

93. 根据几项监测母乳中 PBDD/F 含量的研究, PBDD/F 对总毒性当量的贡献率各不相同。在瑞典, PBDD/F 对毒性当量的平均贡献率为 40% (Bjurlid, 2018c)。在瑞典一项较早的研究中, 从 1997 年到 2011 年, 母乳样品中的 PCDD/F 含量随着时间的推移而下降。在同一研究中, 仅从 2010 年的一个样品发现 PBDD/F 含量超过检测限度, 对总毒性当量的贡献

率为 1.6% (Haglund 等人, 2014)。在德国, PBDD/F 同系物的浓度中位数 (第 95 个百分点) 为 0.62 (2.69) 皮克/克脂肪, 贡献率约为 11% (Fromme 等人, 2022)。上海样品中含有三种 PBDF 同系物 (不含 PBDD): 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃、1,2,3,4,6,7,8-七溴二苯并呋喃和八溴二苯并呋喃, 其平均浓度分别为 3.2 皮克/克 (在 72.5% 的样品中检测到)、9.5 皮克/克 (100%) 和 28 皮克/克 (67.5%) (Lin 等人, 2021)。在世卫组织对来自 28 个国家的 38 个混合样品进行的全球监测研究中, PBDD/F 浓度对总毒性当量的平均贡献率约为 10% (Schächtele 等人, 2023)。

94. 其他人体监测研究的重点是人体脂肪组织中的 PBDD/F。Hagberg 等人 (2011) 报告说分析了 10 个人体脂肪组织样品中的 PBDD/F。在所有样品中均发现 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃, 含量范围介于 0.23 至 0.54 皮克/克脂肪之间, 10 个样品中有 9 个发现存在五溴二苯并呋喃。2,3,7,8-四溴二苯并呋喃、1,2,3,7,8-五溴二苯并呋喃和 2,3,4,7,8-五溴二苯并呋喃的含量与上一次筛查研究报告的含量相似 (Ericson Jogsten 等人, 2010)。同样, Thatcher 等人 (2015) 研究了内脏和皮下脂肪组织和肝活检组织中的 PCDD 和 PBDD, 报告说 PBDD/F 毒性当量浓度相对较低, 不到脂肪组织毒性当量的 5% 和肝脏毒性当量的 10%, 其中 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃和 2,3,4,7,8-五溴二苯并呋喃是最常检测到的化合物。瑞典的另一项研究发现, 人体脂肪组织中的 PBDF 浓度介于 0.27 至 2.24 皮克/克之间 (Ericson 等人, 2008)。

95. PBDD/F 存在于最常食用的食物中, 导致饮食摄入 PBDD/F (Fernandes 和 Falandysz, 2021; Rose 等人, 2010)。对各种食物样品 (蛋、奶、鱼、贝类、猪肉、牛肉和家禽) 的分析表明, 动物产品中 PBDD/F 的平均毒性当量范围为 0.15 至 0.48 皮克/克脂肪上限, 贝类和鱼类中的范围为 0.03–0.05 皮克/克总重。最常检测到的同系物是 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃、2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英以及 1,2,3,4,6,7,8-七溴二苯并对二恶英和 1,2,3,4,6,7,8-七溴二苯并呋喃。在一些样品中还检测到 2,3,4,7,8-五溴二苯并呋喃、1,2,3,4,7,8-六溴二苯并呋喃和八溴二苯并呋喃 (Ceci 等人, 2022)。在另一项研究中, 在面包、谷类食品、土豆和新鲜水果等低脂食物中发现 PBDD/F 的浓度高于其氯化类似物, 含量最高的同系物是 1,2,3,4,6,7,8-七溴二苯并呋喃 (Bramwell 等人, 2017)。意大利食物样品中的 PBDD/F 含量表明, 与鱼类和贝类 (浓度为 <0.001 至 4.58 皮克/克) 相比, 陆地养殖食物的污染水平较低或检测不到。使用类二恶英污染物通常使用的毒性当量法估算了不同意大利人群在这些含量下产生的饮食接触量 (上限), 范围为 0.17 至 0.42 皮克毒性当量/千克体重/天 (Diletti 等人, 2020)。在联合王国和爱尔兰, 正如在其他研究中观察到的那样, PBDF 比 PBDD 更常见, 最常发现的同系物是 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃、2,3,4,7,8-五溴二苯并呋喃、2,3,8-三溴二苯并呋喃和 1,2,3,4,6,7,8-七溴二苯并呋喃 (Rose 和 Fernandes, 2010)。Teebthaisong 等人 (2021) 的研究分析了 15 个散养鸡蛋样品 (来自全球 14 个热点地区) 和两个来自超市的参考样品中的 PBDD/F。PBDD/F 含量最高的是产自加纳 Agboblshie 的鸡蛋 (300 皮克毒性当量/克脂肪), 该地是一个电子废物和报废车辆弃置场, 其次是产自武汉垃圾焚烧厂附近的鸡蛋 (27 皮克毒性当量/克脂肪)。Fernandes 等人 (2023) 调查了再循环家禽铺垫材料中 PBDD/F、PCDD/F 和其他化学品在鸡的肌肉组织、肝脏和鸡蛋中的吸收情况。在鸡蛋和组织中, 溴化污染物对毒性当量的平均贡献率分别为 33% 和 44% (其中 >96% 来自 PBDD/F)。在荷兰, 发现蛋和禽肉 (“肉鸡”) 受到 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃的严重污染, 受污染的家禽饲料被确定为可能的来源 (Dirks 等人, 2024)。对中国华南地区 5 种常见鱼类中卤代芳香族化合物的存在情况进行的调查显示, PBDD/F 是最常见的高溴化 PBDF, 其污染与 PBDE 密切相关。与其他卤代芳香族化合物相比, PBDD/F 对总毒性当量和摄入风险的贡献率 (平均 45.6%) 高得多 (Zhang 等人, 2024)。Mortimer 等人 (2013) 在其饮食研究中, 通过测量代表联合王国 19 种食物类别 (如面包、谷物、胴体肉、内脏、家禽、鱼类等) 的混合样品中的一系列污染物来估算总体饮食情况。使用 “摄入方案” (为食品标准

局开发的软件)估算了平均水平和高水平(第 97.5 个百分位, P97.5)摄入者的饮食接触量。将氯化化合物的毒性当量系数应用于其溴化和混合卤代类似物,估算了所有年龄段(幼儿、4-6 岁儿童、7-10 岁儿童、11-14 岁儿童、青少年、成年人和老年人)按毒性当量/千克体重/天计的 PBDD/F/PBB 饮食接触总量。饮食接触量估算值最高的是幼儿(平均值,上限: 0.95, P97.5, 上限: 1.64 皮克世卫组织 2005-毒性当量/千克体重/天)和 4-6 岁儿童(平均值,上限: 0.84, P97.5, 上限: 1.29 皮克世卫组织 2005-毒性当量/千克体重/天)。PBDD/F/PBB 对总毒性当量的贡献率在所有年龄组以及平均和高摄入人群中一直保持在 30% 左右。该研究的作者得出结论认为,溴化二恶英、呋喃和联苯(很可能还有混合卤代二恶英、呋喃和联苯)可能对饮食接触类二恶英化合物有重大影响。

96. 在欧盟,正在进行一项关于测定婴儿奶粉中溴化污染物的实验室间研究,该研究还包括测定 PBDD/F 和 PBCDD/F 的情况(附件 E,最佳可得技术/最佳环保做法专家,2024)。

2.4 对引发关键的终点进行危害性评估

97. 在动物研究中也观察到 PBDD/F 会产生 PCDD/F 具有的不利影响,即致死、消瘦、致畸、生殖效应、免疫毒性(如胸腺萎缩)、内分泌紊乱(T4 和维生素 A 减少)以及肝叶增加(Birnbaum 等人,2003;世卫组织,1998)。世界卫生组织指出,“总体而言,用 2,3,7,8-取代的 PBDD 和 PBDF 进行的研究在实验动物中发现典型的类四氯二苯并对二恶英的影响”。由于 PCDD/F 已列入《公约》附件 C,因此会利用结构上有关的氯化类似物四氯二苯并对二恶英进行交叉参照来了解 PBDD/F 的不利影响,但可能会低估其毒性。用溴取代氯(如 PBDD/F 的情况)预计会产生类似程度的毒性(见第 103 段)。因此,利用四氯二苯并对二恶英进行交叉参照来了解 PBDD/F 似乎是可接受的,以便加强证据权重。

98. 毒性最大的同系物是 2,3,7,8-取代的同系物。有 7 种 2,3,7,8-取代的 PBDD 和 10 种 2,3,7,8-取代的 PBDF,以及 337 种可能的 2,3,7,8-取代的 PBCDD 和 647 种可能的 2,3,7,8-取代的 PBCDF(世卫组织,1998)。

99. 同 PCDD/F 一样, PBDD/F 和 PBCDD/F 能够激活芳香烃受体信号(Behnisch 等人,2003)。PBDD 和 PBCDD 与芳香烃受体的结合情况随卤素原子的数量和位置而变化。虽然 2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英的结合亲和力略低于 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英,但 2,8-di-B-3,7-di-C-DD 的结合亲和力是 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英的两倍(Birnbaum 等人,2003)。

100. 在一项关于 2,3,7,8-四氯二苯并呋喃和 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃的急性口服毒性比较研究(Moore 等人,1979,引自 Mennear 和 Lee,1994)中,当雄性 Hartley 豚鼠单次接触 0、0.47、1.58、4.74 或 15.81 微克/千克剂量的四溴二苯并呋喃或 0、1、5、10 或 15 微克/千克剂量的四氯二苯并呋喃时,表现出类似的效果,如低剂量(1.0 微克/千克四氯二苯并呋喃和 4.74 微克/千克四溴二苯并呋喃)接触后体重增加减少,高剂量(10 微克/千克四氯二苯并呋喃和 15.8 微克/千克四溴二苯并呋喃)接触后体重迅速下降。

101. 这些证据表明, PBDD/F 和 PBCDD/F 可诱发发育神经毒性(2,3,7,8-四溴二苯并呋喃)和神经行为变化,如成年后在新环境中的探索行为减少和幼年时期的超声波发声(2,3,7,8-四溴二苯并呋喃)(Kimura 等人,2020,2023)。据报告,小鼠在接触四溴二苯并呋喃或四氯二苯并对二恶英后会出现肝脏反应,如肝脏体积增大和基因表达紊乱(Kimura 等人,2022)。

102. 成年斑马鱼通过饲料接触四溴二苯并对二恶英(标称浓度: 3、30 和 300 纳克/克食物干重)9 周后,产卵成功率显著降低且卵巢形态发生显著变化,具体情况取决于剂量和时间(Norman Haldén 等人,2011)。高剂量组(300 纳克/克食物干重)在接触 1 周后停止产卵,中等剂量组(30 纳克/克食物干重)在接触 5 周后停止产卵。中等剂量组卵黄生成卵母

细胞的减少量明显高于低剂量组。高剂量组的鱼死亡率很高（23%），因此在其他组之前三周取样。此外，高剂量组和中等剂量组的体重低于接触前的体重。

103. Van den Berg 等人（2013）从一系列体外和体内研究中汇编了溴化化合物的相对效应效力范围，并将其与相应的氯化化合物进行了比较。现有证据表明，哺乳动物体内 PBDD/F 的许多相对效应效力与其氯化类似物的相对效应效力相似，或至少处于一个数量级内。同样，基于胚胎注射，PBDD/F 及其相应的 PCDD/F 同系物导致不同品系的虹鳟鱼幼苗死亡的相对效应效力大多在一个数量级内（van den Berg 等人，2013）。

104. 对于四卤至六卤代 PBCDD，计算得出相对效应效力范围为 0.19 至 0.96（Eljarrat 和 Barceló，2004）。在日本青鳉（*Oryzias latipes*）的早期生命阶段，通过水接触观察到其体内 PBCDF 同系物 3,7,8-tri-B-2-C-DF 的毒性高于 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英，相对效应效力_水为 3.3，相对效应效力_卵为 4.6（Nakayama 等人，2022）。此外，PBCDD/F 还可能通过光化学方式转化为被认定为持久性有机污染物的 PCDD/F（世卫组织，1998）。

105. 单次皮下注射后，2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英类似于 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英，在大鼠肝脏成为一种乙氧基-异吩唑酮-脱乙基酶（EROD）强诱导剂，EROD 是一种广泛使用的生物标记物，用于检测接触可与芳香烃受体（AhR）结合的物质情况（Nagao 等人，1990）。在接触 2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英的大鼠和斑马鱼身上证实了对 EROD 的诱导作用（Mason 等人，1987；Mennear 和 Lee，1994；Norman Haldén 等人，2011；Weber 和 Greim，1997）。大鼠和斑马鱼接触与 PCDD 有类似结合亲和力的 2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英后，AhR 调节基因也被诱导（Mennear 和 Lee，1994；Norman Haldén 等人，2011）。肝脏 EROD 活性和肝脏 AhR 调节基因的表达表明溴化二恶英是否可以通过 AhR 通路激活基因转录（Norman Haldén 等人，2011）。Mason 等人（1987）证明了一系列 PBDD 和 PBCDD 可导致未成熟雄性 Wistar 大鼠体重减轻和胸腺萎缩。然而，没有具体说明以下物质的剂量：1,3,7,8-四溴二苯并对二恶英；2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英；1,2,3,7,8-五溴二苯并对二恶英；1,2,4,7,8-五溴二苯并对二恶英；2,3-di-B-7,8-di-CDD；2-B-3,7,8-tri-CDD（Mason 等人，1987）。

106. Mason 等人（1987）比较了四氯二苯并对二恶英和四溴二苯并对二恶英与大鼠肝脏胞浆受体结合的相对能力（羟基磷灰石受体结合试验）以及体外诱导芳烃羟化酶（AHH）和 EROD 的能力。四氯二苯并对二恶英和四溴二苯并对二恶英对受体结合位点的亲和力似乎相当，但在诱导 AHH 和 EROD 方面，氯衍生物似乎效力更强。Ao 等人（2009）研究了 2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英和 1,2,3,7,8-五溴二苯并对二恶英对小鼠的免疫毒性效应，并与 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英和 1,2,3,7,8-五氯二苯并对二恶英的免疫毒性效应进行了比较，以了解溴化二恶英的免疫毒性效力。使用卵清蛋白¹（OVA）对小鼠进行免疫，剂量为 1、3 或 10 微克/千克。四氯二苯并对二恶英或四溴二苯并对二恶英对胸腺重量和细胞数、脾重量和细胞数以及卵清蛋白诱导脾细胞产生 IL-5 的影响相似。五氯二苯并对二恶英的效应也与四氯二苯并对二恶英相似。另一方面，五溴二苯并对二恶英表现出一定的剂量依赖性效应。

107. 在 Hardy 等人（1990）的研究中，以 0、1、10、50、150 或 500 微克/公斤/天的剂量给 Sprague Dawley 大鼠口服四溴二苯并呋喃（每周 5 天，共 4 周）。高剂量组（500 微克/千克/天）的动物全部死亡；150 微克/公斤/天剂量组的动物中有 70% 死亡，50 微克/公斤/天或以上剂量组的动物体重增加减少。150 微克/公斤/天剂量组的雄性以及 10 和 50 微克/公斤/天剂量组的雌性的平均胸腺重量（相对于体重）均减少。检查了对照组以及 1、10、50 微克/千克/天剂量组动物的肝、肾、脾、肾上腺、心脏和胸腺。在 50 微克/千克/天剂量

¹ <https://www.sciencedirect.com/topics/pharmacology-toxicology-and-pharmaceutical-science/ovalbumin>。

组，肝脏和胸腺出现与给药有关的改变，10 微克/千克体重/天剂量组也出现这种改变，但程度较轻，肝脏病变的特征是肝细胞全小叶肥大，并伴有全小叶肝细胞空泡化和局灶性坏死。所有 50 微克/千克剂量组的雄性和雌性大鼠（有胸腺）以及大多数 10 微克/千克剂量组的动物均出现了胸腺萎缩，表现为淋巴细胞全面衰竭。1 微克/千克剂量组未观察到与给药有关的改变。Ivens 等人（1993）进行了一项为期 13 周的重复毒性研究，研究内容包括在口服 0.01、0.1、1、3 和 10 微克/千克剂量时四溴二苯并对二恶英在雄性和雌性 Wistar 大鼠体内的积累和消除情况。作者指出，0.01 或 0.1 微克/千克剂量组的动物没有表现出与给药有关的毒性迹象；然而，0.1 微克/千克或以上剂量组的雄性和雌性均出现甲状腺激素降低。在 1 或 3 微克/千克剂量组，动物的三碘甲状腺原氨酸（T3）升高，而四碘甲状腺原氨酸（T4）降低。在 3 和 10 微克/千克剂量组中观察到的主要影响包括体重增加减少、总体健康状况不佳、黄疸；且 12 周后，3 微克/千克剂量组存活至研究预定终止时间的动物出现血浆碱性磷酸酶、谷丙转氨酶和谷草转氨酶升高。经过 13 周的给药，所研究的肝脏、肺和肾脏中的微粒体酶（EROD、乙氧基香豆素-O-脱乙基酶、AHH、UDP-葡萄糖醛酸转移酶）的活性增加，但具体情况取决于剂量。在 3.0 微克/千克剂量下，活性低于 1.0 微克/千克下的剂量。作者认为，这可能是由于肝脏毒性所致。

108. Wistar 大鼠连续 13 周每天口服 3 或 10 微克/千克体重的四溴二苯并对二恶英后，生育力受到影响。这些影响包括睾丸生精活性下降以及附睾精母细胞缺陷或坏死，具体情况取决于剂量（Ivens-Kohl 等人，1989 年，引自世卫组织（1998））。

109. 除了研究 2,3,7,8-四溴二苯并呋喃、1,2,3,7,8-五溴二苯并呋喃和 2,3,4,7,8-五溴二苯并呋喃的发育影响外，还研究了它们对妊娠第 10 天的 C₅₇BL/6N 小鼠的影响，2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英的剂量范围为 0–192 微克/千克，2,3,7,8-四溴二苯并呋喃、1,2,3,7,8-五溴二苯并呋喃和 2,3,4,7,8-五溴二苯并呋喃的剂量范围为 0–4 000 微克/千克（Birnbaum 等人，1991；Mennear 和 Lee，1994）。在所有剂量下服用每种化合物均显著增加了母鼠的肝脏重量，但没有证据表明产生了其他母体毒性。四溴二苯并对二恶英和四溴二苯并呋喃导致胎儿体重增加，具体情况取决于剂量，500 微克/千克或以上剂量的四溴二苯并呋喃显著增加了胚胎/胎儿死亡率。诱发肾积水是衡量发育毒性的最敏感指标。每种化合物都会增加发病率；据估计，四溴二苯并对二恶英的半数效应剂量为 9 微克/千克，四溴二苯并呋喃为 12 微克/千克，1,2,3,7,8-五溴二苯并呋喃为 340 微克/千克，2,3,4,7,8-五溴二苯并呋喃为 4 347 微克/千克。作者估计四氯二苯并对二恶英诱发肾积水的半数效应剂量为 4 微克/千克。因此，在所测试的溴化同系物中，四溴二苯并对二恶英诱发肾积水的效力最强，其效力类似于同时测试的四氯二苯并对二恶英。所有 PBDD 和 PBDF 都会导致腭裂发病率显著增加，作者认为这可能表明这些化合物产生影响的机制相同。就四氯二苯并对二恶英而言，当剂量≥1 微克/千克/天时会出现腭裂，当剂量≥0.5 微克/千克/天时会出现肾积水。对于其他同系物，在以下剂量（以微克/千克体重/天为单位）下，肾积水的发病率也显著高于本底水平：2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英，3；2,3,7,8-四溴二苯并呋喃，25；1,2,3,7,8-五溴二苯并呋喃，500；2,3,4,7,8-五溴二苯并呋喃，400。腭裂发病的最低观测效应水平剂量（以微克/千克体重/天为单位）为：2,3,7,8-四溴二苯并对二恶英，48；2,3,7,8-四溴二苯并呋喃，200；1,2,3,7,8-五溴二苯并呋喃，4 000；2,3,4,7,8-五溴二苯并呋喃，2 400。Ding 等人（2007）的研究结果表明 PCDD/F 能够调节类固醇生成基因的表达，从而可能导致内分泌紊乱。

110. PCDD/F 对动物的致癌性已得到公认。根据国家毒理学计划，2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英是一种已知的人类致癌物质。基于结构相似性和交叉参照，且由于 PCDD/F 对动物的致癌潜力已得到证实，Mennear 和 Lee（1994）认为 PBDD/F 也是人类致癌物。然而，目前尚未有关于 PBDD/F 致癌潜力的实验或流行病学研究报告（Mennear 和 Lee，1994；国际癌症研究机构人类致癌风险评估工作组，1997）。

111. 在哺乳动物体内，2, 3, 7, 8-取代的 PBDD 和 PBDF 的作用模式、毒性类型和效力与其氯化类似物相似（van den Berg 等人，2013）。作者认为有足够的证据可以得出结论认为，人类食物、组织和母乳中的 2, 3, 7, 8-取代的 PBDD 和 PBDF 的浓度会显著导致类二恶英总毒性。已报告的 PBDD/F 饮食摄入量表明，某些人群，特别是幼儿，可能超过类二恶英污染物的每周可耐受摄入量（由欧洲食品安全局食物链污染物小组等（2018）设定的 2 皮克毒性当量/千克体重/周），即使是用下限数据估计的平均饮食摄入量也是如此（Fernandes 和 Falandysz, 2021）。PBCDD/F 可能会显著增加类二恶英物质的总接触量（Fernandes 等人，2014；van den Berg 等人，2013）。这与另一项研究的结论是一致的，即 PBDD/F（很可能还有 PBCDD/F）会显著增加通过饮食接触的二恶英化合物的数量（Mortimer 等人，2013）。

112. 由于其毒性与 PCDD/F 相似（Birnbaum 等人，2003；Bjurlid, 2018c；Mennear 和 Lee, 1994；Van den Berg 等人，2013），因此可以得出结论认为，三卤至八卤代 PBDD 和 PBCDD 以及四卤至七卤代 PBDF 和 PBCDF 符合不利影响的标准。

3. 资料综述

113. PBDD/F 及其对环境的排放有几个人为来源，包括(1) 商用多溴二苯醚混合物（PBDD/F 作为副产物存在）；(2) 溴化阻燃剂的光解和热降解；(3) 工业热处理中的无意生产。在使用机械化学非燃烧技术处理受污染土壤时，也可能会形成 PBDD/F 和 PBCDD/F。含有多溴二苯醚等直接前体的塑料经过再循环处理时会形成 PBDD/F，溴化阻燃剂和含溴化阻燃剂产品的光解和热降解也可形成 PBDD/F。在加热或燃烧过程中，特别是在涉及溴化阻燃剂或其他溴化/氯化材料时，可能会无意形成 PBDD/F 和 PBCDD/F。在生产溴化阻燃剂（如 BTBPE）的过程中，以及通过在各种条件下降解多溴二苯醚和四溴双酚 A（另一种溴化阻燃剂），也会形成 PBDD/F 和 PBCDD/F。氯和溴的存在会影响所形成的 PBDD/F 和 PBCDD/F 比率。研究表明，一些 PBDD/F 和 PBCDD/F 可能来自天然来源，如藻类或蓝藻，由天然溴酚的凝聚或其他反应产生。相应的同系物通常溴化程度较低，从单溴到五溴不等，其中三溴同系物似乎最丰富。考虑到一卤至三卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 的毒性较低，自然产生的同系物对总毒性当量的贡献率可能有限。

114. 没有收到任何证明表明除了少量用于分析和研究目的外，还存在任何有意使用 PBDD/F 或 PBCDD/F 的情况。多溴二苯醚是 PBDD/F 的前体，当存在氯时，也是 PBCDD/F 的前体。由于四溴二苯醚、五溴二苯醚、六溴二苯醚、七溴二苯醚和十溴二苯醚已列入《斯德哥尔摩公约》附件 A（消除），因此多溴二苯醚的使用在很大程度上受到限制。其他可作为 PBDD/F 前体的溴化阻燃剂，或在有氯的情况下可作为 PBCDD/F 前体的溴化阻燃剂，被广泛应用于各种领域，包括印刷电路板、电气外壳、汽车应用、建筑材料、公共建筑和军事、医疗等专业部门的纺织品、航空航天胶粘剂、涂层、航空器及轨道车辆的结构部件。

115. 当材料加热或燃烧时，包括意外或其他类型不受控制的火灾，特别是当存在溴化阻燃剂或其他溴化（和氯化）芳烃时，或与生产和使用溴化阻燃剂有关时，可能会释放 PBDD/F 和 PBCDD/F。垃圾填埋场沥滤液中也可能含有 PBCDD/F。为限制 PCDD/F 的形成而制定的适当风险管理措施（如最佳可得技术和最佳环保做法）也可以限制 PBDD/F 和 PBCDD/F 的形成。电子废物的热处理会释放 PBDD/F，且其浓度远高于 PCDD/F。根据 2001 年多溴二苯醚的生产和使用情况估算，全球 PBDF 的年排放量可能已达到 2 300 千克。已经在电子废物塑料（如阴极射线管外壳）中发现了 PBDD/F，尼日利亚等地堆积的电子废物中含有大量此类污染物。不加控制地焚烧含溴化阻燃剂的塑料，包括在私人住宅的火灾中，也会产生有害浓度的 PBDD/F。电子废物和汽车碎片残渣等材料的再循环可能会导

致交叉污染和 PBDD/F 向环境中的释放。钢铁厂和其他有色金属冶炼厂等冶金设施也被确定为 PBDD/F 的重要排放源。其他来源包括垃圾填埋场和工业场地，特别是在城市化地区。

116. PBDD/F 和 PBCDD/F 具有持久性（单溴同系物除外）和生物累积性。对适合的类似物 PCDD/F 实证数据采用交叉参照法，并在定量构效关系法和随后的外推法的支持下，估算出二卤至八卤代 PBDD/F 和 PBCDD/F 在水中和土壤中的半衰期分别大于相关阈值两个月和（或）六个月。根据 BIOWIN2、BIOWIN3 和 BIOWIN6 定量构效关系法，预测 PBDD/F 和 PBCDD/F 同系物的生物降解率与 PCDD/F 同系物类似，都很低。

117. PBDD/F 在哺乳动物体内的消除半衰期显著长于 PCDD。估计在人体中的半衰期从 1 年到 11 年不等。这些物质在哺乳动物体内的终末消除半衰期很长，表明这些物质具有高度生物累积性。PBDD/F 和 PBCDD/F 的正辛醇/水分配系数 ≥ 5 （数值介于 4.9 至 11.5 之间），根据附件 D 的标准，被认为可能具有生物累积性。它们在鱼类和哺乳动物中表现出的吸收和消除模式类似于 PCDD/F，其中卤素取代影响保留程度。PBCDD/F 的物理化学性质（如分子大小、卤代模式和代谢稳定性）介于 PCDD/F 和 PBDD/F 之间。由于 PCDD/F（被认定为持久性有机污染物）和 PBDD/F 都具有生物累积性，因此 PBCDD/F 很可能也是这种情况。已在海豹和鲸鱼等高营养级物种以及日本和瑞典的人体组织中检测到 PBDD/F。在人体组织和母乳中的出现表明其具有生物利用性，并加剧了对敏感生命阶段接触此类物质的担忧。总体而言，这些化合物的消除半衰期与 PCDD 更长，表明其对代谢的抗性更高，生物积累的可能性更大。

118. PBDD/F 和 PBCDD/F 具有远距离环境迁移的潜力。它们的气相半衰期估计在 1.8–504 天之间。由于其物理化学特性，预计它们会主要以颗粒结合的形式出现在大气中。因此，大气半衰期将高于计算出的气相半衰期。因此，符合附件 D 关于空气中半衰期超过两天的标准。最近一项建模研究得出结论认为，每一种被调查的 PBDD/F 同系物（四溴至七溴）在排放到空气或水中时，都会超过偏远地区持久性有机污染物类的积累阈值。每项指标的类持久性有机污染物行为阈值被定义为 14 种遗留持久性有机污染物基于任意三种默认排放情景（100%排放到空气中、100%排放到水中、100%排放到土壤中）的最低预测值。由于已发现含多溴二苯醚或其他溴化阻燃剂的塑料中含有 PBDD/F，而且它们具有类似的物理化学特性，因此 PBDD/F 很可能也会随着塑料迁移到偏远地区并在摄入这些塑料的动物体内积累。然而，目前还没有实验数据可证明这一点。PBDD/F 在海水中的微塑料富集，因此可通过微塑料迁移到偏远地区。此外，多溴二苯醚或其他溴化阻燃剂一旦到达偏远地区，就可能形成 PBDD/F，如在光降解的作用下。在波罗的海野生鲑鱼（一种移栖物种）体内检测到 3-B-2,7,8-tri-CDF。在法罗群岛周围捕获的领航鲸（*Globicephala melas*）体内检测到 PBDD/F，这进一步证明 PBDD/F 可通过移栖物种进行远距离环境迁移。

119. 已在包括沉积物、空气和生物区系在内的各种环境区间中检测到 PBDD/F 和 PBCDD/F。浓度升高往往与工业活动有关，例如与含溴化阻燃剂的产品生命周期（制造、使用、处置、再循环）有关的工业活动，包括电子废物处理和焚烧。研究表明存在区域差异，若干国家的电子废物和汽车弃置场、电子废物再循环区、一些将电子废物用作部分进料的金属冶炼厂附近的区域以及露天焚烧区的浓度较高。在海豹和鲸鱼等高营养级物种体内也检测到了 PBDD/F。在土壤、废水、污泥、飞灰、各种动植物物种、食物和饲料、室内灰尘和人体中也发现了 PBDD/F。

120. 一般人群接触 PBDD/F 的途径包括吸入含溴化阻燃剂的塑料焚烧后的空气，以及通过食用相关食品等。此外，经口接触（特别是通过用口习惯）由含溴化阻燃剂的再循环塑料制成的儿童玩具，可能会导致每日摄入量大幅增加。消防员和电子废物部门工人血液中的 PBDD/F 含量高于 PCDD/F。母乳中也存在 PBDD/F，对不同区域总毒性当量的贡献率各不相同。对人体脂肪组织的监测表明，PBDD/F 的毒性当量浓度较低。在蛋、奶、鱼和肉类

等常见食物中发现了 PBDD/F，这会导致饮食接触，在工业区（如电子废物和焚烧点）食物中检测到的含量更高。PBDD/F 和 PCBDD/F 存在于包括鱼类在内的移栖物种中。因此，由于远距离迁移，食用移栖鱼类可能会导致饮食接触。联合王国的饮食接触量估计在 0.19 至 1.64 皮克毒性当量/千克体重/天之间。PBDD/F 对总毒性当量的贡献率在所有年龄组以及平均和高摄入人群中一直保持在 30%左右。PBDD/F（很可能还有 PBCDD/F）可能会显著增加通过饮食接触的类二恶英化合物的数量。

121. PBDD/F 和 PBCDD/F 对哺乳动物和鱼类造成的不良影响与具有类似相对效应效力的 PCDD/F 相似。在哺乳动物中，2, 3, 7, 8-取代的 PBDD 和 PBDF 的作用机制、毒性类型和效力与其氯化类似物相似，包括致死性、消耗性、致畸性、生殖效应、免疫毒性（如胸腺萎缩）、内分泌紊乱（T4 和维生素 A 减少）和肝内卟啉增加（Birnbaum 等人，2003；世界卫生组织，1998）。有足够的证据可以得出结论认为，人类食物、组织和母乳中的 2, 3, 7, 8-取代的 PBDD 和 PBDF 的浓度会显著导致类二恶英总毒性。已报告的 PBDD/F 饮食摄入量表明，某些人群，特别是幼儿，可能超过类二恶英污染物的每周可耐受摄入量（2 皮克毒性当量/千克体重/周）。

4. 结语

122. 总之，人为来源释放出大量的 PBDD/F 和 PBCDD/F。它们被认为符合《公约》规定的持久性、生物积累性、远距离环境迁移和不利影响标准。它们可以在环境中长期存在，增加了环境和人类接触的可能性。它们在生物区系（包括人类）中发生生物积累。它们能够远距离迁移，并已在各种环境区间（包括偏远地区的海洋哺乳动物）中检测到 PBDD/F。PBDD/F 和 PBCDD/F 可显著增加二恶英类物质的总体接触量，在偏远地区也可能造成不利影响。

123. 因此，可以得出结论认为，二卤至八卤化 PBDD/F 和 PBCDD/F 因其远距离环境迁移，可能会对人类健康和（或）环境造成重大不利影响，因而有必要采取全球行动。

5. 参考文献²

- Abbasi, G., Li, L., & Breivik, K. (2019). Global Historical Stocks and Emissions of PBDEs. *Environmental Science & Technology*, 53(11), 6330–6340. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07032>.
- Altarawneh, M. (2022). Temperature-dependent profiles of dioxin-like toxicants from combustion of brominated flame retardants. *Journal of Hazardous Materials*, 422, 126879. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126879>.
- Altarawneh, M., Saeed, A., Al-Harashsheh, M., & Dlugogorski, B. Z. (2019). Thermal decomposition of brominated flame retardants (BFRs): Products and mechanisms. *Progress in Energy and Combustion Science*, 70, 212–259. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2018.10.004>.
- Amuah, E. E. Y., Fei-Baffoe, B., Kazapoe, R. W., Dankwa, P., Okyere, I. K., Sackey, L. N. A., Nang, D. B., & Kpiebaya, P. (2024). From the ground up: Unveiling Ghana's soil quality crisis and its ecological and health implications. *Innovation and Green Development*, 3(1), 100097. <https://doi.org/10.1016/j.igd.2023.100097>.
- Andrade, H., Glüge, J., Herzke, D., Ashta, N. M., Nayagar, S. M., & Scheringer, M. (2021). Oceanic long-range transport of organic additives present in plastic products: An overview. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 85. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00522-x>.
- Annex E, BSEF. (2024). *Form for submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention*. <https://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC20/POPRC20Followup/InfoonPBDDFandPBCDDF/tabid/10104/>.
- Annex E, UK. (2024). *Form for submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention*. <https://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC20/POPRC20Followup/InfoonPBDDFandPBCDDF/tabid/10104/>.
- Ao, K., Suzuki, T., Murai, H., Matsumoto, M., Nagai, H., Miyamoto, Y., Tohyama, C., & Nohara, K. (2009). Comparison of immunotoxicity among tetrachloro-, pentachloro-, tetrabromo- and pentabromo-dibenzo-*p*-dioxins in mice. *Toxicology*, 256(1–2), 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2008.10.024>.
- Arnoldsson. (2012). *Polybrominated dibenzo-*p*-dioxins: Natural formation mechanisms and biota retention, maternal transfer, and effects*. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:470963/FULLTEXT02.pdf>.
- Arnoldsson, K., Haldén, A. N., Norrgren, L., & Haglund, P. (2012). Retention and maternal transfer of environmentally relevant polybrominated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans, polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans, and polychlorinated biphenyls in zebrafish (*Danio rerio*) after dietary exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(4), 804–812. <https://doi.org/10.1002/etc.1750>.
- Ballschmiter, K., & Bacher, R. (1996). *Dioxine*. Wiley-VCH.
- Behnisch, P., Hosoe, K., & Sakai, S. (2003). Brominated dioxin-like compounds: In vitro assessment in comparison to classical dioxin-like compounds and other polyaromatic compounds. *Environment International*, 29(6), 861–877. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00105-3](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00105-3).
- Behnisch, P., Petrlik, J., Budin, C., Besselink, H., Felzel, E., Strakova, J., Bell, L., Kuepouo, G., Gharbi, S., Bejarano, F., Jensen, G. K., DiGangi, J., Ismawati, Y., Speranskaya, O., Da, M., Pulkrabova, J., Grambicka, T., Brabcova, K., & Brouwer, A. (2023). Global survey of dioxin- and thyroid hormone-like activities in consumer products and toys. *Environment International*, 178, 108079. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108079>.
- Bell, L., Herlin Hsieh, Guang, C. R., Jindrich Petrlik, Jelinek, N., & Strakova, J. (2023). *Persistent organic pollutants (POPs) and heavy metals in surrounding of disposal sites of waste incineration ash in Southern Taiwan* (Version 1, Toxics and Waste Programme, p. 31). Taiwan Watch Institute, Tainan Community University. <https://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.18913.89449/1>.³
- Bharadwaj, B., Gates, T., Borthakur, M., Rose, S., Oranu, C. O., Allison, A. L., Bohlmann, J., Dhungana, P., Glenn, D. E., Jeuland, M., Awange, J., Gates, I., Mulugetta, Y., & Ashworth, P. (2025). The use of plastic as a household fuel among the urban poor in the Global South. *Nature Cities*. <https://doi.org/10.1038/s44284-025-00201-5>.

² 虽然所引用资料的标题不能更改，但本文件中提到的“台湾”或“香港”应根据联合国大会1971年10月25日第二七五八（二十六）号决议分别理解为“中国台湾”和“中国香港”。

³ 本引文中所称“台湾”，是指“中国台湾”。有关进一步说明，请参阅脚注1。

- Birnbaum, L. S., Morrissey, R. E., & Harris, M. W. (1991). Teratogenic effects of 2,3,7,8-tetrabromodibenzo-p-dioxin and three polybrominated dibenzofurans in C57BL/6N mice. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 107(1), 141–152. [https://doi.org/10.1016/0041-008x\(91\)90338-f](https://doi.org/10.1016/0041-008x(91)90338-f).
- Birnbaum, L. S., Staskal, D. F., & Diliberto, J. J. (2003). Health effects of polybrominated dibenzo-p-dioxins (PBDDs) and dibenzofurans (PBDFs). *Environment International*, 29(6), 855–860. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00106-5](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00106-5).
- Bjurlid, F. (2018c). *Polybrominated dibenzo-p-dioxins and furans: From source of emission to human exposure* [Örebro University]. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1155143/FULLTEXT01.pdf>.
- Bjurlid, F., Dam, M., Hoydal, K., & Hagberg, J. (2018a). Occurrence of polybrominated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans (PBDD/Fs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in pilot whales (*Globicephala melas*) caught around the Faroe Islands. *Chemosphere*, 195, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.044>.
- Bjurlid, F., Roos, A., Ericson Jogsten, I., & Hagberg, J. (2018b). Temporal trends of PBDD/Fs, PCDD/Fs, PBDEs and PCBs in ringed seals from the Baltic Sea (*Pusa hispida botnica*) between 1974 and 2015. *Science of The Total Environment*, 616–617, 1374–1383. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.178>.
- Boethling, R. S., Howard, P. H., Beauman, J. A., & Larosch, M. E. (1995). Factors for intermedia extrapolation in biodegradability assessment. *Chemosphere*, 30(4), 741–752. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)00439-2](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)00439-2).
- Bramwell, L., Mortimer, D., Rose, M., Fernandes, A., Harrad, S., & Pless-Mulloli, T. (2017). UK dietary exposure to PCDD/Fs, PCBs, PBDD/Fs, PBBs and PBDEs: Comparison of results from 24-h duplicate diets and total diet studies. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 34(1), 65–77. <https://doi.org/10.1080/19440049.2016.1258493>.
- Breivik, K., Nikiforov, V., & Davie-Martin, C. L. (2023). *Identification of POP candidates among chemicals in plastic* (No. M–2622). <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/desember-2023/identification-of-pop-candidates-among-chemicals-in-plastic/>.
- Brusselsaers, J., Mark, F. E., & Tange, L. (2006). *Using metal-rich WEEE plastics as feedstocks /fuel substitute for an integrated meatls smelter* (p. 20) [Technical report]. PlasticsEurope in cooperation with Umicore and EFRA. https://www.glencoretechnology.com/rest/api/v1/documents/b1a9cdf54f69f9f63555a2e7b1fab37e/Using_metal-rich_WEEE_plastics_as_feed.pdf.
- Budin, C., Petrlik, J., Strakova, J., Hamm, S., Beeler, B., Behnisch, P., Besselink, H., Van Der Burg, B., & Brouwer, A. (2020). Detection of high PBDD/Fs levels and dioxin-like activity in toys using a combination of GC-HRMS, rat-based and human-based DR CALUX® reporter gene assays. *Chemosphere*, 251, 126579. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126579>.
- Bundesrepublik Deutschland. (2017). *Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens und über die Abgabe bestimmter Stoffe, Gemische und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz (Chemikalien-Verbotsverordnung—ChemVerbotsV)*.
- Ceci, R., Diletti, G., Bellocci, M., Chiumiento, F., D’Antonio, S., De Benedictis, A., Leva, M., Pirito, L., Scortichini, G., & Fernandes, A. R. (2022). Brominated and chlorinated contaminants in food (PCDD/Fs, PCBs, PBDD/Fs, PBDEs): Simultaneous determination and occurrence in Italian produce. *Chemosphere*, 288, 132445. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132445>.
- Chao, H.-R., Lin, D.-Y., Chen, K.-Y., Gou, Y.-Y., Chiou, T.-H., Lee, W.-J., Chen, S.-J., & Wang, L.-C. (2014). Atmospheric concentrations of persistent organic pollutants over the Pacific Ocean near southern Taiwan and the northern Philippines. *Science of The Total Environment*, 491–492, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.017>.⁴
- Chatkittikunwong, W., & Creaser, C. S. (1994). Stability of bromo- and bromochloro-dibenzo-p-dioxins under laboratory and environmental conditions. *Chemosphere*, 29(3), 547–557. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90442-1](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)90442-1).
- Conesa, J. A., Ortuño, N., Abad, E., & Rivera-Austrui, J. (2016). Emissions of PCDD/Fs, PBDD/Fs, dioxin like-PCBs and PAHs from a cement plant using a long-term monitoring system. *Science of The Total Environment*, 571, 435–443. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.009>.
- Cowell, W. J., Stapleton, H. M., Holmes, D., Calero, L., Tobon, C., Perzanowski, M., & Herbstman, J. B. (2017). Prevalence of historical and replacement brominated flame retardant chemicals in New York City homes. *Emerging Contaminants*, 3(1), 32–39. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2017.01.001>.

⁴ 本引文中所称“台湾”，是指“中国台湾”。有关进一步说明，请参阅脚注1。

- Desmet, K., Schelfaut, M., & Sandra, P. (2005). Determination of bromophenols as dioxin precursors in combustion gases of fire retarded extruded polystyrene by sorptive sampling-capillary gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1071(1–2), 125–129. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.12.019>.
- DeVito, M., Bokkers, B., Van Duursen, M. B. M., Van Ede, K., Feeley, M., Antunes Fernandes Gáspár, E., Haws, L., Kennedy, S., Peterson, R. E., Hoogenboom, R., Nohara, K., Petersen, K., Rider, C., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Wheeler, M. W., Wikoff, D. S., Zhao, B., & Van Den Berg, M. (2024). The 2022 world health organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for polychlorinated dioxins, dibenzofurans and biphenyls. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 146, 105525. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2023.105525>.
- Die, Q., Yang, J., Wang, J., Wang, J., Yang, Y., Huang, Q., & Zhou, Q. (2022). Occurrence and formation pathways analysis of PBDD/Fs from 2,4,6-tribromophenol under thermal reaction conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 235, 113449. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113449>.
- Diletti, G., Ceci, R., De Benedictis, A., Leva, M., Migliorati, G., Pirito, L., Vairano, I., & Fernandes, A. R. (2020). Polybrominated dibenzo-p-dioxins and furans (PBDD/Fs) in Italian food: Occurrence and dietary exposure. *Science of The Total Environment*, 741, 139916. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139916>.
- Diliberto, J. J., Kedderis, L. B., Jackson, J. A., & Birnbaum, L. S. (1993). Effects of Dose and Routes of Exposure on the Disposition of 2,3,7,8-[3H]Tetrabromodibenzo-p-dioxin (TBDD) in the Rat. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 120(2), 315–326. <https://doi.org/10.1006/taap.1993.1117>.
- Ding, L., Murphy, M. B., He, Y., Xu, Y., Yeung, L. W. Y., Wang, J., Zhou, B., Lam, P. K. S., Wu, R. S. S., & Giesy, J. P. (2007). Effects of brominated flame retardants and brominated dioxins on steroidogenesis in H295R human adrenocortical carcinoma cell line. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(4), 764–772. <https://doi.org/10.1897/06-388R1.1>.
- Dirks, C., Gerssen, A., Weide, Y., Meijer, T., Van Der Weg, G., Van De Schans, M. G. M., & Bovee, T. F. H. (2024). Brominated Dioxins in Egg, Broiler, and Feed Additives: Significance of Bioassay-Directed Screening for Identification of Emerging Risks in Food. *Foods*, 13(6), 931. <https://doi.org/10.3390/foods13060931>.
- Drage, D. S., Aries, E., & Harrad, S. (2014). Studies into the formation of PBDEs and PBDD/Fs in the iron ore sintering process. *Science of The Total Environment*, 485–486, 497–507. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.093>.
- Dresch, H., Dima, B., Horn, J., Grüttner, W., Mark, F. E., & Vehlow, J. (2014). *End-of-life treatment of HBCD-containing polystyrene insulation foams* [Technical report]. Plastics Europe. <https://www.decontaminationinstitute.org/communication/news/end-life-treatment-polystyrene-insulation-foams-containing-hbcd-2/>.
- Du, B., Zheng, M., Huang, Y., Liu, A., Tian, H., Li, L., Li, N., Ba, T., Li, Y., Dong, S., Liu, W., & Su, G. (2010). Mixed Polybrominated/chlorinated Dibenzo- *p* -dioxins and Dibenzofurans in Stack Gas Emissions from Industrial Thermal Processes. *Environmental Science & Technology*, 44(15), 5818–5823. <https://doi.org/10.1021/es100867d>.
- Duan, H., Li, J., Liu, Y., Yamazaki, N., & Jiang, W. (2011). Characterization and Inventory of PCDD/Fs and PBDD/Fs Emissions from the Incineration of Waste Printed Circuit Board. *Environmental Science & Technology*, 45(15), 6322–6328. <https://doi.org/10.1021/es2007403>.
- Dumler, R., Thoma, H., Lenoir, D., & Hutzinger, O. (1989). PBDF and PBDD from the combustion of bromine containing flame retarded polymers: A survey. *Chemosphere*, 19(12), 2023–2031. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(89\)90025-8](https://doi.org/10.1016/0045-6535(89)90025-8).
- Dvorská, A., Jindrich Petrik, Thitikorn Boontongmai, Nichchawan Bubphachat, Walaská, H., Strakova, J., Chutimon Thowsakul, Akarapon Teebthaisong, Jelinek, N., Grechko, V., Penchom Saetang, Punyathorn Jeungsmarn, Prakaikan Phanphet, Surachate Pulawun, Boonsong Nasomsoi, Patcharaphon Purechatang, Sutamas Natwong, Nathanol Seemuang, & Carpenter, D. O. (2023). *Toxic Hot Spot in Kalasin. POPs in the Surroundings of Electronic Waste Recycling Sites in Kalasin Province*. Arnika - Toxics and Waste Programme. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15440.28165>.
- Ebert, J., & Bahadir, M. (2003). Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress. *Environment International*, 29(6), 711–716. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00117-X](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00117-X).
- ECHA. (2024). *Investigation report on aromatic brominated flame retardants*. https://echa.europa.eu/documents/10162/17233/rest_aromatic_brominated_flame_retardants_investigation_report_en.pdf.
- ECHA. (2023a). *Guidance on information requirements and chemical safety assessment: Chapter R.11: PBT and vPvB assessment : version 4.0, December 2023*. Publications Office. <https://doi.org/10.2823/312974>.

ECHA. (2023b). *Regulatory strategy for flame retardants*. ECHA_1.

https://echa.europa.eu/documents/10162/2082415/flame_retardants_strategy_en.pdf/9dd56b7e-4b62-e31b-712f-16cc51d0e724?t=1678871526283.

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), Schrenk, D., Bignami, M., Bodin, L., Chipman, J. K., del Mazo, J., Grasl-Kraupp, B., Hogstrand, C., (Ron) Hoogenboom, L., Leblanc, J., Nebbia, C. S., Nielsen, E., Ntzani, E., Petersen, A., Sand, S., Schwerdtle, T., Wallace, H., Benford, D., Fürst, P., ... Vleminckx, C. (2024). Update of the risk assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in food. *EFSA Journal*, 22(1).

<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2024.8497>.

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), Knutsen, H. K., Alexander, J., Barregård, L., Bignami, M., Brüschweiler, B., Ceccatelli, S., Cottrill, B., Dinovi, M., Edler, L., Grasl-Kraupp, B., Hogstrand, C., Nebbia, C. S., Oswald, I. P., Petersen, A., Rose, M., Roudot, A., Schwerdtle, T., Vleminckx, C., ... Hoogenboom, L. (Ron). (2018). Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. *EFSA Journal*, 16(11). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5333>.

EHC 88. (1989). *POLYCHLORINATED DIBENSO- PARA-DIOXINS AND DIBENZOFURANS*.

<https://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc88.htm>.

Eljarrat, E., & Barceló, D. (2004). Toxicity Potency Assessment of Persistent Organic Pollutants in Sediments and Sludges. In D. Barceló (Ed.), *Series Anthropogenic Compounds* (Vol. 5I1, pp. 99–140). Springer Berlin Heidelberg.

<https://doi.org/10.1007/b97177>.

Environment Agency. (2012). *Depuration rate constant: Growth correction and use as an indicator of bioaccumulation potential*.

https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291525/LIT_7371_44228a.pdf.

Ericson, I., van Bavel, B., & Lindström, G. (2008). *Screening of persistent halogenated compounds in human adipose tissue and blood from Sweden*. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:657741/FULLTEXT01.pdf>.

Ericson Jogsten, I., Hagberg, J., Lindström, G., & Bavel, B. V. (2010). Analysis of POPs in human samples reveal a contribution of brominated dioxin of up to 15% of the total dioxin TEQ. *Chemosphere*, 78(2), 113–120.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.012>.

European Commission. (2006). *EU risk assessment report TBBP-A*.

<https://echa.europa.eu/documents/10162/32b000fe-b4fe-4828-b3d3-93c24c1cdd51>.

European Commission. (2019). *COMMISSION IMPLEMENTING DECISION (EU) 2019/2010 of 12 November 2019 establishing the best available techniques (BAT) conclusions, under Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council, for waste incineration*. https://eur-lex.europa.eu/eli/dec_impl/2019/2010/oj/eng.

Falandysz, J., Smith, F., & Fernandes, A. R. (2020). Polybrominated dibenzo-p-dioxins (PBDDs) and – dibenzofurans (PBDFs) in cod (*Gadus morhua*) liver-derived products from 1972 to 2017. *Science of The Total Environment*, 722, 137840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137840>.

Fattore, E., Bagnati, R., Colombo, A., Fanelli, R., Miniero, R., Brambilla, G., Di Domenico, A., Roncarati, A., & Davoli, E. (2018). Perfluorooctane Sulfonate (PFOS), Perfluorooctanoic Acid (PFOA), Brominated Dioxins (PBDDs) and Furans (PBDFs) in Wild and Farmed Organisms at Different Trophic Levels in the Mediterranean Sea. *Toxics*, 6(3), 50. <https://doi.org/10.3390/toxics6030050>.

Fent, K. W., LaGuardia, M., Luellen, D., McCormick, S., Mayer, A., Chen, I.-C., Kerber, S., Smith, D., & Horn, G. P. (2020). Flame retardants, dioxins, and furans in air and on firefighters' protective ensembles during controlled residential firefighting. *Environment International*, 140, 105756. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105756>.

Fernandes, A., Mortimer, D., Gem, M., Dicks, P., Smith, F., White, S., & Rose, M. (2009). Brominated dioxins (PBDD/Fs) and PBDEs in marine shellfish in the UK. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 26(6), 918–927. <https://doi.org/10.1080/02652030902803026>.

Fernandes, A. R., & Falandysz, J. (2021). Polybrominated dibenzo-p-dioxins and furans (PBDD/Fs): Contamination in food, humans and dietary exposure. *Science of The Total Environment*, 761, 143191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143191>.

Fernandes, A. R., Lake, I. R., Dowding, A., Rose, M., Jones, N. R., Smith, F., & Panton, S. (2023). The transfer of environmental contaminants (Brominated and Chlorinated dioxins and biphenyls, PBDEs, HBCDDs, PCNs and PFAS) from recycled materials used for bedding to the eggs and tissues of chickens. *Science of The Total Environment*, 892, 164441. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164441>.

Fernandes, A. R., Mortimer, D., Wall, R. J., Bell, D. R., Rose, M., Carr, M., Panton, S., & Smith, F. (2014). Mixed halogenated dioxins/furans (PXDD/Fs) and biphenyls (PXBs) in food: Occurrence and toxic equivalent exposure

using specific relative potencies. *Environment International*, 73, 104–110. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.07.007>.

Fromme, H., Fuchs, V., Albrecht, M., Aschenbrenner, B., Röhl, C., Janitzki, N., Herber-Jonat, S., Wöckner, M., Völkel, W., Flemmer, A. W., & Schober, W. (2022). Polychlorinated dioxins and dibenzofurans (PCDD/F), polybrominated dioxins and dibenzofurans (PBDD/F), polychlorinated biphenyls (PCB), polybrominated diphenyl ethers (PBDE), and per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in German breast milk samples (LUPE 8). *Science of The Total Environment*, 825, 154066. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154066>.

Goto, A., Tue, N. M., Someya, M., Isobe, T., Takahashi, S., Tanabe, S., & Kunisue, T. (2017). Spatio-temporal trends of polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in archived sediments from Tokyo Bay, Japan. *Science of The Total Environment*, 599–600, 340–347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.166>.

Grechko, V., Allo'o Allo'o, S. M., Gharbi, S., Kuepouo, G., Petrlik, J., Ochola, G. O., & Al-Refai, O. A. F. (2022). Comparison of Levels of BFRs and PBDD/Fs in Consumer Products Made of Recycled Plastic from African, Arab and Latin American Countries. *Organohalogen Compounds*, 83, 99–102. <https://arnika.org/en/publications/comparison-of-levels-of-bfrs-and-pbdd-fs-in-consumer-products-made-of-recycled-plastic-from-african-arab-and-latin-american-countries>.

Gündoğdu, S. (2024). *Plastic waste trade: A new colonialist means of pollution transfer*. Springer Nature.

Hagberg, J., Lindström, G., & van Bavel, B. (2011). Screening of polybrominated dibenzo-p dioxins and furans (PBDD/Fs) in adipose tissue from the Swedish population. *Organohalogen Compounds*, *Organohalogen Compounds*, 591–594. <https://dioxin20xx.org/wp-content/uploads/pdfs/2011/1612.pdf>.

Haglund, P. (2010a). On the identity and formation routes of environmentally abundant tri- and tetrabromodibenzo-p-dioxins. *Chemosphere*, 78(6), 724–730. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.11.023>.

Haglund, P., Egeback, K.-E., & Jansson, B. (1988). Analysis of polybrominated dioxins and furans in vehicle exhaust. *Chemosphere*, 17(11), 2129–2140. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(88\)90161-0](https://doi.org/10.1016/0045-6535(88)90161-0).

Haglund, P., Liljelind, P., & Bergek, S. (2014). *Screening av dioxiner och dioxinlika ämnen i bröstmjöl, fet fisk och annan mat* (p. 28). Umeå universitet. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:748154/FULLTEXT01.pdf>.

Haglund, P., Löfstrand, K., Malmvärn, A., Bignert, A., & Asplund, L. (2010b). Temporal Variations of Polybrominated Dibenzo-p-Dioxin and Methoxylated Diphenyl Ether Concentrations in Fish Revealing Large Differences in Exposure and Metabolic Stability. *Environmental Science & Technology*, 44(7), 2466–2473. <https://doi.org/10.1021/es9038006>.

Haglund, P., Malmvärn, A., Bergek, S., Bignert, A., Kautsky, L., Nakano, T., Wiberg, K., & Asplund, L. (2007). Brominated Dibenzo- p -Dioxins: A New Class of Marine Toxins? *Environmental Science & Technology*, 41(9), 3069–3074. <https://doi.org/10.1021/es0624725>.

Hamm, S., Strickeling, M., Ranken, P. F., & Rothenbacher, K. P. (2001). Determination of polybrominated diphenyl ethers and PBDD/Fs during the recycling of high impact polystyrene containing decabromodiphenyl ether and antimony oxide. *Chemosphere*, 44(6), 1353–1360. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00363-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00363-5).

Hanari, N., Kannan, K., Yuichi Miyake, Okazawa, T., Kodavanti, P. R. S., Aldous, K. M., & Yamashita, N. (2006). Occurrence of Polybrominated Biphenyls, Polybrominated Dibenzo- p -dioxins, and Polybrominated Dibenzofurans as Impurities in Commercial Polybrominated Diphenyl Ether Mixtures. *Environmental Science & Technology*, 40(14), 4400–4405. <https://doi.org/10.1021/es060559k>.

Hardy, M., Sistrunk, P., Eldan, M., & McFadden, D. (1990). 2,3,7,8-TETRABROMODIBENZOFORAN (TBDF): 4 WEEK SUBCHRONIC TOXICITY STUDY IN THE RAT. <https://dioxin20xx.org/wp-content/uploads/pdfs/1990/90-139.pdf>.

Hashimoto, S., Matsukami, H., Ieda, T., & Suzuki, G. (2021). Comprehensive screening of polybromochlorodibenzo-p-dioxins, dibenzofurans as mixed halogenated compounds in wastewater samples from industrial facilities by GC×GC/ToFMS and post-data processing. *Chemosphere*, 276, 130085. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130085>.

Hayakawa, K., Takatsuki, H., Watanabe, I., & Sakai, S. (2004). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), polybrominated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans (PBDD/Fs) and monobromo-polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans (MoBPXDD/Fs) in the atmosphere and bulk deposition in Kyoto, Japan. *Chemosphere*, 57(5), 343–356. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.06.038>.

Hebert, V. R., & Miller, G. C. (1990). Depth dependence of direct and indirect photolysis on soil surfaces. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 38(3), 913–918. <https://doi.org/10.1021/jf00093a069>.

Hsiao, C.-Y., & Lin, S.-L. (2025). Thermal Reactions and Byproducts from the Waste-to-Energy Process of Flame Retardant-Containing Wastes—A Review. *Green Energy and Fuel Research*, 2(2), Article 2. <https://doi.org/10.53941/gefr.2025.100009>.

Huang, J., Lan, L., Wang, Y., Li, S., Xu, W., Jin, L., Xu, W., & Li, X. (2023). Investigation on formation mechanisms of PBDD/Fs from 2,6-dibromophenol pyrolysis using density functional theory (DFT) method. *Journal of the Energy Institute*, 108, 101207. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2023.101207>.

IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (with World Health Organization & International Agency for Research on Cancer). (1997). *Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and polychlorinated dibenzofurans*. IARC Press.

INERIS. (2020). *EXPOSITIONS AUX DIOXINES ET FURANES BROMES Synthèse des données disponibles: Sources, émissions, exposition et toxicité pour l'homme* (No. Ineris-19-177734-00120B-v1.0; p. 50). INERIS. https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/Rapport-Ineris-19-177734-00120B_Dioxines%20et%20furan%20brom%C3%A9s-v1.0.pdf.

Ismawati, Y., Huda, B., Proboretno, N., Maharani, A., Chen, J.-W., & Ika, A. (2024, October 1). *Detection of Persistent Organic Pollutants in cattle raised in municipal landfills in Semarang and Surakarta, Indonesia*. 44th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (POPs), Singapore. https://www.researchgate.net/publication/384734169_Detection_of_Persistent_Organic_Pollutants_in_cattle_raised_in_municipal_landfills_in_Semarang_and_Surakarta_Indonesia.

Ivens, I. A., Löser, E., Rinke, M., Schmidt, U., & Mohr, U. (1993). Subchronic toxicity of 2,3,7,8-tetrabromodibenzo-p-dioxin in rats. *Toxicology*, 83(1–3), 181–201. [https://doi.org/10.1016/0300-483x\(93\)90101-w](https://doi.org/10.1016/0300-483x(93)90101-w).

Kajiwara, N., Noma, Y., & Takigami, H. (2008). Photolysis Studies of Technical Decabromodiphenyl Ether (DecaBDE) and Ethane (DeBDethane) in Plastics under Natural Sunlight. *Environmental Science & Technology*, 42(12), 4404–4409. <https://doi.org/10.1021/es800060j>.

Kajiwara, N., Noma, Y., Tamiya, M., Teranishi, T., Kato, Y., Ito, Y., & Sakai, S. (2021). Destruction of decabromodiphenyl ether during incineration of plastic television housing waste at commercial-scale industrial waste incineration plants. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 105172. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105172>.

Kannan, K., Liao, C., & Moon, H. (2012). Polybrominated Dibenzo- P -Dioxins and Dibenzofurans. In A. Schecter (Ed.), *Dioxins and Health* (1st ed., pp. 255–302). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118184141.ch9>.

Kawai, T., Jagiello, K., Sosnowska, A., Odziomek, K., Gajewicz, A., Handoh, I. C., Puzyn, T., & Suzuki, N. (2014). A New Metric for Long-Range Transport Potential of Chemicals. *Environmental Science & Technology*, 48(6), 3245–3252. <https://doi.org/10.1021/es4026003>.

Kimura, E., Suzuki, G., Uramaru, N., Endo, T., & Maekawa, F. (2020). Behavioral impairments in infant and adult mouse offspring exposed to 2,3,7,8-tetrabromodibenzofuran in utero and via lactation. *Environment International*, 142, 105833. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105833>.

Kimura, E., Suzuki, G., Uramaru, N., Kakeyama, M., & Maekawa, F. (2022). Liver-specific decrease in Tff3 gene expression in infant mice perinatally exposed to 2,3,7,8-tetrabromodibenzofuran or 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. *Journal of Applied Toxicology*, 42(2), 305–317. <https://doi.org/10.1002/jat.4220>.

Kimura, E., Suzuki, G., Uramaru, N., Kakeyama, M., & Maekawa, F. (2023). 2-Chloro-3,7,8-tribromodibenzofuran as a new environmental pollutant inducing atypical ultrasonic vocalization in infant mice. *Toxicology Research*, 12(5), 999–1004. <https://doi.org/10.1093/toxres/tfad069>.

Li, D., Cao, R., Zhang, H., Fan, Y., Zhou, M., Shi, H., & Chen, J. (2025). Investigation into the bromination of polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Journal of Hazardous Materials*, 494, 138505. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138505>.

Li, H. R., Liu, M.-Y., Hu, J.-J., Song, A.-M., Peng, P.-A., Ying, G.-G., Yan, B., & Chen, T. (2023). Occurrence and carcinogenic potential of airborne PBDD/Fs and PCDD/Fs around a large-scale municipal solid waste incinerator: A long-term passive air sampling study. *Environment International*, 178, 108104. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108104>.

Li, Y., Chang, Q., Luo, Z., Zhang, J., Liu, Y., Duan, H., & Li, J. (2020). Transfer of POP-BFRs within e-waste plastics in recycling streams in China. *Science of The Total Environment*, 717, 135003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135003>.

Liang, J., Lu, G., Wang, R., Tang, T., Huang, K., Jiang, F., Yu, W., Tao, X., Yin, H., & Dang, Z. (2020). The formation pathways of polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) from pyrolysis of

polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Effects of bromination arrangement and level. *Journal of Hazardous Materials*, 399, 123004. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123004>.

Lin, B., Liu, G., Wu, G., Chen, C., Liang, Y., Wang, P., Guo, J., Yang, L., Jin, R., Sun, Y., & Zheng, M. (2022). Variation in the formation characteristics of PBDD/F, brominated PAH, and PBDE congeners along the secondary copper smelting processes. *Journal of Hazardous Materials*, 439, 129602. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129602>.

Lin, Y., Le, S., Feng, C., Qiu, X., Xu, Q., Jin, S., Zhang, H., Jin, Y., Wen, Y., Xu, H., Liu, P., Rao, Q., She, J., & Lu, D. (2021). Exposure and health risk assessment of secondary contaminants closely related to brominated flame retardants (BFRs): Polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) in human milk in shanghai. *Environmental Pollution*, 268, 115121. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115121>.

Liu, J., Zhang, H., Xia, Y., Hu, B., Yuan, X., Zhang, Z., Jiang, X., Zhao, L., & Lu, Q. (2025a). The fate of bromine during pyrolysis of tetrabromobisphenol A-bis(2,3-dibromopropyl ether): A combined experimental and computational study. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 189, 107104. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2025.107104>.

Liu, M., Li, H., Chen, P., Song, A., Peng, P., Hu, J., Sheng, G., & Ying, G. (2022). PCDD/Fs and PBDD/Fs in sediments from the river encompassing Guiyu, a typical e-waste recycling zone of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 241, 113730. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113730>.

Liu, M., Li, H., Song, A., Peng, P., Liu, H., Hu, J., Sheng, G., & Ying, G. (2023). Polybrominated dibenzo-p-dioxins/furans and their chlorinated analogues in sediments from a historical hotspot for both brominated flame retardants and organochlorine pesticides. *Environmental Pollution*, 316, 120489. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120489>.

Liu, M.-Y., Li, H.-R., Peng, P.-A., Song, A.-M., Li, Y., Xie, F.-X., Zhang, Y.-H., & Hu, J.-F. (2025c). Tracing anthropogenic imprints on polybrominated and polychlorinated dibenzo-p-dioxin/furans in soil: A comprehensive field study in an urban agglomeration of China. *Environmental Research*, 279, 121750. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121750>.

Liu, M.-Y., Song, A.-M., Li, H.-R., Ma, S.-T., Shang, R.-J., Xiao, Y., Peng, P.-A., & Hu, J.-F. (2025b). Generation characteristics of polybrominated and polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans (PBDD/Fs and PCDD/Fs) under varying incineration conditions of municipal solid waste. *Environmental Pollution*, 371, 125946. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125946>.

Long, Y., Tai, L., Yan, S., Zhu, Y., Huang, J., Jin, L., Cai, Y., Wang, H., Li, X., & Cheng, H. (2025). Degradation mechanism of decabromodiphenyl ether: Reaction with reactive radicals and formation chemistry of polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 190, 107139. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2025.107139>.

Lu, M., Lv, T., Li, Y., Peng, Z., Cagnetta, G., Sheng, S., Huang, J., Yu, G., & Weber, R. (2017). Formation of brominated and chlorinated dioxins and its prevention during a pilot test of mechanochemical treatment of PCB and PBDE contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(24), 20072–20081. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9574-4>.

Luijk, R., & Govers, H. A. J. (1992). The formation of polybrominated dibenzo-p-dioxins (PBDDs) and dibenzofurans (PBDFs) during pyrolysis of polymer blends containing brominated flame retardants. *Chemosphere*, 25(3), 361–374. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(92\)90553-4](https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90553-4).

Lundstedt, S. (2016). *Sources and levels of PBDD/Fs in the Swedish environment*. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:945535/FULLTEXT01.pdf>.

Ma, J., Addink, R., Yun, S., Cheng, J., Wang, W., & Kannan, K. (2009). Polybrominated Dibenzo- p - dioxins/Dibenzofurans and Polybrominated Diphenyl Ethers in Soil, Vegetation, Workshop-Floor Dust, and Electronic Shredder Residue from an Electronic Waste Recycling Facility and in Soils from a Chemical Industrial Complex in Eastern China. *Environmental Science & Technology*, 43(19), 7350–7356. <https://doi.org/10.1021/es901713u>.

Malmvärn, A., Zebühr, Y., Kautsky, L., Bergman, Å., & Asplund, L. (2008). Hydroxylated and methoxylated polybrominated diphenyl ethers and polybrominated dibenzo-p-dioxins in red alga and cyanobacteria living in the Baltic Sea. *Chemosphere*, 72(6), 910–916. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.036>.

Mason, G., Zacharewski, T., Denomme, M. A., Safe, L., & Safe, S. (1987). Polybrominated dibenzo-p-dioxins and related compounds: Quantitative in vivo and in vitro structure-activity relationships. *Toxicology*, 44(3), 245–255. [https://doi.org/10.1016/0300-483X\(87\)90027-8](https://doi.org/10.1016/0300-483X(87)90027-8).

Mennear, J. H., & Lee, C. C. (1994). Polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans: Literature review and health assessment. *Environmental Health Perspectives*, 102(suppl 1), 265–274. <https://doi.org/10.1289/ehp.94102s1265>.

Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, Nederlanden. (2018). *Environmental Activities Decree: Annex III* [Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden]. <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stb-2018-293.html>.

Mortimer, D., Acheampong, R., Fernandes, A., & Rose, M. (2013). Consumer exposure to chlorinated and brominated dioxins and biphenyls and polybrominated diphenylethers: New UK total diet study. *Organohalogen Compounds*. https://www.researchgate.net/publication/285705683_Consumer_exposure_to_chlorinated_and_brominated_dioxins_and_biphenyls_and_polybrominated_diphenylethers_new_UK_total_diet_study.

Mwangi, J. K., Lee, W.-J., Wang, L.-C., Sung, P.-J., Fang, L.-S., Lee, Y.-Y., & Chang-Chien, G.-P. (2016). Persistent organic pollutants in the Antarctic coastal environment and their bioaccumulation in penguins. *Environmental Pollution*, 216, 924–934. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.001>.

Mwangi J. K., Wen-Jhy L., Lin-Chi W., Nicholas Kiprotich C., Chia-Yang C., & Farran R. (2015). *An Overview: Emission of Brominated Persistent Organic Compounds in the Diesel Engine Exhaust* (No. 4). 日本エアロゾル学会. <https://doi.org/10.11203/jar.30.254>.

Nagao, T., Neubert, D., & Löser, E. (1990). Comparative studies on the induction of ethoxyresorufin O-deethylase by 2,3,7,8-TCDD and 2,3,7,8-TBrDD. *Chemosphere*, 20(7–9), 1189–1192. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(90\)90243-M](https://doi.org/10.1016/0045-6535(90)90243-M).

Nakayama, K., Tue, N. M., Fujioka, N., Tokusumi, H., Goto, A., Uramaru, N., & Suzuki, G. (2022). Determination of the relative potencies of brominated dioxins for risk assessment in aquatic environments using the early-life stage of Japanese medaka. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 247, 114227. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114227>.

National Toxicology Program (NTP). (n.d.). *15th Report on Carcinogens* [Dataset]. https://ntp.niehs.nih.gov/sites/default/files/ntp/roc/content/listed_substances_508.pdf.

Neuwahl, F., Cusano, G., Gómez Benavide, J., Holbrook, S., & Roudier, S. (2019). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration* (No. EUR 29971 EN). https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2020-01/JRC118637_WI_Bref_2019_published_0.pdf.

NIP Japan. (2016). *National Implementation Plan Japan, Stockholm Convention*. <https://www.pops.int/Implementation/NationalImplementationPlans/NIPTransmission/tabid/253/>.

Norman Haldén, A., Arnoldsson, K., Haglund, P., Mattsson, A., Ullerås, E., Sturve, J., & Norrgren, L. (2011). Retention and maternal transfer of brominated dioxins in zebrafish (*Danio rerio*) and effects on reproduction, aryl hydrocarbon receptor-regulated genes, and ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity. *Aquatic Toxicology*, 102(3–4), 150–161. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.01.008>.

OECD. (2017). *Guidance Document on Aspects of OECD TG 305 on Fish Bioaccumulation. Series on Testing & Assessment. No. 264*.

Ortuño, N., Conesa, J. A., Moltó, J., & Font, R. (2014b). Pollutant emissions during pyrolysis and combustion of waste printed circuit boards, before and after metal removal. *Science of The Total Environment*, 499, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.039>.

Ortuño, N., Lundstedt, S., & Lundin, L. (2015). Emissions of PBDD/Fs, PCDD/Fs and PBDEs from flame-retarded high-impact polystyrene under thermal stress. *Chemosphere*, 123, 64–70. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.085>.

Ortuño, N., Moltó, J., Conesa, J. A., & Font, R. (2014a). Formation of brominated pollutants during the pyrolysis and combustion of tetrabromobisphenol A at different temperatures. *Environmental Pollution*, 191, 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.04.006>.

Österlund, H., Rodushkin, I., Ylinenjärvi, K., & Baxter, D. C. (2009). Determination of total chlorine and bromine in solid wastes by sintering and inductively coupled plasma-sector field mass spectrometry. *Waste Management*, 29(4), 1258–1264. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.07.017>.

Peecher, J. S., Schecter, A. J., Lu, H., Quynh, H. T., Stromberg, A., Weng, J., Crandall, R., & Birnbaum, L. S. (2022). Biomonitoring of Polybrominated Dioxins & Furans, Polychlorinated Dioxins & Furans, and Dioxin Like Polychlorinated Biphenyls in Vietnamese Female Electronic Waste Recyclers. *Journal of Occupational & Environmental Medicine*, 64(9), 742–747. <https://doi.org/10.1097/JOM.0000000000002506>.

Peters, L. I., Rose, N. L., Yang, H., Klánová, J., Moehring, T., & Harrad, S. (2021). Temporal trends in radiometrically dated sediment cores from English lakes show polybrominated diphenyl ethers correlate with

brominated but not mixed bromo/chloro dioxins and furans. *Science of The Total Environment*, 762, 143118. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143118>.

Petrlik, J., Bell, L., DiGangi, J., Allo'o Allo'o, S. M., Kuepouo, G., Ochola, G. O., Grechko, V., Jelinek, N., Strakova, J., Skalsky, M., Drwiega, Y. I., Hogarh, J. N., Akortia, E., Adu-Kumi, S., Teebthaisong, A., Carcamo, M., Beeler, B., Behnisch, P., Baitinger, C., ... Weber, R. (2022). Monitoring dioxins and PCBs in eggs as sensitive indicators for environmental pollution and global contaminated sites and recommendations for reducing and controlling releases and exposure. *Emerging Contaminants*, 8, 254–279. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2022.05.001>.

Petrlik, J., Boontongmai, T., Bubphachat, N., Thowsakul, C., Teebthaisong, A., Saetang, P., Jelinek, N., Strakova, J., Grechko, V., & Jeungsmarn, P. (2022). *POPs in the surroundings of e-waste sites* [Technical report]. Unpublished. <https://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.26581.60648>.

Petrlik, J., Brabcova, K., Ozanova, S., & Beeler, B. (2019). *Toxic Soup Flooding Through Consumer Products: Brominated dioxins recycled together with flame retardants into toys and other consumer products -now a widespread problem*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.17350.52805>.

POPRC. (2015). *DECABROMODIPHENYL ETHER (commercial mixture, c-decaBDE) RISK MANAGEMENT EVALUATION*. <https://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-POPRC.11-10-Add.1.English.pdf>.

Redin, L., Niinipuu, M., & Jansson, S. (2017). Occurrence of brominated diphenyl ethers, dibenzo- p- dioxins and dibenzofurans in foam materials in scrapped car seats from 1985 to 2012. *Waste Management*, 61, 300–306. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.010>.

Remberger, M., Kaj, L., Hansson, K., Bibi, M., Brorström-Lundén, E., Haglund, P., Liljelind, P., Bergek, S., Andersson, R., & Kitti-Sjöström, A. (2014). *Screening of Emerging Brominated Flame Retardants (BFRs) and Polybrominated dibenzofurans (PBDFs)*. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:754878/FULLTEXT01.pdf>.

Ren, M., Peng, P., Cai, Y., Chen, D., Zhou, L., Chen, P., & Hu, J. (2011). PBDD/F impurities in some commercial deca-BDE. *Environmental Pollution*, 159(5), 1375–1380. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.004>.

Ren, M., Zeng, H., Peng, P.-A., Li, H.-R., Tang, C.-M., & Hu, J.-F. (2017). Brominated dioxins/furans and hydroxylated polybrominated diphenyl ethers: Occurrences in commercial 1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane (BTBPE) and 2,4,6-tribromophenol, and formation during synthesis of BTBPE. *Environmental Pollution*, 226, 394–403. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.077>.

Rey, L., Conesa, J. A., Aracil, I., Garrido, M. A., & Ortuño, N. (2016). Pollutant formation in the pyrolysis and combustion of Automotive Shredder Residue. *Waste Management*, 56, 376–383. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.045>.

Rorije, E., Verbruggen, E. M. J., Hollander, A., Traas, T. P., & Janssen, M. P. M. (2011). *Identifying potential POP and PBT substances: Development of a new Persistence/ Bioaccumulation score* (No. 601356001/2011; p. 88). RIVM. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601356001.pdf>.

Rose, M., & Fernandes, A. (2010). Are BFRs responsible for brominated dioxins and furans (PBDD/Fs) in food. *Proceedings of the 5th International Symposium on Brominated Flame Retardants*. BFR 2010. https://www.researchgate.net/publication/229088189_Are_BFRs_responsible_for_brominated_dioxins_and_furans_PBDDFs_in_food.

Rose, M., Fernandes, A., & Mortimer, D. (2010). *Brominated and mixed halogenated dioxines and furans (PBDD/FS) in food—A significant contribution to overall dioxin-like toxicity for some foods*. <https://dioxin20xx.org/wp-content/uploads/pdfs/2010/10-1531.pdf>.

Schächtele, A., Malisch, R., Hardebusch, B., Van Leeuwen, F. X. R., Moy, G., Tritscher, A., Van Duursen, M., van den Berg, M., Šebková, K., Klánová, J., & Kalina, J. (2023). WHO- and UNEP-Coordinated Exposure Studies 2000–2019: Findings of Polybrominated Substances (PBDE, HBCDD, PBB 153, PBDD/PBDF). In R. Malisch, P. Fürst, & K. Šebková (Eds.), *Persistent Organic Pollutants in Human Milk* (pp. 299–342). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-34087-1_9.

Scheringer, M., Stempel, S., Hukari, S., Ng, C. A., Blepp, M., & Hungerbühler, K. (2012). How many persistent organic pollutants should we expect? *Atmospheric Pollution Research*, 3(4), 383–391. <https://doi.org/10.5094/APR.2012.044>.

Secretariat of the Stockholm Convention. (2008). *Guidelines on best available techniques and provisional guidance on best environmental practices relevant to Article 5 and Annex of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*. https://chm.pops.int/Portals/0/Repository/batbep_guideline08/UNEP-POPS-BATBEP-GUIDE-08-1.English.PDF.

- Shaw, S. D., Berger, M. L., Harris, J. H., Yun, S. H., Wu, Q., Liao, C., Blum, A., Stefani, A., & Kannan, K. (2013). Persistent organic pollutants including polychlorinated and polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in firefighters from Northern California. *Chemosphere*, 91(10), 1386–1394. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.12.070>.
- Shen, X., Yang, Q., Shen, J., Yang, L., Wang, M., Yang, Y., & Liu, G. (2021). Characterizing the emissions of polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) from electric arc furnaces during steel-making. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111722. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111722>.
- Sindik, O., Babayemi, J. O., Tysklind, M., Osibanjo, O., Weber, R., Watson, A., Schlummer, M., & Lundstedt, S. (2015). Polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) in e-waste plastic in Nigeria. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(19), 14515–14529. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5260-6>.
- Sinkkonen, S., & Paasivirta, J. (2000). Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. *Chemosphere*, 40(9–11), 943–949. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00337-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00337-9).
- Su, C.-K., Lu, J.-H., Chao, H.-R., Chang, W.-H., Tsai, M.-H., Wang, C.-L., Lu, I.-C., Chang, Y.-T., Chuang, H.-C., Mansor, W.-N.-W., Hsu, Y.-C., Tsai, Y.-I., & Ma, S.-M. (2022). Polybrominated Dibenzo-p-dioxins/Furans (PBDD/Fs) and Diphenyl Ethers (PBDEs) in the Indoor and Outdoor of Gymnasiums. *Aerosol and Air Quality Research*, 22(9), 220264. <https://doi.org/10.4209/aaqr.220264>.
- Suzuki, G., Matsukami, H., Michinaka, C., Hashimoto, S., Nakayama, K., & Sakai, S. (2021). Emission of Dioxin-like Compounds and Flame Retardants from Commercial Facilities Handling Deca-BDE and Their Downstream Sewage Treatment Plants. *Environmental Science & Technology*, 55(4), 2324–2335. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06359>.
- TA Luft. (2021). *Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft)*. https://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvwvbund_18082021_IGI25025005.htm.
- Takigami, H., Sakai, S., & Brouwer, A. (2005). Bio/chemical Analysis of Dioxin-like Compounds in Sediment Samples from Osaka Bay, Japan. *Environmental Technology*, 26(4), 459–470. <https://doi.org/10.1080/09593332608618556>.
- Teebthaisong, A., Saetang, P., Petrlik, J., Bell, L., Beeler, L., Jopkova, M., Ismawati, Y., Kuepouo, G., Ochieng Ochola, G., & Akortia, E. (2021). Brominated dioxins (PBDD/Fs) in free range chicken eggs from sites affected by plastic waste. *Organohalogen Compounds*. https://dioxin20xx.org/wp-content/uploads/pdfs/2021/D2021_94905.pdf.
- Terauchi, H., Takahashi, S., Lam, P. K. S., Min, B.-Y., & Tanabe, S. (2009). Polybrominated, polychlorinated and monobromo-polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in marine surface sediments from Hong Kong and Korea. *Environmental Pollution*, 157(3), 724–730. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.11.028>.⁵
- Terzaghi, E., Vergani, L., Mapelli, F., Borin, S., Raspa, G., Zanardini, E., Morosini, C., Anelli, S., Nastasio, P., Sale, V. M., Armiraglio, S., & Di Guardo, A. (2020). New Data Set of Polychlorinated Dibenzo-*p*-dioxin and Dibenzofuran Half-Lives: Natural Attenuation and Rhizoremediation Using Several Common Plant Species in a Weathered Contaminated Soil. *Environmental Science & Technology*, 54(16), 10000–10011. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01857>.
- Thatcher, N., Aylward, L., Atkin, S. L., Thozhukat, S., Sedman, P., Petch, R. G., Fernandes, A., Bell, D., & Rose, M. (2015). Concentrations of chlorinated and brominated dioxins and furans and PBDEs in liver and adipose tissue of obese and non-obese subjects in the United Kingdom. *Organohalogen Compounds*. <https://dioxin20xx.org/wp-content/uploads/pdfs/2015/15-104.pdf>.
- Tu, L.-K., Wu, Y.-L., Wang, L.-C., & Chang-Chien, G.-P. (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 Research*, 11(5), 596–615. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2011.05.0071>.
- Tue, N. M., Goto, A., Takahashi, S., Itai, T., Asante, K. A., Kunisue, T., & Tanabe, S. (2016). Release of chlorinated, brominated and mixed halogenated dioxin-related compounds to soils from open burning of e-waste in Agbogbloshie (Accra, Ghana). *Journal of Hazardous Materials*, 302, 151–157. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.09.062>.
- Tue, N. M., Kimura, E., Maekawa, F., Goto, A., Uramaru, N., Kunisue, T., & Suzuki, G. (2024). Uptake, Elimination and Metabolism of Brominated Dibenzofurans in Mice. *Toxics*, 12(9), 656. <https://doi.org/10.3390/toxics12090656>.
- Tue, N. M., Matsushita, T., Goto, A., Itai, T., Asante, K. A., Obiri, S., Mohammed, S., Tanabe, S., & Kunisue, T. (2019). Complex Mixtures of Brominated/Chlorinated Diphenyl Ethers and Dibenzofurans in Soils from the

⁵ 本引文中所称“香港”，是指“中国香港”。有关进一步说明，请参阅脚注1。

- Agbogbloshie e-Waste Site (Ghana): Occurrence, Formation, and Exposure Implications. *Environmental Science & Technology*, 53(6), 3010–3017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06929>.
- Tue, N. M., Suzuki, G., Takahashi, S., Kannan, K., Takigami, H., & Tanabe, S. (2013). Dioxin-related compounds in house dust from New York State: Occurrence, in vitro toxic evaluation and implications for indoor exposure. *Environmental Pollution*, 181, 75–80. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.010>.
- UK HPA. (2025). *Guidance 1,2-dibromoethane: General information (Updated 5 March 202)*. <https://www.gov.uk/government/publications/dibromoethane-properties-and-incident-management/12-dibromoethane-general-information>.
- UNEP/CHW.16/6/Add.1/Rev.1. (2023). *General technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants (Addendum)* [Technical guidelines]. <https://www.basel.int/Implementation/TechnicalMatters/DevelopmentofTechnicalGuidelines/TechnicalGuidelines/tabid/8025/>.
- UNEP/POPS/COP.5/15. (2015). *Work programme on new persistent organic pollutants*.
- UNEP/POPS/POPRC.6/2. (2010). *POPRC-6/2: Work programmes on new persistent organic pollutants*.
- UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2. (2014). *Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its tenth meeting Addendum Risk profile on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE)*.
- Unger, M., Asplund, L., Haglund, P., Malmvärn, A., Arnoldsson, K., & Gustafsson, Ö. (2009). Polybrominated and Mixed Brominated/Chlorinated Dibenzo- *p* -Dioxins in Sponge (*Ephydatia fluviatilis*) from the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 43(21), 8245–8250. <https://doi.org/10.1021/es901705r>.
- US EPA. (1997). *Locating and Estimating Air Emissions from sources of dioxins and furans*.
- US EPA. (2017). *EPI Suite™—Estimation Program Interface v4.11* [Computer software]. <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/download-epi-suite-estimation-program-interface-v411>.
- Vainikka, P., & Hupa, M. (2012b). Review on bromine in solid fuels – Part 2: Anthropogenic occurrence. *Fuel*, 94, 34–51. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.11.021>.
- Vainikka, P., & Hupa, M. (2012a). Review on bromine in solid fuels. Part 1: Natural occurrence. *Fuel*, 95, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.11.068>.
- van den Berg, M., Denison, M. S., Birnbaum, L. S., DeVito, M. J., Fiedler, H., Falandysz, J., Rose, M., Schrenk, D., Safe, S., Tohyama, C., Tritscher, A., Tysklind, M., & Peterson, R. E. (2013). Polybrominated Dibenzo-*p*-Dioxins, Dibenzofurans, and Biphenyls: Inclusion in the Toxicity Equivalency Factor Concept for Dioxin-Like Compounds. *Toxicological Sciences*, 133(2), 197–208. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kft070>.
- Vehlow, J., Bergfeldt, H., Hunsinger, H., Jay, K., Mark, F. E., Tange, L., Drohmann, D., & Fisch, H. (2002). *Recycling of bromine from plastics containing brominated flame retardants in state-of-the-art combustion facilities* [Technical report]. APME, Forschungszentrum Karlsruhe, EBFRIP. <https://www.ebfrip.org/download/tamara.pdf>.
- Vetter, W., Bendig, P., Blumenstein, M., Hägele, F., Behnisch, P. A., & Brouwer, A. (2015). Formation of polybrominated dibenzofurans (PBDFs) after heating of a salmon sample spiked with decabromodiphenyl ether (BDE-209). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(19), 14530–14536. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3267-z>.
- Wang, L.-C., & Chang-Chien, G.-P. (2007). Characterizing the emissions of polybrominated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans from municipal and industrial waste incinerators. *Environmental Science & Technology*, 41(4), 1159–1165. <https://doi.org/10.1021/es061801q>.
- Wang, L.-C., Lin, J. C.-T., Dong, C.-D., Chen, C.-W., & Liu, T.-K. (2021). The sorption of persistent organic pollutants in microplastics from the coastal environment. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126658. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126658>.
- Wang, L.-C., Lin, J. C.-T., Ye, J.-A., Lim, Y. C., Chen, C.-W., Dong, C.-D., & Liu, T.-K. (2024). Enrichment of Persistent Organic Pollutants in Microplastics from Coastal Waters. *Environmental Science & Technology*, 58(50), 22391–22404. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c10835>.
- Wang, L.-C., Tsai, C.-H., Chang-Chien, G.-P., & Hung, C.-H. (2008). Characterization of Polybrominated Dibenzo-*p* -Dioxins and Dibenzofurans in Different Atmospheric Environments. *Environmental Science & Technology*, 42(1), 75–80. <https://doi.org/10.1021/es071924q>.
- Wang, L.-C., Wang, Y.-F., Hsi, H.-C., & Chang-Chien, G.-P. (2010). Characterizing the Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polybrominated Dibenzo-*p* -dioxins and Dibenzofurans (PBDD/Fs) from Metallurgical Processes. *Environmental Science & Technology*, 44(4), 1240–1246. <https://doi.org/10.1021/es903128e>.

- Wang, M., Guorui, L., Xiaoxu, J., Wenbin, L., Li, L., Sumei, L., Minghui, Z., & Jiayu, Z. (2015). Brominated dioxin and furan stack gas emissions during different stages of the secondary copper smelting process. *Atmospheric Pollution Research*, 6(3), 464–468. <https://doi.org/10.5094/APR.2015.051>.
- Wang, M., Liu, G., Yang, L., & Zheng, M. (2023). Framework of the Integrated Approach to Formation Mechanisms of Typical Combustion Byproducts—Polyhalogenated Dibenzo- *p* -dioxins/Dibenzofurans (PXDD/Fs). *Environmental Science & Technology*, 57(6), 2217–2234. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08064>.
- Wang, M.-S., Chen, S.-J., Lai, Y.-C., Huang, K.-L., & Chang-Chien, G.-P. (2010). Characterization of Persistent Organic Pollutants in Ash Collected from Different Facilities of a Municipal Solid Waste Incinerator. *Aerosol and Air Quality Research*, 10(4), 391–402. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.01.0001>.
- Wang, X., He, S., Wang, G., Wang, Y., Cai, Y., Chen, P., & Mei, J. (2018). Characterization of PBDD/F emissions from simulated polystyrene insulation foam via lab-scale programmed thermal treatment testing. *Chemosphere*, 211, 926–933. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.026>.
- Wang, Y., Huang, J., Long, Y., Wang, H., Duan, W., Ou, J., Dong, C., & Tian, S. (2024). Influence of bromination arrangement and level on the formation of polybrominated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans from pyrolysis and combustion of polybrominated diphenyl ethers: Mechanisms and kinetics. *Journal of Cleaner Production*, 435, 140543. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140543>.
- Wania, F. (1998). *Significance of Long Range Transport of Persistent Organic Pollutants by Migratory Animals* (No. WECC Report 3/98). <https://www.utoronto.ca/labs/wania/wp-content/uploads/sites/4/2014/02/WECC-report-3-1998.pdf>.
- Wardiani, F. E., Dong, C.-D., Chen, C.-W., Liu, T.-K., Hsu, Z.-P., Lam, S. S., & Wang, L.-C. (2024). Characterizing persistent organic pollutants in seawater at a multifunctional international harbor influenced by industrial riverbank activities. *Marine Pollution Bulletin*, 209, 117213. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117213>.
- Weber, & Greim. (1997). The toxicology of brominated and mixed-halogenated dibenzo-*p*-dioxines and dibenzofurans: An overview. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 50(3), 195–216. <https://doi.org/10.1080/009841097160456>.
- Weber, R., Hollert, H., Kampheus, J., Ballschmiter, K., Blepp, M., & Herold, C. (2015). *Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung* (No. 114/2015; p. 528). Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/doku_114_2015_analyse_und_trendabschaetzung_der_belastung_6.pdf.
- Weber, R., & Kuch, B. (2003). Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated–chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. *Environment International*, 29(6), 699–710. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00118-1](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00118-1).
- WHO (Ed.). (1998). *Polybrominated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans—Environmental Health Criteria 205*. World Health Organization.
- Wichmann, H., Dettmer, F. T., & Bahadir, M. (2002). Thermal formation of PBDD/F from tetrabromobisphenol A—a comparison of polymer linked TBBP A with its additive incorporation in thermoplastics. *Chemosphere*, 47(4), 349–355. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00315-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00315-0).
- WRC. (2024). *Persistent Organic Pollutants Destruction Efficiency in UK Energy from Waste*. <https://sciencesearch.defra.gov.uk/ProjectDetails?ProjectId=21649>.
- Wu, G., Weber, R., Ren, Y., Peng, Z., Watson, A., & Xie, J. (2020). State of art control of dioxins/unintentional POPs in the secondary copper industry: A review to assist policy making with the implementation of the Stockholm Convention. *Emerging Contaminants*, 6, 235–249. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.07.001>.
- Xiao, X., Hu, J., Peng, P., Chen, D., & Bi, X. (2016). Characterization of polybrominated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzo-furans (PBDDs/Fs) in environmental matrices from an intensive electronic waste recycling site, South China. *Environmental Pollution*, 212, 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.029>.
- Xie, W., Lin, B., Peng, Y., Chen, B., Wang, Y., Ying, Y., Lu, S., & Chen, T. (2024). Emission characteristics and process distributions of multiple brominated persistent organic pollutants during co-disposal of hexabromocyclododecane-containing waste in a municipal solid waste incinerator. *Journal of Environmental Management*, 370, 123051. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123051>.
- Yamashita, R., Hiki, N., Kashiwada, F., Takada, H., Mizukawa, K., Hardesty, B. D., Roman, L., Hyrenbach, D., Ryan, P. G., Dilley, B. J., Muñoz-Pérez, J. P., Valle, C. A., Pham, C. K., Frias, J., Nishizawa, B., Takahashi, A.,

- Thiebot, J.-B., Will, A., Kokubun, N., ... Watanuki, Y. (2021). Plastic additives and legacy persistent organic pollutants in the preen gland oil of seabirds sampled across the globe. *Environmental Monitoring and Contaminants Research*, 1(0), 97–112. <https://doi.org/10.5985/emcr.20210009>.
- Yang, L., Liu, G., Shen, J., Wang, M., Yang, Q., & Zheng, M. (2021a). Environmental characteristics and formations of polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environment International*, 152, 106450. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106450>.
- Yang, Y., Zheng, M., Yang, L., Jin, R., Li, C., Liu, X., & Liu, G. (2021b). Profiles, spatial distributions and inventory of brominated dioxin and furan emissions from secondary nonferrous smelting industries in China. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 126415. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126415>.
- Zacs, D., Rjabova, J., & Bartkevics, V. (2013). Occurrence of Brominated Persistent Organic Pollutants (PBDD/DFs, PXDD/DFs, and PBDEs) in Baltic Wild Salmon (*Salmo salar*) and Correlation with PCDD/DFs and PCBs. *Environmental Science & Technology*, 47(16), 9478–9486. <https://doi.org/10.1021/es401852d>.
- Zeng, X., & Wang, Y. (2018). Computational investigation of the atmospheric oxidation reactions of polybrominated dibenzo-p-dioxins initiated by OH radicals. *Chemosphere*, 212, 548–553. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.116>.
- Zennegg, M., Schluep, M., Streicher-Porte, M., Lienemann, P., Haag, R., & Gerecke, A. C. (2014). Formation of PBDD/F from PBDE in electronic waste in recycling processes and under simulated extruding conditions. *Chemosphere*, 116, 34–39. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.101>.
- Zhan, F., Zhang, H., Cao, R., Fan, Y., Xu, P., & Chen, J. (2019). Release and Transformation of BTBPE During the Thermal Treatment of Flame Retardant ABS Plastics. *Environmental Science & Technology*, 53(1), 185–193. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05483>.
- Zhang, L., Li, H., Peng, P., Liu, M., & Hu, J. (2024). *Pollution Characteristics and Intake Risks of Four Groups of Halogenated Aromatic Compounds in Representative Edible Fish from South China*. *Asian journal of ecotoxicology*(19(3)), 259–273.
- Zhang, M., Buekens, A., & Li, X. (2016). Brominated flame retardants and the formation of dioxins and furans in fires and combustion. *Journal of Hazardous Materials*, 304, 26–39. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.10.014>.
- Zhao, X., Cui, T., Guo, R., Liu, Y., Wang, X., An, Y., Qiao, X., & Zheng, B. (2019). A clean-up method for determination of multi-classes of persistent organic pollutants in sediment and biota samples with an aliquot sample. *Analytica Chimica Acta*, 1047, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.10.011>.
- Zhou, Y., Sun, J., Wang, L., Zhu, G., Li, M., Liu, J., Li, Z., Gong, H., Wu, C., & Yin, G. (2021). Multiple classes of chemical contaminants in soil from an e-waste disposal site in China: Occurrence and spatial distribution. *Science of The Total Environment*, 752, 141924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141924>.
- Zober, M. A., Ott, M. G., Papke, O., Senft, K., & Germann, C. (1992). Morbidity study of extruder personnel with potential exposure to brominated dioxins and furans. I. Results of blood monitoring and immunological tests. *Occupational and Environmental Medicine*, 49(8), 532–544. <https://doi.org/10.1136/oem.49.8.532>.