

DOI: 10.5846/stxb201508231759

赵薇, 孙一桢, 张文宇, 梁赛. 基于生命周期方法的生活垃圾资源化利用系统生态效率分析. 生态学报, 2016, 36(22): - .

Zhao W, Sun Y Z, Zhang W Y, Liang S. Eco-efficiency analysis of municipal solid waste recycling systems by using life cycle approaches. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(22): - .

基于生命周期方法的生活垃圾资源化利用系统生态效率分析

赵 薇^{1,*}, 孙一桢¹, 张文宇¹, 梁 赛²

1 辽宁工业大学土木建筑工程学院, 锦州 121001

2 密歇根大学自然资源与环境学院, 安娜堡 48109-1041

摘要:我国生活垃圾产量大但处理能力不足, 产生多种环境危害, 对其资源化利用能够缓解环境压力并回收资源。为探讨生活垃圾资源化利用策略, 综合生命周期评价与生命周期成本分析方法, 建立生态效率模型。以天津市为例, 分析和比较焚烧发电、卫生填埋-填埋气发电、与堆肥+卫生填埋 3 种典型生活垃圾资源化利用情景的生态效率。结果表明, 堆肥+卫生填埋情景具有潜在最优生态效率; 全球变暖对总环境影响贡献最大, 而投资成本对经济影响贡献最大。考虑天津市生活垃圾管理现状, 建议鼓励发展生活垃圾干湿组分分离及厨余垃圾堆肥的资源化利用策略。

关键词:城市生活垃圾; 生态效率; 生命周期评价; 生命周期成本分析; 资源化利用

Eco-efficiency analysis of municipal solid waste recycling systems by using life cycle approaches

ZHAO Wei^{1,*}, SUN Yizhen¹, ZHANG Wenyu¹, LIANG Sai²

1 School of Civil Engineering and Architecture, Liaoning University of Technology, Jinzhou, 121001, China

2 School of Natural Resources and Environment, University of Michigan, Ann Arbor, 48109-1041, United States

Abstract: Cities in China are producing large amounts of municipal solid waste (MSW); however, they have limited MSW treatment capacity, leading to serious environmental problems. MSW recycling systems, such as incineration with energy recovery, landfill gas utilization, and composting, are promising ways to reduce environmental impacts and recover energy and materials. To evaluate MSW recycling systems, we proposed a quantitative eco-efficiency analysis model by integrating life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC) analyses. With an effort on consistently combining LCA and LCC, issues about system boundary, allocation, time, aggregation were discussed. Six environmental impact categories, including global warming, ozone layer depletion, acidification, eutrophication, photochemical oxidation and human toxicity, were evaluated and aggregated by LCA. Meanwhile, three cost impact categories, including capital cost, operational cost and disposal costs, were evaluated and aggregated by LCC. Environmental and economic impacts of LCA and LCC were normalized and defined as eco-efficiency indicators. We applied the eco-efficiency analysis model to a case in Tianjin, China. We compared three typical MSW recycling scenarios: incineration with energy recovery scenario, landfill with landfill gas utilization scenario, and composting and landfill scenario. We also conducted a contribution analysis for both LCA and LCC to identify critical processes and components leading to environmental impacts and economic costs. Moreover, a sensitivity analysis was performed to investigate the impact of collection and transportation distance on the eco-

基金项目:国家自然科学基金(41201583); 辽宁省高等学校优秀人才支持计划(LJQ2013069)

收稿日期:2015-08-23; **修订日期:**2016-05-30

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhaowei_lnit@126.com

efficiency indicators. The results show that the composting and landfill scenario is optimum for Tianjin, given the MSW characteristics and technology levels in Tianjin. The LCA results show that the composting and landfill scenario has the lowest environmental impacts, followed by the incineration with energy recovery scenario and landfill with landfill gas utilization scenario. However, the LCC results show that the landfill with landfill gas utilization scenario has the lowest economic impacts, followed by the composting and landfill scenario and incineration with energy recovery scenario. Key components identified by the contribution analysis are global warming for total environmental impacts and capital cost for total economic impacts. Furthermore, emissions of CO_2 from MSW incineration process and CH_4 from both landfill process and composting process contribute the most to global warming. Photochemical oxidation and human toxicity from the incineration with energy recovery scenario and acidification and eutrophication from both the landfill with landfill gas utilization scenario and composting and landfill scenario contribute significantly to total environmental impact. The sensitivity analysis of collection and transportation distance showed no impact on the rankings of the three scenarios, on the basis of both environmental impacts and economic costs. However, the eco-efficiency indicators showed reversed changes over collection and transportation distance. Considering the practical situation of Tianjin's MSW management, source separation of wet/dry MSW components and composting represent high eco-efficiency and are hence recommended by this study. Given the methodological differences between LCA and LCC, choices and assumptions about their system boundaries, allocation methods, time issues, and aggregation methods should be carefully considered. The eco-efficiency analysis performed in this study is a useful method for supporting MSW recycling systems and sustainable MSW management.

Key Words: municipal solid waste; eco-efficiency; life cycle assessment; life cycle costing; recycling

生活垃圾是社会与环境系统相互作用的媒介之一, 可持续的垃圾管理是城市可持续发展的重要组成部分。随着我国经济和城镇化水平的不断提高, 城市生活垃圾产生量持续增长, 1995—2014 年全国城市生活垃圾清运量由 1.1 亿吨增长至 2.0 亿吨, 年均增长率为 11.2%^[1]。但是, 我国城市生活垃圾处理能力依然不足, 城市生活垃圾无害化处理率仅为 63.5%^[2], 造成一些城市“垃圾围城”的困境。如何安全、有效、经济地处理城市生活垃圾并开展垃圾资源化利用具有重要的现实意义。

借助模型评价垃圾管理系统状态并量化环境、经济、社会指标, 是可持续垃圾管理的研究热点之一。在各种模型中, 生态效率包含环境 and 经济两个指标, 并具有量化分析优势, 在可持续发展的评价与量化分析中发挥了重要作用^[3]。生态效率分析受到国内外学者的广泛关注。Hellweg 等^[4]评价了欧洲典型生活垃圾处理技术的生态效率。Bohne 等^[5]利用动态生态效率模型分析了建筑垃圾回收体系。吕彬等^[6]采用生命周期评价法 (Life Cycle Assessment, LCA) 评价了电子废物回收体系的生态效率。张海涛等^[7]分析了粉煤灰砌块、煤矸石砖及传统墙体砖生产过程的生态效率。Zhao 等^[8]建立了生活垃圾管理系统温室气体减排的生态效率模型, 以天津市为例进行了案例分析。

目前, 针对我国生活垃圾组分及资源化利用技术水平开展的生态效率分析较少, 现有少量研究仅关注单个环境指标 (如温室气体), 未考虑其他环境指标, 可能会导致忽略政策决策的非预期后果 (如减少温室气体但是增加富营养化效应)^[9]。本文以城市生活垃圾管理系统为例, 考虑与垃圾资源化利用技术密切相关的全球变暖、臭氧层损耗、酸化、富营养化、光化学臭氧合成及人体毒性 6 种环境影响, 基于生命周期方法建立生态效率评价模型, 分析和比较我国焚烧发电、堆肥、卫生填埋 3 种典型生活垃圾资源化利用技术的生态效率, 旨在为我国生活垃圾资源化利用的政策决策提供支持, 促进生态效率分析方法在我国废物管理领域的应用。

1 研究方法

目前, 被普遍接受的生态效率模型由世界可持续发展工商理事会 (World Business Council for Sustainable Development, WBCD) 提出^[10]:

$$E/E = \frac{\text{产品或服务的价值}}{\text{环境影响}} \quad (1)$$

该模型涉及产品或服务经济及环境影响两个维度,针对不同研究对象和研究目标可用多种方法核算。LCA 是一种综合考虑并量化产品或功能在生命周期全过程的资源环境影响的评价工具^[11],也是目前被广泛接受的、最能从系统尺度分析产品以及功能环境影响的工具^[3]。在经济影响核算方面与 LCA 相呼应的是生命周期成本分析(Life Cycle Costing, LCC),其核算结果为产品或功能在生命周期全过程发生的成本和收益总和^[12]。因此,本文将 LCA 与 LCC 作为态效率模型中环境影响与经济影响的基本核算方法,并通过标准化的方法消除两个测度量纲差异,使其具有可比性。

生活垃圾资源化利用系统开展生态效率分析的目的在于优化管理系统,减小环境负荷。因此,本文从对比不同生活垃圾资源化利用技术的单位成本增加引起的环境改善出发,定义生态效率模型为:

$$\forall p, q \in (0, n], E/E_{pq} = \begin{cases} [EI_q - EI_p] / [C_p - C_q] & EI_q > EI_p, C_p > C_q \\ \rightarrow \infty & EI_q > EI_p, C_p \leq C_q \\ n/a & EI_q \leq EI_p \end{cases} \quad (2)$$

式中, E/E_{pq} 为情景 p 转移到情景 q 的生态效率; EI 总环境影响,以标准化并加权后的 LCA 评价结果表示; C 为总经济影响,以标准化的 LCC 评价结果表示; n 为对比的总情景数量。

式(2)表明,当 $EI_q > EI_p$ 且 $C_p > C_q$, 情景 p 的环境效益优于情景 q , 此时 E/E_{pq} 表示从情景 q 转移到情景 p 时,单位成本增加引起的环境负荷减小;当 $EI_q > EI_p$ 且 $C_p \leq C_q$, 情景 p 的环境效益和经济效益均优于情景 q , 此时情景 p 具有绝对优势, E/E_{pq} 趋近于无穷;当 $EI_q \leq EI_p$, 情景 p 的环境负荷大于情景 q , 从提高环境效益的角度来说, E/E_{pq} 不存在。该生态效率与一般意义的效率概念一致,即数值越大,效率越高。

2 生活垃圾资源化利用技术生态效率分析

2.1 研究目标与范围

本文以天津市生活垃圾管理系统为例,开展典型生活垃圾资源化利用技术的 LCA 与 LCC 定量评价,对比其生态效率指标,并探究城市生活垃圾资源化利用各个阶段对生态效率的影响。功能单元为处理 1t 天津市城市生活垃圾,其组份及元素分析如表 1 所示^[8]。

表 1 天津市生活垃圾组分(年均值)(%)

Table 1 Composition of MSW in Tianjin (annual average)

组份 Composition	质量分数 Mass fraction	含水率 Water	碳 C	氢 H	氧 O	氮 N	硫 S	灰分 Ash
厨余 Kitchen waste	56.9	70	48	6.4	37.6	2.6	0.4	5
灰土、砖石 Ash & brick	16.2	20	24.3	3	4	0.5	0.2	68
金属 Metals	0.4	2	4.5	0.6	4.3	0.1	0	90.5
玻璃 Glass	1.3	2	0.5	0.1	0.4	0.1	0	98.9
纸张 Paper	8.7	10.2	43.4	5.8	44.3	0.3	0.2	6
橡胶 Rubber	12.1	1.2	60	7.2	22.8	0	0	10
织物 Textile	2.5	10	48	6.4	40	2.2	0.2	3.2
竹木 Wood & bamboo	1.9	1.3	49.6	6	42.6	0.2	0.1	1.5
合计/平均值 Total/Average	100	44.4	44.5	5.7	30.7	1.6	0.2	17.3

生活垃圾资源化利用系统的生命周期从生活垃圾收集运输开始,经过各种垃圾处理过程,直至其中有用的能量/物质被回收,有毒有害物质被合理处置为止,该过程伴随着物质和货币的流动,系统边界如图 1 所示。

2012 年,天津市城市生活垃圾产生量为 213.19 万 t,无害化处置量为 202.96 万 t,其中卫生填埋占 54.3%,卫生填埋中采用填埋气发电方式占 24.0%,焚烧发电占 42.5%,厨余垃圾堆肥占 2.3%^[13]。可见,垃圾焚烧发

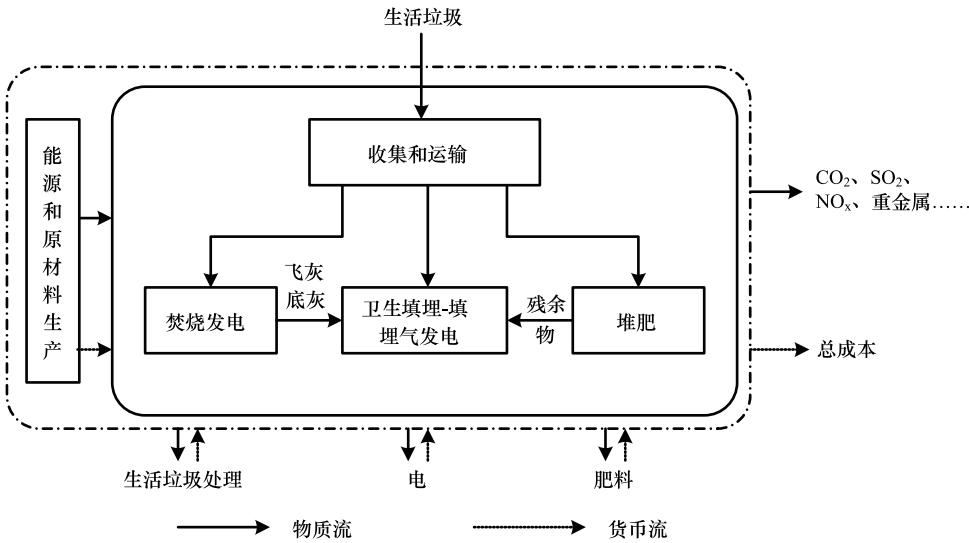


图 1 系统边界
Fig.1 System boundary

电、填埋气发电是目前天津市生活垃圾资源化利用的主要途径,堆肥尚未规模化应用。考虑生活垃圾成分中厨余比例大,本文选择焚烧发电、带填埋气发电的卫生填埋和堆肥三种典型的资源化利用技术,设置 3 种情景 (S1、S2、S3) 进行对比分析。

(1) 焚烧发电情景(S1)。收集运输距离为 20 km,生活垃圾全部进入焚烧厂进行处理,产生的余热用于发电,飞灰和底灰送至填埋场处理。

(2) 卫生填埋-填埋气发电情景(S2)。收集运输距离为 20 km,生活垃圾全部进入卫生填埋场进行处理,填埋气集中收集后焚烧发电。

(3) 堆肥+填埋情景(S3)。生活垃圾源头分类,收集运输距离为 30 km,厨余垃圾进入堆肥厂,其他组份及堆肥残余物送至填埋场处理。

2.2 数据来源与分配方法

3 种情景下的生活垃圾资源化利用技术概况及数据来源如表 2 所示。生活垃圾收集运输、能源和材料生产的清单数据来源于 Ecoinvent 数据库^[18]。

表 2 生活垃圾资源化利用技术概况及数据来源

Table 2 General information and data sources of 3 typical MSW recycling technologies					
情景 Scenario	类型 Type	处理量 Amount	技术特征 Technical characters	净能量/ 物质回收 Net energy/ material recovery	LCA/LCC 数据来源 LCA/LCC data source
S1	焚烧发电厂	1200t/d	炉排焚烧炉,锅炉效率>80%,渗滤液回喷,烟气处理为半干式(旋转喷雾)脱酸吸收塔+活性炭吸附+布袋除尘器,运营期 20 年	1.23×10 ⁸ kWh/a	天津市某垃圾焚烧发电厂实例核算;GB 18485—2014 ^[14] ;Zhao 等 ^[8,15]
S2	卫生填埋厂	1400t/d	HDPE ^a 防渗,渗滤液经生化处理达标后排放,填埋气 55%收集焚烧发电,运营期 10 年	3.12×10 ⁷ kWh/a	天津市某垃圾卫生填埋厂实例核算;GB16889—2008 ^[16] ;Zhao 等 ^[8,15] ;王媛等 ^[17]
S3	堆肥厂 卫生填埋厂	800t/d ^b 同 S2	机械堆肥,运营期 20 年	9.72×10 ⁴ t/a	Ecoinvent ^[18] ;周晓萃等 ^[19]

a. HDPE: 高密度聚乙烯 High density polyethylene; b. 以厨余垃圾计

生态效率分析用于生活垃圾管理策略或生活垃圾处理处置技术评价时,生活垃圾处理服务被视为一种产品并伴随副产品如电、肥料等的产生。因此,由 LCA 得到的环境负荷和由 LCC 得到的经济负荷需要在多种产品之间进行合理分配。基于相同的功能单元和系统边界,本文采用经济价值分配法,具有避免系统边界扩展、减小数据量、使得生态效率的分析简单易行等优势^[20]。分配因子的计算方法为:

$$f_{i,j} = \frac{P_{i,j}Q_{i,j}}{\sum_j P_{i,j}Q_{i,j}}$$

(3)

式中, $f_{i,j}$ 为情景 i 下 j 产品的经济价值分配因子; $P_{i,j}$ 为情景 i 下 j 产品的市场价格,单位为元/t 或元/kWh; $Q_{i,j}$ 为情景 i 下 j 产品的产量,单位为 t 或 kWh。

目前,天津市生活垃圾焚烧处理费为 145 元/t,卫生填埋处理费为 50 元/t,垃圾焚烧发电上网电价为 0.65 元/kWh。假设垃圾卫生填埋-填埋气回收的处理费与无填埋气回收的卫生填埋处理费一致,填埋气发电上网电价与垃圾焚烧发电上网电价一致。堆肥处理费为 80 元/t,肥料产品市场价格为 100 元/t。结合表 2 中各种生活垃圾处理技术的生活垃圾处理量及能量/物质回收量,根据式(3)计算得到的焚烧发电、卫生填埋-填埋气回收、堆肥 3 个单元过程的经济价值分配因子如表 3 所示。

表 3 经济价值分配因子

Table 3 Allocation factors in economic value allocation method

单元过程 Unit process	产品 Product		
	垃圾处理 MSW ^a treatment	电 Electricity	肥料 Compost
焚烧发电 Incineration	0.45	0.55	—
卫生填埋-填埋气回收 Landfill-LFG utilization	0.56	0.44	—
堆肥 Composting	0.62	—	0.38

a. MSW: 生活垃圾 Municipal solid waste

2.3 生命周期评价

编制了焚烧发电、卫生填埋-填埋气回收、堆肥 3 个单元过程生命周期清单,如表 4 所示。

表 4 生活垃圾资源化利用单元过程生命周期清单(以处理 1t 生活垃圾计)

Table 4 LCIs of each unit process for MSW recycling (treating 1t of MSW)

项目 ^{a, b} Item		单位 Unit	焚烧发电 Incineration	卫生填埋-填埋气回收 Landfill-LFG utilization	堆肥 ^c Composting
能源/原材料输入 Energy/Material inputs	燃油 Diesel	kg	0.23	0.12	0.78
	电 Electricity	kWh	61.60	2.45	3.44
	淡水 Water	t	2.30	0.056	—
	HDPE	m ³	—	3.25×10 ⁻⁵	—
能量/物质回收 Energy/Material recovery	电 Electricity	kWh	342.00	63.47	—
	肥料 Compost	t	—	—	0.28
气体污染物直接排放 Direct air emissions	CO ₂ fossil	kg	256.21	5.31	2.46
	NH ₃	kg	—	1.64×10 ⁻³	0.09
	CO	kg	0.30	7.64×10 ⁻³	0.04
	SO ₂	kg	0.12	3.34×10 ⁻²	0.03
	NO _x	kg	0.90	5.59×10 ⁻²	0.13
	CH ₄	kg	—	13.38	2.95
	H ₂ S	kg	—	0.70	0.15
	HCl	kg	0.06	—	—
	NMVOC ^d	kg	0.18	2.73×10 ⁻⁴	—
	Hg	kg	2.00×10 ⁻⁴	—	—

续表

项目 ^{a, b} Item		单位 Unit	焚烧发电 Incineration	卫生填埋-填埋气回收 Landfill-LFG utilization	堆肥 ^c Composting
水体污染物直接排放 Direct water emissions	Cd	kg	2.00×10 ⁻⁴	—	—
	Pb	kg	2.00×10 ⁻³	—	—
	PCDD/DFs ^e	kg	2.00E-10	—	—
	COD	kg	—	1.75×10 ⁻²	—
	BOD	kg	—	5.25×10 ⁻³	—
	NH ₃ -N	kg	—	4.38×10 ⁻³	—
	T-N	kg	—	7.00×10 ⁻³	—
	T-P	kg	—	5.25×10 ⁻⁴	—
其他输出 Other outputs	Cd	kg	—	1.75×10 ⁻⁶	—
	Pb	kg	—	1.75×10 ⁻⁵	—
	Cr	kg	—	1.75×10 ⁻⁵	—
	Hg	kg	—	1.75×10 ⁻⁷	—
	飞灰 Fly ash	kg	134.25	—	—
	底灰 Bottom ash	kg	37.76	—	—

a. 由于长期监测数据缺乏,土壤污染物排放未考虑; b. 由于篇幅限制,未详细列出机器、设备、建筑等固定资产投入,详见文献[8,15]; c. 以厨余垃圾计; d. NMOVC: 非甲烷挥发性有机物 Non-methane volatile organic compound; e. PCDD/DFs: 二噁英和呋喃 Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans

本文利用 Simapro 软件进行 LCA 模拟计算。影响评价采用 CML-IA 模型^[21],主要考虑与垃圾资源化利用技术密切相关的全球变暖、臭氧层损耗、酸化、富营养化、光化学臭氧合成及人体毒性 6 种环境影响类型。标准化基准采用 CML-IA 中 World 1995 参考值,权重因子采用我国学者杨建新等^[22]的研究结果,各参数取值详见表 5。

表 5 环境影响类型的归一化基准值及权重因子
Table 5 Normalization and weighting factors for environmental impact categories

环境影响类型 Environmental impact category	标准参照物/kg Reference/kg	标准化基准/(kg/a) Normalization baseline/(kg/a)	权重因子 Weighting factor
全球变暖 Global warming	CO ₂	4.23×10 ¹³	0.83
臭氧层损耗 Ozone layer depletion	CFC- 11	5.76×10 ⁸	2.70
酸化 Acidification	SO ₂	3.22×10 ¹¹	0.73
富营养化 Eutrophication	PO ₄ ³⁻	1.35×10 ¹¹	0.73
光化学臭氧合成 Photochemical oxidation	C ₂ H ₄	9.59×10 ¹⁰	0.53
人体毒性 Human toxicity	p-DCB	5.71×10 ¹³	1.99

标准化的 LCA 评价结果如图 2 所示。3 种生活垃圾资源化利用情景中,S1 情景的全球变暖、酸化环境影响高于 S2 和 S3,S2 情景的臭氧消耗、光化学臭氧合成及人体毒性影响高于 S1 和 S3,S3 情景的富营养化影响高于 S1 和 S2。从环境影响类型来看,生活垃圾资源化利用过程的全球变暖标准化结果值最大,其次为光化学臭氧和成、酸化、人体毒性及臭氧层损耗。

为进一步整合不同类型的环境影响,对归一化结果进行加权评估,结果如图 3 所示。3 种生活垃圾资源化利用情景的总环境影响排序为 S3 最优,S1 居中,S2 的环境影响最大。从不同类型环境影响的贡献分析结果可以看出,生活垃圾处理过程的全球变暖对总环境影响贡献最大,在 S1—S3 情景中分别占 65.6%、72.8%和 71.6%,生活垃圾焚烧过程产生的 CO₂、填埋和堆肥过程产生的 CH₄是引起全球变暖的主要原因。光化学臭氧合成对 S1 情景的总环境影响贡献较大,为 18.1%,主要来源于焚烧过程中产生的 NMVOC。酸化和富营养化对 S2 情景的总环境影响贡献较大,分别来源于填埋气中 NO_x和 SO₂及渗滤液中 NH₃-N 的排放。人体毒性环

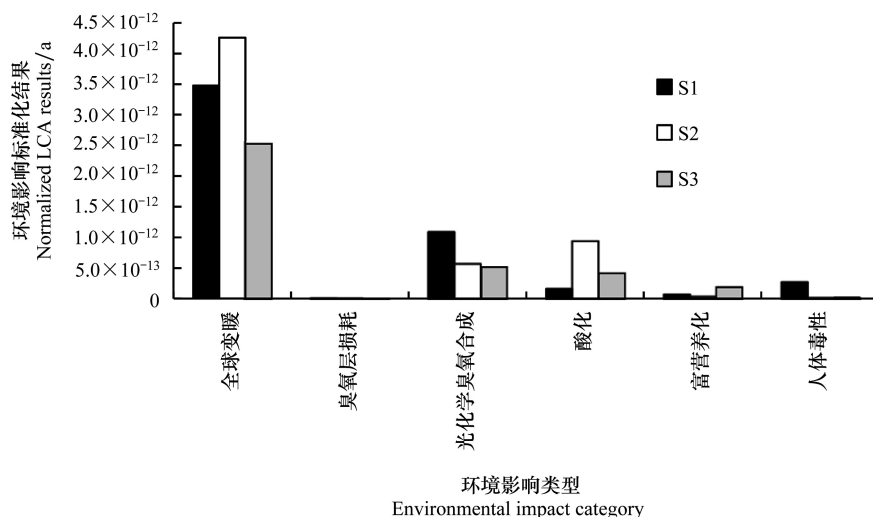


图2 不同情景的 LCA 标准化结果

Fig.2 Normalization LCA results for each scenario

境影响类型对 S1 情景贡献较大,为 12.6%,主要来源于焚烧过程烟气排放中的各种重金属及二噁英,由于本文未核算土壤污染物排放,因此 S2 和 S3 情景的人体毒性评价结果偏小。

2.4 生命周期成本分析

针对焚烧发电、卫生填埋-填埋气回收、堆肥 3 种生活垃圾资源化利用技术的单元过程,生命周期成本分析包括投资成本、生产成本和处置成本 3 部分,其中投资成本由土地成本、设备成本、土建及安装成本和设计成本构成;运行成本由能源/原材料成本、运行成本、人员工资和其它支出构成;处置成本由处理残余垃圾(如飞灰、底灰、废水等)和垃圾处理机构报废回收成本构成。数据来源主要为企业年度统计、项目投资资料及天津市统计资料等。所有成本按固定市场价格转化,3 种生活垃圾资源化利用过程的生命周期成本清单如表 5 所示。生活垃圾收集运输单元过程成本为 0.62 元 t⁻¹ km⁻¹[8]。

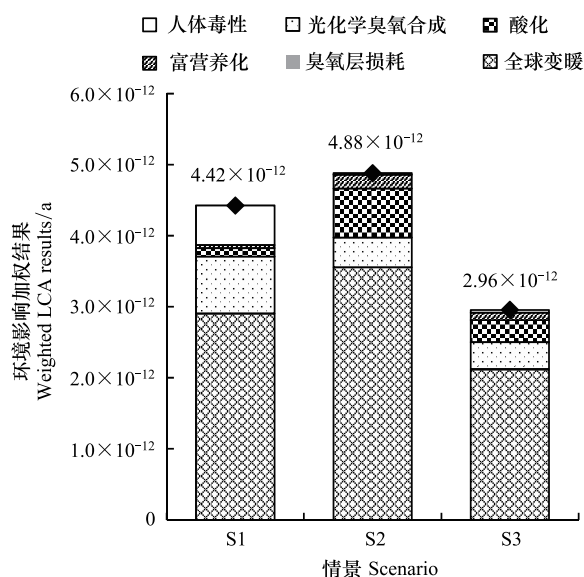


图3 不同情景下 LCA 加权评估结果

Fig.3 Weighting LCA results for each scenario

表5 生活垃圾资源化利用单元过程生命周期成本清单(以处理 1t 生活垃圾计)

Table 5 LCC inventory of each unit process for MSW recycling (treating 1t of MSW)

单元过程 Unit process	单位 Unit	投资成本 Investment cost	运行成本 Operation cost	处置成本 Disposal cost
焚烧发电 Incineration	元/t	63.74	54.89	4.20
卫生填埋-填埋气回收 Landfill-LFG utilization	元/t	46.11	12.01	1.50
堆肥 Composting ^a	元/t	52.40	9.67	2.60

a. 以厨余垃圾计

根据系统边界的定义,本文 LCC 采用静态模型,因此进行不同情景下生命周期成本整合不考虑折现。3 种生活垃圾资源化利用情景的 LCC 计算结果,以 2012 年天津市 GDP (1.29E+12 元/a) 为基准进行标准化,结果如图 4 所示。从图 4 可以看出,情景 S1 的生命周期成本最高,情景 S3 次之,情景 S2 最低,是否分配对 3 种

情景的生命周期成本排序无影响。从分配后结果来看,3 种情景生命周期成本构成中,投资成本比例最高但

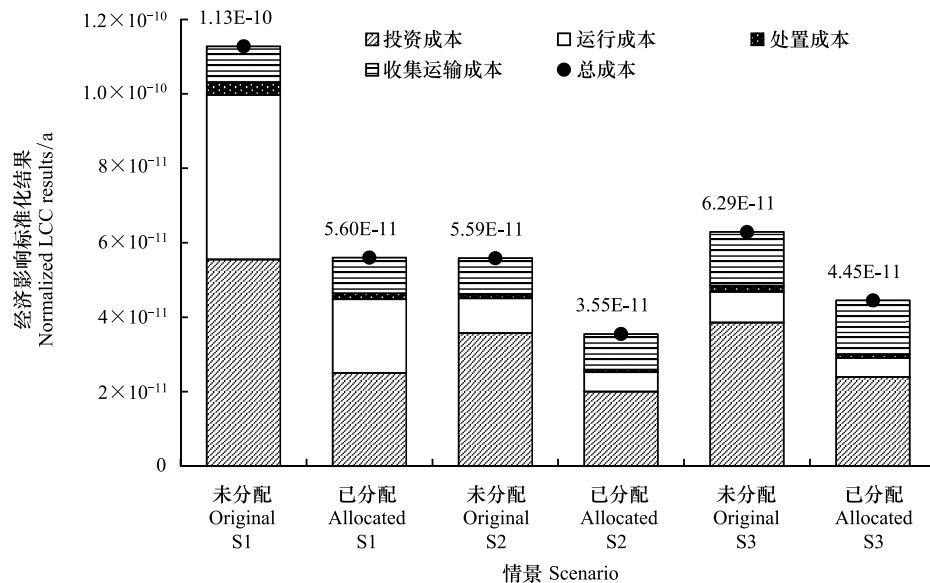


图 4 不同情景下 LCC 结果

Fig.4 LCC results for each scenario

相差不大,决定因素在于运行成本和收集运输成本的差别。从经济因素考虑,S2 具有优势。

2.5 生态效率分析

综合 LCA 和 LCC 评价结果,利用式(2)定义的生态效率评价指标,计算出生活垃圾资源化利用情景的生态效率评价结果如表 6 所示。每一行中生态效率最大值以黑体表示,表明情景 p 与其它生活垃圾资源化利用技术对比时,潜在最优值。由于 S3 具有最小的环境影响,因此,最后一行生态效率指标均为 n/a 。表 6 表明,在本文研究范围内 S3 均为不同生活垃圾资源化利用技术对比时的潜在最优情景。综合考虑环境效益、经济因素以及天津生活垃圾中厨余组分含量大的因素,对现有混合垃圾进行干湿分离,开展厨余垃圾堆肥,是具有较高生态效率的技术选择,应采取积极措施鼓励其规范化发展。

LCC 结果显示收集运输成本差异对分配后 3 种情景的生命周期成本构成有显著影响,因此,本文针对收集运输距离假设对生态生态效率的影响进行了敏感性分析。基于 3.1 节基础假设,设定 3 种情景下收集运输距离的变化范围为 $-30\%—30\%$,计算了不同情景下生活垃圾资源化利用技术的生态效率指标。结果表明,当收集运输距离变化时,3 种情景的环境影响和经济影响排序不变,识别出的潜在最优情景不变;收集运输距离与生态效率指标呈反向变化趋势,原因在于收集运输过程对环境影响的贡献小于对经济影响的贡献。

表 6 不同情景下生活垃圾资源化利用技术的生态效率指标

Table 6 Eco-efficiency (E/E_{pq}) indicators for comparing scenarios

E/E_{pq} p	q		
	S1	S2	S3
S1	n/a	n/a	$\rightarrow \infty$
S2	0.0223	n/a	0.2147
S3	n/a	n/a	n/a

3 结论

本文从全生命周期视角,基于 LCA 与 LCC 建立生态效率模型,重点分析与比较天津市 3 种典型生活垃圾资源化利用情景的生态效率指标,识别出潜在最优生态效率,得出以下结论:

1) 3 种典型生活垃圾资源化利用情景中,S3 情景具有潜在最优生态效率。综合环境与经济两方面影响,一方面 S3 具有最小的环境影响,另一方面与 S1 相比具有经济优势,与 S2 相比生命周期成本增加较小。考虑目前天津市生活垃圾管理现状,对混合垃圾进行干湿组分分离,开展厨余垃圾堆肥,是具有较高生态效率的策

略选择。

2) 3 种典型生活垃圾资源化利用情景中, LCA 结果表明全球变暖对总环境影响贡献最大, LCC 结果表明投资成本对经济影响贡献最大。此外, 识别出光化学臭氧合成和人体毒性对 S1 情景以及酸化和富营养化对 S2 情景的总环境影响有显著贡献。

3) 敏感性分析结果表明当收集运输距离变化时, 3 种情景的环境影响和经济影响排序不变, 识别出的潜在最优情景不变, 而收集运输距离与生态效率指标呈反向变化趋势。

4) LCA 与 LCC 在方法论上存在差异, 将其用于生态效率模型时, 需要综合考虑系统边界、分配方法、时间效应等问题。生态效率是废弃物管理的有效工具, 但仍是发展中的评价方法, 需要进一步探索与研究。

参考文献(References):

- [1] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2015. 北京: 中国统计出版社, 2015: 380-398.
- [2] 聂永丰. 低碳经济下的城市垃圾处理. 建设科技, 2010, (17): 68-70.
- [3] 吕彬, 杨建新. 生态效率方法研究进展与应用. 生态学报, 2006, 26(11): 3898-3906.
- [4] Hellweg S, Doka G, Finnveden G, Hungerbühler K. Assessing the eco-efficiency of end-of-pipe technologies with the environmental cost efficiency indicator: a case study of solid waste management. *Journal of Industrial Ecology*, 2005, 9(4): 189-203.
- [5] Bohne R A, Brattebø H, Bergsdal H. Dynamic eco-efficiency projections for construction and demolition waste recycling strategies at the city level. *Journal of Industrial Ecology*, 2008, 12(1): 52-68.
- [6] 吕彬, 杨建新. 中国电子废物回收处理体系的生态效率分析. 环境工程学报, 2010, 4(1): 183-188.
- [7] 张海涛, 王如松, 胡聘, 张云. 煤矿固废资源化利用的生态效率与碳减排——以淮北市为例. 生态学报, 2011, 31(19): 5638-5645.
- [8] Zhao W, Huppes G, van der Voet E. Eco-efficiency for greenhouse gas emissions mitigation of municipal solid waste management: a case study of Tianjin, China. *Waste Management*, 2011, 31(6): 1407-1415.
- [9] Liang S, Xu M, Suh S, Tan R R. Unintended environmental consequences and co-benefits of economic restructuring. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(22): 12894-12902.
- [10] WBCSD. Measuring eco-efficiency: a guide to reporting company performance. Geneva: WBCSD, 2000.
- [11] ISO. ISO 14040 2006 Environmental management-life cycle assessment-principles and framework. Geneva, Switzerland: ISO, 2006.
- [12] Huppes G, van Rooijen M, Kleijn R, Heijungs R, de Koning A, van Oers L. Life cycle costing and the environment. Leiden: CML, 2004: 1-8.
- [13] 天津市环境保护局. 二〇一二年天津市固体废物污染环境防治信息公告. (2013-06-06). <http://www.tjzfxgk.gov.cn/tjep/ConInfoParticular.jsp?id=40572>.
- [14] 环境保护部. GB 18485-2014 生活垃圾焚烧污染控制标准. 北京: 中国环境科学出版社, 2014.
- [15] Zhao W, van der Voet E, Zhang Y F, Huppes G. Life cycle assessment of municipal solid waste management with regard to greenhouse gas emissions: case study of Tianjin, China. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(5): 1517-1526.
- [16] 环境保护部. GB 16889-2008 生活垃圾填埋场污染控制标准. 北京: 中国环境科学出版社, 2008.
- [17] 王媛, 何彧, 颜蓓蓓. 城市生活垃圾主要处理方式的温室气体协同减排效应比较——以天津市为例. 天津大学学报: 自然科学与工程技术版, 2014, 47(4): 349-354.
- [18] Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Ecoinvent version 3. (2016-04-18). <http://www.ecoinvent.org/>.
- [19] 周晓萃, 徐琳瑜, 杨志峰. 城市生活垃圾处理全过程的低碳模式优化研究. 环境科学学报, 2012, 32(2): 498-505.
- [20] Heijungs R, Guinée J B. Allocation and ‘ what-if ’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*, 2007, 27(8): 997-1005.
- [21] CML-IE, Leiden University. CML-IA characterisation factors. (2016-01-25). <http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>.
- [22] 杨建新, 徐成, 王如松. 产品生命周期评价方法及应用. 北京: 气象出版社, 2002: 79-94.