

· 城市生态保护 ·

基于生命周期评价的两种城市生活垃圾处理模式对比

操家顺¹⁻³ 赵嘉楠^{1,2} 操乾² 吴瑒^{1,2} 罗景阳^{1,2} 钱唐健^{1,2} 柏才华^{1,2}

- (1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098;
2. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098;
3. 水资源高效利用与工程安全国家工程研究中心, 江苏 南京 210098)

摘要: 应用 Gabi 软件, 分析比较了使用厨余垃圾处理器和传统分类处理方法对城市生活垃圾处理处置全过程的生命周期评价(LCA)。研究表明, 两种垃圾处理模式环境影响潜值分别为 1.44×10^{-2} 和 1.39×10^{-2} , 两者的主要环境影响潜力贡献者均为全球变暖, 垃圾焚烧为主要环境影响环节; 厨余垃圾厌氧发酵技术主要环境影响为酸化, 对全球变暖的改善效果明显; 厨余垃圾粉碎直排较厌氧发酵技术对酸化的改善效果明显, 但对富营养化影响增加了 4×10^{-2} , 增加比例为 22.5%。污水处理厂尾水收纳水体存在富营养化的风险。

关键词: 城市生活垃圾; 生命周期评价; 厨余垃圾处理器; 环境影响潜值

中图分类号: X705

文献标志码: A

DOI: 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2019.06.016

Comparison of Two Disposal Modes of Municipal Solid Waste Based on Life Cycle Assessment

CAO Jiashun¹⁻³, ZHAO Jianan^{1,2}, CAO Qian², WU Yang^{1,2}, LUO Jingyang^{1,2*}, QIAN Tangjian^{1,2}, BO Caihua^{1,2}

- (1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China;
2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China;
3. National Research Center of Hydrology and Water Resources Utilization and Engineering Safety, Nanjing 210098, China)

Abstract: In this study, life cycle assessment (LCA) is applied to compare the environmental impacts of two food waste treatment strategies: traditional food waste treatment and food waste disposer (FWD). The results from Gabi show that the environmental impact potential (EIP) values of these two different municipal solid waste (MSW) treatment modes are 1.44×10^{-2} and 1.39×10^{-2} . Global warming is the major contributor of EIP for the two treatment modes, and waste incineration is the dominant factor. The major environmental impact of anaerobic digestion of food waste is acidification. It improves the global warming significantly. Food waste crushing and discharging directly has lower acidification impact potential compared with the anaerobic digestion. While its impact on eutrophication potential increases by 4×10^{-2} , with an increase rate of 22.5%. The nutrients concentration in the effluent of wastewater treatment plant may increase, resulting in the eutrophication risk.

Keywords: MSW; LCA; FWD; Environmental Impact Potential

CLC number: X705

根据国家统计局年鉴^[1], 2017年我国垃圾清运总量达 21 520.9 万 t, 相较 2016 年同比增加了 5.69%, 呈现快速增长趋势。生活垃圾中厨余垃圾占比约 50%~60%^[2-4], 厨余垃圾^[5] 包括家庭厨房食品加工过程中产生的废料及剩饭剩菜, 具有含水率高、含盐量高、有机质含量高、热值低和

生物降解性能好等特点^[6], 处置不当会带来严重的环境问题。据南京市生态环境局统计^[7], 2017 年南京市设有生活垃圾集中处置厂 9 家, 实际处置量为 232.82 万 t, 超过 90% 的生活垃圾采用“混合收集—集中运输—集中处理”的处置模式, 通过垃圾填埋或焚烧实现垃圾的减量化和无害化。这

收稿日期: 2019-08-05

作者简介: 操家顺(1964-) 男, 博士、教授。研究方向: 水污染控制、水环境修复理论与技术研究。E-mail: caojiashun@163.com

通信作者: 罗景阳(1989-) 男, 博士、讲师。研究方向: 有毒有害污染物控制理论与技术及有机废物的资源化利用。

E-mail: luojy2016@hhu.edu.cn

引用格式: 操家顺, 赵嘉楠, 操乾, 等. 基于生命周期评价的两种城市生活垃圾处理模式对比[J]. 环境保护科学, 2019, 45(6): 92-100.

种处置方式不仅增加了垃圾处理难度,一定程度上也会造成资源的浪费^[8]。

优化厨余垃圾的处置模式是解决城市生活垃圾分类问题的关键,以好氧堆肥、厌氧消化等为代表的厨余垃圾处理技术陆续在我国部分城市推广应用。厨余垃圾处理器作为一种新型垃圾处理器具,目前已经在部分小区进行试点推广。厨余垃圾处理器安装在厨房水槽口处,能够将残羹剩饭、果壳蔬叶等研磨成细小的颗粒物,随水流排入市政污水管网进入城市污水处理系统^[9],可在源头实现干湿垃圾的有效分离。然而,我国垃圾处理起步较晚,尚未建立完善的厨余垃圾处理体系,目前大多数研究集中在传统垃圾处理模式的垃圾减量化效果及其环境污染问题,针对厨余垃圾粉碎直排的环境影响鲜有研究。

生命周期评价(LCA)是一种量化产品或工艺“从摇篮到坟墓”全过程中物质、能量的输入和输出以及造成的环境负载的方法^[10]。国内外众多学者利用生命周期评价方法开展垃圾处理的相关研究。JESUS et al^[11]对城市固体废物收集系统进行了生命周期研究。BUENO et al^[12]利用生命周期评价对比了垃圾焚烧发电和源头分类回收两种资源回收方式的环境影响,研究表明垃圾源头分

类资源回收具有更好的环境效益。LIU et al^[13]对垃圾分类处理、卫生填埋、焚烧和堆肥 4 种垃圾处理模式进行了生命周期评价,发现较高的垃圾分类效率有利于资源的回收与利用。由此可见,利用生命周期评价方法可以对垃圾处理全过程的环境影响进行评估,判断各阶段污染主要来源并从中寻求改善方案^[14]。

文章选取南京地区两种生活垃圾处置模式——使用厨余垃圾处理器和传统垃圾分类处置方法,应用 Gabi 软件对两种模式下的生活垃圾处理全过程进行生命周期评价,对比分析生活垃圾处置各阶段的环境影响,评估厨余垃圾粉碎直排与传统垃圾分类处理方式的环境损益,寻找城市生活垃圾减量的最佳处置方式,为我国生活垃圾处理方式政策决策及工程设施规划提供理论依据。

1 城市生命周期评价模型建立

1.1 范围确定

文章选取南京市某地区居民生活垃圾为研究对象,评估生活垃圾分类、收集转运、末端处置及资源回收全过程的环境影响。城市生活垃圾处理模式及生命周期评价系统边界,见图 1。

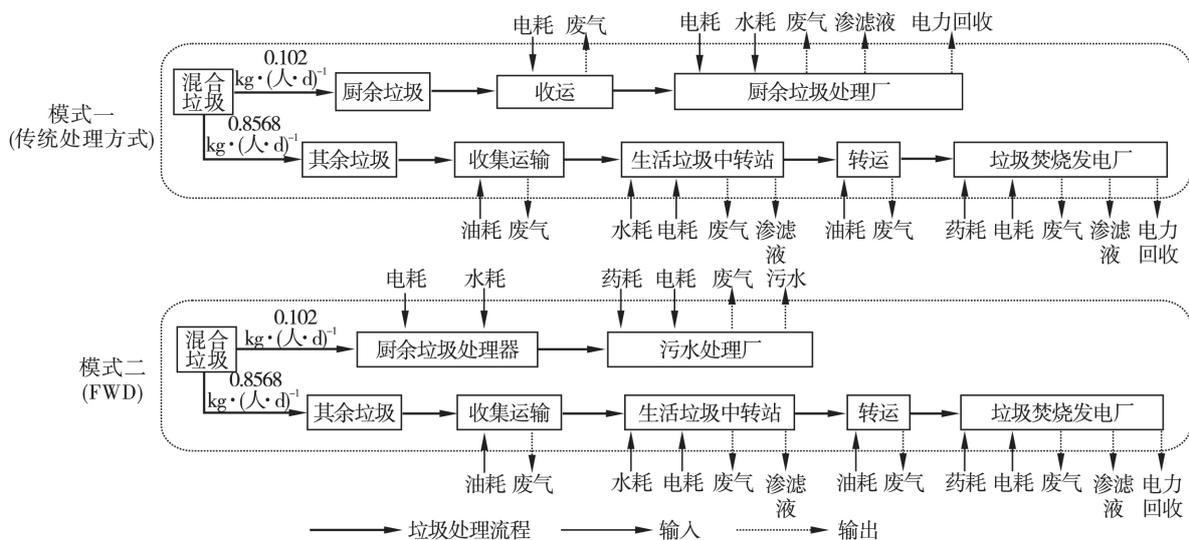


图 1 生活垃圾生命周期评价系统边界

模式一为该地区采用的传统垃圾分类处置方式,模式二为使用厨余垃圾处理器的处理方式。系统输入包括垃圾运输及处理过程能源、物质等的输入,输出包括处理过程产生的废气、废水等污

染物以及回收的可利用资源^[4]。

1.2 功能单位

功能单位(Function unit)是用于度量系统功能的计量单位,实现系统输入与输出的标准

化^[15]。文献[16]预测到2020年该地区城镇人口人均垃圾产量约1.02 kg/d,生活垃圾总量约1 259.7 t/d,生活垃圾收集率可达100%。随着垃圾分类的逐步实施,预测到2020年,可分离出6%的可回收物和10%的厨余垃圾。调研结果显示该地区厨余垃圾占生活垃圾总量的53%,假设模式一中分离出的厨余垃圾全部由模式二进入市政污水管网,即家庭厨余垃圾处理器普及率为18.9%。由此可计算出2020年南京市该地区两种垃圾处理模式下生活垃圾清运情况,见表1。文章选取人均日垃圾产量为功能单位,即 $1.02 \text{ kg} \cdot (\text{cap} \cdot \text{d})^{-1}$ 。

表1 生活垃圾清运情况 $\text{kg} \cdot (\text{cap} \cdot \text{d})^{-1}$

垃圾类型	模式一	模式二
厨余垃圾分离量	0.102 0	-
可回收垃圾回收量	0.061 2	0.061 2
垃圾清运量	0.856 8	0.856 8
厨余垃圾粉碎量	-	0.102 0
合计	1.020 0	1.020 0

1.3 设定条件

围绕此次研究内容,做出以下设定:①生活垃圾处置过程中不考虑可回收垃圾的运输和回用;

②不考虑垃圾处理过程办公及生活类物质、能源输入和污染物排放;③仅考虑垃圾处理各阶段主要影响因素,忽略部分少量物质与能源的消耗,对于厂内资源回用的影响可忽略不计。

2 生命周期清单数据

清单分析就是围绕边界确定输入和输出。数据收集是清单分析的核心部分,数据包括生活垃圾处理过程中资源、能源的消耗情况,排放的废气、废水及固体废弃物等。此研究数据来源主要为垃圾处理单位实际测得的数据、监管部门提供的监测报告及文献中的研究数据。

2.1 厨余垃圾处理阶段

2.1.1 厨余垃圾厌氧发酵阶段 由于南京市生活垃圾分类及收运体系尚不完善,厨余垃圾厌氧发酵技术仅限于实验室研究阶段,成熟稳定运行的案例较少。因此,文章参照杭州天子岭厨余垃圾处理厂处理方式,采用“前分选+厌氧产沼+沼气净化利用”技术实现厨余垃圾无害化、资源化处理,厨余垃圾减量率达70%以上,整体工艺流程,见图2。

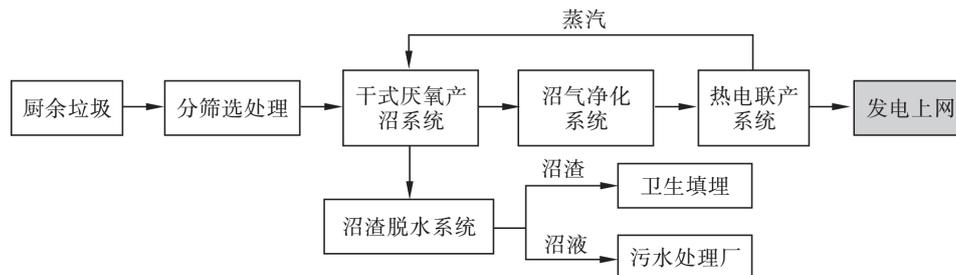


图2 杭州天子岭厨余垃圾处理厂工艺流程

2018年杭州天子岭厨余垃圾处理厂处理量为190.10 t/d^[17],厨余垃圾厌氧发酵系统及沼渣脱水过程电耗和水耗分别为 $5.17 \times 10^3 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{d}$ 和89.99 t/d,沼气产生量为 $1.54 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,沼气脱硫净化后用于热电联产,最终上网电量为 $2.30 \times 10^4 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{d}$ 。厌氧发酵系统产生的沼渣经脱水系统固液分离后,沼液及沼渣产量分别为117.53和56.70 t/d,其中沼液通过厂内污水管网收集排入市政污水管网;沼渣进行卫生填埋实现无害化处置。生化处理阶段产生恶臭气体经处理后由排烟井排放,主要污染因子为 SO_2 、 NO_x 、 NH_3 、 H_2S 、甲硫醇^[18]。

2.1.2 厨余垃圾粉碎阶段 厨余垃圾处理器将残羹剩饭、蔬菜果皮等粉碎成细小颗粒后随水流进入市政排水管网,其能耗主要包括厨余垃圾粉碎过程的电耗和水耗。通过针对南京某安装有厨余垃圾处理器的小区进行问卷调查,结果显示,小区每户居民平均2.87人,平均每天使用厨余垃圾处理器1.3次,使用厨余垃圾处理器后人均日用水量增加约7.71 L。垃圾处理器的运行时间随着垃圾粉碎量增加而增长,一般介于1~3.5 min之间,按照厨余垃圾处理器的功率为400 W、运行时间3 min/次计算,厨余垃圾处理器的人均耗电量约为 $9.06 \times 10^{-3} \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{d}$ 。李娜等^[19]针对珠海家

庭厨余垃圾处理器的调查统计结果显示,使用厨余垃圾处理器后人均用水量增加 8.30 L/d; GALIL et al^[20]表明厨余垃圾粉碎器的使用预计使人均用水量增加 0.3%~2.8%,可见厨余垃圾处理器运行过程中用水量很少。

2.1.3 污水处理厂阶段 污水处理厂设计进水水质一般远高于实际进水,尤其南方地区污水处理厂普遍存在碳源不足的问题^[21-22]。李江华等^[23]针对上海推广厨余垃圾处理器对污水处理系统的影响研究表明,当控制厨余垃圾处理器普及率在 10%左右时,污水处理厂进水冲击负荷较小,各项污染物指标仍在其设计进水浓度范围之内。刘荣杰等^[24]评估了深圳市污水处理厂对厨余垃圾粉碎直排的耐受能力,结果表明,现有污水厂的 COD、BOD₅、TP、NH₄⁺ 及 TN 的富余容量可分别满足 35.5%、71.2%、81.4%、100% 和 100% 的

表2 污水处理厂物耗、能耗及污泥产量增量统计表

分项	PAM/kg	PAFC/kg	次氯酸钠/kg	电耗/kW·h	污泥产量/kg
单位 COD _{Cr} 削减消耗量	3.20×10^{-3}	2.37×10^{-1}	7.99×10^{-2}	1.26	2.80
实际增量	2.75×10^{-5}	2.03×10^{-3}	6.86×10^{-4}	1.08×10^{-2}	2.40×10^{-2}

注: PAM 聚丙烯酰胺; PAFC 聚合氯化铝铁。

污水处理厂尾水执行《城镇污水处理厂污染物排放标准: GB18918—2002》一级 A 标准排入长江,主要污染因子为 COD、NH₄⁺、TP。废气污染物包括 NH₃ 和 H₂S 等敏感性恶臭物质^[26]。各类固体废弃物经处置后对周围环境及人体影响较小,因此污水处理厂固废排放量可忽略不计。

2.2 其他生活垃圾处理阶段

2.2.1 垃圾收集转运阶段 生活垃圾收集清运

表3 垃圾收集转运阶段油耗

阶段	车型	柴油消耗/L·km ⁻¹	运输距离/km	单位垃圾油耗/kg
生活垃圾收集	载重 2 t 的轻型卡车	0.18	22	1.70
生活垃圾转运	载重 15 t 的重型卡车	0.18	20	0.21
厨余垃圾运输	载重 7 t 的餐厨垃圾车	0.25	21	0.65

2.2.2 生活垃圾中转站 根据调研结果,南京市某生活垃圾转运站转运规模为 5 000 t/d,站内的电耗和水耗分别为 1.26×10^4 kW·h/d 和 83 t/d,渗滤液处理所涉及的化学药剂用量对整个系统来说相当微小,可忽略不计^[19]。垃圾渗滤液经预处理后与其余污水经市政排水管网送至污水处理厂,废水排放量为 161.90 t/d。垃圾中转站的废

普及率。李娜等^[19]对珠海污水处理系统的研究也表明处理垃圾处理器普及率低于 30% 时对污水处理系统的影响有限。文中选取的家庭厨余垃圾处理器普及率为 18.9%,比例较小,且目前针对厨余垃圾粉碎直排对污水处理厂工艺运行的影响尚不明确,因此厨余垃圾粉碎直排对污水处理厂出水水质的影响暂可忽略不计,仅考虑污水处理厂进水有机负荷及出水量增加造成的环境影响。

研究假设人均厨余垃圾粉碎量为 0.102 kg/d,破碎处理后的厨余垃圾的 TCOD 在 40~110 mg/g 之间,其平均值为 84.20 mg/g^[25],因此厨余垃圾粉碎直排后污水处理厂进水人均 COD 负荷增加量为 8.59 g/d。参考南京市某规模为 50 000 m³/d 的城市污水处理厂 2018 年的运行数据,根据其单位 COD_{Cr} 削减能耗、物耗及污泥产量计算厨余垃圾直排后造成的污水处理能耗、药耗及污泥增量,见表 2。

阶段采用全密封式垃圾运输车,运输过程中基本可以控制垃圾运输车的臭气泄漏、垃圾渗滤液洒漏问题。因此,垃圾运输过程的污染物仅考虑垃圾转运车的尾气污染。收集转运阶段油耗,见表 3,采用《重型柴油车污染物排放限值及测量方法(中国第六阶段)》中的污染物排放因子进行计算。

气中主要污染物为粉尘、H₂S、NH₃,采用末端除臭系统对垃圾卸料区、转运大厅、渗滤液收集处理设施等进行废气处理,无组织逸出量占产生量的 10%^[27]。生活垃圾、污泥以及收集过程中掉落于地面的垃圾运送至垃圾焚烧发电厂,实现厂内固体废物零排放,因此,固废污染物排放可忽略不计。

2.2.3 垃圾焚烧阶段 由于目前我国生活垃圾

分类系统尚不完善,一般生活垃圾仍与厨余垃圾一起进行混合焚烧处理,且该研究中厨余垃圾分流量较小,因此暂不考虑由于厨余垃圾分流导致入炉生活垃圾性质的变化。南京市某垃圾焚烧发电厂处理规模为 2 000 t/d,采用焚烧发电工艺,产生的电能可供全厂的运行,因此不考虑电能消耗^[28],主要能耗为渗滤液处理投加的药剂,PAFC 和 kgAl₂(SO₄)₃ 的吨水消耗量分别为 0.02 kg 和 0.06 kg。厂内生产废水根据水质特性进行分类处理,满足回用水水质标准后用作循环冷却系统补充水,因此,文章仅考虑 1 614 t/d 清下水排入管网的污染物排放情况。垃圾处理过程主要废气产生源为垃圾贮存系统和焚烧系统,主要污染因子为 SO₂、NO_x、CO 等^[29]。固体废弃物中一般固废运送至垃圾填埋场进行无害化处理,危险废物根据其危废属性进行分类处置,环境影响可忽略不计。垃圾焚烧发电产生电能为 5.07 × 10⁵ kW·h/d,考虑厂内自用和运输损耗,实际上网电量为 4.05 × 10⁵ kW·h/d。

2.3 生命周期清单汇总

折算成功能单位后,两种模式下不同处理阶段物质能源耗用及能源回收、污染物排放清单见表 4、5,表中数据为处理 1.02 kg 垃圾所输入和输出的量。

表 4 不同处理阶段物质能源耗用及能源回收清单

处理阶段	物耗及能耗因子	消耗量	
		模式一	模式二
一般垃圾转运	油耗/kg	1.60 × 10 ⁻³	1.60 × 10 ⁻³
厨余垃圾转运	油耗/kg	6.45 × 10 ⁻⁵	-
厨余垃圾粉碎	电耗/kW·h	-	1.71 × 10 ⁻³
	水耗/kg	-	1.45 × 10 ⁻³
污水处理厂	电耗/kW·h	-	1.08 × 10 ⁻²
	PAM/kg	-	2.75 × 10 ⁻⁵
	PAFC/kg	-	2.03 × 10 ⁻³
	NaClO/kg	-	6.86 × 10 ⁻⁴
	PAFC/kg	2.06 × 10 ⁻⁵	2.06 × 10 ⁻⁵
垃圾焚烧厂	Al ₂ (SO ₄) ₃ /kg	5.14 × 10 ⁻⁵	5.14 × 10 ⁻⁵
	电能回收/kW·h	1.74 × 10 ⁻¹	1.74 × 10 ⁻¹
厨余垃圾处理厂	电耗/kW·h	2.77 × 10 ⁻³	-
	水耗/kg	4.83 × 10 ⁻⁵	-
生活垃圾转运站	电能回收/kW·h	1.23 × 10 ⁻²	-
	电耗/kW·h	7.23 × 10 ⁻³	7.23 × 10 ⁻³
	水耗/kg	4.74 × 10 ⁻²	4.74 × 10 ⁻²

表 5 生活垃圾处理环境排放清单

项目	物质/元素	排放量/kg	
		模式一	模式二
大气排放	CO	1.97 × 10 ⁻⁴	1.12 × 10 ⁻⁴
	THC	7.97 × 10 ⁻⁷	7.88 × 10 ⁻⁷
	NO _x	3.44 × 10 ⁻⁴	3.26 × 10 ⁻⁴
	PM _{2.5}	2.96 × 10 ⁻⁷	2.65 × 10 ⁻⁷
	CO ₂	4.63 × 10 ⁻³	3.13 × 10 ⁻³
	SO ₂	1.91 × 10 ⁻⁴	1.60 × 10 ⁻⁴
	N ₂ O	2.32 × 10 ⁻⁷	2.23 × 10 ⁻⁷
	NH ₃	1.24 × 10 ⁻⁶	5.05 × 10 ⁻⁷
	CH ₄	7.24 × 10 ⁻⁹	5.71 × 10 ⁻⁹
	H ₂ S	3.35 × 10 ⁻⁷	2.36 × 10 ⁻⁸
	烟尘	2.29 × 10 ⁻⁵	2.89 × 10 ⁻⁵
	HCl	3.62 × 10 ⁻⁵	3.92 × 10 ⁻⁵
	Hg	1.81 × 10 ⁻⁷	1.56 × 10 ⁻⁷
	Cd	1.72 × 10 ⁻⁷	1.81 × 10 ⁻⁷
	Pb	1.81 × 10 ⁻⁶	1.81 × 10 ⁻⁶
	二恶英	3.61 × 10 ⁻¹³	3.61 × 10 ⁻¹³
粉尘	1.42 × 10 ⁻⁷	1.42 × 10 ⁻⁷	
水体排放	COD	4.24 × 10 ⁻⁵	1.12 × 10 ⁻⁴
	SS	8.47 × 10 ⁻⁶	2.24 × 10 ⁻⁵
	NH ₄ ⁺ - N	4.24 × 10 ⁻⁶	1.12 × 10 ⁻⁵
	TN	1.27 × 10 ⁻⁵	3.36 × 10 ⁻⁵
	TP	4.24 × 10 ⁻⁷	1.12 × 10 ⁻⁶
	动植物油	1.56 × 10 ⁻⁷	9.25 × 10 ⁻⁸
	石油类	1.56 × 10 ⁻⁷	9.25 × 10 ⁻⁸

3 生活垃圾生命周期环境影响评价

应用生命周期评价软件 LCA Gabi5 提供的 CML2001 模型对城市生活垃圾生命周期清单数据进行特征化、标准化、赋权评估,确定不同垃圾处理方式的环境影响潜势,分析垃圾处理各阶段的环境影响。CML2001 模型中环境影响分为全球变暖、富营养化、酸化、光化学臭氧合成、淡水生态毒性、海水生态毒性等 12 类^[30],此研究通过识别垃圾处理过程中的环境影响类型,选定全球变暖(GWP)、富营养化(EP)和酸化(AP)作为主要指标进行环境影响评价。

3.1 特征化分析

由于每种污染物对环境都有其固有特征,且影响程度也各有不同,特征化可以将每一个影响类型中的不同物质转化和汇总成为统一的单元,并将其对环境的影响贡献程度量化。该研究中,

选取全球变暖、富营养化和酸化的特征化因子分 理系统的特征化总值,见表 6。
别为 CO_2 、 PO_4^{3-} 和 SO_2 。经软件计算,生活垃圾处

表 6 生活垃圾处理系统生命周期环境影响特征化结果

环境影响类型	模式一			模式二		
	GWP	EP	AP	GWP	EP	AP
一般生活垃圾转运	7.15×10^{-5}	9.02×10^{-8}	5.94×10^{-7}	7.15×10^{-5}	9.01×10^{-8}	5.94×10^{-7}
厨余垃圾转运	8.12×10^{-7}	4.10×10^{-9}	2.28×10^{-9}	-	-	-
垃圾转运站	5.16×10^{-3}	6.75×10^{-7}	8.39×10^{-6}	5.16×10^{-3}	6.75×10^{-7}	8.39×10^{-6}
垃圾焚烧厂	2.32×10^{-1}	3.33×10^{-4}	4.35×10^{-4}	2.32×10^{-1}	3.33×10^{-4}	4.35×10^{-4}
厨余垃圾处理厂	9.74×10^{-3}	6.09×10^{-5}	8.37×10^{-5}	-	-	-
污水处理厂	-	-	-	1.26×10^{-3}	1.47×10^{-4}	1.74×10^{-5}
厨余垃圾粉碎	-	-	-	3.13×10^{-6}	7.05×10^{-8}	1.21×10^{-8}
总值	4.37×10^{-1}	5.38×10^{-4}	4.53×10^{-4}	4.32×10^{-1}	5.52×10^{-4}	4.40×10^{-4}

注:表中各物理量均以各环境影响特征化因子的当量浓度表示。

3.2 加权赋值评估

具有相同影响潜值的两种不同影响类型并不意味其环境影响严重程度相同,因此,需要对数据进行标准化处理,根据不同环境影响类型的严重程度赋予其不同的影响权重,综合比较其环境影

响潜值。文章采用适用于我国的标准化基准和权重因子进行标准化和加权评估^[31],具体见表 7;生活垃圾处理各阶段对于全球变暖、富营养化及酸化的影响评价结果,见表 8。

表 7 生命周期影响评价参数

环境影响类型	基准值	基准单位	权重	
全球性影响	GWP	8 700	$\text{kgCO}_2 - \text{eq} \cdot (\text{cap} \cdot \text{a})^{-1}$	0.83
区域性影响	EP	59	$\text{kgPO}_4^{3-} - \text{eq} \cdot (\text{cap} \cdot \text{a})^{-1}$	0.73
	AP	35	$\text{kgSO}_2 - \text{eq} \cdot (\text{cap} \cdot \text{a})^{-1}$	0.73

表 8 生活垃圾处理系统生命周期清单标准化及加权结果

环境影响类型	模式一			模式二		
	GWP	EP	AP	GWP	EP	AP
一般生活垃圾转运	2.49×10^{-6}	4.07×10^{-7}	4.51×10^{-6}	2.49×10^{-6}	4.07×10^{-7}	4.51×10^{-6}
厨余垃圾转运	2.83×10^{-8}	1.85×10^{-8}	1.73×10^{-8}	-	-	-
垃圾转运站	1.79×10^{-4}	3.04×10^{-6}	6.38×10^{-5}	1.79×10^{-4}	3.04×10^{-6}	6.38×10^{-5}
垃圾焚烧厂	8.08×10^{-3}	1.51×10^{-3}	3.31×10^{-3}	8.08×10^{-3}	1.51×10^{-3}	3.31×10^{-3}
厨余垃圾处理厂	3.39×10^{-4}	2.75×10^{-4}	6.37×10^{-4}	-	-	-
污水处理厂	-	-	-	4.39×10^{-5}	6.66×10^{-4}	1.32×10^{-4}
厨余垃圾粉碎	-	-	-	1.09×10^{-7}	3.18×10^{-7}	9.24×10^{-8}
总环境影响潜值	8.60×10^{-3}	1.78×10^{-3}	4.02×10^{-3}	8.30×10^{-3}	2.18×10^{-3}	3.51×10^{-3}
合计		1.44×10^{-2}			1.39×10^{-2}	

3.3 生命周期解释

3.3.1 两种处理模式下环境影响潜值比较 通过对生活垃圾生命周期清单分析及加权赋值评估,得出两种生活垃圾处理模式的总环境影响潜值及不同阶段的环境影响潜力分布,见图 3。

模式一和模式二的总环境影响潜值分别为

1.44×10^{-2} 和 1.39×10^{-2} ,两者的主要环境影响潜力贡献者均为全球变暖,其占比分别为 59.7%和 59.3%。全球变暖的环境负荷主要源于垃圾焚烧处理阶段排放的温室气体,其贡献率超过 90%,垃圾焚烧厂的最大温室气体排放源为生活垃圾中矿物碳的焚烧,文献[32]表明入炉生活垃圾可燃

组分中塑料类和厨余垃圾焚烧产生的 CO₂ 排放量最大,因此增加厨余垃圾分流量并提高可回收垃圾的回收率可进一步实现垃圾焚烧厂温室气体减排效益。

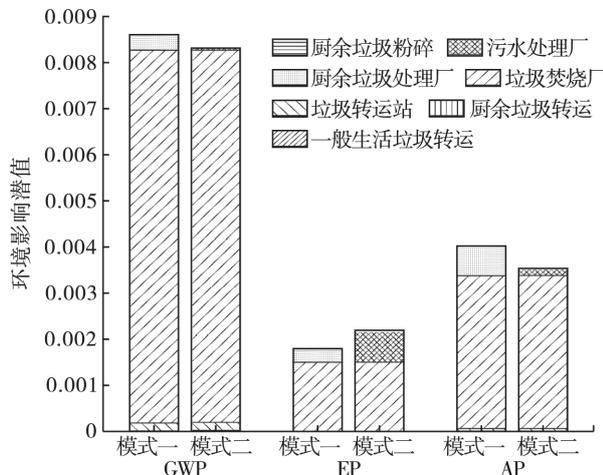


图3 两种处理模式的环境影响潜力分布

两种处理模式下垃圾焚烧处理阶段的富营养化潜值基本持平,而模式二中污水处理阶段的富营养化贡献率达 30.6%,导致其总富营养化潜值略高于模式一。相关研究表明富营养化与厨余垃圾粉碎后的污水水质有关^[33],分析其原因可能是厨余垃圾中较高的氮磷元素经厨余垃圾处理器粉碎处理后转移至生活污水中,而污水处理厂固有的处理工艺对氮磷的去除有限,导致其出水中营养元素含量较高进而增加了受纳水体富营养化的风险。在不考虑厨余垃圾粉碎直排对污水处理厂出水水质影响的前提下,在污水及污泥处理过程中增加了能耗和药耗以保证尾水水质达标,该措施虽然可降低末端环境影响,但会增加其前端的能源和资源消耗造成的环境影响,实质上是环境问题的转移^[34]。

模式一和模式二的酸化潜值分别 4.02×10^{-3} 和 3.51×10^{-3} ,主要影响差异源于模式一中厨余垃圾厌氧发酵处理阶段产生的 H₂S 和 CH₄S^[35]。此次研究中厨余垃圾处理厂采用高效生物脱硫工艺,依靠丝硫菌和硫杆菌吸收 H₂S 并转化为硫单质,其脱硫效率可达 93%,但在卸料过程、厌氧发酵及沼气运输过程仍存在 H₂S 和 CH₄S 泄漏现象,具有一定的酸化影响。

3.3.2 各处理阶段环境影响比较 两种垃圾处

理模式下不同阶段环境影响潜值占比及不同环境影响类型贡献程度分布,见表 9 和图 4。

表 9 各处理阶段的环境影响潜值所占比例

处理环节	模式一	模式二
一般生活垃圾转运	0.05%	0.05%
厨余垃圾转运	0.0004%	-
垃圾转运站	1.7%	1.8%
垃圾焚烧厂	89.5%	92.2%
厨余垃圾处理厂	8.7%	-
污水处理厂	-	6.0%
厨余垃圾粉碎	-	0.0003%

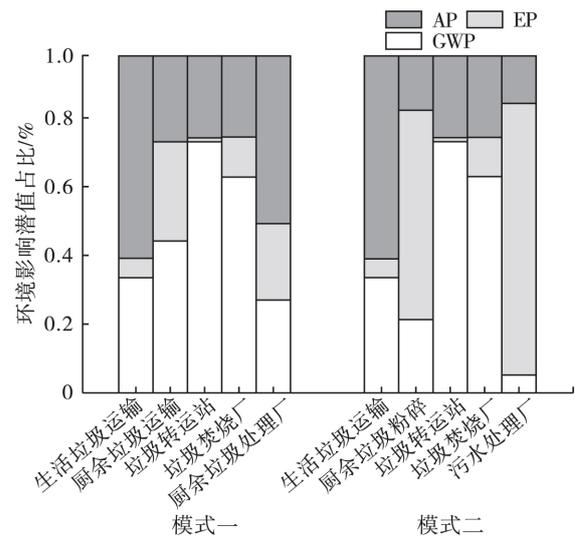


图4 各处理阶段不同环境影响类型贡献程度分布

由表 9 可知,两种生活垃圾处理模式下垃圾焚烧阶段的环境影响远高于其他环节,分别占总环境影响潜值的 89.5% 和 92.2%。

图 4 可见,垃圾焚烧阶段的主要环境影响为全球变暖和酸化,其占比分别为 62.6% 和 25.7%。一方面,由于文中设定的可回收物和厨余垃圾的分离率分别为 6% 和 10%,大部分生活垃圾最终都进入垃圾焚烧厂进行末端处置,因此,相较于厨余垃圾处理环节,其环境影响潜值较高。另一方面,文中未考虑由于厨余垃圾分流导致的入炉生活垃圾性质的变化,厨余垃圾的掺入会导致入炉垃圾热值低、能耗大,同时高有机质的厨余垃圾会增加 CO₂、CH₄ 等温室气体的排放量,带来巨大的环境影响^[36]。酸化主要是垃圾中的硫化物及含氮化合物在焚烧时产生的 SO₂、NO_x 造成

的, HONG et al^[37] 研究结果也表明生活垃圾焚烧具有较高的酸化影响。

厨余垃圾处理厂的环境影响潜值次之, 约占模式二总环境影响潜值的 8.7%, 其主要环境影响为酸化, 全球变暖和富营养化影响持平。由于厨余垃圾发酵产生的沼气可代替燃煤发电, 从而减少化石燃料燃烧的温室气体排放, 实现碳减排, 因此该过程对全球变暖影响不大^[38]。NGUYEN et al^[39] 针对越南城市生活垃圾进行生命周期评价, 发现厨余垃圾厌氧消化处理过程的甲烷产量满足越南 2.4% 到 4.1% 的电力需求; FRANCHETTI et al^[40] 研究也表明厨余垃圾厌氧发酵具有较好的环境和经济效益。

污水处理厂处理过程中主要环境影响为富营养化, 其占比达 79.1%。该研究选取的家庭厨余垃圾处理器普及率为 18.9%, 厨余垃圾粉碎对污水处理厂进水冲击负荷较小, 各项污染物指标仍在其设计进水浓度范围之内, 且由于污染物负荷增加导致的物耗及能耗较少, 因此其环境影响较小。PAOLO et al^[41] 研究表明, 使用了厨余垃圾处理器后, 污水处理厂进水 COD/TN 值由 9.9 增加至 12, 生化处理阶段反硝化速率提高了 27%, 说明厨余垃圾粉碎直排可以增加污水处理厂进水中的有效碳源, 在一定程度上缓解污水处理厂碳源不足的现状, 减少外碳源的消耗量。此外, KIM et al^[42] 利用 BioWin 5.3 模型模拟厨余垃圾对污水处理运行工艺的影响, 发现在 A²/O 工艺中添加厨余垃圾可使出水中总氮含量降低 0.6 ~ 1.3 mg/L, 实现节能减排的正效应。

生活垃圾清运阶段的环境影响较小, 主要是运输阶段货车产生的尾气导致全球变暖和酸化; 由于该研究中设计的厨余垃圾分流量较少, 其运输及粉碎处理阶段的环境影响潜值较小, 几乎可忽略不计。

两种生活垃圾处理模式的环境影响潜值基本持平, 主要环境负荷均来自垃圾焚烧处理阶段排放的恶臭气体及高浓度垃圾渗滤液, 两者的主要差异在于不同的厨余垃圾处理方式造成的环境影响。厨余垃圾厌氧发酵过程产生的电能可实现能源回收的正效应, 抵消部分预处理及生化处理过程的温室气体排放, 此外沼液、沼渣中富含氮、磷

等营养元素, 可用于土地施肥, 实现资源回收利用, 具有较好的环境效益^[43]。厨余垃圾处理器的使用可从源头实现干湿垃圾分离, 将厨余垃圾的处理压力由厨余垃圾处理厂转移至污水处理厂, 可避免厨余垃圾转运及厌氧发酵阶段产生的环境影响。该研究中设定的厨余垃圾处理器普及率为 18.9%, 少量的厨余垃圾对污水处理厂的运行及物质能源消耗影响有限, 环境影响较小。而当厨余垃圾处理器普及率进一步提高时, 污水处理厂进水冲击负荷对处理工艺及出水水质产生的影响尚不明确, 因此, 针对厨余垃圾处理器在南京的推广和普及需进行进一步的研究和评估。

由此可见, 厨余垃圾厌氧发酵和粉碎直排作为两种新型厨余垃圾处理模式, 均具有较好的环境效益。提高厨余垃圾分流量, 将其从生活垃圾中分离出来, 可降低厨余垃圾在焚烧阶段入炉生活垃圾中的比例, 减少垃圾焚烧厂的温室气体排放, 还能充分利用厨余垃圾中的生物质, 实现厨余垃圾的资源化利用, 产生较好的环境和经济效益。

4 结论

(1) 针对两种城市生活垃圾处理模式, 结合实际调研数据及 LCA 模型计算, 综合对比其潜在环境影响, 结果表明厨余垃圾厌氧发酵与粉碎直排两种处理模式的总环境影响潜值分别为 1.44×10^{-2} 和 1.39×10^{-2} , 主要环境影响潜力贡献者均为全球变暖, 垃圾焚烧过程为主要环境影响环节。

(2) 厨余垃圾厌氧发酵和粉碎直排作为两种新型厨余垃圾处理模式, 均具有较好的环境效益。厨余垃圾厌氧发酵技术主要环境影响为酸化, 热电联产实现能源回收, 对全球变暖的改善效果明显; 厨余垃圾粉碎直排较厌氧发酵技术对酸化的改善效果明显, 但对富营养化影响增加了 4×10^{-2} , 增加比例为 22.5%, 厨余垃圾处理器的使用对污水处理厂的影响仍待进一步的研究和评估。

(3) 两种生活垃圾处理模式下垃圾焚烧阶段的环境影响远高于其他环节, 提高厨余垃圾分离效率, 不仅可以改善生活垃圾的理化性质(热值、含水率), 有利于其他垃圾的转运、焚烧等后续处理, 还能实现厨余垃圾的资源化利用, 带来显著的环境效益。

参考文献

- [1] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2018.
- [2] 贾悦. 基于 BP 神经网络模型的城市生活垃圾组分预测研究[J]. 环境卫生工程, 2018, 26(3): 84-90.
- [3] 卫潘明. 北京地区厨余垃圾处理机全成本分析[J]. 城市管理与科技, 2017, 19(6): 52-55.
- [4] FLEISCHER G, SCHMIDT W P. Functional unit for systems using natural raw materials[J]. International Journal of Life Cycle Assessment, 1996, 1(1): 23-27.
- [5] 闵海华, 刘淑玲, 郑苇. 厨余垃圾处理处置现状及技术应用分析[J]. 环境卫生工程, 2016, 24(6): 5-7.
- [6] 徐栋, 沈东升, 冯华军. 厨余垃圾的特性及处理技术研究进展[J]. 科技通报, 2011, 27(1): 130-135.
- [7] 南京市生态环境局. 环境统计信息公开[EB/OL]. (2018-12-18). http://hbj.nanjing.gov.cn/njshbj/201812/t20181218_1318673.html.
- [8] 操乾, 操家顺, 赵嘉楠. 食物垃圾处理器的应用及其环境影响综述[J]. 绿色科技, 2018, 3(6): 81-87.
- [9] 谢宏斌. 食物垃圾处理器—生活垃圾处理新技术[J]. 环境科学导刊, 2010, 29(s1): 72-73.
- [10] ISO 14044. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines[S]. ISO, 2006.
- [11] JESUS R, JOAN R, XAVIER G. LCA comparison of container systems in municipal solid waste management[J]. Waste Management, 2010, 30(6): 949-957.
- [12] BUENO G, LATASA I, LOZANO P J. Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa[J]. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2015, 51: 449-459.
- [13] LIU G, YAN H, LIANG D et al. An emergy-LCA analysis of municipal solid waste management[J]. Resources Conservation & Recycling, 2017, 120: 131-143.
- [14] 王丽佳. 基于生命周期评价的生活垃圾焚烧技术比较[J]. 环境保护与循环经济, 2018(2): 16-19.
- [15] 徐涛. 厨余垃圾生命周期评价—以深圳市为例[D]. 武汉: 华中科技大学, 2013.
- [16] 南京市人民政府办公厅. 南京市生活垃圾“十三五”无害化处理规划[EB/OL]. 2016-11-30. http://www.nanjing.gov.cn/zd/gk/201810/t20181022_573280.html.
- [17] 金文涛, 安晓霞. 杭州天子岭厨余垃圾处理工程实例分析[J]. 绿色科技, 2019, 8: 125-128.
- [18] 邓伟, 刘军晓, 黄伟钊. 易腐垃圾干法厌氧沼气工程工艺运行分析[J]. 中国沼气, 2017, 35(4): 79-83.
- [19] 李娜, 那鲲鹏, 白琳. 珠海家庭厨余垃圾处理器的推广对生活垃圾和污水处理系统的影响分析[J]. 建设科技, 2016(6): 79-82.
- [20] GALIL N, SHPINER R. Additional Pollutants and Deposition Potential from Garbage Disposers[J]. Water & Environment Journal, 2001, 15(1): 34-39.
- [21] 周克钊, 周毅. 城市污水处理厂设计进水水质确定和出水水质评价[J]. 给水排水, 2006, 32(9): 26-30.
- [22] 孟凡静. 典型城镇污水处理厂碳源回收与利用优化研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2018.
- [23] 李江华, 牟心鸣, 张建军. 食物垃圾处理器对城市污水系统的影响研究[J]. 给水排水, 2011(s1): 105-110.
- [24] 刘荣杰, 邓舟, 梁卫坤. 深圳市污水厂对家庭厨余垃圾粉碎直排的耐受分析[J]. 环境卫生工程, 2018, 26(4): 43-47.
- [25] 吴远远, SEGUN G A, 郝明霞. 基于破碎处理的家庭厨余垃圾减量及其对下水的影响[J]. 环境工程学报, 2016, 10(5): 2576-2580.
- [26] 武云甫. 成都市第三污水处理厂扩能提标改造工程[J]. 给水排水, 2016(9): 131.
- [27] 张后瑞. 丰台区垃圾转运处理中心筛分车间除尘除臭系统工程研究[J]. 北京: 北京工业大学, 2013.
- [28] 房科靖, 熊祖鸿, 鲁敏. 基于 LCA 垃圾焚烧发电厂经济性分析的系统动力学模型[J]. 新能源进展, 2017, 5(5): 365-370.
- [29] 何帅雄. 泉州市生活垃圾焚烧发电厂烟气中主要污染物浓度特征及控制建议[J]. 海峡科学, 2017(2): 16-19.
- [30] 王智鹏, 黄和平, 胡晴. 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.
- [31] YANG J, NIELSEN P H. Chinese Normalization References and weighting factors - according to the EDIP method[A]. In: Proceeding of the Third International Conference on EcoBalance [C], Japan, 1998, 81-84.
- [32] 王龙, 李颖. 北京市生活垃圾焚烧发电厂温室气体排放及影响因素[J]. 环境工程学报, 2017, 11(12): 6490-6496.
- [33] LIJO L, MALAMIS S, GONZALEZ G S et al. Technical and environmental evaluation of an integrated scheme for the co-treatment of wastewater and domestic organic waste in small communities[J]. Water Research, 2016, 109: 173-185.
- [34] 梁鸣. 我国城市湖泊富营养化现状及外源控制技术[J]. 武汉理工大学学报, 2007, 29(8): 194-197.
- [35] 卢志雄, 张涛, 王元刚. 餐厨垃圾厌氧处置的恶臭污染物分析[J]. 城市环境与城市生态, 2014, 27(2): 36-39.
- [36] XU H, ZHAN L T, LI H et al. 考虑应力和时间作用的高厨余含量生活垃圾的持水量预测模型: 基于试验现象[J]. 浙江大学学报(卷英文版), 2016, 17(7): 525-540.
- [37] HONG A R J, WANG B G F, GUO R Z et al. Life cycle assessment of BMT-based integrated municipal solid waste management: Case study in Pudong, China[J]. Resources Conservation & Recycling, 2007, 49(2): 129-146.
- [38] 边潇, 宫徽, 阎中等. 餐厨垃圾不同“收集-处理”模式的碳排放估算对比[J]. 环境工程学报, 2019, 13(2): 203-210.
- [39] NGUYEN H H, HEAVEN S, BANKS C. Energy potential from the anaerobic digestion of food waste in municipal solid waste stream of urban areas in Vietnam[J]. International Journal of Energy & Environmental Engineering, 2014, 5(4): 365-374.
- [40] FRANCHETTI M. Economic and environmental analysis of four different configurations of anaerobic digestion for food waste to energy conversion using LCA for: A food service provider case study[J]. Journal of Environmental Management, 2013, 123(1): 42-48.
- [41] PAOLO B, FRANCESCO F, DANIELE P et al. Application of food waste disposers and alternate cycles process in small-decentralized towns: a case study[J]. Water Research, 2007, 41(4): 893-903.
- [42] KIM M, NAKHLA G, KELEMAN M. Modeling the impact of food wastes on wastewater treatment plants[J]. Journal of Environmental Management, 2019(237): 3440358.
- [43] INGRAO C, FACCILONGO N, DI G L et al. Food waste recovery into energy in a circular economy perspective: A comprehensive review of aspects related to plant operation and environmental assessment[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 184: 869-892.