

DOI: 10.5846/stxb201810232287

赵薇, 杨雪秀, 满鑫香, 陈永梅, 冯翠洋, 梁赛. 基于混合生命周期评价的生活垃圾处理系统生态效率分析. 生态学报, 2020, 40(1): 77-88.

Zhao W, Yang X X, Man X X, Chen Y M, Feng C Y, Liang S. Improved eco-efficiency analysis of municipal solid waste treatment systems based on hybrid life cycle assessment. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(1): 77-88.

基于混合生命周期评价的生活垃圾处理系统生态效率分析

赵 薇¹, 杨雪秀¹, 满鑫香¹, 陈永梅^{2,*}, 冯翠洋³, 梁 赛⁴

1 辽宁工业大学土木建筑工程学院, 锦州 121001

2 中国环境科学学会, 北京 100082

3 中国石油大学(北京)经济管理学院, 北京 102249

4 北京师范大学环境学院, 北京 100875

摘要: 基于混合生命周期评价 (Hybrid life cycle assessment, HLCA) 提出一种改进生态效率模型, 系统评价卫生填埋、卫生填埋-填埋气利用、焚烧发电、堆肥+卫生填埋和堆肥+焚烧发电 5 种我国典型生活垃圾处理情景的生态效率, 并探究可持续性包含的环境、经济和社会多维权衡关系。结果表明, 具有最大生态效率的生活垃圾处理情景因可持续性维度选取不同而异, 如考虑人体健康损害影响, 焚烧发电情景具有最大经济生态效率, 而卫生填埋-填埋气利用情景具有最大社会生态效率。生活垃圾处理系统的可持续性评价维度之间具有显著的权衡关系, 忽略某些影响类型可能带来问题转移。5 种生活垃圾处理情景的环境影响各异, 非焚烧情景气候变化影响和焚烧情景人体毒性影响突出。机器设备和燃料使用对资源消耗影响贡献最大, 而生活垃圾处理过程对经济效益和其他环境影响贡献最大。本文提出的改进生态效率模型可以定量评价生活垃圾管理系统生态效率及权衡关系, 为有效制定生活垃圾管理政策提供全面的信息支持。

关键词: 生活垃圾; 生态效率; 混合生命周期评价; 权衡关系

Improved eco-efficiency analysis of municipal solid waste treatment systems based on hybrid life cycle assessment

ZHAO Wei¹, YANG Xuexiu¹, MAN Xinxiang¹, CHEN Yongmei^{2,*}, FENG Cuiyang³, LIANG Sai⁴

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

2 Chinese Society for Environmental Sciences, Beijing 100082, China

3 School of Economics and Management, China University of Petroleum-Beijing, Beijing 102249, China

4 School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

Abstract: In this study, an improved eco-efficiency analysis based on the integrated hybrid life cycle assessment method has been proposed. The eco-efficiencies of five typical municipal solid waste (MSW) treatment scenarios, landfilling, landfilling with landfill gas utilization, incineration, composting+landfilling, and composting+incineration, were evaluated using the proposed method. The trade-offs in the sustainability performance of the MSW treatment scenarios were also investigated. The results show that most of the eco-efficient scenarios were different across the sustainability domains. For example, with respect to human health damage, incineration had the highest economic eco-efficiency, and landfilling with landfill gas utilization had the highest social eco-efficiency. Trade-offs in the sustainability performance of the MSW

基金项目: 辽宁省科学事业公益研究基金 (20170011); 国家自然科学基金青年基金 (41201583)

收稿日期: 2018-10-23; **网络出版日期:** 2019-10-25

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: 13901096078@139.com

treatment scenarios were obvious, indicating that ignoring certain impacts will induce unintended problem-shifting in MSW management. Five MSW treatment scenarios showed various environmental impact performances. The climate-change impact scores of the non-incineration scenarios and human-toxicity impact scores of the incineration scenarios were predominant. Equipment and machinery use and diesel use dominated the resource depletion impacts in all the scenarios, whereas MSW treatment processes dominated the economic performance and other environmental impacts. The improved eco-efficiency analysis can support sustainable MSW management and provide comprehensive information for improving the effectiveness of MSW management policies in China.

Key Words: municipal solid waste; eco-efficiency; hybrid life cycle assessment; trade-off

随着我国城镇化率从 1949 年 11% 增长到 2016 年 57%^[1], 城市生活垃圾产生量持续增长。据统计, 2016 年我国生活垃圾清运量为 2.04 亿吨, 约为 1949 年生活垃圾清运量 20 倍^[1]。据预测, 2025 年我国生活垃圾产生量将达到 5.1 亿吨^[2], 生活垃圾管理系统面临的无害化处理能力不足、处理设施建设滞后、资源化利用效果有限、决策过程缺乏信息支持等问题日益严峻^[3-4]。我国“十三五”规划纲要提出包括生活垃圾在内的环境综合治理思路, 开展可持续生活垃圾管理势在必行。通过量化生活垃圾处理系统的可持续性指标, 可为生活垃圾管理提供决策支持。

可持续理念包括环境、经济和社会 3 个维度^[5], 可持续生活垃圾管理是可持续城市组成要素。我国生活垃圾管理评价研究主要集中在环境影响方面^[6-10], 部分学者利用生态效率方法从经济和环境两个方面开展综合分析, 例如生活垃圾处理系统温室气体减排政策分析^[11]、废物管理回收政策分析^[12]以及生活垃圾管理优化政策分析^[13-14]等。目前, 生态效率方法多采用基于过程生命周期评价 (Process Life Cycle Assessment, PLCA) 模型量化环境影响和经济评价 (如生命周期成本核算等) 模型量化经济影响^[11, 15-17]。上述模型存在 3 方面问题: (1) 环境评价和经济评价系统边界通常不一致, 导致评价方法选择差异和评价结果矛盾^[11, 18]; (2) 基于过程 LCA 模型仅追溯供应链上游有限层的投入及其相关环境压力, 产生截断误差^[19-20]; (3) 已有研究多关注生活垃圾处理系统的环境和经济影响, 缺乏对社会影响的评价, 可能产生问题转移^[21]。

因此, 本文基于混合生命周期评价 (Hybrid Life Cycle Assessment, HLCA) 方法, 提出一种改进的生态效率分析模型以完善已有模型的不足。HLCA 方法将基于过程 LCA 与环境投入产出分析 (Environmental Extended Input-Output, EEIO) 相结合, 在国民经济系统边界内更精确地评价某种技术或产品产生的环境影响^[22]。本文选择 12 类环境影响、1 类经济影响和 1 类社会影响刻画生活垃圾处理系统可持续性。根据我国生活垃圾处理现状, 构建 5 种典型生活垃圾处理情景, 对其生态效率进行评价和分析, 揭示可持续性指标之间相互关系, 并结合贡献分析识别生活垃圾处理系统可持续性的关键影响因素。

1 方法

为应对可持续发展, 世界可持续发展工商联合会率先提出了经济和环境相结合的概念—生态效率, 其目标是创造经济价值的同时减小环境影响^[23]。遵循生态效率基本思想, 本文提出一种用于评价生活垃圾处理系统的改进生态效率模型。该模型基于 HLCA 方法, 并扩展到可持续性所包含的环境、经济和社会 3 个维度。

1.1 HLCA 模型

HLCA 模型具有基于过程 LCA 模型和 EEIO 模型双重优势, 既可以刻画某个具体技术或产品的生命周期影响, 又拓展了基于过程 LCA 模型的系统边界^[22]。在废弃物管理领域, 利用 HLCA 模型开展了如厨余废弃物资源化利用^[24]、电子废弃物回收^[25]、废水处理^[26]及废纸回收^[27]等研究。但针对城市生活垃圾处理系统研究较少。城市生活垃圾处理系统具有多产出的特点, 其产品包括生活垃圾处理服务 (主要产品) 及回收能源和物质 (次要产品)。为了区分不同产品的生命周期影响, 选择供给使用表 (Make-Use Tables, MUT) 构建生活

垃圾处理系统的 HLCA 模型^[9]。

假设生活垃圾处理部门包含 k 个生活垃圾处理过程,供给表和使用表均包含 n 个产业部门和 n 个产品部门。将 k 个生活垃圾处理过程作为 MUT 子部门,并将 k 个过程的清单数据从 MUT 相应部门减去,以避免重复计算。这样,可以得到 $(n+k) \times (n+k)$ 供给矩阵 V 和 $(n+k) \times (n+k)$ 使用矩阵 U 。采用 Byproduct-Technology 方法求解 MUT^[28]。供给矩阵 V 可以看作由 V_d 和 V_{od} 两个矩阵相加构成。 V_d 为对角矩阵,其对角线元素为 V 矩阵对角线元素,代表主要产品。 V_{od} 表示 V 矩阵非对角线元素(即 $V_{od} = V - V_d$),代表次要产品。直接消耗系数矩阵 A 表示为:

$$A = (U - V_{od})^{-1} V_d^{-1} \quad (1)$$

定义功能单元 x 为处理一定数量生活垃圾,以 $(n+k) \times 1$ 列向量表示。对应功能单元 x 的生活垃圾处理系统可持续性指标 IP 表示为:

$$IP = P(I - A)^{-1}x \quad (2)$$

其中, $(n+k) \times (n+k)$ 矩阵 $(I - A)^{-1}$ 为 Leontief 逆矩阵。 $m \times (n+k)$ 矩阵 P 代表产业部门单位产出引起的环境影响、经济效益和社会效益,其中 m 表示影响类型数量。

1.2 生态效率指标

假设共有 r 个生活垃圾处理情景,对于第 p 个情景,利用 HLCA 模型计算得到其环境影响、经济效益和社会效益分别表示为 IP_p^e 、 IP_p^c 和 IP_p^s ,根据公式(3)—(5)对结果进行标准化处理:

$$NIP_p^e = IP_p^e / NF^e \quad (3)$$

$$NIP_p^c = IP_p^c / NF^c \quad (4)$$

$$NIP_p^s = IP_p^s / NF^s \quad (5)$$

式中, NF^e 、 NF^c 和 NF^s 分别为环境影响、经济效益和社会效益标准化因子。

将经济效益和环境影响相结合,定义经济生态效率指标为:

$$\forall p, q \in (0, r],$$

$$E/E_{\text{economic},pq} = \begin{cases} (NIP_q^e - NIP_p^e) / (NIP_q^c - NIP_p^c) & NIP_q^e > NIP_p^e, NIP_q^c > NIP_p^c \\ \rightarrow \infty & , NIP_q^e > NIP_p^e, NIP_q^c \leq NIP_p^c \\ n/a & NIP_q^e \leq NIP_p^e \end{cases} \quad (6)$$

当 $NIP_q^e > NIP_p^e$ 并且 $NIP_q^c > NIP_p^c$, $E/E_{\text{economic},pq}$ 表示从情景 q 转移到情景 p 时,单位经济效益减少产生的环境改善;当 $NIP_q^e > NIP_p^e$ 并且 $NIP_q^c \leq NIP_p^c$,情景 p 的环境影响和经济效益均优于情景 q , $E/E_{\text{economic},pq}$ 趋于无穷大;当 $NIP_q^e \leq NIP_p^e$,从情景 q 转移到情景使得环境负荷增大,从改善环境效益角度, $E/E_{\text{economic},pq}$ 无效。可见,式(6)定义的经济生态效率指标数值越大,效率越高,这与生态效率概念是一致的。

类似的,将社会效益和环境影响相结合,定义社会生态效率指标为:

$$\forall p, q \in (0, r],$$

$$E/E_{\text{social},pq} = \begin{cases} (NIP_q^e - NIP_p^e) / (NIP_q^s - NIP_p^s) & NIP_q^e > NIP_p^e, NIP_q^s > NIP_p^s \\ \rightarrow \infty & , NIP_q^e > NIP_p^e, NIP_q^s \leq NIP_p^s \\ n/a & NIP_q^e \leq NIP_p^e \end{cases} \quad (7)$$

当 $NIP_q^e > NIP_p^e$ 并且 $NIP_q^s > NIP_p^s$, $E/E_{\text{social},pq}$ 表示从情景 q 转移到情景 p 时,单位社会效益减少产生的环境改善。其他两种情况与公式(6)类似。

利用上述方法开展生态效率分析时,环境、经济和社会 3 个维度开展评价具有一致的系统边界。因此,本文提出的改进生态效率模型消除了传统生态效率模型系统边界差异性,并涵盖了全面的可持续性指标。

2 我国生活垃圾处理系统案例分析

2.1 研究目标和范围

通过案例分析,对我国典型生活垃圾处理系统生态效率进行定量评价,并探究生活垃圾处理系统可持续性不同维度之间的权衡关系。功能单元定义为处理 1t 我国典型生活垃圾,其组分特性来源于已有研究^[17]。

目前,卫生填埋和焚烧发电是我国生活垃圾处理主流技术,分别占生活垃圾处理总量 65%和 32%^[1]。由于我国生活垃圾中厨余垃圾组分含量高,堆肥是生活垃圾资源化利用途径之一。根据我国生活垃圾处理现状,构建 5 种典型生活垃圾处理情景:卫生填埋(S1)、卫生填埋-填埋气利用(S2)、焚烧发电、堆肥+卫生填埋(S4)和堆肥+焚烧发电(S5)。5 种情景包含的主要垃圾处理过程及产出的次要产品如表 1 所示。

表 1 5 种我国生活垃圾处理情景

Table 1 Five scenarios for MSW treatment in China		
情景 Scenarios	生活垃圾处理过程 MSW treatment processes	次要产品 By-products
卫生填埋(S1) Landfilling(S1)	收集运输→卫生填埋→填埋气释放 └→ 渗滤液处理	无
卫生填埋-填埋气利用(S2) Landfilling with landfill gas utilization (S2)	收集运输→卫生填埋→填埋气发电 └→ 渗滤液处理	电力
焚烧发电(S3) Incineration(S3)	收集运输→焚烧发电→飞灰固化	电力、底灰、金属
堆肥+卫生填埋(S4) Composting+landfilling(S4)	源头分类、收集运输→ └厨余垃圾堆肥→残余物卫生填埋 └└→ 渗滤液处理 └→ 其余垃圾卫生填埋	肥料
堆肥+焚烧发电(S5) Composting+incineration(S5)	源头分类、收集运输→ └厨余垃圾堆肥→残余物卫生填埋 └└→ 渗滤液处理 └→ 其余垃圾焚烧发电	电力、底灰、金属、肥料

MSW:生活垃圾 Municipal solid waste

为开展对比分析,主要假设包括:(1)进入 5 种生活垃圾处理情景的垃圾组分相同,厨余垃圾源头分类率(S4 和 S5)为 90%^[13];(2)S1、S2 和 S3 情景生活垃圾收集运输距离为 20km,S4 和 S5 情景中堆肥厂位于城市外围,生活垃圾收集运输距离为 30km;(3)生活垃圾处理过程产生的次要产品用于替代传统部门生产的主要产品,如焚烧发电过程回收电力用于替代传统电力生产和供应部门的主要产品电力。

2.2 可持续性评价指标

生活垃圾处理系统的可持续性由经济、社会和环境 3 个维度指标刻画。从投入产出分析角度看,经济影响包含生活垃圾处理系统直接产生的经济影响及相关国民经济部门间接产生的经济影响。本文选择增加值(包含劳动者报酬、生产税净额、固定资产折旧和营业盈余)^[29]作为经济效益指标。在生命周期社会影响评价中常采用就业人口总数、知识密集型岗位数量、收入不平等性、童工数量和劳动力数量等指标^[30],其中就业人口总数与生活垃圾处理系统的相关性最强,因此本文选择其作为社会效益指标。环境指标根据欧洲物质流核算指南^[31]和 ReCiPe 方法^[32]选择 12 类指标,包括化石能源消耗(中点指标)、黑色金属矿石消耗(中点指标)、有色金属矿石消耗(中点指标)、非金属矿石消耗(中点指标)、气候变化(中点指标)、人体毒性(中点指标)、淡水生态毒性(中点指标)、酸化(中点指标)、颗粒物形成(中点指标)、淡水富营养化(中点指标)、人体健康损害(终点指标)和生态系统多样性损害(终点指标)。

2.3 研究数据来源与处理

开展 HLCA 分析需要 2 类数据,分别为自下而上的生活垃圾处理过程数据和中国环境投入产出数据。自下而上的生活垃圾处理过程数据包括初始投入(如机器设备、建筑材料、建筑工程)、运行材料投入(如燃料、水、电力、化学品等)、产品产出(如主要产品和次要产品)及产生影响(如经济效益、社会效益和环境影响)。本文案例分析采用生活垃圾处理过程主要技术特征及数据来源如表 2 所示。以 2012 年为基准年,利用价格指数将当年价过程数据缩减为以 2012 年为基准年的不变价过程数据。价格指数来源于中国统计年鉴^[1,33],选取如下:工业价格指数采用工业生产者出厂价格指数;建筑业产业价格指数采用建筑安装工程固定资产投资价格指数;交通和通信产业价格指数采用交通和通信类居民消费价格指数;其他服务业生产者价格指数用娱乐教育文化用品及服务类居民消费价格指数替代。

中国环境投入产出数据包括投入产出表及其卫星账户数据。投入产出表采用 2012 年中国价值型 MUT(包含 42 产品部门和 42 产业部门)^[29]。卫星账户中环境影响数据来源于 CEEIO 数据库^[34],经济效益和社会效益数据来源于 2012 年中国统计年鉴^[33]。此外,以 2012 年为基准年,全国环境影响总值、总增加值和就业人口总数分别作为环境影响、经济效益和社会效益标准化因子。

表 2 我国生活垃圾处理过程技术特征及数据来源
Table 2 Key technical characteristics and data sources for MSW treatment processes in China

过程 Processes	主要技术特征 Key technical characteristics	数据来源 Data sources
收集运输	5 吨柴油卡车,使用年限 10 年	Ecoinvent ^[35]
焚烧发电	处理能力 1200t/d,炉排式焚烧炉,渗滤液回喷,烟气经半干式脱酸塔、活性炭吸附和布袋除尘器处理后排放,飞灰固化后填埋处理,运营期 20 年	生活垃圾焚烧污染控制标准 ^[36] ,赵薇等 ^[9,37]
卫生填埋	处理能力 2700t/d,高密度聚乙烯防渗层,渗滤液经污水处理后排放,填埋气直接排放,运营期 10 年	生活垃圾填埋场污染控制标准 ^[38] ,赵薇等 ^[9,37]
卫生填埋-填埋气利用	处理能力 2700t/d,高密度聚乙烯防渗层,渗滤液经污水处理后排放,填埋气收集、净化处理后焚烧发电,运营期 10 年	生活垃圾填埋场污染控制标准 ^[38] ,赵薇等 ^[9,37]
堆肥	处理能力 800t/d,运营期 20 年	Ecoinvent ^[35] ,Yang 等 ^[13]
渗滤液处理	处理能力 7200 m ³ /d,活性污泥法处理,运行期 20 年	城镇污水处理厂污染控制标准 ^[39] ,Shao 等 ^[40]

3 结果

3.1 经济生态效率和社会生态效率

图 1 为图示法描绘生活垃圾处理情景经济生态效率和社会生态效率状态点。针对每一生态效率系列,剔除无关情景并将潜在最优情景用虚线圈出。例如,图 1 显示,对于 S1、S2 和 S4 情景,其终点环境影响高于其他情景或其经济效益低于其他情景,是无关情景;而 S3 和 S5 为潜在最优情景。由图 1 可见,考虑可持续性不同维度时,潜在最优生活垃圾处理情景存在差异。S2 和 S3 是考虑环境终点影响和就业人数生态效率的潜在最优情景(图 1),S3 和 S5 是考虑化石能源消耗和经济增加值生态效率的潜在最优影响(图 1),S3 是考虑化石能源消耗和就业人数生态效率的潜在最优情景(图 1)。图示方法直观地描绘了生态效率状态点,揭示了不同生活垃圾处理情景存在的经济-环境和社会-环境权衡关系。

根据式(6)和(7)计算得到经济生态效率指标和社会生态效率指标如表 3 所示。每一行最大值以下划线突出显示,表明从生活垃圾处理情景 q 转移到其他情景时具有最大生态效率的策略。结果显示,考虑可持续性不同维度时,具有最大生态效率的生活垃圾处理情景不同。考虑矿石燃料消耗和非金属矿石消耗,S3 具有最大经济生态效率和社会生态效率。考虑金属矿石消耗,S5 具有最大经济生态效率,而 S4 具有最大社会生态效率。考虑人体健康损害和生态系统多样性损害,S3 具有最大经济生态效率,而 S2 具有最大社会生态效率。在任何情况下,S1 情景经济和社会生态效率均为最小。

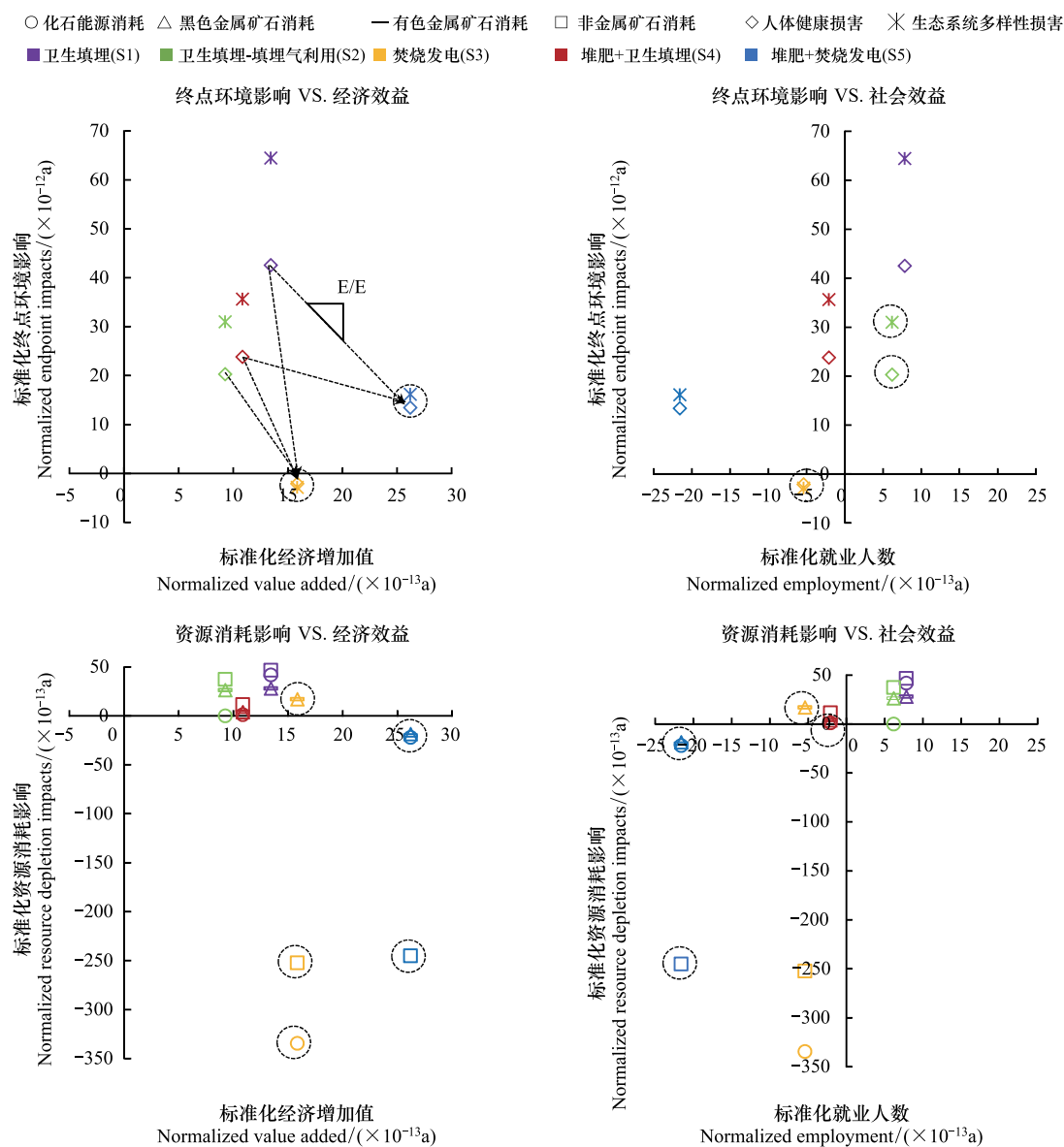


图1 经济生态效率和环境生态效率图示

Fig.1 Economic and social eco-efficiency diagrams of studied scenarios

3.2 环境、经济和社会影响

生态效率指标综合经济、社会和环境3个维度,刻画了生活垃圾处理系统可持续性。然而,单一维度评价结果可以提供细节信息及相关影响机制信息。5种我国典型生活垃圾处理情景下的经济、社会和环境单一维度评价结果如图2a所示。结果显示,考虑不同可持续指标,生活垃圾处理情景之间存在多样权衡关系。例如,考虑金属矿石消耗影响类型,S5具有最大经济效益和最小环境负荷,但其社会效益最小。S3具有最小的化石燃料消耗、非金属矿石消耗、人体健康损害和生态系统多样性损害影响,但其社会效益较小。S3和S5情景产出的次要产品显著减小了其环境影响和社会效益。S1情景的社会效益最大,同时其环境影响也最大。对比S1情景,回收填埋气利用情景(S2)和回收生物质肥料情景(S4)在减小环境影响的同时,二者经济效益和社会效益均减小。

表 3 对比情景的经济生态效率和社会生态效率指标

Table 3 Economic eco-efficiency and social eco-efficiency indicators for compared scenarios

化石燃料消耗 $E/E_{\text{economic},pq}$ $E/E_{\text{economic},pq}$ for fossil fuel depletion						化石燃料消耗 $E/E_{\text{social},pq}$ $E/E_{\text{social},pq}$ for fossil fuel depletion					
q	p					q	p				
	S1	S2	S3	S4	S5		S1	S2	S3	S4	S5
S1	n/a	10.00	$\rightarrow\infty$	15.67	$\rightarrow\infty$	S1	n/a	25.17	28.41	4.09	2.17
S2	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	n/a	$\rightarrow\infty$	S2	n/a	n/a	28.88	n/a	0.79
S3	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	S3	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
S4	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	n/a	$\rightarrow\infty$	S4	n/a	n/a	100.85	n/a	1.19
S5	n/a	n/a	30.16	n/a	n/a	S5	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	n/a	n/a
黑色金属矿石消耗 $E/E_{\text{economic},pq}$ $E/E_{\text{economic},pq}$ for ferrous metal ore depletion						黑色金属矿石消耗 $E/E_{\text{social},pq}$ $E/E_{\text{social},pq}$ for ferrous metal ore depletion					
q	p					q	p				
	S1	S2	S3	S4	S5		S1	S2	S3	S4	S5
S1	n/a	0.36	$\rightarrow\infty$	9.34	$\rightarrow\infty$	S1	n/a	0.91	0.83	2.44	1.58
S2	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	$\rightarrow\infty$	$\rightarrow\infty$	S2	n/a	n/a	0.82	2.75	1.62
S3	n/a	n/a	n/a	2.62	$\rightarrow\infty$	S3	n/a	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	2.28
S4	n/a	n/a	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	S4	n/a	n/a	n/a	n/a	1.23
S5	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	S5	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
有色金属矿石消耗 $E/E_{\text{economic},pq}$ $E/E_{\text{economic},pq}$ for nonferrous metal ore depletion						有色金属矿石消耗 $E/E_{\text{social},pq}$ $E/E_{\text{social},pq}$ for nonferrous metal ore depletion					
q	p					q	p				
	S1	S2	S3	S4	S5		S1	S2	S3	S4	S5
S1	n/a	0.36	$\rightarrow\infty$	9.23	$\rightarrow\infty$	S1	n/a	0.91	0.83	2.41	1.63
S2	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	$\rightarrow\infty$	$\rightarrow\infty$	S2	n/a	n/a	0.82	2.71	1.67
S3	n/a	n/a	n/a	2.57	$\rightarrow\infty$	S3	n/a	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	2.28
S4	n/a	n/a	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	S4	n/a	n/a	n/a	n/a	1.23
S5	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	S5	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
非金属矿石消耗 $E/E_{\text{economic},pq}$ $E/E_{\text{economic},pq}$ for nonmetallic mineral ore depletion						非金属矿石消耗 $E/E_{\text{social},pq}$ $E/E_{\text{social},pq}$ for nonmetallic mineral ore depletion					
q	p					q	p				
	S1	S2	S3	S4	S5		S1	S2	S3	S4	S5
S1	n/a	2.22	$\rightarrow\infty$	13.50	$\rightarrow\infty$	S1	n/a	5.59	22.57	3.53	9.92
S2	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	n/a	$\rightarrow\infty$	S2	n/a	n/a	25.00	3.11	10.17
S3	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	S3	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
S4	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	n/a	$\rightarrow\infty$	S4	n/a	n/a	79.28	n/a	47.55
S5	n/a	n/a	0.68	n/a	n/a	S5	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
人体健康损害 $E/E_{\text{economic},pq}$ $E/E_{\text{economic},pq}$ for human health damage						人体健康损害 $E/E_{\text{social},pq}$ $E/E_{\text{social},pq}$ for human health damage					
q	p					q	p				
	S1	S2	S3	S4	S5		S1	S2	S3	S4	S5
S1	n/a	5.32	$\rightarrow\infty$	7.24	$\rightarrow\infty$	S1	n/a	13.40	3.37	1.89	0.99
S2	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	2.20	$\rightarrow\infty$	S2	n/a	n/a	1.93	n/a	0.25
S3	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	S3	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
S4	n/a	2.20	$\rightarrow\infty$	n/a	$\rightarrow\infty$	S4	n/a	$\rightarrow\infty$	n/a	n/a	0.53
S5	n/a	n/a	1.50	n/a	n/a	S5	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	n/a	n/a
生态系统多样性损害 $E/E_{\text{economic},pq}$ $E/E_{\text{economic},pq}$ for ecosystem diversity damage						生态系统多样性损害 $E/E_{\text{social},pq}$ $E/E_{\text{social},pq}$ for ecosystem diversity damage					
q	p					q	p				
	S1	S2	S3	S4	S5		S1	S2	S3	S4	S5
S1	n/a	8.00	$\rightarrow\infty$	11.13	$\rightarrow\infty$	S1	n/a	20.15	5.09	2.91	1.64
S2	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	2.92	$\rightarrow\infty$	S2	n/a	n/a	2.93	n/a	0.53
S3	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	S3	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
S4	n/a	2.92	$\rightarrow\infty$	n/a	$\rightarrow\infty$	S4	n/a	$\rightarrow\infty$	n/a	n/a	1.00
S5	n/a	n/a	1.84	n/a	n/a	S5	n/a	n/a	$\rightarrow\infty$	n/a	n/a

p :情景 p ; q :情景 q ; n/a 表示不适用

为进一步分析人体健康损害和生态系统多样性损害 2 类终点环境影响指标,开展了中点环境影响层面评价(图 2)。结果显示,不同生活垃圾处理情景的环境影响各异。对比非焚烧情景(S1、S2 和 S4)和焚烧情景(S3 和 S5),人体毒性影响和其他环境影响之间存在显著的权衡关系。S3 情景人体毒性影响约为非焚烧情景 4 倍,然而 S3 情景淡水生态毒性、颗粒物形成、酸化、气候变化和淡水富营养化影响最小并且为负值。此外,非焚烧情景气候变化影响(主要由厨余垃圾降解产生甲烷引起)和焚烧情景人体毒性影响(主要由焚烧烟气中重金属污染物引起)远大于其他生活垃圾处理情景。

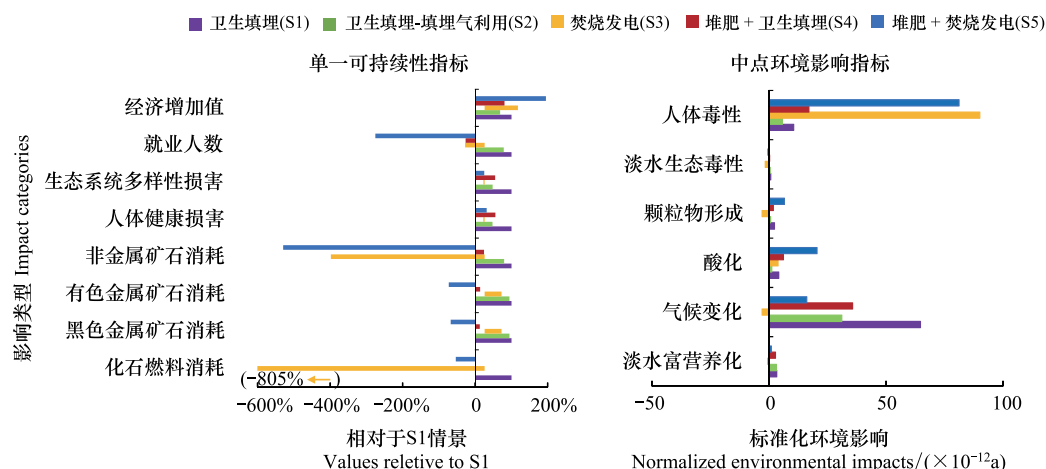


图2 生活垃圾处理系统环境、经济和社会影响

Fig.2 The environmental, economic, and social performance of MSW treatment systems

本文揭示的上述权衡关系表明,仅考虑部分可持续性指标或部分环境影响类型可能引起生活垃圾处理系统问题转移。为了满足快速增长的生活垃圾产生量和收运量,我国生活垃圾处理能力将继续扩大。考虑到潜在问题转移,生活垃圾管理决策不仅应包括经济因素和常规污染物(如 CO_2 、 SO_2 、 NO_x 、COD 和氨氮)控制,还应考虑全面的可持续性指标。

我国开展生活垃圾处理系统的生命周期评价多采用 PLCA 方法,如 Hong 等^[7]和纪丹凤等^[8]先后报道了针对我国不同城市及多种垃圾处理技术的案例研究。针对气候变化、酸化、淡水富营养化及人体毒性环境影响指标,表 4 对比了本文计算结果与文献报道结果。考虑单一环境影响类型,除堆肥+焚烧发电技术外,本文与文献报道的生活垃圾处理技术排序基本一致。除卫生填埋-填埋气利用技术的气候变化环境影响外,文献报道的各类环境影响均高于本文和文献结果^[7-8]。本文和文献^[7]考虑了生活垃圾处理过程次要产品的影响,并利用 LCA 分配方法计算生活垃圾处理单一功能单元的环境影响,而文献^[8]未明确阐述多产出系统计算方法。对比本文与文献^[7]可见,在大多数情况下基于 HLCA 计算结果大于基于 PLCA 计算结果,HLCA 方法具有避免截断误差的优势。值得指出的是,由于方法论、垃圾组分和处理技术等差异,全面开展 LCA 案例对比分析难度较大^[7-8]。

3.3 可持续性指标主要影响因素

利用贡献分析识别生活垃圾处理系统可持续性指标的主要影响因素(图 3)。除经济效益和社会效益类型外,也考虑了图 2 所示主要中点环境影响类型(即人体毒性、颗粒物形成、气候变化、酸化和淡水富营养化)和资源消耗中点环境影响类型。将生活垃圾处理系统输入划分为机器设备、建筑材料、建筑工程、燃料、电力和运行材料输入。

贡献分析结果揭示的可持续指标主要影响因素指出了生活垃圾处理系统可持续性改善潜力。生活垃圾处理过程是 5 种生活垃圾处理情景增加值的主要贡献者。生活垃圾处理过程和燃料使用分别是堆肥+填埋情景(S4)和堆肥+焚烧发电(S5)中就业人数的主要贡献者。建筑工程对 S1 和 S3 情景就业人数具有显著的

影响。生活垃圾处理过程的各种排放是除资源消耗外其他环境影响的主要贡献者。化石燃料消耗主要由生活垃圾收集运输过程的燃油消耗引起。机器设备使用间接引起的上游金属矿石消耗,是生活垃圾处理系统金属矿石消耗的主要贡献者。此外,由于生活垃圾处理过程是经济效益和除资源消耗外其他环境影响的主要贡献者,因此生活垃圾处理技术进步可以显著提高我国生活垃圾处理系统的环境生态效率。

表 4 本文结果与文献结果对比

Table 4 Comparison between the results of this study and previous studies

环境影响 Midpoint environmental impact	本文 This study				Hong 等 ^[7] Hong <i>et al.</i> ^[7]				纪丹凤等 ^[8] Ji <i>et al.</i> ^[8]	
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B
气候变化(t CO ₂ eq./t 垃圾)										
Climate change (t CO ₂ eq./t waste)	3.4×10 ⁻¹	-3.2×10 ⁻²	3.9×10 ⁻¹	1.7×10 ⁻¹	6.9×10 ⁻¹	-2.6×10 ⁻¹	5.5×10 ⁻¹	1.6×10 ⁻²	2.1×10 ⁻¹	4.3×10 ⁻²
酸化(t SO ₂ eq./t 垃圾)										
Terrestrial acidification (t SO ₂ eq./t waste)	4.8×10 ⁻⁵	1.6×10 ⁻⁴	2.5×10 ⁻⁴	8.2×10 ⁻⁴	-1.3×10 ⁻⁴	-5.7×10 ⁻⁴	-5.4×10 ⁻⁵	4.7×10 ⁻⁴	7.9×10 ⁻⁵	1.3×10 ⁻³
淡水富营养化(t P eq./t 垃圾)										
Freshwater eutrophication (t P eq./t waste)	8.4×10 ⁻⁶	-2.5×10 ⁻⁵	4.0×10 ⁻⁶	-7.2×10 ⁻⁶	-2.6×10 ⁻⁶	-1.4×10 ⁻⁵	-1.7×10 ⁻⁶	9.8×10 ⁻⁶	9.7×10 ⁻⁵	1.3×10 ⁻³
人体毒性(t 1,4-DB eq./t 垃圾)										
Human toxicity (t 1,4-DB eq./t waste)	1.7×10 ⁻³	2.7×10 ⁻²	5.2×10 ⁻³	2.5×10 ⁻²	-2.2×10 ⁻¹	-9.6×10 ⁻¹	1.4×10 ⁻¹	5.0×10 ⁻¹	—	—

生活垃圾按湿垃圾计;A:卫生填埋-填埋气利用技术 Landfilling with landfill gas utilization;B:焚烧发电技术 Incineration;C:堆肥+卫生填埋技术 Composting+landfilling;D:堆肥+焚烧发电技术 Composting+incineration;1,4-DB:1,4-二氯苯 1,4-Dichlorobenzene;eq.表示当量

HLCA 方法在识别可持续性指标关键影响因素方面具有优势。由于数据稀缺性,目前基于 PLCA 开展的我国生活垃圾处理技术案例研究通常忽略机器设备、建筑材料、建筑工程的间接影响,认为生活垃圾处理过程投入的燃油和电力是产生资源消耗影响主要因素。本文基于 HLCA 方法避免了上述截断误差,识别出机器设备、建筑材料、建筑工程对资源消耗的显著影响,并揭示了对其他环境、经济和社会影响指标不可忽视的贡献。

4 结论

基于混合生命周期评价,本文提出一种改进生态效率模型,并对我国典型生活垃圾处理系统的经济生态效率和社会生态效率进行评价。研究结果可为我国可持续生活垃圾管理提供决策支撑,为提高生活垃圾相关政策效力提供全面信息支持。

(1)图示方法可以直观描绘生活垃圾处理情景生态效率状态点,揭示可持续性环境、经济和社会 3 个维度之间的权衡关系。生态效率指标方法可以对生活垃圾处理情景的生态效率进行排序,识别具有最大生态效率情景,指出减少环境影响的同时增加社会效益或经济效益的方向。本文结果显示,考虑不同可持续指标,具有最大生态效率的生活垃圾处理情景各异。因此,地方政府扩大生活垃圾处理规模时,应以地方可持续发展主要目标为关注点,提高政策实施效力。

(2)我国“十三五”规划纲要强调资源综合利用,生活垃圾能源和物质回收技术具有较好的应用前景。本文结果显示,生活垃圾焚烧情景(S3 和 S5)的经济效益较大而化石能源消耗、人体健康损害和生态系统多样性损害影响较小,因此具有较高经济生态效率。但需要注意的是,焚烧情景的社会效益和人体毒性影响最差。考虑人体健康损害和生态系统多样性损害影响,卫生填埋-填埋气发电情景具有最大社会生态效率,但是其矿石资源消耗最大。回收厨余垃圾作为生物质肥料(S4)具有最小矿石资源消耗,但其经济效益最差。通过揭示上述权衡关系,需要考虑全面的可持续性影响,建立协同生活垃圾管理机制。

(3)贡献分析识别的关键因素指出了改善我国生活垃圾处理系统可持续性影响的潜在方向。有效减小生活垃圾处理过程排放是提高经济生态效率的有效途径。近年来,我国生活垃圾处理技术及相关标准不断升

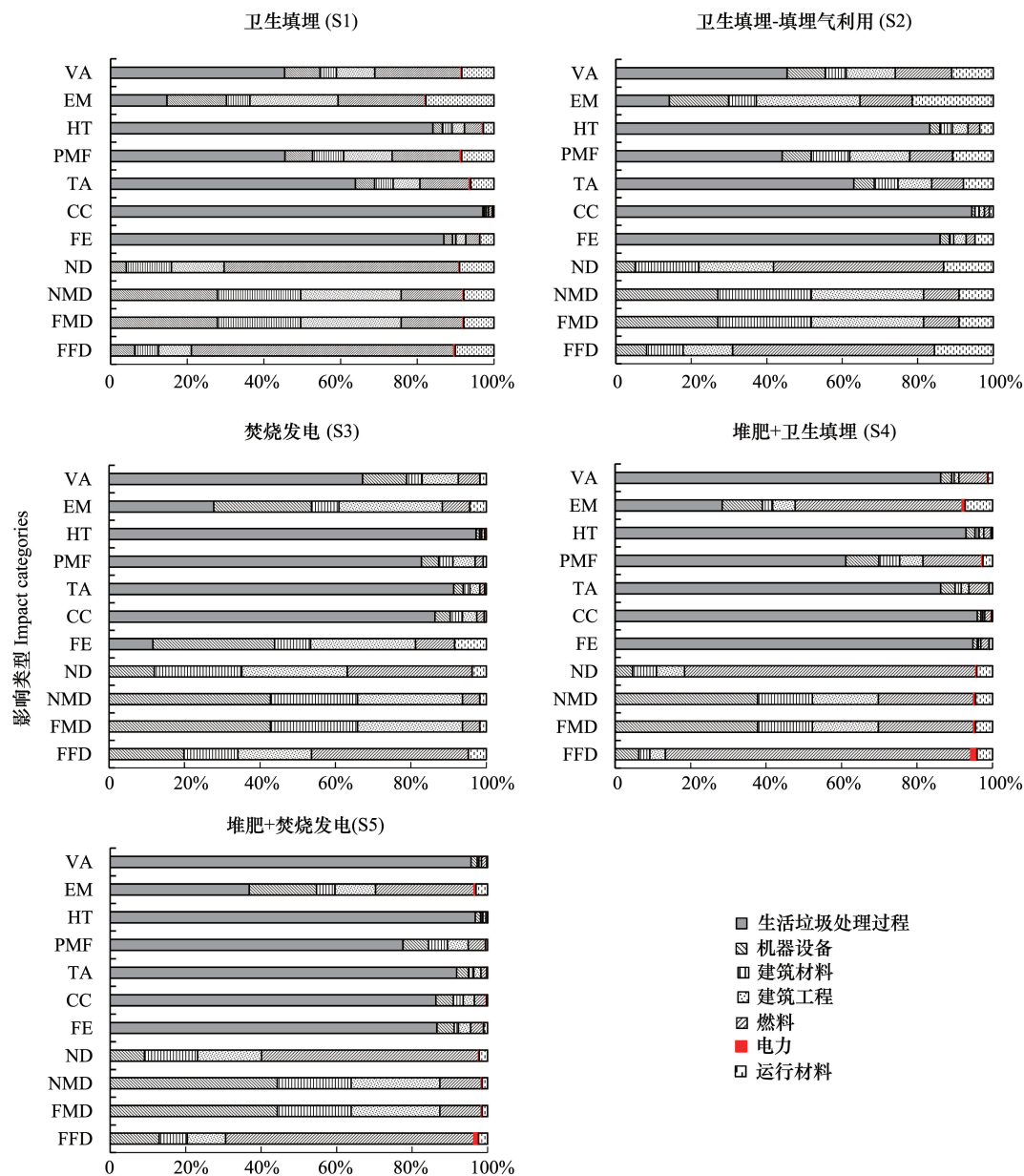


图3 生活垃圾处理系统可持续性主要影响因素

Fig.3 Key issues influencing sustainability performance for MSW treatment systems

FFD:化石燃料消耗;FMD:黑色金属矿石消耗;NMD:有色金属矿石消耗;ND:非金属矿石消耗;FE:淡水富营养化;CC:气候变化;PMF:颗粒物形成;TA:酸化;HT:人体毒性;EM:就业人数;VA:增加值

级,但对比发达国家相关标准仍有较大的提升潜力。机器设备和燃料使用是生活垃圾处理系统资源消耗的主要贡献者,因此提高生活垃圾处理设备利用率及合理规划生活垃圾处理厂位置可以显著减少资源消耗影响,提高生态效率。

值得指出的是,本文在模型和数据方面存在一定限制。例如,本文模型基于我国2012年42部门投入产出表构建,部门聚集度高以及忽略不同区域技术差异可能导致计算误差。构建5种典型生活垃圾处理系统包含生活垃圾处理技术种类较少,自下而上的生活垃圾处理过程数据来源不同,在一定程度上降低了计算结果精度。利用混合生命周期评价开展生活垃圾处理系统分析面临机遇与挑战,如开发部门分类详细的我国环境投入产出数据库、构建生活垃圾处理过程的生命周期数据库、丰富经济社会影响指标以及开展多区域投入产出模型分析等。

参考文献 (References):

- [1] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2016. 北京: 中国统计出版社, 2016.
- [2] Hoornweg D, Bhada-Tata P. What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management. Washington DC: World Bank, 2012.
- [3] 赵薇, 梁赛, 于杭, 邓娜. 生命周期评价方法在城市生活垃圾管理中的应用研究述评. 生态学报, 2017, 37(24): 8197-8206.
- [4] 孔令强, 田光进, 柳晓娟. 中国城市生活固体垃圾排放时空特征. 中国环境科学, 2017, 37(4): 1408-1417.
- [5] Pope J, Bond A, Hugé J, Morrison-Saunders A. Reconceptualising sustainability assessment. Environmental Impact Assessment Review, 2017, 62: 205-215.
- [6] Chen D Z, Christensen T H. Life-cycle assessment (EASEWASTE) of two municipal solid waste incineration technologies in China. Waste Management & Research, 2010, 28(6): 508-519.
- [7] Hong J L, Li X Z, Cui Z J. Life cycle assessment of four municipal solid waste management scenarios in China. Waste Management, 2010, 30(11): 2362-2369.
- [8] 纪丹凤, 夏训峰, 刘骏, 席北斗, 海热提·涂尔逊, 苏婧, 陈祥荣, 冯雪华. 北京市生活垃圾处理的环境影响评价. 环境工程学报, 2011, 5(9): 2101-2107.
- [9] Zhao W, Yu H, Liang S, Zhang W Y, Yang Z F. Resource impacts of municipal solid waste treatment systems in Chinese cities based on hybrid life cycle assessment. Resources, Conservation and Recycling, 2018, 130: 215-225.
- [10] Dong J, Chi Y, Zou D A, Fu C, Huang Q X, Ni M J. Comparison of municipal solid waste treatment technologies from a life cycle perspective in China. Waste Management & Research, 2014, 32(1): 13-23.
- [11] 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.
- [12] 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.
- [13] Yang Z F, Zhou X C, Xu L Y. Eco-efficiency optimization for municipal solid waste management. Journal of Cleaner Production, 2015, 104: 242-249.
- [14] 周靖承, 陈海滨. 基于 DEA 模型的我国城市生活垃圾管理效率评价. 中国环境科学, 2012, 32(7): 1332-1338.
- [15] Costa M P, Schoeneboom J C, Oliveira S A, Viñas R S, De Medeiros G A. A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestock-forestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. Journal of Cleaner Production, 2018, 171: 1460-1471.
- [16] Lam C M, Leng L, Chen P C, Lee P H, Hsu S C. Eco-efficiency analysis of non-potable water systems in domestic buildings. Applied Energy, 2017, 202: 293-307.
- [17] 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.
- [18] Huppes G, Ishikawa M. A framework for quantified eco-efficiency analysis. Journal of Industrial Ecology, 2005, 9(4): 25-41.
- [19] Matthews H S, Small M J. Extending the boundaries of life-cycle assessment through environmental economic input-output models. Journal of Industrial Ecology, 2000, 4(3): 7-10.
- [20] 梁赛, 王亚菲, 徐明, 张天柱. 环境投入产出分析在产业生态学中的应用. 生态学报, 2016, 36(22): 7217-7227.
- [21] 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.
- [22] Suh S, Lenzen M, Treloar G J, Hondo H, Horvath A, Huppes G, Joliet O, Klann U, Krewitt W, Moriguchi Y, Munksgaard J, Norris G. System boundary selection in life-cycle inventories using hybrid approaches. Environmental Science & Technology, 2004, 38(3): 657-664.
- [23] WBCSD. Measuring Eco-efficiency: A Guide to Reporting Company Performance. Geneva: World Business Council for Sustainable Development, 2000.
- [24] Inaba R, Nansai K, Fujii M, Hashimoto S. Hybrid life-cycle assessment (LCA) of CO₂ emission with management alternatives for household food wastes in Japan. Waste Management & Research, 2010, 28(6): 496-507.
- [25] Kondo Y, Nakamura S. Evaluating alternative life-cycle strategies for electrical appliances by the waste input-output model. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2004, 9(4): 236-246.
- [26] Chen L. Hybrid input-output analysis of wastewater treatment and environmental impacts: A case study for the Tokyo Metropolis. Ecological Economics, 2009, 68(7): 2096-2105.

- [27] Liang S, Zhang T Z, Xu Y J. Comparisons of four categories of waste recycling in China's paper industry based on physical input-output life-cycle assessment model. *Waste Management*, 2012, 32(3): 603-612.
- [28] Suh S, Weidema B, Schmidt J H, Heijungs R. Generalized make and use framework for allocation in life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 2010, 14(2): 335-353.
- [29] Weidema B P. The integration of economic and social aspects in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2006, 11(S1): 89-96.
- [30] 国家统计局国民经济核算司. 2012 年中国投入产出表. 北京: 中国统计出版社, 2015.
- [31] Schutz H, Steurer A, Eurostat. *Economy-wide Material Flow Accounts and Derived Indicators: Methodological Guide*. Luxembourg: Statistical Office of the European Union, 2001.
- [32] Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver A, Struijs J, Van Zelm R. *ReCiPe 2008: A Life Cycle Impact Assessment Method which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level Report I: Characterisation*. [2018-05-08]. https://www.pre-sustainability.com/download/ReCiPe_main_report_MAY_2013.pdf.
- [33] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2012. 北京: 中国统计出版社, 2012.
- [34] Liang S, Feng T T, Qu S, Chiu A S F, Jia X P, Xu M. Developing the Chinese environmentally extended input-output (CEEIO) database. *Journal of Industrial Ecology*, 2017, 21(4): 953-965.
- [35] Ecoinvent Version 3.5. [2018-06-08]. <http://www.ecoinvent.org/>.
- [36] 中华人民共和国环境保护部, 国家质量监督检验检疫总局. 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.
- [37] 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): 7208-7216.
- [38] 中华人民共和国环境保护部. 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.
- [39] 国家环境保护总局. GB 18918—2002 城镇污水处理厂污染物排放标准. 北京: 中国环境出版社, 2002.
- [40] Shao L, Chen G Q, Hayat T, Alsaedi A. Systems ecological accounting for wastewater treatment engineering: Method, indicator and application. *Ecological Indicators*, 2014, 47: 32-42.