

环境保护

基于生命周期评价的深圳市 典型阻燃剂环境影响分析

韩琦^{1,2}, 张帆¹, 余波平¹, 袁中墨², 谢林伸¹, 戴知广¹, 顾玉蓉^{3*}

(1. 深圳市环境科学研究院, 广东 深圳 518001;
2. 哈尔滨工业大学(深圳)土木与环境工程学院, 广东 深圳 518055; 3. 深圳职业技术学院, 广东 深圳 518055)

[摘要] 为了分析两种典型溴代阻燃剂十溴二苯醚(Decabromodiphenyl Ether, 简称 DBDE)和六溴环十二烷(Hexabromocyclododecane, 简称 HBCD)的环境影响, 基于生命周期评价方法构建, 在深圳市相关企业调研数据基础上, 分析了 DBDE 和 HBCD 在使用、加工及处理过程中的使用配比、能耗情况, 整理出 DBDE 和 HBCD 对环境排放的清单; 同时, 评价了 DBDE 和 HBCD 对环境产生的各种影响, 提出了各阶段污染控制的主要环节。结果表明: DBDE 和 HBCD 对环境的影响大小依次为全球变暖>酸化>烟尘&粉尘>富营养化>臭氧耗竭>光化学氧化, 对全球变暖、酸化和烟尘&粉尘影响贡献分别为 50.47%、34.60%、7.00%; 污染主要来源于 DBDE 和 HBCD 的挤出及注塑阶段。

[关键词] 阻燃剂; 十溴二苯醚; 六溴环十二烷; 生命周期评价; 环境影响; 污染控制环节

[中图分类号] JTQ

[文献标识码] A

[文章编号] 1007-1865(2023)01-0135-05

Environmental Impact Analysis of Typical Flame Retardants in Shenzhen Based on Life Cycle Assessment

Han Qi^{1,2}, Zhang Fan¹, Yu Boping¹, Yuan Zhongzhao², Xie Linshen¹, Dai Zhiguang¹, Gu Yurong^{3*}

(1. Shenzhen Academy of Environmental Sciences, Shenzhen 518001; 2. Harbin Institute of Technology (Shenzhen), School of Civil and Environment Engineering, Shenzhen 518055; 3. Shenzhen Polytechnic, Shenzhen 518055, China)

Abstract: This study was focused on the analysis of the environmental impacts of two typical brominated flame retardants: Decabromodiphenyl Ether (DBDE) and Hexabromocyclododecane (HBCD) in Shenzhen. Based on the life cycle assessment method and the survey data of relevant enterprises, the proportion and energy consumption of DBDE and HBCD in the process of use, processing and treatment were analyzed. The list of environmental emissions from DBDE and HBCD was then compiled. At the same time, the various impacts of DBDE and HBCD on the environment were evaluated. And the main links of pollution control at each stage were proposed. The results showed that the impacts of DBDE and HBCD on the environment were in the order of global warming > acidification > smoke & dust > eutrophication > ozone depletion > photochemical oxidation; their contributions to global warming, acidification and smoke & dust were 50.47%, 34.60% and 7.00% respectively. In addition, the pollution mainly came from the extrusion and injection stages of DBDE and HBCD.

Keywords: flame retardant; decabromodiphenyl ether; hexabromocyclododecane; life cycle assessment; environmental impact; pollution control link

经济发展过程中, 我国的工业化水平越来越高, 对化学品的需求量也日益增加。据统计, 目前市场上使用的化学品超过 1.4×10^5 种, 相关产品则超过 3.0×10^5 种, 且仍在快速增加^[1-3]。发达国家针对较大危害的化学品制定了完备的法律法规, 对其进行全生命周期管控。例如, 日本: 《化学物质审查及制造管理法审查法》(Chemical Substance Control Law, 简称化审法或 CSCL 法); 美国: 《有毒物质控制法》(Toxic Substances Control Act, 简称 TSCA); 欧盟: 《关于化学品注册、评估、许可和限制的法规》(Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals, 简称 REACH 法)和《欧盟物质和混合物的分类、标签和包装法规》(Classification, labeling and packaging, 简称 CLP 条例)等^[4], 分别对从化学品的源头管理、生产和流通过程中的环境风险进行全面监管, 并定期增补, 更新化学品的管控清单。对比发达国家和地区, 我国在化学品环境管控方面的研究及制度体系还比较滞后。为弥补我国在优先控制化学品管理方面的不足, 环保部会同工信部、卫健委在 2017 年 12 月和 2020 年 11 月颁布了《优先控制化学品名录》第一批和第二批名单, 40 种化学品被列入其中, 并制定了相应的管控要求, 减少化学品在生产和使用过程中对人体和环境的影响^[5,6]。

根据深圳市 2017 年的污染普查数据显示, 在其主导产业如塑胶、设备制造、电子电器、金属加工等行业中, 广泛应用 DBDE 和 HBCD 作为阻燃添加剂^[7]。DBDE 和 HBCD 对人体存在内分泌干扰性, 在生产、使用、加工和处理等阶段可能扩散到环境中。研究表明, 在土壤、水体、空气、沉积物及室内环境均检测到 DBDE 和 HBCD 的存在^[8]。因此, 为了保障生态环境平衡与人体健康, 有必要针对企业工艺流程各环节, 开

展 DBDE 和 HBCD 的环境影响分析^[9]。

本研究基于生命周期评价, 研究 DBDE 和 HBCD 两种典型溴代阻燃剂在企业使用、加工及处理过程中的使用配比、能耗情况, 确定 DBDE 和 HBCD 的环境排放清单, 进一步对其环境影响进行评价分析, 确定各阶段污染控制的主要环节, 为企业源头减排和污染防治工作提供依据。

1 生命周期评价方法

生命周期评价(Life Cycle Assessment, 简称 LCA), 是系统、定量的评价对象在全生命周期过程中对资源、能源的消耗情况, 对环境产生的排放和影响的标准方法(即 ISO14040 系列)^[10], 评估对象在各个生产环节的能耗及物耗。其模型框架主要包括: 确定研究目标及范围、清单分析、环境影响评价等。

1.1 确定目标及范围

目标和范围是 LCA 的基础^[11], 主要包含研究目标、功能单位和系统边界的确定等。根据调研发现 DBDE 和 HBCD 在深圳市范围内的系统边界仅包括原料运输、加工及处理环节。

1.2 清单分析

清单分析是 LCA 的重要环节, 收集研究范围内相关原料、各环节的能耗以及废气、固废和废水的排放数据。定量分析 LCA 的能耗及物耗, 建立与环境 and 资源相关的清单, 量化功能单位的投入以及产出过程。

1.3 环境影响评价

环境影响评价(life cycle impact assessment, LCIA)是将 LCA 的能耗及物耗对产生的排放, 转化成对环境影响的评价指标, 量化分析其对环境产生的影响。具体包括: 环境影响的分类、对其进行特征化、标准化及加权处理, 最后用人均当量

[收稿日期] 2022-11-28

[基金项目] 国家自然科学基金(42107396); 深圳市科技计划资助(JCYJ20220531091403007); 广东省基础与应用基础研究基金(2020A1515011545)

[作者简介] 韩琦(1986-), 女, 湖北枣阳人, 博士, 环境工程高级工程师, 主要从事环境影响分析、水污染防控研究。*为通讯作者。

进行综合评价。

1.3.1 影响因子特征化

采用 LCIA 法^[12], 将 DBDE 和 HBCD 的清单分析结果包括: 富营养化、全球变暖、酸化、光化学氧化、烟尘和粉尘、臭氧耗竭等。依据当量系数法, 将清单分析的结果特征化, 合并相应类型的环境影响, 相关类型指标的当量系数参考表 1^[13-15]。采用当量系数法计算清单结果的环境影响潜值, 如式 (1) 所示:

$$IR(i) = \sum (M_j \times C_{ij}) \quad (1)$$

其中, i 为环境影响类型; j 为对环境排放的污染物; M_j 为 j 污染物的清单数据, 单位为 kg; C_{ij} 为 j 污染物 i 类型的当量系数, 单位为 kg.eq./kg; $IR(i)$ 为 i 类型的影响潜值, 单位为 kg.eq.。

表 1 环境影响类型对应的当量系数
Tab.1 Equivalent coefficient corresponding to environmental impact type

环境影响	环境负荷	单位	当量系数
全球变暖	CO ₂	kg.CO ₂ eq./kg	1
	CH ₄		23
	HC		1700
	N ₂ O		296
臭氧耗竭	HC	kg.CFC-11eq./kg	0.034
酸化	SO ₂	kg.SO ₂ eq./kg	1.2
	NO _x		0.5
富营养化	COD	kg.PO ₄ ³⁻ eq./kg	0.022
	NO _x		0.13
光化学氧化	CO	kg.C ₂ H ₄ eq./kg	0.027
烟尘&粉尘	CH ₄	kg	0.006
烟尘&粉尘	烟尘	kg	以排放量计

1.3.2 标准化基准值

根据环境影响的人均当量基准值标准化清单分析结果的环境影响当量值^[16]。本研究中人均当量基准值如表 2 所示^[17]。

表 2 人均当量基准值
Tab.2 Per capita equivalent benchmark value

影响类型	基准单位	标准化基准值
全球变暖	kg(CO ₂ eq)/(capita.yr)	3.59×10 ³
臭氧耗竭	kg(CFC-11eq)/(capita.yr)	1.03×10 ⁻¹
酸化	kg(SO ₂ eq)/(capita.yr)	41.90
富营养化	kg(PO ₄ ³⁻ eq)/(capita.yr)	8.35
光化学氧化	kg(C ₂ H ₄ eq)/(capita.yr)	6.05
烟尘&粉尘	kg(Dust)/(capita.yr)	29.00

1.3.3 权重因子的确定

采用 AHP 法^[18]对环境负荷的权重因子进行计算, 见表 3。

表 3 环境负荷相关的权重因子
Tab.3 Weighting factors related to environmental load

影响类型	权重因子
全球变暖	0.2693
臭氧耗竭	0.2261
酸化	0.2039
富营养化	0.1190
光化学氧化	0.1071
烟尘&粉尘	0.0746

2 结果与讨论

2.1 DBDE 和 HBCD 的 LCA 范围

根据现场调研结果发现, 深圳市塑胶行业对塑胶原料中 DBDE 和 HBCD 的应用和使用工艺基本相似, 主要为注塑成型的加工工艺, 加工工艺主要包括运输、搅拌、挤出、切粒、

干燥、配色、注塑等。

各类塑料的成分略有区别, 但其加工过程基本相似, 且 DBDE 和 HBCD 在塑胶产品中的作用相同, 综合考虑 DBDE 和 HBCD 的 LCA 能耗及环境排放。综合相关企业提交的生产情况和原辅料配比数据, 得到 1 t 塑胶原料中各成分的基本组成。

DBDE 和 HBCD 主要用于 ABS、PVC、PS、PE、PP、PBT 等塑胶料中。DBDE 和 HBCD 选用 1 t 的塑胶原料作为 LCA 的功能单位, 以此功能单位计算塑胶料在运输、加工等阶段产生的污染排放和能耗情况, 塑胶产品的使用、废弃环节不在本次研究范围内。LCA 系统的边界见图 1。

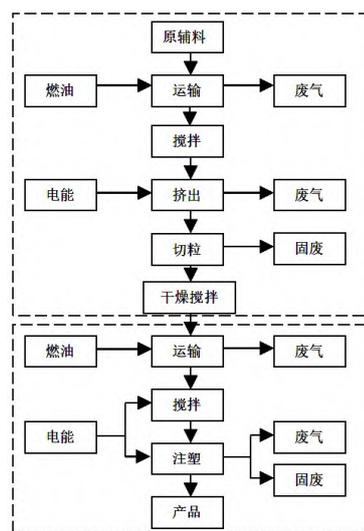


图 1 DBDE 和 HBCD 的 LCA 系统边界

Fig.1 System boundary for life cycle assessment of decabromodiphenyl ether and hexabromocyclododecane

2.2 DBDE 和 HBCD 的 LCA 清单分析

DBDE 和 HBCD 的环境排放由各过程消耗的电能和单位电能产生的排放清单计算。通过文献数据^[19]得到 1 kWh 电能的污染排放清单数据, 见表 4。

表 4 1 kWh 电力的环境排放清单(g)
Tab.4 Environmental emission inventory(g) of 1 kWh electricity

污染排放	名称	排放量
废气排放	N ₂ O	0.1
	SO ₂	11.6
	CO	0.13
	NO _x	5.14
	CH ₄	4.23
	CO ₂	1245
	HC	0.11
	烟尘	6.14
水体排放	COD	0.31
	SS	0.32
固废排放	固废	182.5

根据原辅料的运输车辆类型和距离, 以及单位距离运输单位重量原辅料的污染物排放清单, 综合计算运输阶段原辅料的污染排放。通过文献数据^[20]得到不同类别车辆在 1 km 距离运送 1 t 塑胶料的污染排放清单和油耗数据, 见表 5。

根据企业提供的环评报告、加工过程相关的设备清单、企业废水废气的检测报告等资料, 结合企业的现场调研情况, 整理出企业在原辅料加工等工艺阶段的污染物排放清单。对废气、废水、固废等污染物的排放数据进行汇总, 得到 DBDE 和 HBCD 的 LCA 过程清单。

表5 汽车运输生命周期清单结果(kg/t.km)
Tab.5 Automobile transportation life cycle inventory results(kg/t.km)

类别	微型车≤2t	轻型车2~7t	中型车7~14t	重型车≥14t
油	1.40E-01	4.64E-02	2.21E-02	1.35E-02
N ₂ O	1.80E-05	3.56E-06	2.86E-06	1.55E-06
SO ₂	3.42E-04	1.23E-04	6.10E-05	3.77E-05
CO	1.00E-03	1.76E-04	7.90E-05	4.25E-05
NO _x	2.70E-04	7.33E-05	4.57E-05	2.95E-05
CH ₄	3.00E-05	4.44E-06	1.33E-06	2.00E-06
CO ₂	4.40E-01	1.50E-01	6.99E-02	4.26E-02
HC	9.50E-05	1.64E-05	6.79E-06	3.75E-06
烟尘	2.25E-05	6.67E-06	4.98E-06	4.00E-06

2.2.1 相关原辅材料的配比

DBDE 和 HBCD 在使用阶段相关原辅料的能耗及物耗数据, 根据前期对塑胶行业的现场调研获得。深圳市 1 t 塑胶产品的原辅料平均使用情况, 由企业提供的各种塑胶料的使用量及其物料加工配比数据汇总获得, 见表 6。

表6 1 t 塑胶中各种物料平均组成(kg)
Tab.6 Average composition of various materials in 1 t plastic(kg)

成分	使用量
ABS	153.3
PBT	108.3
PE	146.2
PP	163.3
PS	172.2
PVC	91.7
六溴环十二烷	2.5
十溴二苯醚	16.7
三氧化二锑	13.3
玻纤	50
增塑剂	41.7
色母	20
其它成分	20.8

2.2.2 各阶段的污染排放及能耗

根据企业实际的生产加工过程, 统计塑胶料在生产和加工过程的环境排放数据及能耗。

2.2.2.1 A 运输过程

塑胶原料的来源主要包括惠州、东莞、广州等地, 采用重型厢式货车的运输方式, 选取深圳与这三个地方的平均距离 99.4 km 作为运输距离。辅料主要由市内供应, 采用中型厢式货车运输, 平均距离选取 10 km。原辅料在运输过程的油耗分别为 1.13 kg 和 0.027 kg。

2.2.2.2 搅拌过程

原辅料的混合搅拌使用卧式混合搅拌机, 搅拌机的单次搅拌时间为 0.5 h, 搅拌原辅料重量为 200 kg, 1 t 原辅料在搅拌

过程的能耗为 18.75 kwh。

由企业的调研数据得知, 原辅料在搅拌阶段会有 1% 的重量作为粉尘排出, 粉尘的处理设备为布袋除尘器, 粉尘的处理效率为 90%, 1 t 原辅料的粉尘排放量为 100 g。布袋除尘器用于 5 台搅拌器的尾气处理, 除尘器风机功率为 5.5 kw, 1 t 原辅料在搅拌过程中除尘消耗 2.75 kwh 的电能。1 t 原辅料在搅拌过程共计消耗 21.5 kwh 的电能。

2.2.2.3 挤出过程

企业采用双螺杆挤出机作为挤出设备, 挤出机的能耗主要为电机和机筒加热两个部分, 其功率分别为 37 kw 和 24 kw, 总功率为 61 kw。挤出设备每小时原辅料消耗量为 250 kg/h, 则 1 t 原辅料挤出过程共消耗 244 kwh 电能。

挤出废气由排风系统输送至屋顶处理设备, 分别经过 UV 光解以及活性炭吸附过程排至大气环境, 处理设备将五台挤出设备的废气统一收集处理, 废气处理设备的能耗主要包括离心风机和 UV 两个部分, 其功率分别为 3 kw 和 6 kw, 总功率为 9 kw。处理设备处置 1 t 原辅料产生的废气需消耗 7.2 kwh 电能。1 t 原辅料在挤出过程共计消耗 251.2 kwh 的电能。

2.2.2.4 切粒过程

挤出设备产生的塑胶条经过切粒设备制成塑胶粒, 切粒设备的配套功率为 4 kw, 产量为挤出设备的原辅料消耗量 250 kg/h, 产生 1 t 塑胶料共消耗 16 kwh 的电能。

2.2.2.5 干燥过程

塑胶料需先经过循环冷却水降温后, 在进行切粒, 切粒阶段之后塑胶母料中的水分由干燥搅拌设备除去多余水分。干燥搅拌设备每次可搅拌处理 2 t 的塑胶母料, 干燥搅拌设备的能耗主要包括发热设备和搅拌电机两个部分, 其功率分别为 20 kw 和 4 kw, 总功率为 24 kw。塑胶母料经过 2 h 完成烘干处理, 烘干 1 t 塑胶母料共消耗电能 24 kwh。

2.2.2.6 B 运输过程

塑胶母料作为下游加工企业的原料进行使用, 根据现场调研数据, 选取 20 km 作为塑胶母料在市内的平均运输距离, 塑胶母料采用重型厢式货车进行运输。在 B 运输过程耗油 0.27 kg。

2.2.2.7 配色过程

由于产品的需求不同, 色母与塑胶母料在搅拌设备中混合搅拌, 搅拌设备单次可配置 150 kg 物料, 其功率为 4 kw, 搅拌时间为 0.5 h, 配色阶段 1 t 物料消耗 13.33 kwh 的电能。

2.2.2.8 注塑过程

企业采用注塑设备的能耗主要为电机和加热炮筒两个部分, 其功率分别为 23 kw 和 14 kw, 总功率为 37 kw。注塑设备每小时消耗 120 kg 物料, 则注塑 1 t 塑胶产品需 8.33 h, 注塑需要消耗 308.33 kwh 的电能。

注塑设备的尾气由排风系统输送至屋顶处理设备, 分别经过 UV 光解以及活性炭吸附过程排至大气环境, 处理设备将 12 台注塑设备的废气统一收集处理, 废气处理设备的能耗主要包括离心风机和 UV 两个部分, 其功率分别为 7.5 kw 和 11 kw, 总功率为 18.5 kw。处理设备处置 1 t 塑胶产品产生的废气需消耗 12.85 kwh 电能。1 t 塑胶产品在注塑过程共计消耗 321.18 kwh 的电能。

2.2.3 使用过程中环境排放清单

根据塑胶料的单位排放清单、各个加工阶段的能耗及其污染排放数据, 建立 DBDE 和 HBCD 在使用阶段产生的环境排放清单, 结果见表 7。

表7 使用过程中各工段环境排放清单(kg)
Tab.7 Environmental emission inventory for each section of the using process(kg)

污染排放	名称	运输A	搅拌	挤出	切粒	运输B	干燥	混色	注塑
废气排放	N ₂ O	1.83E-06	2.15E-03	2.51E-02	1.60E-03	2.40E-03	4.19E-07	1.33E-03	3.21E-02
	SO ₂	4.42E-05	2.49E-01	2.91E+00	1.86E-01	2.78E-01	1.02E-05	1.55E-01	3.73E+00
	CO	5.02E-05	2.80E-03	3.27E-02	2.08E-03	3.12E-03	1.15E-05	1.73E-03	4.18E-02
	NO _x	3.46E-05	1.11E-01	1.29E+00	8.22E-02	1.23E-01	7.97E-06	6.85E-02	1.65E+00
	CH ₄	2.30E-06	9.09E-02	1.06E+00	6.77E-02	1.02E-01	5.40E-07	5.64E-02	1.36E+00
	CO ₂	5.00E-02	2.68E+01	3.13E+02	1.99E+01	2.99E+01	1.15E-02	1.66E+01	4.00E+02
	HC	4.42E-06	2.37E-03	2.76E-02	1.76E-03	2.64E-03	1.01E-06	1.47E-03	3.53E-02
	烟尘	4.65E-06	2.32E-01	1.54E+00	9.82E-02	1.47E-01	1.08E-06	8.18E-02	1.97E+00
水体排放	COD	—	6.67E-03	7.79E-02	4.96E-03	7.44E-03	—	4.13E-03	9.96E-02
	SS	—	6.88E-03	8.04E-02	5.12E-03	7.68E-03	—	4.27E-03	1.03E-01
固废排放	固废	—	3.92E+00	4.58E+01	2.92E+00	4.38E+00	—	2.43E+00	5.86E+01

2.3 DBDE 和 HBCD 的环境影响评价

2.3.1 环境影响潜值

DBDE 和 HBCD 的 LCA 排放清单, 采用环境影响潜值法计算, 结果见表 8。

2.3.2 影响潜值的标准化

DBDE 和 HBCD 的环境影响经过标准化获得其标准化潜值, 见表 9 和图 2。根据标准潜值的计算结果发现, 运输阶段与其它工艺阶段相比, 其产生的环境影响较小。DBDE 和 HBCD 在 LCA 中产生较大影响的是全球变暖、酸化以及烟尘 & 粉尘等类型。

表 8 环境影响类型的当量值
Tab.8 The equivalent value of the environmental impact type

影响类型	环境负荷项目	单位	当量系数	运输A	搅拌	挤出	切粒	运输B	干燥	混色	注塑
全球变暖	CO ₂	kg.CO ₂ eq./kg	1	5.00E-02	2.68E+01	3.13E+02	1.99E+01	2.99E+01	1.15E-02	1.66E+01	4.00E+02
	CH ₄		23	5.28E-05	2.09E+00	2.44E+01	1.56E+00	2.33E+00	1.24E-05	1.30E+00	3.12E+01
	HC		1700	7.52E-03	4.02E+00	4.70E+01	2.99E+00	4.49E+00	1.72E-03	2.49E+00	6.01E+01
	N ₂ O		296	5.41E-04	6.36E-01	7.44E+00	4.74E-01	7.10E-01	1.24E-04	3.95E-01	9.51E+00
	总计			5.81E-02	3.35E+01	3.92E+02	2.49E+01	3.74E+01	1.34E-02	2.08E+01	5.01E+02
臭氧耗竭	HC	kg.CFC-11eq./kg	0.034	1.50E-07	8.04E-05	9.39E-04	5.98E-05	8.98E-05	3.44E-08	4.99E-05	1.20E-03
	总计			1.50E-07	8.04E-05	9.39E-04	5.98E-05	8.98E-05	3.44E-08	4.99E-05	1.20E-03
酸化	SO ₂	kg.SO ₂ eq./kg	1.2	5.31E-05	2.99E-01	3.50E+00	2.23E-01	3.34E-01	1.22E-05	1.86E-01	4.47E+00
	NO _x		0.5	1.73E-05	5.53E-02	6.46E-01	4.11E-02	6.17E-02	3.98E-06	3.43E-02	8.25E-01
	总计			7.04E-05	3.55E-01	4.14E+00	2.64E-01	3.96E-01	1.62E-05	2.20E-01	5.30E+00
富营养化	COD	kg.PO ₄ ³⁻ eq./kg	0.022	0.00E+00	1.47E-04	1.71E-03	1.09E-04	1.64E-04	0.00E+00	9.09E-05	2.19E-03
	NO _x		0.13	4.49E-06	1.44E-02	1.68E-01	1.07E-02	1.60E-02	1.04E-06	8.91E-03	2.15E-01
	总计			4.49E-06	1.45E-02	1.70E-01	1.08E-02	1.62E-02	1.04E-06	9.00E-03	2.17E-01
光化学氧化	CO	kg.C ₂ H ₄ eq./kg	0.027	1.35E-06	7.55E-05	8.82E-04	5.62E-05	8.42E-05	3.10E-07	4.68E-05	1.13E-03
	CH ₄		0.006	1.38E-08	5.46E-04	6.38E-03	4.06E-04	6.09E-04	3.24E-09	3.38E-04	8.15E-03
	总计			1.37E-06	6.21E-04	7.26E-03	4.62E-04	6.93E-04	3.13E-07	3.85E-04	9.28E-03
烟尘&粉尘	烟尘	kg	排放量	4.65E-06	2.32E-01	1.54E+00	9.82E-02	1.47E-01	1.08E-06	8.18E-02	1.97E+00

表 9 DBDE 和 HBCD 各种环境影响标准化潜值

Tab.9 Standardized potential values of various environmental impacts of decabromodiphenyl ether and hexabromocyclododecane

影响类型	标准化		运输A	搅拌	挤出	切粒	运输B	干燥	混色	注塑	合计
	基准值	单位									
全球变暖	3.59 × 10 ³	kg(CO ₂ eq)/(capita.yr)	1.62E-05	9.34E-03	1.09E-01	6.95E-03	1.04E-02	3.72E-06	5.79E-03	1.39E-01	2.81E-01
臭氧耗竭	1.03 × 10 ⁻¹	kg(CFC-11eq)/(capita.yr)	1.46E-06	7.81E-04	9.12E-03	5.81E-04	8.71E-04	3.34E-07	4.84E-04	1.17E-02	2.35E-02
酸化	4.19 × 10 ¹	kg(SO ₂ eq)/(capita.yr)	1.68E-06	8.46E-03	9.89E-02	6.30E-03	9.45E-03	3.87E-07	5.25E-03	1.26E-01	2.55E-01
富营养化	8.35	kg(PO ₄ ³⁻ eq)/(capita.yr)	5.38E-07	1.74E-03	2.03E-02	1.29E-03	1.94E-03	1.24E-07	1.08E-03	2.60E-02	5.23E-02
光化学氧化	6.05	kg(C ₂ H ₄ eq)/(capita.yr)	2.26E-07	1.03E-04	1.20E-03	7.64E-05	1.15E-04	5.17E-08	6.37E-05	1.53E-03	3.09E-03
烟尘&粉尘	2.90 × 10 ¹	kg(Dust)/(capita.yr)	1.60E-07	8.00E-03	5.32E-02	3.39E-03	5.08E-03	3.72E-08	2.82E-03	6.80E-02	1.40E-01

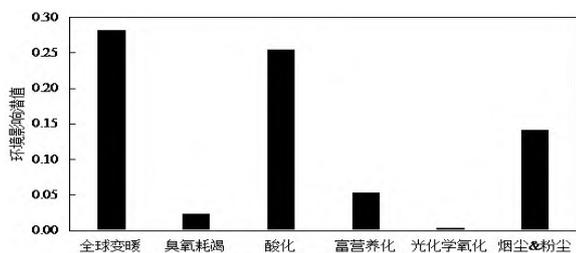


图 2 环境影响标准化潜值
Fig.2 Standardized potential values of various environmental impacts

2.3.3 加权与合并

DBDE 和 HBCD 的使用过程主要包括原辅料运输、塑胶母料的挤出、注塑成型等部分。对 DBDE 和 HBCD 的标准化

潜值加权, 得到各过程的总环境影响潜值, 见表 10 和图 3。由结果可知, 产生较大影响的是挤出和注塑。

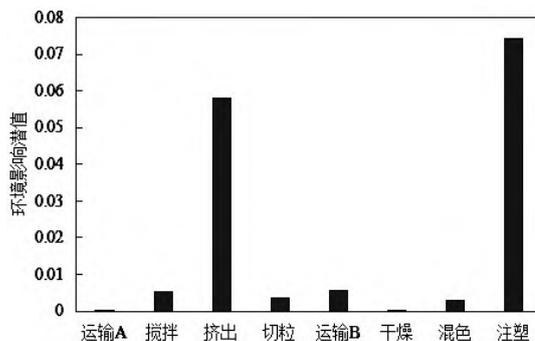


图 3 加权后总环境影响潜值
Fig.3 Weighted total environmental impact potential

表10 DBDE和HBCD的总环境影响潜值

Tab.10 Total environmental impact potential of decabromodiphenyl ether and hexabromocyclododecane

影响类型	运输A	搅拌	挤出	切粒	运输B	干燥	混色	注塑	合计
全球变暖	4.36E-06	2.51E-03	2.94E-02	1.87E-03	2.81E-03	1.00E-06	1.56E-03	3.76E-02	7.57E-02
臭氧耗竭	3.30E-07	1.77E-04	2.06E-03	1.31E-04	1.97E-04	7.56E-08	1.09E-04	2.64E-03	5.31E-03
酸化	3.43E-07	1.73E-03	2.02E-02	1.28E-03	1.93E-03	7.88E-08	1.07E-03	2.58E-02	5.19E-02
富营养化	6.40E-08	2.07E-04	2.42E-03	1.54E-04	2.31E-04	1.48E-08	1.28E-04	3.09E-03	6.23E-03
光化学氧化	2.42E-08	1.10E-05	1.28E-04	8.18E-06	1.23E-05	5.54E-09	6.82E-06	1.64E-04	3.31E-04
烟尘&粉尘	1.20E-08	5.97E-04	3.97E-03	2.53E-04	3.79E-04	2.78E-09	2.11E-04	5.07E-03	1.05E-02
总计	5.13E-06	5.23E-03	5.81E-02	3.70E-03	5.55E-03	1.18E-06	3.08E-03	7.43E-02	1.50E-01

2.4 生命周期过程中污染控制环节

根据DBDE和HBCD的LCA结果,其产生的人均当量影响潜值为0.15。DBDE和HBCD对环境产生较大影响的类别依次为:全球变暖、酸化、烟尘&粉尘、富营养化、臭氧耗竭以及光化学氧化。全球变暖、酸化和烟尘&粉尘的影响程度占比分别为50.47%、34.60%、7.00%。

DBDE和HBCD加工过程中的挤出和注塑阶段对环境影响较大,是主要的污染来源。DBDE和HBCD的其他加工、使用过程对环境产生的影响为次要因素。

3 结论

本研究基于LCA方法对DBDE和HBCD的加工、使用过程进行评价,并给出主要的污染控制环节,得到以下结论:

(1)在功能单位中DBDE和HBCD的含量约为:1.67%、0.25%。在使用过程中对产生的污染物进行收集处理后,对环境产生的影响较小。本研究主要评价能耗产生的间接环境影响。

(2)通过企业DBDE和HBCD的实际生产资料,确定DBDE和HBCD的LCA路径。分析DBDE和HBCD的相关数据,整理出排放清单,为实际生产过程提供理论依据。

(3)经过特征化、标准化、加权等计算,最后得出DBDE和HBCD的人均当量影响潜值为0.15。根据LCA结果,DBDE和HBCD的污染控制主要为挤出、注塑过程,原辅材料、产品的运输过程产生的环境影响较小。

参考文献

- [1]Judson R, Richard A, Dix D J, et al. The toxicity data landscape for environmental chemicals[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2009, 117(5): 685-695.
- [2]Sala S, Goralczyk M. Chemical footprint: A methodological framework for bridging life cycle assessment and planetary boundaries for chemical pollution[J]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2013, 9(4): 623-632.
- [3]杜翠红,王中钰,陈景文,等. 化学品足迹:概念、研究进展及挑战[J]. *生态毒理学报*, 2016, 11(2): 18-26.
- [4]Bisinger E C. Hazard/Risk Assessment Approach to 'New' Chemicals Registration under TSCA Reform[J]. *Journal of the American Oil Chemists Society*, 2020, 97: 103-104.
- [5]环境保护部,工业和信息化部,国家卫生健康委员会. 关于发布《优先控制化学品名录(第一批)》的公告,公告2017年第83号.
- [6]环境保护部,工业和信息化部,国家卫生健康委员会. 关于发布《优先控制化学品名录(第二批)》的公告,公告2020年第47号.

[7]Chen D H, Bi X H, Liu M, et al. Phase Partitioning, Concentration Variation and Risk Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in the Atmosphere of an E-Waste Recycling Site[J]. *Chemosphere*, 2011, 82(9): 1246-1252

[8]Peng J L, Wu D T, Jiang Y S, et al. Spatiotemporal Variability of Polybrominated Diphenyl Ether Concentration in Atmospheric Fine Particles in Shenzhen, China[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 238: 749-759.

[9]Choi S-D, Baek S-Y, Chang Y-S. Atmospheric Levels and Distribution of Dioxin-Like Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in the Vicinity of an Iron and Steel Making Plant [J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(10): 2479-2488.

[10]王红彦. 基于生命周期评价的秸秆沼气集中供气工程能值分析[D]. 北京: 中国农业科学院博士学位论文, 2016: 26-31.

[11]刘懿颖. 中国汽车产业发展环境影响评价与政策模拟研究[D]. 北京: 清华大学博士学位论文, 2017: 15-20.

[12]董进宁. 生物柴油制取的LCA及其技术经济性分析[D]. 广州: 华南理工大学硕士学位论文, 2010: 12-23.

[13]Dvortsov V L, Solomon S. Response of the Stratospheric Temperatures and Ozone to Past and Future Increases in Stratospheric Humidity[J]. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 2001, 106(D7): 7505-7514.

[14]Derwent R G, Jenkin M E, Saunders S M. Photochemical Ozone Creation Potentials for a Large Number of Reactive Hydrocarbons under European Conditions[J]. *Atmospheric Environment*, 1996, 30(2): 181-199.

[15]Heijungs R, Guinée J B, Huppes G, et al. Environmental Life Cycle Assessment of Products: Guide and Backgrounds (Part 1)[J]. *CML*, Leiden, 1992: 41-49.

[16]袁中盟. 深圳市优先控制化学品环境风险管控体系研究[D]. 哈尔滨工业大学, 2021.

[17]伍跃辉. 废塑料资源化技术评估与潜在环境影响的研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学博士学位论文, 2013: 47-52.

[18]Amenta P, Lucadamo A, Marcarelli G. On the Choice of Weights for Aggregating Judgments in Non-Negotiable Ahp Group Decision Making [J]. *European Journal of Operational Research*, 2021, 288(1): 294-301.

[19]王震,孙德智,桂凌. 废塑料能源回收过程的生命周期评价[J]. *环境科学与技术*, 2010, 33(S1): 408-412.

[20]任丽娟. 生命周期评价方法及典型纸产品生命周期评价研究[D]. 北京: 北京工业大学硕士学位论文, 2011: 31-44.

(本文文献格式: 韩琦, 张帆, 余波平, 等. 基于生命周期评价的深圳市典型阻燃剂环境影响分析[J]. *广东化工*, 2023, 50(1): 135-139)

(上接第181页)

[16]FAN N, BAI Y, WU J, et al. A two-stage anammox process for the advanced treatment of high-strength ammonium wastewater: Microbial community and nitrogen transformation[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 261: 121148.

[17]SHI S, LIN Z, ZHOU J, et al. Enhanced thermophilic denitrification performance and potential microbial mechanism in denitrifying granular sludge system[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 344: 126190.

[18]XU Z, CHEN X, LI H, et al. Combined heterotrophic and autotrophic

system for advanced denitrification of municipal secondary effluent in full-scale plant and bacterial community analysis[J]. *Science of The Total Environment*, 2020, 717: 136981.

(本文文献格式: 邹志强, 杨宏. 包埋硝化填料在稀土矿山废水中的硝化特性及群落结构分析[J]. *广东化工*, 2023, 50(1): 179-181)