

中国湿巾代谢分析及环境影响评估

张宇婷, 胡宇鹏, VORADA KOSAJAN, 温宗国* (清华大学环境学院, 清华大学工业节能与绿色发展评价中心, 北京 100084)

摘要: 为评估湿巾塑料消耗及污染现状, 比较不同材质湿巾环境影响表现, 开展了中国湿巾“生产—使用—废弃处置”全过程物质流分析, 通过市场调研获知湿巾材质分布, 开展全国消费者问卷调查获知废弃湿巾流向. 对不同材质湿巾开展全生命周期环境影响评价, 系统比较评估其环境影响. 结果表明, “70%聚酯纤维+30%粘胶纤维”混合材质湿巾是中国最为常见的湿巾类型, 2019年中国湿巾用塑量达 41 万 t, 经消费者使用丢弃后约有 18.9%直接泄露进入自然环境. 在焚烧、填埋处置方式中, 全粘胶纤维湿巾全生命周期综合环境影响比全聚酯纤维湿巾低 38%, 前者水污染突出但资源消耗、毒性风险优势明显; 在直接泄露方式中, 全粘胶纤维湿巾可避免聚酯纤维泄露后崩解为微塑料纤维的环境风险.

关键词: 湿巾; 聚酯纤维; 粘胶纤维; 物质流分析; 环境影响

中图分类号: X820.3 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2021)11-5438-08

Material metabolism analysis and environmental impact assessment of wet wipes in China. ZHANG Yu-ting, HU Yu-peng, VORADA KOSAJAN, WEN Zong-guo* (School of Environment, Tsinghua University, Industrial Energy Saving and Green Development Assessment Center, Beijing 100084, China). *China Environmental Science*, 2021,41(11): 5438~5445

Abstract: In order to evaluate the current status of plastic consumption and pollution of wet wipes and compare the environmental impact performance of wet wipes of different materials, this study carried out the material flow analysis of China's wet wipes from production to final disposal. The primary data of materials of wet wipes was gained through field research and the flow direction of waste wet wipes was found out by conducting a national consumer questionnaire. The study evaluated and compared the life cycle environmental impacts of different types of wet wipes. The results showed that “70% polyester fiber + 30% viscose fiber” mixed wet wipe is the most common type of wet wipe in China. In 2019, the amount of plastic used in wet wipes in China reached 0.41 million tons, and about 18.9% of them leaked directly into the natural environment after being discarded by consumers. In the incineration and landfill scenario, the comprehensive environmental impacts of “100% viscose fiber” wet wipes throughout the life cycle were 38% lower than “100% polyester fiber” wet wipes. The former had prominent water pollution while had obvious advantages of resource consumption and toxicity risk. In the direct leakage scenario, “100% viscose fiber” wet wipes can avoid various risks caused by polyester fibers disintegrating into microplastic fibers.

Key words: wet wipes; polyester; viscose fiber; material flow analysis; environmental impact

湿巾是生活中常见的个人护理产品, 根据用途划分可以分为通用型、婴儿专用、女性卫生专用、卸妆用、居家清洁用、厨房用、厕用等. 中国湿巾市场增长迅速, 市场规模年增速维持在 20% 以上, 2019 年市场规模达 219.9 亿元, 且受新冠疫情影响, 湿巾销售量将进一步扩大^[1].

水刺无纺布是湿巾的主要组成成分, 其纤维原料分为石油基纤维和生物基纤维两大类. 以全国非织造科技信息中心发布的数据口径统计, 2019 年中国水刺无纺布产量共 95.5 万 t, 其中湿巾消耗 63.25 万 t^[2]. 其主要原料聚酯纤维可引发塑料消耗及污染. 此外, 湿巾单片重量小、使用场景分散, 可能通过各类途径导致塑料泄露进自然环境. 研究发现, 欧洲污水处理厂附近河道沉淀物中的微塑料纤维与湿巾

塑料纤维成分一致, 是被极大低估的白色塑料纤维来源^[3]. 2019 年, 欧盟在《有关限制某些塑料制品使用的指令(EU)2019/904》^[4]中将“湿巾”列为管控对象. 相比之下, 中国《关于进一步加强塑料污染治理的意见》等政策中尚未对湿巾予以充分关注, 对湿巾含塑及其环境影响的社会认知明显不足.

为科学认知湿巾塑料污染潜力, 有必要识别湿巾中含塑材质的使用量及废弃流向. 湿巾材质类别众多, 缺乏规范统计, 较难获知材质分布. 部分湿巾被直接丢弃进入环境, 此类未进入正规处理体系的方式取决于消费者丢弃行为, 其比例难以统计. 目前尚

收稿日期: 2021-03-12

基金项目: 国家杰出青年科学基金(71825006)

* 责任作者, 教授, wenzg@tsinghua.edu.cn

无关注以上基础数据的研究,需加以突破.现有研究中,已证明湿巾具有导致微塑料泄露的风险,通过抽样检测样证明在海洋沉积物^[3]和鱼体^[5]中发现了以微塑料形式存在的废纤维.关于湿巾环境影响管理和可持续发展的研究中,有研究针对某个护理产品企业^[6]或品牌^[7]进行可持续性评估,但尚无湿巾产品的全生命周期环境影响研究.全生命周期分析(LCA)可定量化评估环境影响,已被广泛用于计算塑料包装物^[8]、煤制天然气^[9]、生活垃圾处理^[10]等产品、技术或过程的全生命周期环境影响.基于此,本研究首次揭示了湿巾代谢情况,并开展环境影响核算比较.

本研究进行了中国湿巾生产、消费、废弃处置的全过程物质流分析(MFA),基于行业调研和消费者丢弃行为调查明确了湿巾塑料消耗量及泄露量.开展了不同材质湿巾产品的全生命周期环境影响评估(LCA),基于纤维生产厂商实地调研获知生产参数,进行生物基湿巾、含塑湿巾环境影响比较评估,明确湿巾环境影响来源,为湿巾环境风险管控措施提出建议.

1 研究方法

1.1 物质流分析

物质流分析(MFA),是一种在区域范围内,对某种物质进行代谢研究的核算方法学.MFA 追踪物质从自然界开采进入人类经济体系中,并经过经济活

动在不同时段和区域中流动,最后回到自然环境的全生命周期过程^[11].为全面评估中国湿巾产品物质代谢流动,本研究以湿巾材质为考虑因素,选择不同材质类别湿巾作为代谢对象;系统边界为中国地区范围内湿巾从原料生产到废弃处置的全过程,分为湿巾生产阶段和湿巾废弃处置阶段.

生产阶段.基于行业调研,聚酯纤维和粘胶再生纤维素纤维(以下简称粘胶纤维)是湿巾生产所用水刺无纺布的主要原料.其中,市场主流湿巾产品以“30%粘胶纤维+70%聚酯纤维”无纺布为主,另外还存在其他材质配比湿巾.由于成本较高,全降解湿巾(即“100%粘胶纤维”)尚未形成市场规模.由于缺少准确行业统计数据,本研究对国内龙头湿巾品牌商及无纺布生产商等进行座谈调研,获知市场上 90%以上的湿巾含塑,并估算湿巾产品市场分布(表 1).

废弃处置阶段.湿巾产品经消费者使用后进入废弃处置阶段.进入环卫体系后,将被填埋或焚烧;若直接丢弃,将泄漏进自然环境.本研究中的“环境泄露”,是指塑料制品在生命周期末端没有得到妥善处理,无序排放进入自然环境,例如土壤、海洋等自然环境的过程.由于湿巾单片重量小,使用场景多,废弃地点分散,可能存在较高的泄露风险.为此本研究在全国开展了 2461 份消费者问卷调查,用于调查消费者在使用湿巾后的丢弃行为.调查结果显示,湿巾产品使用后平均有 18.9%概率直接泄露进入环境.

表 1 湿巾产品市场分布
Table 1 Market distribution of wet wipes products in China

湿巾类型	无纺布材质组成	市场占比(%)	产品特征
三七湿巾	30%粘胶纤维+70%聚酯纤维	60	主流产品,价格适中
五五湿巾	50%粘胶纤维+50%聚酯纤维	10	部分产品,价格适中
七三湿巾	70%粘胶纤维+30%聚酯纤维	10	触感绵柔,价格较高
全塑湿巾	100%聚酯纤维	10	不可降解,低端市场
其他湿巾	其他	10	适用于不同价位及用途

1.2 研究情景构建

基于全生命周期理论思想,本研究综合考量不同材质湿巾的生产和处置方式,构建湿巾全生命周期研究情景.

根据湿巾物质代谢分析,共选择 3 种具有代表性的材质类别湿巾和 3 种废弃处置去向,设置了 9 个情景进行比较分析(表 2).在湿巾类型中,选取“三七湿巾”、“全塑湿巾”及“全降解湿巾”三类湿巾为

对象,开展比较不同材质湿巾的环境影响.其中“三七湿巾”是我国目前最常见的湿巾类型;“全塑湿巾”价格较低,在低端市场有所运用,代表完全不可降解湿巾;“全降解湿巾”是 100%生物基产品,具有可完全自然降解的特性,可能是一种有前景的环保产品.在处置方式中,考虑了填埋、焚烧和直接泄露 3 种废弃处置方式,实现对湿巾废弃处置去向的全覆盖,并命名填埋及焚烧为“传统处置方式”.

表 2 湿巾全产业链情景设置描述

Table 2 Description of scenario settings for the whole industrial chain of wet wipes

情景	湿巾类型	处置方式
情景 1(S1)	三七湿巾 (30%粘胶纤维+70%聚酯纤维)	填埋
情景 2(S2)		焚烧
情景 3(S3)		直接泄露
情景 4(S4)	全塑湿巾 (100%聚酯纤维)	填埋
情景 5(S5)		焚烧
情景 6(S6)		直接泄露
情景 7(S7)	全降解湿巾 (100%粘胶纤维)	填埋
情景 8(S8)		焚烧
情景 9(S9)		直接泄露

1.3 全生命周期环境影响评价

LCA 方法学适用于分析产品环境特征并支撑决策^[12],具有成熟的国际标准.ISO14000 系列中明确了 LCA 确定目标、确定系统边界、清单分析的基本框架^[13],提出 LCA 的结果解释原则^[14]并进行案例展示^[15].

依据国际标准,本研究确定系统边界为一张湿

巾生产—消费者使用—废弃处置的全过程(图 1).其中,生产环节追溯至原生资源的开采(如聚酯纤维制造中的石油开采、粘胶纤维制造中的树木砍伐),废弃处置环节包括焚烧、填埋及直接泄露进环境,在该范围内的所有生产工艺环节、废弃处置环节等均纳入系统边界.在不影响科学性的前提下,划定系统边界时确立部分规则:(1)湿巾行业中存在多个运输阶段,如原材料运输、湿巾产品销售运输、湿巾废弃后收集转运等.这些运输存在环境影响风险,但由于与研究关注的湿巾材质及处置方式下的环境影响比较无直接关联,因此统一未将运输环节纳入系统边界;(2)大多数情况下,生产设备、厂房、生活设施等可以忽略,如粘胶纤维生产厂使用的纺丝机、烘干机等机器的生产环节未纳入系统边界,所有生产厂房的建设及生活设施消耗均未纳入系统边界;(3)在选定环境影响类型范围内的已知排放数据不应忽略,但对非重点污染管控企业无集中监测的污染物可以忽略.

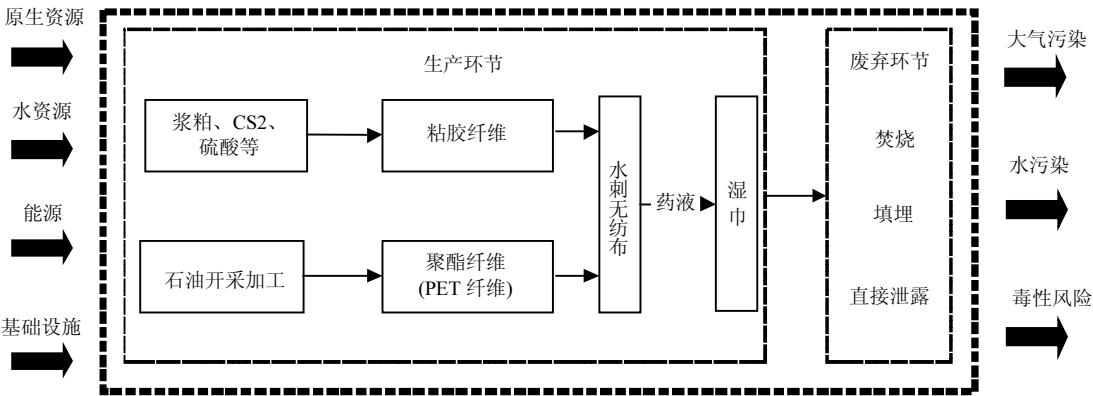


图 1 湿巾全生命周期评价系统边界

Fig.1 System boundary of wet wipes life cycle assessment

功能单元是产品系统提供功能(使用价值)的度量单位.本研究在进行不同材质湿巾比较时,以“一张湿巾”作为功能单元.一张湿巾的平均重量由行业调研获取.

对应湿巾生产工艺流程,介绍各环节所需数据项及数据来源(表 3).数据来源主要为现场调研、消费者问卷调查、已有研究报告及 Gabi 数据库^[16].对福建某粘胶纤维生产厂、江西某无纺布生产厂、福建某湿巾生产厂开展了实地调研,收集工厂运营记录及排放监测数据,获取生产技术参数及投入产出

情况.

按照“环境污染、资源消耗与毒性影响”的总体分类原则,结合湿巾全生命周期环境影响特点,选择纳入 9 项特征化环境影响指标(表 4).由于不同材质湿巾生产环节涉及石油、木材、水资源等消耗,选择纳入 FD、FC 指标;全产业链存在污染排放,包括生产工业废水排放、烟气排放,湿巾废弃进入最终填埋、焚烧时也存在焚烧烟气排放或填埋渗滤液排放,均会导致水体污染和大气污染,纳入 GWP、PMF、POF、AP 作为大气污染表征指标,FE 作为水污染表

征指标;各环节污染物排放具有引发人体毒性和生态毒性的风险,纳入 HT、TE 指标分别表征。

表 3 湿巾全生命周期评价数据项及数据来源
Table 3 Data items and data sources for the life cycle assessment of wet wipes

环节	数据项	数据来源
确定研究边界	代表性湿巾材质构成	湿巾龙头品牌商 A 访谈
	焚烧、填埋比例	中国造纸协会生活用纸专业委员会年度报告
	泄露比例	《中国城乡建设统计年鉴》
粘胶纤维生产	原液制备工艺流程及投入产出	粘胶纤维生产厂 B 现场调研及运营纪录
	纺丝精炼工艺流程及投入产出	
	污染物排放及浓度	
聚酯纤维生产	氢氧化钠、次氯酸钠、硫酸等辅助原料	Gabi 数据库
	电耗	
	聚酯纤维生产投入产出	
水刺无纺布生产	开松上料、水刺、成品工艺流程及投入产出	水刺无纺布生产厂 C
		现场调研及运营纪录
	电耗	Gabi 数据库
湿巾生产	上料、浸润药液、包装工艺流程及投入产出	湿巾龙头品牌商 A
		现场调研及运营纪录
	电耗	Gabi 数据库
废弃处置	粘胶纤维及聚酯纤维焚烧/填埋	Gabi 数据库

表 4 环境影响类型指标及释义
Table 4 the environmental impacts indexes and interpretations

环境影响类型	简称	特征化环境影响指标名称	中文全称	单位
大气污染	GWP	Global Warming Potential	温室效应潜势	kg CO ₂ eq.
	PMF	Particulate Matter Formation	颗粒物形成	kg PM _{2.5} eq.
	POF	Photochemical Oxidant Formation	光化学效应	kg NO _x eq.
水污染	AP	Acidification Potential	酸化	kg SO ₂ eq.
	FE	Freshwater Eutrophication	水体富营养化	kg P eq.
	FD	Fossil depletion	化石能源消耗	kg oil eq.
资源消耗	FC	Freshwater consumption	淡水资源消耗	m ³
	HT	Human Toxicity	人体毒性	kg 1,4-DB eq.
毒性风险	TE	Terrestrial Ecotoxicity	陆地生态毒性	kg 1,4-DB eq.

国际通用的环境影响评估模型众多,如 IMPACT2002+、Eco-indicator 99、CML 模型等^[17]。本研究选用基于以上模型发展而来的 ReCiPe 模型进行量化分析,ReCiPe 模型分为中点(Mid-point)和终点(End-point)两个层面,可包含以上主要特征化环境影响类型指标^[18]。为开展各环境影响指标的比较分析,选取 ReCiPe 模型标准化指数进行归一,基于环境基准值计算不同环境影响类型的相对大小以消除量纲影响;为获得 LCA 评价的总体环境影响,进行环境影响加权获得综合环境影响指标。

2 结果与讨论

2.1 湿巾物质流分析

依据湿巾物质代谢分析,获取湿巾材质分布及废弃流向。废弃湿巾产品平均有 18.9%概率直接泄露进入自然环境;其余 81.1%湿巾产品将进入市政环卫体系,根据不同城市的环卫基础设施布局情况分别进入焚烧厂与垃圾填埋场(选用 2019 年全国平均水平 53%焚烧,47%填埋 19)。模拟中国湿巾市场物质代谢流动,2019 年湿巾用塑量(按聚酯纤维用量计算)约 41 万 t,湿巾废弃导致了 7.8 万 t 聚酯纤维直接泄露进入环境,该数值接近当年中国不可降解快递胶带(按聚丙烯用量统计)全部用量。

2.2 湿巾传统处置方式环境影响评估

2.2.1 市场主流湿巾生产环境影响来源 采用选定的评价方法及指标,本研究首先以我国市场中最

为常见的“三七湿巾”为关注对象,追溯其生产过程

的生命周期环境影响来源(图 3).

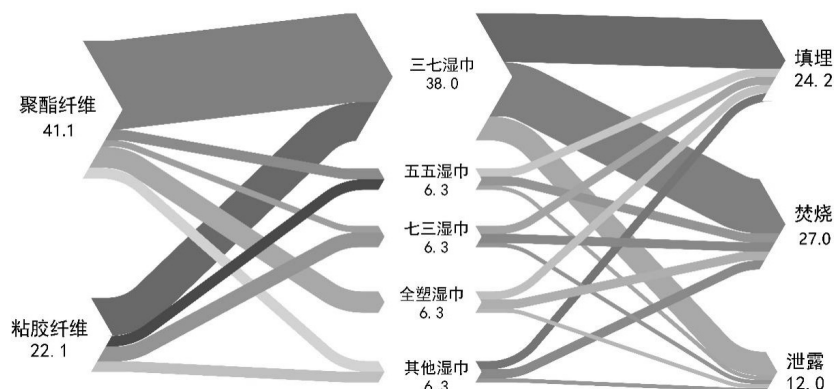


图2 2019年中国湿巾物质代谢流动图(万 t)

Fig.2 Material metabolism and flow of wet wipes in China in 2019 (10000tons)

无纺布生产阶段的环境影响贡献仅占全部生产环节总排放的 0.04%~18.31%,湿巾产品生产阶段的环境影响贡献仅占全部生产环节总排放的 0.02%~7.17%。在这两个阶段中,电耗均为环境影响贡献最大的因素,在无纺布生产和湿巾产品生产的环境影响指标中平均占比分别为 83.4%和 83.0%。粘胶纤维生产和聚酯纤维生产两个环节是主要的环境影响来源,二者的环境影响贡献共占“三七湿巾”全部生产环节总排放的 80.1%~99.8%。二者在不同类型的环境影响指标中贡献程度不同。聚酯纤维生产贡献了绝大部分的人体毒性(HT)指标、光化学效应(POF)指标和全球变暖(GWP)指标,尤其是在人体毒性(HT)指标中,占到了全部生产环节总排放的 75%,这是由于聚酯纤维生产上游的石油炼制和热裂解存在汞和芳烃等有毒污染物排放风险,源自天然的粘胶纤维可有效避免此类健康损害。但在水体富营养化(FE)指标中,粘胶纤维生产贡献 98%。这是由于粘胶纤维的上游种树存在农药化肥的施用以及粘胶生产工艺中存在酸性废水排放。聚酯纤维生产贡献了 80%的化石能源消耗(FD),以及 52%的水资源消耗(FC)。

综上,一张“三七湿巾”的环境影响来源于不同环节,无纺布生产和湿巾产品生产仅为物理过程,影响较小。粘胶纤维和聚酯纤维生产更值得关注,证明了材质选择的重要性。水污染多源自粘胶纤维生产;资源消耗和毒性风险多源自聚酯纤维生产。进一步追溯粘胶纤维生产的具体阶段,水污染主要源自其木浆生产阶段的化肥、农药使用。

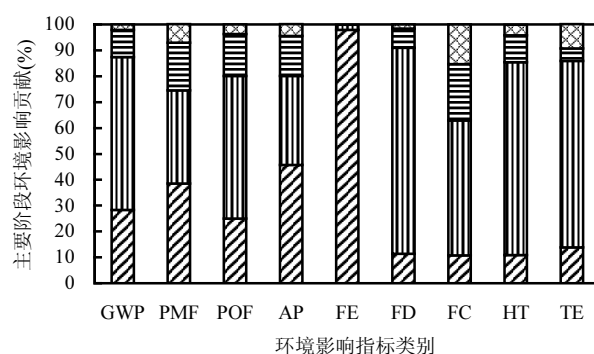


图3 一张“三七湿巾”的主要生产阶段环境影响贡献

Fig.3 Environmental impact contribution of the main production stages of a piece of "three-seven wet wipe"

■ 粘胶纤维生产 ■ 聚酯纤维生产 ■ 无纺布生产 ■ 湿巾生产

2.2.2 不同材质湿巾环境影响比较分析 以“一张湿巾”为功能单元,比较不同材质湿巾的全生命周期环境影响。对应本研究设定的主要情景,研究了三类湿巾的填埋、焚烧 6 类情景(图 4)。

在全球变暖指标(GWP)上,各情景在生产阶段差异较小。随着湿巾产品中粘胶比例的增加,湿巾生产阶段在全球变暖指标上的环境排放会略有增加。这是由于浆粕是粘胶纤维的主要原材料,其生产过程需进行树木种植和砍伐,该过程会引发温室气体(GHG)排放风险;而含塑湿巾水刺无纺布生产的温室气体排放,主要源自聚酯纤维的上游化石原料开采。关注末端处置环节,可发现 S7 相比其他情景有显著贡献,这是因为生物基产品在填埋过程中可能产生温室气体(如甲烷),而化石基材料由于其极为稳定、不可降解的特征,在填埋期间的温室气体排放可以忽略。综合来看,不同材质配比湿巾的

温室气体排放来源不同,但都具有一定的温室效应 风险.

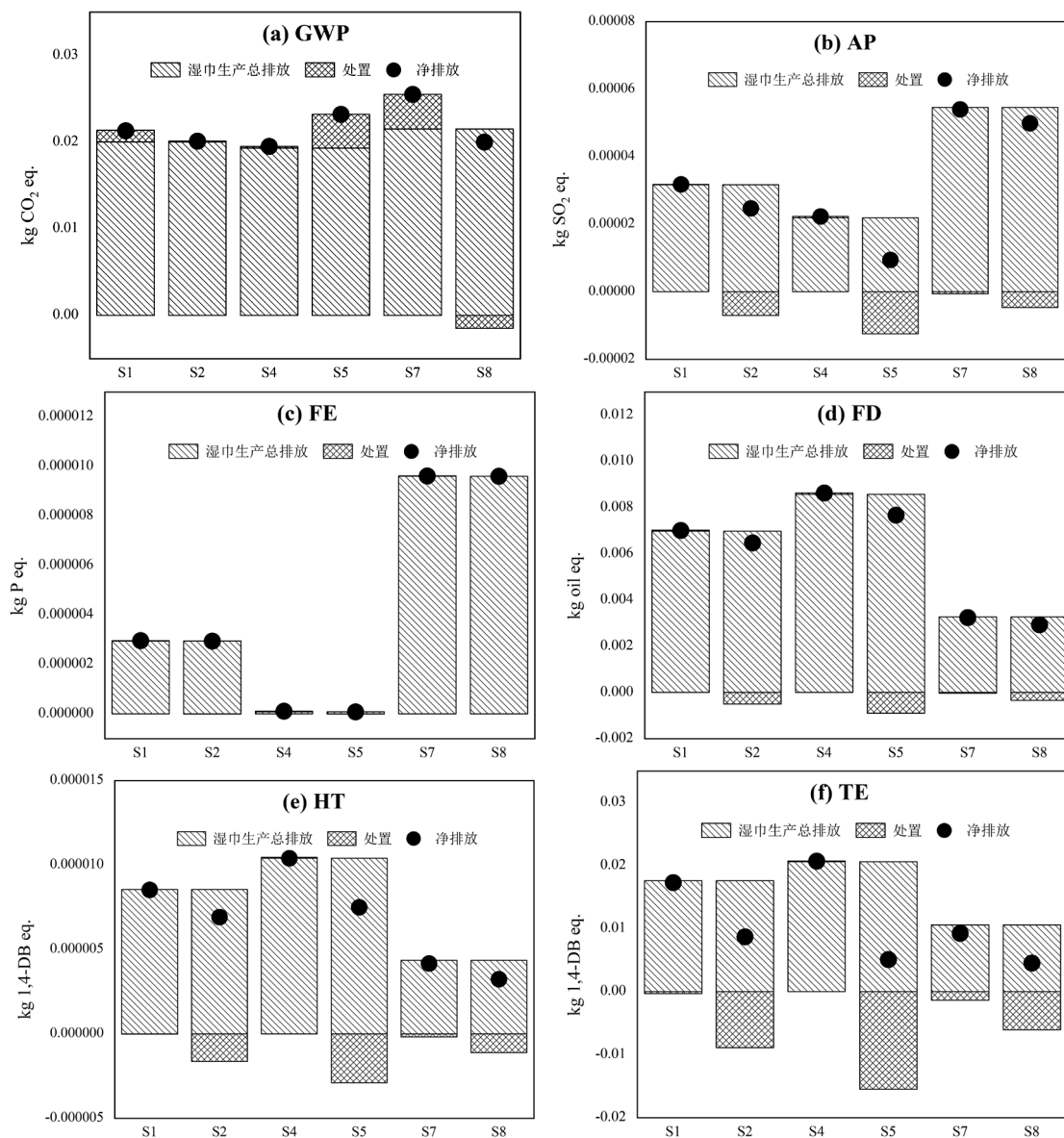


图4 不同材质湿巾废弃处置情景下的环境影响指标

Fig.4 Environmental impacts under distinct scenarios of different wet wipes

在酸化(AP)指标上,“全降解湿巾”最为突出,达到“三七湿巾”的1.7倍,这是由于粘胶生产工艺中使用酸性物质.考虑末端处理, S2、S5和S8均有较为显著的减排效益,这是由于在焚烧发电中,传统塑料热值更高,焚烧后可替代火力发电,从而降低酸化影响.

在水体富营养化(FE)指标上,“全降解湿巾”尤其突出,达到“三七湿巾”的3.2倍.该结论与粘胶纤维生产工艺有关,在浆粕制造及其上游环节需消耗化肥农药,增加水体营养负荷;在纺丝阶段消耗了硫

酸、硫酸锌等化学药剂,对水体环境造成一定风险.

在化石能源消耗(FD)指标上,“全降解湿巾”具有明显优势.传统含塑湿巾中聚酯纤维多源自石油开采加工,是典型的化石能源消耗;而粘胶纤维源自自然界,属于可再生资源.“全降解湿巾”在生产环节中的电耗、辅助原料等也会导致部分化石能源消耗,但总体消耗比“三七湿巾”低54%,比“全塑湿巾”低62%,可有效节约原生资源.考虑末端处理,焚烧处理可有效降低FD指标,是由于焚烧发电替代火力发电而带来的节约能源效益.

在人体毒性(HT)指标上,“全降解湿巾”体现出极大优势.生物基产品上游种植阶段也可能存在人体毒性影响,但与其他材质相比,“全降解湿巾”生产可比“三七湿巾”减少 52% 的人体毒性风险,比“全塑湿巾”减少 58%.化石基塑料产品的主要原材料源自石油炼制和热裂解,再经过加工制成聚酯纤维等塑料产品.在热裂解过程会产生多种大气污染物及粉尘,包括对人体毒健康有影响的汞和芳烃等污染物,同时也会向水体排放硫化物、重金属离子砷、汞及有机化合物等,导致含塑湿巾人体毒性风险较高.考虑末端处置阶段,焚烧会通过替代火力发电从而避免人体毒害,填埋手段无明显表现.“全降解湿巾”的推广可减少塑料产品生产从而削减人体毒性负面影响.

在陆地生态毒性(TE)指标上,“全降解湿巾”可比“三七湿巾”减少 47% 的陆地生态毒性风险,比“全塑湿巾”减少 33%.在焚烧、填埋的无害化传统处置方式下,生态毒性主要集中在生产环节,但生物基材质仍体现出明显优势.若考虑直接泄露进环境的非传统废弃流向,含塑湿巾分解为微塑料形式将带来更大的生态毒性风险.

此外对 6 类情景进行综合加权,“全降解湿巾”表现最为良好(S7、S8),“全塑湿巾”表现最差(S4、S5),前者加权综合环境影响指标平均比后者低 38%;两类不同处置方式相比,焚烧总是优于填埋($S2 < S1$, $S5 < S4$, $S8 < S7$).

2.3 湿巾泄露方式环境影响评述

除焚烧、填埋外,还有 18.9% 废弃湿巾泄露进入环境.海洋、陆地塑料泄露已成为重要环境问题,备受国际关注.有研究指出大太平洋垃圾带(GPGP)中在 160 万 km^2 海域内至少漂浮着 79 万 t 塑料^[20],其中塑料微粒占比很高^[21].陆地环境塑料泄露尚缺乏系统评估.农用地膜破碎、有机肥施用、污水灌溉、污泥农用、大气沉降以及地表径流等是土壤塑料的主要来源途径^[22],而农作物可以通过裂缝进入模式吸收亚微米级别塑料,进而影响食物链安全^[23].微塑料具有生物积累和威胁生态系统健康的潜力^[24],并最终影响人体健康也被不断证实^[25].

在微塑料中,合成纤维占比极大.聚酯纤维在使用后随清洗和污水处理管道输送,最终大量进入海洋^[26].渗透到极地地区的微塑料中 90% 以上是合成

纤维,聚酯纤维又占合成纤维总量的 73%^[27-28].含塑湿巾泄露后便是以微纤维形式对不同生态体系产生持续危害,同时存在食物链富集作用进入人体的风险.此外,根据本研究开展的 2461 份消费者湿巾丢弃行为调研,中国东南沿海、长江沿线、生态敏感脆弱地带湿巾泄露风险均较高,进一步表明含塑湿巾直接泄露后潜在环境影响突出.

2.4 湿巾塑料污染防治对策

湿巾含塑、使用场景多、泄露风险高,是值得引起关注的塑料制品.目前,中国已发布实施的《关于进一步加强塑料污染治理的意见》及配套《国家禁止、限制生产、销售和使用的塑料制品目录》中,均未对湿巾给予足够关注,存在政策关注点的调整必要和空间.可考虑分阶段、分地区依次落实低端含塑量高的湿巾制品的禁止或限制工作,并充分考虑成本可行性,有序推进原料替代.除生产端调整外,消费端转变也十分重要.进一步加强湿巾含塑的科学认知宣传,如在湿巾包装成分表中注明无纺布原材料,并引导消费者丢弃行为转变以降低湿巾直接泄露率.生产端推进材料替代、消费端推广绿色生活方式、废弃端规范处置方式共同发力,减小湿巾塑料污染.

3 结论

3.1 湿巾是重要的擦拭品产品,其在中国生产、消费使用及废弃处置的全流程物质代谢流动可揭示该产品的环境影响规律.目前 90% 以上湿巾产品含塑,泄漏到环境中难降解.2019 年,湿巾用塑量(按聚酯纤维用量计算)约 41 万 t,导致了 7.8 万 t 聚酯纤维直接泄露进入环境.

3.2 在焚烧、填埋传统处置方式下,“全降解湿巾”(100% 粘胶纤维)的加权综合环境影响指标比“全塑湿巾”(100% 聚酯纤维)低 38%.其中,生物基湿巾与含塑湿巾在大气污染中表现各有优劣,生物基湿巾水污染影响突出,含塑湿巾在资源消耗和毒性风险中影响突出.

3.3 在直接泄露方式下,含塑湿巾泄露会以微纤维形式带来较大的环境风险,采用生物基可降解材质替代是实现含塑湿巾污染控制的解决方案之一.

3.4 湿巾塑料污染防治需生产端、消费端等全产业链不同阶段合作推进.

参考文献:

- [1] 孙 静, 邢婉娜, 王 娟, 等. 2019 年一次性卫生用品行业概况和展望 [J]. 造纸信息, 2020, (8): 34-47.
Sun J, Xing W, Wang J, et al. Overview and outlook of the disposable sanitary products industry in 2019 [J]. China Paper Newsletters, 2020, (8): 34-47.
- [2] 2019 年中国非织造材料产量统计报告 [R]. 全国非织造科技信息中心, 2020.
China's Nonwovens Production Statistics Report of 2019 [R]. National Nonwovens Science and Technology Information Center, 2020.
- [3] Ó Briain O, Marques Mendes A R, et al. The role of wet wipes and sanitary towels as a source of white microplastic fibres in the marine environment [J]. Water Research, 2020, 182: 116021.
- [4] Directive 2019/904/EU of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment (Text with EEA Relevance). Official Journal of the European Union. Brussels. Belgium. Available at: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2019/904/oj>.
- [5] McGoran A R, Clark P F, Morritt D. Presence of microplastic in the digestive tracts of European flounder, *Platichthys flesus*, and European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the River Thames [J]. Environmental Pollution, 2017, 220: 744-751.
- [6] Hoffmann B S, De Simone Morais J, Teodoro P F. Life cycle assessment of innovative circular business models for modern cloth diapers [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 249: 119364.
- [7] Van Hoof G, Weisbrod A, Kruse B. Assessment of progressive product innovation on key environmental indicators: Pampers (R) baby wipes from 2007-2013 [J]. Sustainability, 2014, 6(8): 5129-5142.
- [8] 温宗国, 张宇婷, 傅岱石. 基于行业全产业链评估一份外卖订单的环境影响 [J]. 中国环境科学, 2019, 39(9): 4017-4024.
Wen Z, Zhang Y, Fu D. The environmental impact assessment of a takeaway food delivery order based on of industry chain evaluation in China [J]. China Environmental Science, 2019, 39(9): 4017-4024.
- [9] 陈增博, 钱方圆, 陈定江. 应用煤制天然气防治大气污染合理性评估 [J]. 中国环境科学, 2015, 35(9): 2615-2622.
Chen Z, Qian F, Chen D. Evaluation of the use of coal-based synthetic natural gas for haze prevention in China [J]. China Environmental Science, 2015, 35(9): 2615-2622.
- [10] 黄和平, 胡 晴, 王智鹏, 等. 南昌市生活垃圾卫生填埋生命周期评价 [J]. 中国环境科学, 2018, 38(10): 3844-3852.
Huang H, Hu Q, Wang Z, et al. Life cycle assessment of sanitary landfill of municipal solid waste in Nanchang. China Environmental Science, 2018, 38(10): 3844-3852.
- [11] 徐 明, 张天柱. 中国经济系统的物质投入分析 [J]. 中国环境科学, 2005, (3): 324-328.
Xu M, Zhang T. Material input analysis of China economic system [J]. China Environmental Science, 2005, 25(3): 324-328.
- [12] Rebitzer G, Ekvall T, Frischknecht R, et al. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications [J]. Environment International, 2004, 30(5): 701-720.
- [13] ISO14040-2006 Environmental management-life cycle assessment-principals and framework [S].
- [14] ISO14044-2006 Environmental management-life cycle assessment-requirements and guidelines [S].
- [15] ISO14049-2004 Environmental management-life cycle assessment-examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis [S].
- [16] Thinkstep, 2016. GaBi Professional Database [WWW Document]. Available at: <http://www.gabi-software.com/china/lca/gabi-databases/professional/>.
- [17] Pizzol M, Christensen P, Schmidt J, et al. Eco-toxicological impact of "metals" on the aquatic and terrestrial ecosystem: A comparison between eight different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA) [J]. Journal of Cleaner Production, 2011, 19(6/7): 687-698.
- [18] Huijbregts M a J, Steinmann Z J N, Elshout P M F, et al. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level [J]. International Journal of Life Cycle Assessment, 2017, 22(2): 138-147.
- [19] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 中国城市建设统计年鉴 [M]. 北京: 中国计划出版社, 2019.
Ministry of Housing and Urban-Rural Construction of the People's Republic of China. Statistical yearbook of urban construction in China [M]. Beijing: China Planning Publishing House, 2019.
- [20] Lebreton L, Slat B, Ferrari F, et al. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic [J]. Scientific Reports, 2018, 8(1): 4666.
- [21] Eriksen M, Lebreton L C M, Carson H S, et al. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea [J]. Plos One, 2014, 9(12): e111913.
- [22] 骆永明, 周 倩, 章海波, 等. 重视土壤中微塑料污染研究 防范生态与食物链风险 [J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(10): 1021-1030.
Luo Y, Zhou Q, Zhang H, et al. Pay attention to research on microplastic pollution in soil for prevention of ecological and food chain risks [J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2018, 33(10): 1021-1030.
- [23] Li L, Luo Y, Li R, et al. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode [J]. Nature Sustainability, 2020, 3(11): 929-937.
- [24] Sussarellu R, Suquet M, Thomas Y, et al. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2016, 113(9): 2430-2435.
- [25] Alimi O S, Budarz J F, Hernandez L M, et al. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: Aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(4): 1704-1724.
- [26] Suaria G, Achtypi A, Perold V, et al. Microfibers in oceanic surface waters: A global characterization [J]. Science Advances, 2020, 6(23): eaay8493.
- [27] Ross P S, Chastain S, Vassilenko E, et al. Pervasive distribution of polyester fibres in the Arctic Ocean is driven by Atlantic inputs [J]. Nature communications, 2021, 12(1): 106-106.
- [28] Le Guen C, Suaria G, Sherley R B, et al. Microplastic study reveals the presence of natural and synthetic fibres in the diet of King Penguins (*Aptenodytes patagonicus*) foraging from South Georgia [J]. Environment International, 2020, 134: 105303.

作者简介: 张宇婷(1996-), 女, 内蒙古巴彦淖尔人, 清华大学博士研究生, 主要从事环境政策管理研究. 发表论文 4 篇.