

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2020.0213

孔鑫, 刘建国, 刘意立, 等. 2020. 基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理工艺不同场景综合效益分析[J]. 环境科学学报, 40(9): 3445–3452

Kong X, Liu J G, Liu Y L, et al. 2020. Analysis of comprehensive environmental benefits in different municipal solid waste treatment scenarios based on dry-wet fraction separation through high-pressure extrusion pretreatment[J]. Acta Scientiae Circumstantiae 40(9): 3445–3452

基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理工艺不同场景综合效益分析

孔鑫^{1,2,*}, 刘建国², 刘意立³, 赵克⁴, 袁进¹, 岳秀萍¹

1. 太原理工大学环境科学与工程学院, 太原 030024

2. 清华大学环境学院, 北京 100084

3. 长安大学汽车学院, 西安 710064

4. 北京环境工程技术有限公司, 北京 100101

摘要: 目前, 生活垃圾分类已经在我国逐渐成为一种“新风尚”, 但现阶段以厨余组分为代表的湿垃圾和可燃组分为代表的干垃圾分离效率仍然有限, 使得后端生物处理技术难以高效运行, 同时也降低了垃圾焚烧厂的能源回收率, 这些问题已成为制约我国生活垃圾分类持续推进的瓶颈。本文在前期对高压挤压预处理的研究基础上, 利用生命周期清单分析的方法, 从温室气体排放、净能源产生、污染物释放、资源回收和垃圾减量等方面, 对高压挤压预处理后“湿垃圾厌氧消化+沼渣填埋+干垃圾焚烧发电”、“湿垃圾厌氧消化+沼渣土地利用+干垃圾焚烧发电”和“混合垃圾焚烧”3 种处理场景开展对比分析, 评估 3 种场景的综合环境效益, 阐明预处理作用与意义。结果表明, 处理每吨原生垃圾, 两种基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理场景可分别减排温室气体 218.84 和 264.08 kgCO₂-Eq, 远高于混合垃圾焚烧工艺(169.68 kgCO₂-Eq); 在净能源产生方面, 两种干湿分离处理场景较混合垃圾焚烧场景约少 10%, 但同样会削减焚烧过程产生的有毒污染物。此外, 利用“湿垃圾厌氧消化产生的沼渣进一步脱水后进行土地利用”这一场景处理每吨生活垃圾, 不仅能够实现约 160.7 kg 的资源回收, 而且垃圾整体减量率达到 93.4%, 是一种适合我国国情的垃圾处理方式。

关键词: 生活垃圾; 干湿分离; 高压挤压预处理; 综合环境效益; 温室气体; 生命周期清单分析

文章编号: 0253-2468(2020)09-3445-08

中图分类号: X799, X705

文献标识码: A

Analysis of comprehensive environmental benefits in different municipal solid waste treatment scenarios based on dry-wet fraction separation through high-pressure extrusion pretreatment

KONG Xin^{1,2,*}, LIU Jianguo², LIU Yili³, ZHAO Ke⁴, YUAN Jin¹, YUE Xiuping¹

1. School of Environmental Science and Technology, Taiyuan University of Technology, Taiyuan 030024

2. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084

3. School of Automobile, Chang'an University, Xi'an 710064

4. BESG Environmental Engineering Co., Ltd., Beijing 100101

Abstract: Nowadays, garbage classification has become a ‘new fashion’ in China. However, at the present stage, the limited separation of wet waste (represented by kitchen waste) and dry waste (represented by combustible waste) resulted in low performance of subsequent biological treatment, as well as low energy recovery rate of waste incineration plant. These problems have become the bottleneck limiting the continuous promotion of garbage classification in China. Based on the previous study of high-pressure extrusion pre-treatment, the present study further comparatively analysed three different scenarios of ‘wet waste anaerobic digestion-dry waste incineration-digestate landfilling’, ‘wet waste anaerobic digestion-dry waste incineration-digestate land-utilization’ and ‘mixed waste incineration’. Specifically, their respective comprehensive environmental benefits were evaluated from aspects of greenhouse gas emission, net energy generation, pollutants releasing, resource recovery and waste reduction using the method of life cycle

收稿日期: 2020-04-18

修回日期: 2020-06-05

录用日期: 2020-06-05

基金项目: 国家自然科学基金项目(No.51908396); 山西省应用基础研究项目(No.201801D221338); 陕西省自然科学基金基础研究计划(No.2020JQ-374); 宁波市科技计划项目(No.2018B10023)

作者简介: 孔鑫(1987—), 男, E-mail: kongxin@tyut.edu.cn; * 责任作者, E-mail: kongxin@tyut.edu.cn

inventory analysis. This study further clarified the significance and effects of pre-treatment on municipal solid waste treatment in our country. The results showed that two scenarios using high-pressure extrusion could respectively reduce greenhouse gas emission by 218.84 and 264.08 kgCO₂-Eq when dealing with one ton raw waste, which was far higher than that of scenario of raw waste incineration (169.68 kgCO₂-Eq). For the aspect of net energy generation amount, it was about 10% less in two dry-wet separation scenarios compared with the raw waste incineration scenario, however, fewer toxic pollutants were released in the former two scenarios as well. Furthermore, when one ton raw waste was disposed in scenario of 'wet waste anaerobic digestion-dry waste incineration-digestate land utilization', it could not only recover about 160.7 kg fertilizer, but also achieve the entire reduction rate of 93.4%, which is a favourable scenario for waste situation in China.

Keywords: municipal solid waste; dry-wet separation; high-pressure extrusion; comprehensive environmental benefit; greenhouse gas; life cycle inventory analysis

1 引言(Introduction)

2018 年我国生活垃圾年清运量达 2.28 亿吨,无害化处理率达到 97.7%,其中填埋占总处理量的 51.9%,焚烧占总处理量的 47.9%,是我国城市生活垃圾目前最主要的两种无害化处理方式(国家统计局 2019)。总体上说,由于填埋占地面积大、垃圾处理效率低,有机物矿化时间长等弊端,其在生活垃圾处理中的主导地位已逐渐被焚烧取代。但由于我国生活垃圾中厨余比例大,含水率高,即使在焚烧厂也会产生大量渗滤液和恶臭物质,对周边环境造成严重威胁。因此,尽快开展以干湿分离为目标的生活垃圾源头分类工作显得尤为迫切。针对目前生活垃圾处理中面临的问题,从国务院到各部委,以及各级地方政府均出台了一系列政策法规,推进生活垃圾源头分类工作。尽管各省市制定分类方案有所差异,但最终目标均为将厨余垃圾为主的湿垃圾和热值较高的干垃圾分开,实现生活垃圾源头的干湿分离。然而,各地实践结果表明,尽管在北京、上海、深圳等经济发达城市,垃圾分类工作取得显著效果,但在大多数地方,由于在小区分类投放、中转站分类转运和末端分类处理各个环节所需大量人力、物力,使得垃圾分类难以在短期内实现全覆盖;同时,已进行分类的试点小区分类效率依然有待提高。厨余组分中混杂的塑料、纸张等制约了后端生物处理操作与生物肥料的应用前景。因此,在推进垃圾分类的过程中有必要辅助使用预处理装置促进全链条的匹配衔接。

之前研究结果表明,高压挤压预处理是一种能够实现上述目标的手段,它主要利用了干、湿垃圾各自延展性和抗压强度不同这一特性,通过机械破碎的方式将湿垃圾从混合垃圾中分离(Xu *et al.*, 2016)。笔者及国内外一些学者对高压挤压技术在生活垃圾预处理中的应用进行了较为深入的研究,并开展了中试规模以上的实验。混合生活垃圾经过高

压挤压预处理后,产生的湿垃圾含固率约为 20%,有机质含量占总固体的 80%左右;分离的干垃圾含固率仅为 36.2%,热值可达 10000 MJ·kg⁻¹以上(孔鑫 2017)。Jank 等使用高压挤压预处理设备,对混合生活垃圾及园林垃圾开展了以干湿分离为目标的预处理研究,结果表明,67%的塑料膜和 92%的玻璃能有效筛除,而 90%的有机质则会进入湿组分中,供后续生化处理工艺使用(Jank *et al.*, 2015)。此外,国内部分大型环保企业,如启迪桑德、北京环卫集团、朗坤等也研发了各具特色的高压挤压预处理设备,并将其用在混合生活垃圾处理当中。

但高压挤压设备自身消耗电能,因此,使用该设备的生活垃圾处理情景对全链条处理的贡献有待进一步评估。本文基于前期已有的高压挤压预处理生活垃圾和湿垃圾厌氧消化产沼的研究数据(王大为等 2011; 徐双 2016),构建了“高压挤压预处理+湿垃圾厌氧消化+沼渣填埋+干垃圾焚烧”和“高压挤压预处理+湿垃圾厌氧消化+沼渣土地利用+干垃圾焚烧”两种具有良好的处理场景和目前主流的“混合生活垃圾焚烧”处理场景,采用生命周期清单分析方法对比了各场景下温室气体减排效益、能源消耗与产出、资源回收效果、垃圾减量效率和污染物减排效应,为提出适应我国国情的生活垃圾处理路线,促进生活垃圾资源循环再利用提供理论支撑。

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 垃圾性质分析

本研究以苏南地区某市部分居民小区收运的混合生活垃圾为研究对象,进行人工分选后,通过称重确定垃圾成分,并进一步对各成分含水率进行监测(表 1)。根据本课题组前期研究,混合生活垃圾平均含水率 65.34%,平均低位热值在 4000 kJ·kg⁻¹以上(张明武等 2016)。

高压挤压预处理工艺前,混合垃圾首先经过筛分磁选,回收大部分金属回收后,进入高压挤压预

处理设备的筛桶中,混合垃圾在 10~40 Mpa 压力作用下,湿垃圾破碎浆化后从筛桶壁筛孔中流出,干垃圾则留在筛桶中集中卸渣清理(图 1)(徐双, 2016)。

表 1 城市混合生活垃圾组成及各组分含水率
Table 1 Compositions of municipal solid waste and water content of each composition

组分	比例	含水率(W/W)
厨余	70.82%	77.27%
纸张	11.78%	36.12%
塑料	7.66%	42.34%
织物	1.68%	63.38%
金属	0.37%	2.50%
砖瓦(石头)	1.74%	0
玻璃	4.82%	0.30%
竹木	1.13%	46.11%

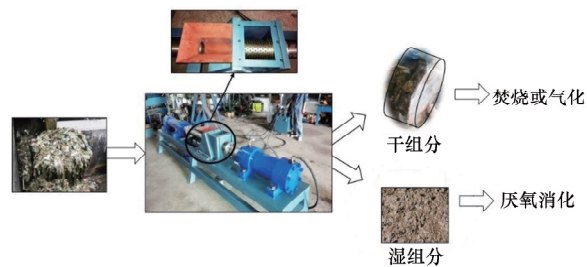


图 1 混合生活垃圾高压挤压预处理装备及分离效果
Fig.1 High-pressure extrusion pretreatment equipment and separation performance

高压挤压预处理后,不同成分在湿垃圾和干垃圾中所占比例如表 2 所示。

表 2 预处理后干、湿垃圾中各成分所占比例
Table 2 Fractions of dry and wet wastes in various compositions after pretreatment

组分名称	干垃圾	湿垃圾
厨余	15%	87%
纸张	10%	2%
塑料	40%	5%
织物	12%	2%
砖瓦(石头)	3%	2%
玻璃	10%	0
竹木	10%	2%

根据北京环境技术有限公司在高压挤压预处理设备的实际应用中所测数据,分离后的湿垃圾重量约为原生混合垃圾的 70%,干垃圾质量约占 30% ,据此算出垃圾中各成分在干、湿垃圾中的分配

系数(表 3)。

表 3 不同垃圾成分在干、湿组分中的分配系数
Table 3 Distribution coefficient of different composition in dry and wet wastes

组分名称	干组分	湿组分
厨余	6.9%	93.1%
纸张	68.2%	31.8%
塑料	77.4%	22.6%
织物	72.0%	28.0%
砖瓦(石头)	60.0%	40.0%
玻璃	100.0%	0
竹木	68.2%	31.8%

2.2 研究方法

本研究选用 ISO14040 系列标准作为生命周期清单分析方法(LCI) 的研究手段(ISO 14040: 2006; ISO 14044: 2006) ,采用固废领域专用生命周期评价软件 EaseTech 2013(version 2.0.0) ,以质量和能量守恒为基本计算方法,依据各处置环节分配系数和转化效率计算不同处置场景下能量平衡、温室气体排放、污染物产生、资源回收和垃圾减量等环境效益(Clavreul *et al.* , 2016; Liu *et al.* , 2017a) 。本研究将不同场景下长期留存于土壤部分的生物源碳计为碳减排,以 CO₂ 形式返回大气的碳和长期留存的化石源碳计为碳中性,经焚烧释放到大气中的部分计为碳排放(ISO/TS 14067: 2013) 。生物质废物处理过程中产生的不同种类气体对温室效应贡献值参考 Ortner 等研究结果(Ortner *et al.* , 2013) 。沼气利用、垃圾焚烧发电可替代电网排放,电网排放因子可参考刘夏璐等研究结果(刘夏璐等 2010) 。

2.3 场景设计与参数选取

根据湿垃圾厌氧消化后沼渣能否土地利用,建立了两种综合处理场景,并同当前广泛使用的混合垃圾焚烧处理场景为对照(图 2) 。图中虚线为本研究定义的系统边界。

场景 1: 高压挤压预处理+湿垃圾厌氧消化+沼渣填埋+干垃圾焚烧(图 2a) 。该场景中,混合生活垃圾经过分离后,湿垃圾通过厌氧产沼方式进一步处理,干垃圾无需额外添加助燃剂可以直接进行焚烧处置。高压挤压预处理设备通常在一个负压车间内运行,车间装有换气装置,车间内的恶臭气体经有组织收集后,进行除臭处理,根据北京环境技术有限公司现场实际运行数据,整个预处理阶段(包括高压挤压设备能耗、金属分选、垃圾皮带输送以及

换气设备和生物除臭滤塔运行) 处理每吨生活垃圾

大约耗电20 kW·h. 挤压后所得湿垃圾进行厌氧消

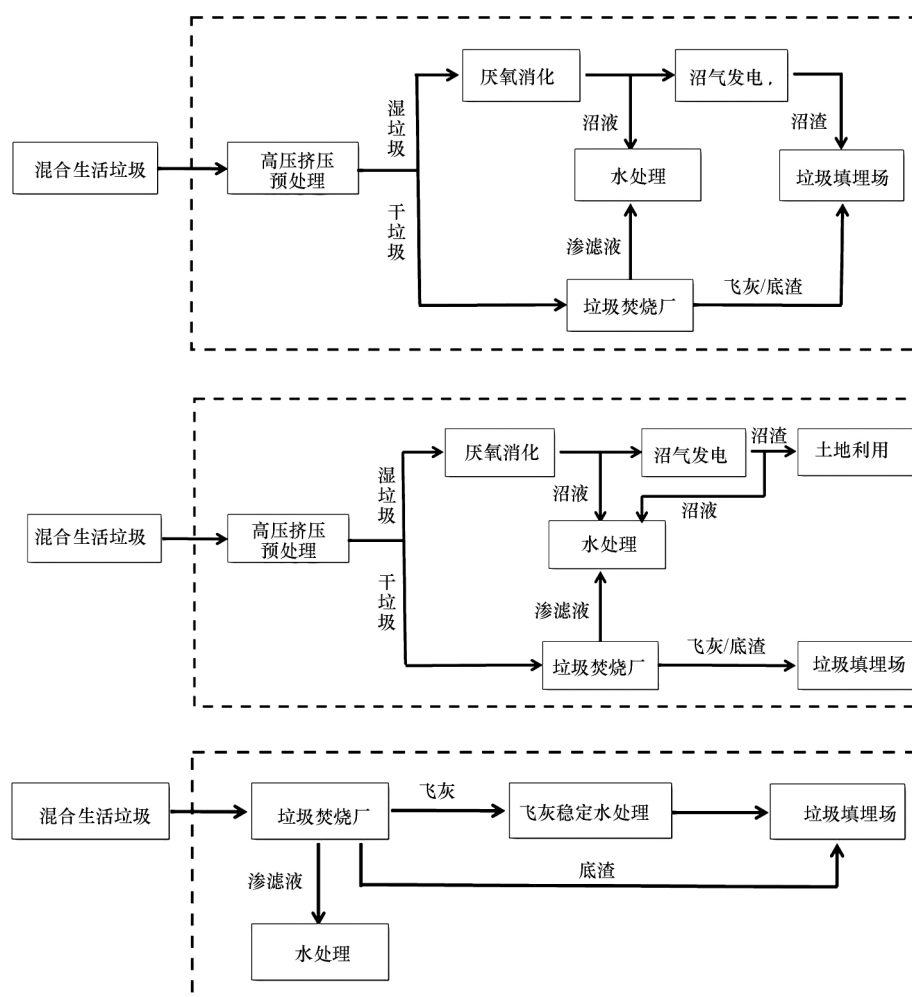


图2 本研究建立的3种生活垃圾处理场景

Fig.2 Three MSW treatment scenarios in this study

化厌氧消化相关设备运行(包括但不限于物料搅拌、物料输送等)需4.8 kW·h,厌氧消化罐体恒温(按中温消化35℃计)需柴油2 kg(2.38 L),折合耗电25.4 kW·h,产生的沼液处理需11 kW·h.厌氧消化过程采用一阶降解模型计算有机物降解以及沼气产生.根据前期Xu等研究,高压挤压预处理具有提升湿垃圾降解性能的作用(Xu *et al.*, 2016),因此在IPCC推荐值基础上,确定降解系数为:厨余85%、纸张50%、竹木28%、织物10%.同时,根据实测结果取甲烷在沼气中比例为70%(Kong *et al.*, 2019).产生的沼气,大约5%泄露外(Liu *et al.*, 2017b; 2017c; IPCC 2019),其余均上网发电,发电效率取35%(Liu *et al.*, 2017b).厌氧消化后产生的沼渣脱水到含水率约60%后,送至垃圾填埋场进行处置,脱水过程产生的沼液采用“UASB+MBR+NF+RO”

RO”处理工艺进行处理,这一过程耗电量约为30 kW·h·t⁻¹(Liu *et al.*, 2017c).高压挤压预处理分离的干垃圾热值较高,可以制成垃圾衍生燃料(RDF),进行焚烧处置,焚烧产生的热量用于发电,发电效率假设30%(Laurent *et al.*, 2017).焚烧产生的飞灰经过水泥固化后同底渣进入垃圾填埋场,根据现场调研,每吨入炉垃圾产生的飞灰和底渣在填埋过程消耗电能7.4 kW·h,飞灰固化能生产水泥216 kg.污染物排放方面,厌氧消化罐体泄露的硫化氢量主要参考之前研究,运行良好的厌氧反应器中硫化氢浓度范围约20×10⁻⁶(詹勇等, 2018);焚烧过程污染物的释放量根据某大型垃圾焚烧厂提供的污染物浓度进行计算.

场景2: 高压挤压预处理+湿组分厌氧消化+沼渣土地利用+干组分焚烧.本场景中沼渣在土地利用

前,需额外消耗电能 $3.6 \text{ kW} \cdot \text{h}$,使沼渣含水率降低至约 30%。沼渣土地利用可代替相应化肥使用量,并在长期土地利用过程中,约 50%~75% 可降解组分被矿化(Liu *et al.*, 2017c; Kim *et al.*, 2017)。土地利用过程中,部分有机碳进一步矿化,其中约 75% 以 CO_2 形式重新进入大气,但根据碳排放统计规则,这部分不属于碳排放,另外 25% 可长期留存在土壤中,形成碳汇;沼渣土地利用时,使用机械施肥同样会消耗一部分能源,折合每吨湿垃圾消耗柴油 0.57 L。对于沼渣代替化肥数据清单,参考 Easetech 软件默认值,根据营养元素含量确定生物肥料对钾肥、磷肥和氮肥的替代率分别为 28%、28% 和 30%。湿垃圾厌氧产沼过程、干垃圾焚烧过程以及焚烧产生飞灰和底渣数据清单等相关参数同场景 1。

场景 3: 混合生活垃圾焚烧发电。混合垃圾在入窑焚烧之前,需在垃圾储坑中进行堆放预处理,将垃圾中水分进行释放。此环节可将垃圾的 33% 水分以渗滤液形式排出(Liu *et al.*, 2017c),产生的渗滤液同样使用“UASB+MBR+NF+RO”工艺处理,出水达到渗滤液处理排放标准。混合垃圾焚烧采用炉排型焚烧炉,不需额外添加辅助燃料,根据国内主流焚烧厂数据,混合垃圾焚烧的整体发电效率按 22% 计算,这部分已经将焚烧设备运行和电厂自身消耗电量扣除,因此,不额外对其进行计算。产生的飞灰经过固化稳定化后,同底渣一并送至垃圾填埋场处置。垃圾焚烧飞灰和底渣数据清单等相关参数同场景 1。

3 结果与讨论(Results and discussion)

3.1 温室气体减排效益

图 3 为不同场景下由于化石碳燃烧、甲烷泄露引起的温室气体排放增加量以及通过碳储存和能源产生抵消温室气体排放后,各场景的实际减排量。

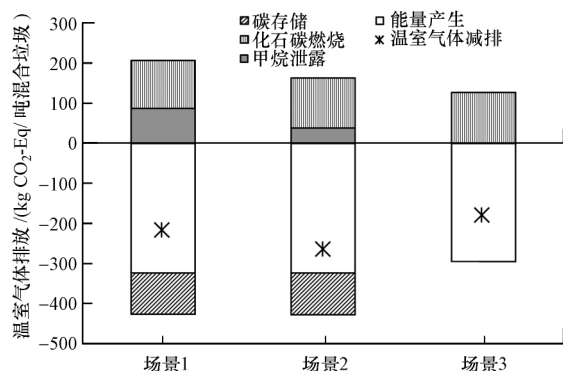


图 3 各场景不同途径下温室气体的产生与削减

Fig.3 Greenhouse gas generation and reduction from various pathways in different scenarios

能源产生对温室气体减排的贡献最大,特别是利用高压挤压预处理工艺的两个场景,由于能源产生可抵消温室气体排放量达 $324 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$,这得益于经过预处理后,湿垃圾具有更高的甲烷产率,同时干垃圾焚烧发电效率也有所提升(Novarino *et al.*, 2012; Xu *et al.*, 2016)。3 个场景中,由于焚烧厂中对塑料等化石碳燃烧引起的碳排放分别为 118.86、124.72 和 $126.90 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$ 。但相比于混合垃圾焚烧工艺,基于高压挤压预处理的两种场景又增加了由于甲烷泄露引起的温室气体排放,具体而言,由于厌氧消化设施甲烷泄露造成了约 $37.99 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$ 的温室气体排放,而场景 1 在此基础上,沼渣填埋过程又会产生 $49.41 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$ 温室气体。

根据表 1 生活垃圾组成和表 2 分配系数计算,原生生活垃圾经过金属分选后,在基于高压挤压预处理的场景中,将产生湿垃圾 729.4 kg ,干垃圾 266.9 kg 。分离产生的湿垃圾厌氧消化过程中,通过沼气利用可净减少温室气体排放 $102.9 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$,干垃圾在焚烧发电过程中,可净减少温室气体排放 $96.17 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$ 。对于场景 1,沼渣填埋将减少温室气体排放 $50.4 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$,而在场景 2 中,进一步脱水后的沼渣土地利用,对温室气体减排贡献为 $101.5 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$ 。此外,由于沼渣脱水后,对水处理过程中需耗电,场景 1 增加温室气体排放 $30.63 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$,场景 2 增加 $36.49 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$ 的温室气体排放量。综合计算,场景 1 和场景 2 分别减少温室气体排放量为 $218.84 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$ 和 $264.08 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$ 。相比而言,场景 3 产生的电能折合减碳排 $181.2 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$,而渗滤液处理、飞灰和底灰填埋处理共增加碳排放量 $11.52 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$,因此,该场景下减少温室气体排放 $169.68 \text{ kgCO}_2\text{-Eq}$ 。综上,基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理工艺路线在温室气体减排方面更具有优势。

上述分析可以看出,甲烷泄露在基于高压挤压工艺的生活垃圾处理场景中,对温室气体排放的贡献较大,分别占总正排放量的 42.8% 和 24%,因此,尽可能减少厌氧发酵罐的沼气泄露是减少温室气体排放的重要措施。

3.2 净能源产生效益

在基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理工艺中(场景 1 和 2),能源消耗主要是预处理设备、厌氧消化罐搅拌设备和厌氧沼液处理设备的耗电,以及厌氧发酵罐体保温、沼渣和干垃圾焚烧

飞灰填埋操作时机械的能源消耗.在混合垃圾焚烧工艺中(场景3),能耗主要来自垃圾渗滤液的处理过程和焚烧后飞灰、底灰的填埋过程.能源的产生主要是湿垃圾的厌氧产沼发电和混合(干)垃圾焚烧发电.

图4为根据垃圾处理厂实际运行数据,以每吨混合生活垃圾计,不同场景的能源消耗和产生情况.

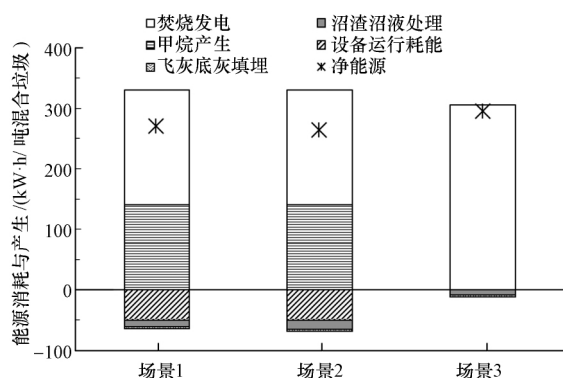


图4 3种场景的能源消耗与产生情况

Fig.4 Energy consumption and production in the three scenarios

在场景1和场景2中,分离的干垃圾焚烧共产生飞灰6.54 kg、底灰58.95 kg,填埋过程分别耗能0.09 kW·h和0.81 kW·h.综合计算,场景1共消耗62.1 kW·h,场景2共消耗65.7 kW·h.而在能源产生方面,根据现场试验,每吨分离后的湿垃圾能够产生甲烷42.45 m³,甲烷低位热值35.88 MJ·m⁻³,可产生电能140.68 kW·h;焚烧可产生电能189.83 kW·h,即采用基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理工艺处理每吨生活垃圾可以产生电能330.51 kW·h.因此,场景1和场景2分别产生净能源268.41 kW·h和264.81 kW·h.相比未经过高压挤压预处理的生活垃圾厌氧消化体系,经过预处理后,无论从甲烷在沼气中占比还是甲烷产率,都有明显提升(Qiang *et al.*, 2013; 史绪川等, 2018),这也是基于高压挤压预处理的处理场景能够产生较多净能源的主要原因.

在场景3中,每吨原生混合生活垃圾在焚烧前先在储坑中沥水约293.6 kg,处理达标消耗电能8.8 kW·h,焚烧垃圾产生飞灰10.36 kg,底灰93.5 kg,将其进行填埋分别耗电0.14 kW·h和1.38 kW·h,该场景共消耗电能10.32 kW·h.该场景焚烧发电约305.56 kW·h,综合计算,场景3产生净能源约295.24 kW·h.

综上所述,混合垃圾焚烧工艺相比基于高压挤

压预处理的生活垃圾干湿分离处理工艺约多产生10%的净能源.

3.3 污染物减排效益

本研究对于3种场景生活垃圾处理过程中主要污染物的排放量进行估算.根据处理工艺的不同,确定如下物质为研究对象:在厌氧消化处理过程中,主要考虑以硫化氢为代表的恶臭物质释放;在焚烧过程中,主要考虑氮氧化物、二氧化硫和二噁英的产生.预处理产生污染物,由于已集中收集处理,因此在此不做考虑.

经过计算,在基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理工艺中,厌氧消化罐体向外泄露沼气约3.04 m³,约含硫化氢69.2 mg.对于场景1中沼渣填埋过程产生的填埋气,约70%在填埋早期(0~15年)收集后被焚烧处理,剩余部分经过表面覆盖层氧化后释放,而在填埋操作结束后100年内,计算表面,仍有约5.98 m³填埋气无组织释放.根据IPCC提供填埋气中硫化氢浓度,这部分共释放硫化氢327.2 mg.场景1和场景2干垃圾焚烧过程共产生烟气1078.8 m³,释放氮氧化物154.3 g,二氧化硫14.0 g,二噁英18.3 ngTEQ.

场景3中,混合垃圾焚烧过程产生烟气2590.4 m³,释放氮氧化物370.6 g,二氧化硫33.6 g,以及44.0 ng二噁英.尽管焚烧过程产生二噁英的机制复杂,浓度也会随着厨余垃圾比例和垃圾含水率不同而有所变化,但考虑到垃圾干湿分离后,进入焚烧炉的氯化物浓度和垃圾水分都会显著降低,二者均有利于控制焚烧过程二噁英产生(郭翠等, 2011; 吴海霞等, 2020),因此,在不考虑这些因素条件下,不会影响本研究关于混合垃圾焚烧场景二噁英产生量高于基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理场景这一结论.

3.4 资源回收和垃圾减量效益

本研究建立的3个场景中,只有场景2将厌氧消化产生的沼渣作为肥料进行土地利用,实现了资源回收.经计算,每吨生活垃圾可产生160.7 kg肥料(图5).

垃圾减量效果用垃圾减量率表示,垃圾减量率(WR)是指处理过程削减或利用的部分与原生垃圾质量(RW)的比值,可按式(1)计算.

$$WR = (1 - SW/RW) \times 100\% \quad (1)$$

式中,SW为垃圾在填埋场最终封存的质量,包括焚烧产生的飞灰、底灰,以及厌氧消化产生的沼渣经

脱水后填埋的那一部分。经计算,在基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理工艺中,干垃圾焚烧产生的飞灰和底灰共 65.49 kg,除此之外,在场景 1 中,约 263.4 kg 脱水沼渣需进一步填埋,而场景 2 的沼渣全部土地利用,不需进行填埋处置;场景 3 中,共产生飞灰和底灰 103.86 kg。综上,场景 1、场景 2 和场景 3 的垃圾减量率分别为 67.1%、93.4% 和 89.6%。

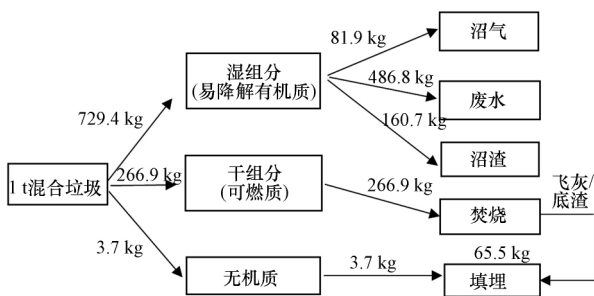


图 5 场景 2 垃圾处理全过程物质流分析

Fig.5 Material flow analysis for the full process of MSW treatment in scenario 2

3.5 各场景综合环境效益分析

对 3 种生活垃圾处理场景温室气体减排效益、净能源产生效益、有毒污染物减排效益和垃圾减量效益进行综合评估。由于厌氧消化罐体和填埋场后期向环境中释放的硫化氢总量和浓度较低,在此忽略其毒性,有毒污染物主要考虑焚烧过程中产生的二噁英。本研究将不同量化的环境效益指标进行归一化,分别以最大温室气体减排量、最大净能源产生量以及最大垃圾减量的场景为基准,与其他场景进行横向对比分析;将二噁英排放量最大的场景作为基准,计算其余场景相对于该场景的有毒污染物减排量。结果如图 6 所示。

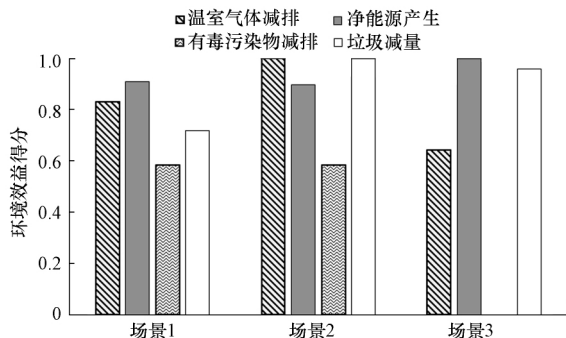


图 6 3 种生活垃圾处理场景综合环境效益对比

Fig.6 Comparison of comprehensive environmental benefits among the three scenarios

从图 6 可以看出,尽管混合垃圾焚烧工艺能够获得最大的净能源,但在温室气体减排和有毒污染物减排两个方面的表现不如基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理工艺。将 4 种指标归一化结果直接数值累加,形成 3 种场景的综合环境效益评分,结果分别为 3.04、3.48 和 2.60,因此,综合来看,场景 2 各项指标较为均衡,结合 3.4 节中对场景 2 资源回收效果的分析,这种将生活垃圾干湿分离后,干垃圾焚烧发电,湿垃圾厌氧回收能源,剩余沼渣土地利用的处理模式既实现了垃圾处理“减量化、资源化”,又尽可能的使处理过程“无害化”,是一种理想的生活垃圾处理模式。

从以上讨论也可以看出,如果能够将干湿分离效率进一步提升,一方面可以促进湿垃圾厌氧消化产沼量,提升甲烷占比;另一方面,也可以提高干垃圾焚烧发电效率,继而从多方面实现处理过程效益最大化。但是,高压挤压预处理同时也需较多能耗,因此,如果能够在居民小区这一源头较好实现生活垃圾干湿分离,同时配套相应的分类运输,那将极大有利于提升生活垃圾处理的综合效益。

4 总结(Conclusions)

1) 基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离处理工艺在温室气体减排方面比混合垃圾焚烧工艺表现更好,场景“干湿分离后沼渣填埋”和场景“干湿分离处理后沼渣土地利用”较场景“混合垃圾焚烧”,处理每吨原生垃圾,温室气体分别多减排 29.0% 和 55.6%。

2) 在不考虑额外辅助燃料添加的情况下,混合垃圾焚烧工艺产生的净能源略高于(约 10%) 基于高压挤压预处理的生活垃圾干湿分离工艺,但从污染物减排角度看,前者均不如后者。

3) “混合垃圾高压挤压预处理——湿垃圾厌氧消化——干垃圾焚烧——厌氧沼渣土地利用”这一处理模式既可以将垃圾资源化利用,又实现了减量最大化,在生活垃圾分类尚未普及情况下,可优先选择作为我国生活垃圾的处理工艺。

致谢: 本研究中所采用相关设施能耗和污染物排放数据由北京环境工程技术有限公司、中国光大国际下属垃圾焚烧厂协助提供,在此表示感谢。

参考文献(References):

Clavreul J, Baumeister H, Christensen T H, et al. 2014. An

- environmental assessment system for environmental technologies [J]. *Environmental Modelling & Software*, 60: 18-30
- 郭翠, 王世君. 2011. 浅谈二噁英控制技术 [J]. *中国石油和化工标准与质量*, 31(11): 67
- ISO. 2006. ISO 14040 International Organization for Standardization. Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework, ISO, Geneva, Switzerland [S].
- ISO. 2006. ISO 14044 International Organization for Standardization. Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines, ISO, Geneva, Switzerland [S].
- ISO. 2013. ISO/TS 14067 International Organization for Standardization. Greenhouse gases—Carbon footprint of products—Requirements and guidelines for quantification and communication, ISO, Geneva, Switzerland [S].
- ISO. 2019. IPCC-XLIX-9—Adoption and acceptance of 2019 refinement. 2019 refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, ISO, Geneva, Switzerland [S].
- Jank A, Muller W, Schneider I, *et al.* 2015. Waste Separation Press (WSP): A mechanical pretreatment option for organic waste from source separation [J]. *Waste Management*, 39: 71-77
- Kim M, Kim J. 2010. Comparison through a LCA evaluation analysis of food waste disposal options from the perspective of global warming and resource recovery [J]. *Science of the Total Environment*, 408(19): 3998-4006
- 孔鑫. 2017. 零价铁对生活垃圾有机质高负荷厌氧消化的调控效应研究 [D]. 北京: 清华大学
- Kong X, Liu J, Yue X *et al.* 2019. Fe⁰ inhibits bio-foam generating in anaerobic digestion reactor under conditions of organic shock loading and re-startup [J]. *Waste Management*, 92: 107-114
- 刘夏璐, 王洪涛, 陈建, 等. 2010. 中国生命周期参考数据库的建立方法与基础模型 [J]. *环境科学学报*, 30(10): 2136-2144
- Laurent A, Clavreul J, Bernstad A, *et al.* 2014. Review of LCA studies of solid waste management systems—Part II: Methodological guidance for a better practice [J]. *Waste Management*, 34(3): 589-606
- Liu Y, Ni Z, Kong X, *et al.* 2017a. Greenhouse gas emissions from municipal solid waste with a high organic fraction under different management scenarios [J]. *Journal of Cleaner Production*, 147: 451-457
- Liu Y, Xing P, Liu J. 2017b. Environmental performance evaluation of different municipal solid waste management scenarios in China [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 125: 98-106
- Liu Y, Sun W, Liu J. 2017c. Greenhouse gas emissions from different municipal solid waste management scenarios in China: Based on carbon and energy flow analysis [J]. *Waste Management*, 68: 653-661
- Novarino D, Zanetti M C. 2012. Anaerobic digestion of extruded OFMSW [J]. *Bioresource Technology*, 104: 44-50
- Ortner M E, Mueller W, Bockreis A. 2013. The greenhouse gas and energy balance of different treatment concepts for bio-waste [J]. *Waste Management & Research*, 31(10SI): 46-55
- Qiang H, Niu Q, Chi Y, *et al.* 2013. Trace metals requirements for continuous thermophilic methane fermentation of high-solid food waste [J]. *Chemical Engineering Journal*, 222: 330-336
- 史绪川, 左剑恶, 阎中, 等. 2018. 新型两相一体厌氧消化反应器处理餐厨垃圾中试研究 [J]. *中国环境科学*, 38(9): 3447-3454
- 王大为, 郭雪飞, 杨羿. 2011. 高温高压挤出处理对玉米皮膳食纤维溶解特性及物性的影响 [J]. *食品科学*, 32(13): 84-88
- 吴海霞, 岳波, 孟棒棒, 等. 2020. 温度和含水率对村镇垃圾焚烧烟气中有机物排放的影响 [J]. *中国环境科学*, 40(1): 305-311
- Xu S, Kong X, Liu J, *et al.* 2016. Effects of high-pressure extruding pretreatment on MSW upgrading and hydrolysis enhancement [J]. *Waste Management*, 58: 81-89
- 徐双. 2016. 高压挤压预处理对生活垃圾有机组分厌氧消化性能的影响 [D]. 北京: 清华大学
- 张明武, 宋敏英, 刘意立, 等. 2016. 生活垃圾源头沥水的减量提质效应研究 [J]. *环境科学学报*, 37(3): 1-9
- 詹咏, 黄婷, 董滨, 等. 2018. 农村生活垃圾半连续式厌氧消化产沼气性能及 H₂S 含量控制 [J]. *农业工程学报*, 34(8): 206-213
- 国家统计局. 2019. 中国统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社