



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202102050

中图分类号 X705

文献标识码 A

李欢, 周颖君, 刘建国, 等. 我国厨余垃圾处理模式的综合比较和优化策略[J]. 环境工程学报, 2021, 15(7): 2398-2408.

LI Huan, ZHOU Yingjun, LIU Jianguo, et al. Comprehensive comparison and optimal strategies of food waste treatment modes[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(7): 2398-2408.

## 我国厨余垃圾处理模式的综合比较和优化策略

李欢<sup>1,\*</sup>, 周颖君<sup>2</sup>, 刘建国<sup>1,3</sup>, 孙国芬<sup>2</sup>

1. 清华大学深圳国际研究生院, 深圳 518055

2. 深圳中环博宏环境技术有限公司, 深圳 518055

3. 清华大学环境学院, 北京 100084

第一作者: 李欢(1979—), 男, 博士, 副教授。研究方向: 固体废物资源化。E-mail: [li.huan@sz.tsinghua.edu.cn](mailto:li.huan@sz.tsinghua.edu.cn)

\*通信作者

**摘要** 如何选择厨余垃圾处理模式以实现环境、经济效益的最大化是生活垃圾分类工作中的一个关键问题,但目前还缺乏系统分析。以回收利用率、碳排放和全周期费用为衡量指标,综合比较了混合焚烧、厌氧消化、好氧堆肥和饲料化 4 种厨余垃圾处理模式。结果表明,饲料化的环境效应最好,其回收利用率为 80%~95%,碳排放(以二氧化碳当量计)为-112~-67 kg·t<sup>-1</sup>。同时发现,厌氧消化也具有较好的环境效应,回收利用率可达 31%~42%,而碳排放为-209~-65 kg·t<sup>-1</sup>。好氧堆肥可以产生肥料并通过腐殖化固定有机碳,其回收利用率与厌氧消化接近,但一旦其温室气体泄漏,则会导致显著的碳排放;好氧堆肥在充分供氧的条件下,碳排放可以从 420 kg·t<sup>-1</sup>降低至 10 kg·t<sup>-1</sup>。厨余垃圾含水率高,混合焚烧发电的回收利用率仅为 9%,碳减排效应可忽略;但通过热电联产提高系统热效率则可以实现碳减排。混合焚烧的全周期费用最低,而分类处理的全周期费用则比之高出 125 元·t<sup>-1</sup>,这些费用主要来自于垃圾分类工作开始阶段的宣教、监管支出。综合考虑以上各项研究结果可得出结论,厨余垃圾处理模式的优先顺序为:饲料化、厌氧消化、好氧堆肥、混合焚烧。

**关键词** 垃圾分类; 厨余垃圾; 回收; 碳排放; 全周期费用

近年来,我国大力推进生活垃圾源头分类工作,初步构建了以“四分法”为基础的城市生活垃圾分类体系。生活垃圾可以分为厨余垃圾、可回收物、有害垃圾和其他垃圾。厨余垃圾包括家庭厨余垃圾、餐厨垃圾和果蔬垃圾等,占中国城市生活垃圾总量的 40%~60%,是生活垃圾分类工作的重点和难点<sup>[1]</sup>。目前,各城市收集到的厨余垃圾主要是餐厨垃圾,一些重点城市也开始了家庭厨余垃圾和果蔬垃圾的分类收运。分出的厨余垃圾大多进行厌氧消化处理,少量采用好氧堆肥、转化饲料等模式,但大部分厨余垃圾仍未分出,与其他垃圾混合,最终进入到焚烧厂或填埋场进行处理<sup>[2-3]</sup>。

为了构建完整的生活垃圾分类体系,提高厨余垃圾源头分类率和建设厨余垃圾处理设施已成为许多城市的重点工作。然而,厨余垃圾分类,特别是家庭厨余垃圾分类,虽然提高了生活垃圾分类率,但也存在着管理成本增加和增加终端设施建设的难题。针对厨余垃圾管理策略,许多研究者从不同角度进行了分析。YU 等<sup>[4]</sup>认为,两相厌氧消化相比单相厌氧消化更适于厨余垃圾处

收稿日期: 2021-02-07; 录用日期: 2021-06-11

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC1902900)

理；厨余垃圾分类后，厌氧消化会比混合焚烧具有更好的环境效益<sup>[5]</sup>。然而，厨余垃圾分类也推高了社会成本，为了实现社会成本和环境效益的平衡，家庭厨余垃圾应适度分类<sup>[6]</sup>。GUO等<sup>[7]</sup>比较了厨余垃圾生物精炼与厌氧消化的环境效应，发现生物精炼可以固定75%的碳，但也会产生大量废液。EDWARDS等<sup>[8]</sup>的研究结果表明，厌氧消化的碳排放明显小于好氧堆肥和填埋。GUVEN等<sup>[9]</sup>对比分析了厨余垃圾焚烧、厌氧消化和破碎后进入下水管网3种处理模式，发现厨余垃圾焚烧的能源回收效率最高，具有最好的环境效益。这些已有研究主要关注厨余垃圾处理技术本身的环境影响，还缺少对中国城市生活垃圾分类体系中厨余垃圾处理模式的系统性分析。

针对上述问题，本研究从回收利用率、环境效益和全周期费用等角度分析了厨余垃圾不分类(与其他垃圾混合焚烧)和分类处理(加工饲料、厌氧消化和好氧堆肥)的优劣。其中，回收利用率是评估垃圾分类工作成效的关键指标，而环境效益和全周期费用是垃圾分类工作需要考量的2个最重要因素。在环境效益方面，碳排放是目前广受关注的焦点。食品生产全链条的碳排放占全球碳排放的26%<sup>[10]</sup>，而厨余垃圾导致的碳排放占全球碳排放的6%左右<sup>[11]</sup>。因此，本研究重点评估了不同处理模式的碳排放情况。在这些研究的基础上，本研究希望能够给出厨余垃圾处理模式的优先级排序。

## 1 材料与方法

### 1.1 厨余垃圾性质

不同区域经济发展水平和居民生活习惯差异较大，厨余垃圾性质也有所不同。根据本研究对北京、上海、厦门、深圳等地厨余垃圾处理设施的调查，进场垃圾中一般含有10%~25%的杂质(如木筷、橡塑、纸杯、玻璃、大骨等)。杂质含量和成分对评估结果有直接影响，但基于杂质的分析不能反映中国生活垃圾分类的趋势和厨余垃圾处理模式本身的优劣。因此，本研究以1 t厨余垃圾(不含杂质)作为比较单元，其性质参考本研究实地调查数据和文献数据<sup>[12-14]</sup>。1 t厨余垃圾含干固体200 kg，包括有机质190 kg和无机质10 kg，干基热值为15 000 kJ·kg<sup>-1</sup>。干固体中，糖类占(50.9±10.9)%、蛋白质占(15.6±3.1)%、脂类占(22.4±5.2)%<sup>[7]</sup>。以此推算，干固体中可生物降解的有机质约为170 kg，而难生物降解部分(木质纤维素类)约为20 kg<sup>[15]</sup>。不同文献报道的厨余垃圾元素组成如表1所示，本研究取平均值，即碳49.3%、氢7.3%、氧31.0%、氮3.0%。

### 1.2 处理模式

1) 混合收集+焚烧处理。厨余垃圾和其他垃圾混合收集处理，这是目前大多数城市采用的模式。根据原生垃圾零填埋的趋势，本研究以焚烧厂作为终端处理设施。进场垃圾在储坑暂存数天后进入焚烧炉焚烧发电，焚烧飞灰稳定化后和炉渣进行填埋处置。在储坑暂存期间，厨余垃圾含水率从80%降至70%，排出渗滤液230 kg·t<sup>-1</sup>，COD约为60 g·L<sup>-1</sup><sup>[22-23]</sup>，渗滤液经污水处理系统净化后排放。

2) 分类收集+厌氧消化。厌氧消化是厨余垃圾资源化的主要途径，产生的沼气可以用于发电，具有较强的适用性<sup>[14]</sup>。厨余垃圾厌氧消化可以采用单相工艺或两相工艺，后者可以承受更高的有机负荷，耐冲击能力更好<sup>[24]</sup>，因此，近期项目多采用两相工艺。厨余垃圾经预处理后进入三相分

表1 厨余垃圾的有机元素组成

Table 1 Organic elementary composition of food waste

	%				
参考文献	C	H	O	N	S
[16]	44.06	6.25	32.18	4.2	0.31
[17]	49.64	7.47	33.49	3.21	0.05
[18]	51.14	7.63	26.01	3.45	0.07
[19]	46.1	6.9	37.8	3.2	—
[20]	45.52	6.88	25.24	2.06	—
[21]	52.66	7.60	26.74	1.66	0.09

离系统,分离得到粗油脂、固渣和液体。其中,粗油脂用于加工生物柴油,而固渣和液体进行厌氧消化,产生的沼气用于发电。厌氧消化后的沼液进入污水厂处理,而沼渣进入焚烧厂焚烧。

3) 分类收集+好氧堆肥。好氧堆肥也是厨余垃圾资源化的常用方法,技术成熟,堆肥产品可进行土地利用,但需要考虑周边地区的用肥需求<sup>[25]</sup>。厨余垃圾含水率较高,所以堆肥前通常要加热蒸发水分,或加入其他低含水率的有机废物,或返混低含水率的腐熟成品。本研究主要分析集中堆肥系统,采用加入辅料和熟料返混的方式进行水分调控。

4) 分类收集+饲料化。厨余垃圾本身可以直接饲喂动物,但其储存收运过程中可能滋生病原体,必须经过处理以满足饲料安全和营养要求<sup>[15]</sup>。处理方法主要有干热法、微生物发酵<sup>[26]</sup>和昆虫饲养<sup>[27]</sup>等。微生物发酵目前处于实验室研发阶段,黑水虻幼虫饲养适用于中小规模处理,而干热法技术成熟,可大规模应用,但其产物的饲喂对象受限<sup>[28]</sup>。干热处理步骤包括除杂破碎、脱水脱油、高温干燥、制粒膨化等。

### 1.3 评估方法

1) 回收利用率。在厨余垃圾处理过程中,有机质可以部分转化为肥料、饲料或能量,为了便于对不同技术进行比较,本研究按照式(1)定义计算回收利用率,其包括了物质回收和能量回收。

$$R = \frac{M_R}{M_{FW}} \times 100\% + \frac{E_R}{E_{FW}} \times 100\% \quad (1)$$

式中: $R$ 为回收利用率,%; $M_R$ 为回收产物中来自于厨余垃圾的质量, $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ; $M_{FW}$ 为厨余垃圾干固体总质量, $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ; $E_R$ 为从厨余垃圾中回收的能量, $\text{kJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ; $E_{FW}$ 为厨余垃圾干固体的生物质能, $\text{kJ}\cdot\text{t}^{-1}$ 。根据式(1),可以计算4种厨余垃圾处理模式的回收利用率。

混合焚烧。厨余垃圾焚烧处理主要回收电能,参考式(1),混合焚烧的回收利用率如式(2)所示,经简化后,可以转化为式(3)。

$$R_{IN} = \frac{[H_S \times R_{TS} - H_W \times (1 - R_{TS})] \times \gamma_{IN} \times (1 - \beta)}{H_S \times R_{TS}} \quad (2)$$

$$R_{IN} = \left[ 1 - \frac{H_W}{H_S} \times \frac{(1 - R_{TS})}{R_{TS}} \right] \times \gamma_{IN} \times (1 - \beta) \quad (3)$$

式中: $R_{IN}$ 为混合焚烧的回收利用率,%; $H_S$ 为干固体热值, $H_W$ 为水分蒸发所需热量,分别为15000和2257 $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; $R_{TS}$ 为厨余垃圾干固体比例,%; $\gamma_{IN}$ 为焚烧发电系统的热效率,一般为14%~22.5%,典型值为19%(锅炉热效率76%,汽轮机热效率25%)<sup>[29]</sup>,如果通过热电联产回收低品位热能,则效率可达60%<sup>[30]</sup>; $\beta$ 为能量自用率,一般为20%~25%<sup>[31]</sup>,参考深圳某焚烧企业,典型值设为25%。

厌氧消化。厨余垃圾经三相分离后可回收粗油脂,剩余的有机质部分转化为沼气并燃烧发电,部分进入沼渣并焚烧发电。根据式(1),厌氧消化系统的回收利用率计算方法见式(4)。

$$R_{AD} = \frac{M_{oil} \times \alpha}{M_{FW}} + \frac{(m_{VS} - M_{oil}) \times R_{DD} \times R_{SBP} \times H_{biogas} \times \gamma_{AD} \times (1 - \beta)}{M_{FW} \times H_S} + \frac{M_{residue} \times R_{IN}}{M_{FW}} \quad (4)$$

式中: $R_{AD}$ 为厌氧消化系统回收利用率,%; $M_{oil}$ 为粗油脂分出量,约25 $\text{kg}$ <sup>[32]</sup>; $\alpha$ 为粗油脂转化生物柴油的效率,80%; $m_{VS}$ 为有机质质量, $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ; $R_{DD}$ 为有机质降解率,文献[5]中2个厨余垃圾处理企业的有机质降解率分别为66.8%和72.6%,本研究取值范围为65%~75%,典型值取平均值70%; $R_{SBP}$ 为降解单位有机质产生沼气的产率,根据1.1节中厨余垃圾元素组成, $R_{SBP}$ 为 $1\text{m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$ ,甲烷含量为60%; $H_{biogas}$ 为沼气热值,21.5 $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-3}$ ; $\gamma_{AD}$ 为沼气利用的热效率,大多数处理厂采用沼气内燃发电机,利用余热进行消化系统保温(不外输蒸汽和热水),按气耗率 $0.5\text{m}^3\cdot(\text{kWh})^{-1}$ 计,热效率为33.5%<sup>[4]</sup>,即厨余垃圾发电量为155~250 $\text{kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ ; $\beta$ 为能量自用率,文献[33]中厨余垃圾厂

内部耗电量为 25~38 kWh·t<sup>-1</sup>，文献 [5] 中为 18~47 kWh·t<sup>-1</sup>，取中位数 32 kWh·t<sup>-1</sup> 计算，与厨余垃圾发电量相比， $\beta$  值取 15%； $M_{\text{residue}}$  为沼渣干固体质量，kg·t<sup>-1</sup>。

好氧堆肥：厨余垃圾经好氧堆肥后变为肥料，根据式 (1)，其回收利用率计算方法见式 (5)。

$$R_{\text{COM}} = \frac{M_{\text{FW}} - m_{\text{VS}} \times R_{\text{DD}}}{M_{\text{FW}}} \quad (5)$$

式中： $R_{\text{COM}}$  为好氧堆肥的回收利用率，%； $R_{\text{DD}}$  为有机质降解率，%。张园等 [34] 研究发现，水溶性有机质在堆肥过程中降解了 85%，而纤维素和半纤维素的降解率为 32%~36%。任连海等 [35] 研究发现，厨余垃圾堆肥时有机质降解率达到了 90% 以上。绳以健等 [36] 研究发现，厨余垃圾有机质含量从 90% 降低至 70%，降解率实际上达到了 74%。周营等 [37] 研究发现，厨余垃圾经堆肥后，有机质含量从 85% 降至 50%，即有机质降解率为 65%。根据这些报道，本文  $R_{\text{DD}}$  取值范围为 65%~75%，典型值取平均数 70%。

饲料化。厨余垃圾经干热处理后加工为饲料，根据式 (1)，其回收利用率计算方法见式 (6)。

$$R_{\text{FEED}} = \frac{M_{\text{FW}} - VS_{\text{loss}}}{M_{\text{FW}}} \quad (6)$$

式中： $R_{\text{FEED}}$  为饲料化的回收利用率，%； $VS_{\text{loss}}$  为干热过程中随渗滤液、水分蒸发而损失的有机质，约为干固体的 5%~20% [15]。因此，每 t 厨余垃圾可产生饲料产品 160~190 kg。

2) 碳排放。厨余垃圾中的碳均为生物源碳，其转化生成的 CO<sub>2</sub> 不计入碳排放。厨余垃圾处理的碳排放来自于收运处理过程中消耗外部能量、物质引起的间接碳排放，而碳减排效应来自于系统输出的产品或能量产生的替代效应。同时，处理过程中温室气体甲烷 (CH<sub>4</sub>) 和氧化亚氮 (N<sub>2</sub>O) 的泄漏也会导致碳排放。本研究所述碳排放均以二氧化碳当量计，参考政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 报告，CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 的百年温室气体效应分别按 CO<sub>2</sub> 的 28 倍和 310 倍计算 [38]。系统总碳排放可以按式 (7) 计算。

$$EC = EC_{\text{extra}} + EC_{\text{leak}} - P_{\text{output}} \times f_p \quad (7)$$

式中： $EC$  为系统总碳排放，kg·t<sup>-1</sup>； $EC_{\text{extra}}$  为处理过程中消耗能源、药剂等带来的附加碳排放，kg·t<sup>-1</sup>； $EC_{\text{leak}}$  为处理过程中泄漏的温室气体的碳排放当量，kg·t<sup>-1</sup>； $P_{\text{output}}$  为系统产物， $f_p$  为系统产物所替代的能量或产品的单位碳排放。

混合焚烧。焚烧过程中的附加碳排放取决于工艺条件和管理水平，文献 [39] 报道为 20.3 kg·t<sup>-1</sup>、文献 [5] 报道为深圳某焚烧厂为 47 kg·t<sup>-1</sup>、文献 [40] 报道上海某焚烧厂为 27~45 kg·t<sup>-1</sup> 等；考虑到深圳、上海焚烧厂运行水平相对较好，本研究典型值取 45 kg·t<sup>-1</sup>。厨余垃圾在储坑产生渗滤液，其处理过程会泄漏 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 并消耗电能和絮凝剂，按每去除 1 kg COD 引起碳排放 0.63 kg 计 [41]，则产生碳排放 8.7 kg。系统外输电力的碳减排效应按 0.88 kg·(kWh)<sup>-1</sup> 计 [42]。

厌氧消化。厌氧消化过程中的附加碳排放约为 34.3~82.8 kg·t<sup>-1</sup> [4,33]，本研究取中间值 60 kg·t<sup>-1</sup> 作为典型值；1 t 厨余垃圾产生沼液约 0.9 t，COD 浓度为 9 g·L<sup>-1</sup> [4]，按每去除 1 kg COD 引起碳排放 0.63 kg 计 [41]，对应碳排放 5 kg；厌氧消化系统的 CH<sub>4</sub> 泄漏率一般在 2%~5%，而澳大利亚厌氧消化系统的 CH<sub>4</sub> 泄漏率仅为 0.4% [43]。本研究参考 IPCC，甲烷泄漏率取 5%，而 N<sub>2</sub>O 可以忽略 [38]，则厨余垃圾厌氧消化的甲烷泄漏量为 2.6 kg·t<sup>-1</sup>，对应碳排放 73 kg·t<sup>-1</sup>。碳减排效应来自于上网电力和生物柴油，后者可以替代柴油，柴油全生命周期 (含使用) 的碳排放系数为 3.1 kg·kg<sup>-1</sup> [44]。

好氧堆肥。堆肥产物可以替代化肥，并通过腐殖化和土地施用固定有机碳。堆肥产物含氮元素 3.08% [33]，考虑堆肥有效利用率 70%，其可以替代尿素 5.1 kg，按尿素单位碳排放 0.35 kg·kg<sup>-1</sup> 计 [45]，则每 kg 堆肥产物因替代尿素引起的碳减排量为 0.016 kg。堆肥产物本身还实现了碳固定 [46]，假设厨余垃圾中的碳 30% 转化为堆肥产品，堆肥产物含水率为 40%，则含碳量约为 25%，堆肥产物固

定的二氧化碳当量为  $0.917 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$  堆肥产物。因此, 每  $\text{kg}$  堆肥产物因替代化肥和固碳的总碳减排量为  $0.93 \text{ kg}$ 。好氧堆肥的附加碳排放主要来自于耗电, 一般为  $40 \sim 80 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ <sup>[33]</sup>, 取中位数  $60 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$  计算, 则碳排放为  $53 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 。此外, 堆肥过程泄漏的  $\text{CH}_4$  为初始碳含量的  $1\% \sim 10\%$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  为初始氮含量的  $0.5\%$  到  $5\%$ <sup>[43]</sup>, 本研究典型值取  $\text{CH}_4$  泄漏  $4 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$  和  $\text{N}_2\text{O}$  泄漏  $0.3 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ <sup>[33]</sup>, 则温室气体泄漏引起的碳排放为  $205 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 。

饲料化。首先利用干燥机将厨余垃圾含水率从  $80\%$  降至  $30\%$ , 水分蒸发量为  $714 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 。按干燥机单位水蒸发能耗(含热耗、电耗) $1.0 \text{ kWh} \cdot \text{kg}^{-1}$  计, 单位厨余垃圾加热蒸发能耗为  $714 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ 。如以天然气供热, 则需天然气  $73 \text{ m}^3$ (锅炉热效率  $90\%$ ), 按天然气排放系数  $2.2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$  计算<sup>[47]</sup>, 则干燥过程碳排放为  $160.6 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 。其他附加碳排放约为  $7.3 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ <sup>[48]</sup>。饲料化产物可以替代同类产品, 以替代燕麦饲料和黄豆饲料计, 分别减少碳排放  $0.38$  和  $2.70 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$  饲料产品<sup>[48]</sup>, 本研究以平均值  $1.5 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$  计算。

收运过程。厨余垃圾收运过程也会产生碳排放。深圳市厨余垃圾收运全程柴油消耗约  $2.88 \text{ L} \cdot \text{t}^{-1}$ , 当收集率提高时, 可能需要一次中转, 中转站的柴油消耗量为  $0.4 \text{ L} \cdot \text{t}^{-1}$ 、耗电量为  $1 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ <sup>[6]</sup>。边潇等<sup>[33]</sup>对南方某县级市的分析表明, 收运油耗为  $3.91 \text{ L} \cdot \text{t}^{-1}$ 。何晶晶等<sup>[39]</sup>对上海的分析表明, 收运碳排放为  $13.7 \sim 21.0 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 。这3者中, 深圳最低, 南方某县居中, 而上海最高, 这与深圳面积较小、厨余垃圾收运距离短有关。本研究取居中值, 按收运过程油耗  $3.9 \text{ L} \cdot \text{t}^{-1}$  计算, 而柴油全生命周期(含使用)的碳排放系数为  $3.1 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[44]</sup>, 这样厨余垃圾收运过程的碳排放约为  $12.1 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 。

3) 全周期费用。厨余垃圾分类系统涉及投放、收运、处理处置和监管等环节, 不同区域、不同设施、不同运行水平的厨余垃圾全周期费用会有较大差异。对于管理部门, 财政支出是其制定厨余垃圾管理策略的重要依据。因此, 该部分不对各个环节企业的运营成本进行财务分析, 而是直接参考多个城市管理部门的调研数据, 对厨余垃圾处理模式进行全周期费用的比较。

## 2 结果与讨论

### 2.1 回收利用率分析

1) 混合焚烧。对于混合焚烧处理, 根据式(3), 回收利用率主要受厨余垃圾含固率和系统热效率的影响。厨余垃圾进入焚烧厂后, 在储坑排出部分水分, 含水率从  $80\%$  降至  $70\%$ , 该条件下的回收利用率仅为  $9\%$ 。这是因为, 厨余垃圾干基热值远低于橡塑、纸类等, 而且含有大量水分。实际上, 厨余垃圾焚烧的外输电量仅  $76 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ 。即使厨余垃圾含水率进一步降低至  $60\%$ , 回收利用率也仅提升至  $11\%$ 。根据式(3)可知, 要提升回收利用率, 还必须提升焚烧系统的热效率; 如果热效率为  $60\%$ , 则厨余垃圾焚烧处理的回收利用率可以达到  $29\%$ , 但这需要焚烧厂周边有稳定的热需求。

2) 厌氧消化。对于厌氧消化处理, 油脂回收量取决于厨余垃圾特性, 而整个处理系统的回收利用率主要受有机质降解率和沼气发电热效率的影响。如厨余垃圾有机质降解率为  $70\%$ , 则沼气产率为  $115 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ 。每  $\text{t}$  厨余垃圾产生废液(含沼液和厂区其他外排废水)约  $0.92 \text{ t}$ , 含有机质  $7 \text{ kg}$ ; 产生沼渣  $210 \text{ kg}$ , 含有机质为  $42 \text{ kg}$ , 其余为水分。假设无机质  $10 \text{ kg}$  全部进入沼液, 而工艺消耗的药剂不计入质量平衡, 则系统物质流如图1所示。根据式(4), 厨余垃

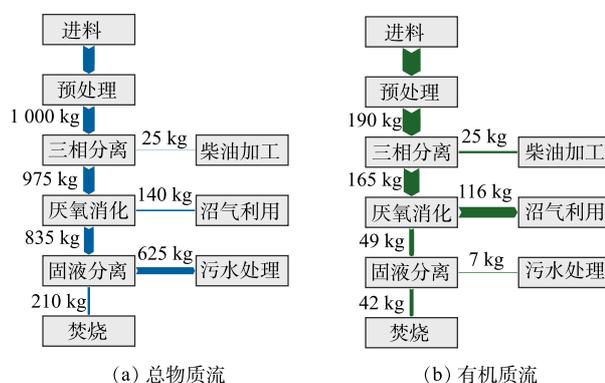


图1 厨余垃圾厌氧消化过程中的物质流

Fig. 1 Mass flow during anaerobic digestion of food waste

圾厌氧消化厂的上网电量为  $204 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ ，沼渣在焚烧厂外输电量为  $14 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ ，共外输电力  $218 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ ，整个系统的回收利用率为 36%，显著高于焚烧处理。当厨余垃圾有机质降解率为 65%~75%、综合热效率为 30%~40%、 $\text{CH}_4$  泄漏率为 0.5%~5%，则系统的回收利用率在 31%~42% 之间波动。

厨余垃圾好氧堆肥时，大部分有机质矿化为二氧化碳和水，少部分腐殖化进入堆肥产物。典型条件下，厨余垃圾中 70% 的有机质降解，同时含水率从 80% 降低至 40% (以满足堆肥产品要求)，这样得到的堆肥产物为  $112 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$  (其中干固体为  $67 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ )，即产率为 11%，略高于文献 [33] 中的 5%。在这种条件下，根据式 (5)，好氧堆肥的回收利用率为 34%。当厨余垃圾有机质降解率为 65%~75% 时，回收利用率为 29%~38%。

厨余垃圾干热处理时，有少量有机质损失，而大部分干固体进入到饲料产品中。根据式 (6)，干热处理的回收利用率为 80%~95%。因此，干热处理这种短流程的物理加工方式可以最大限度的利用有机质。当采用微生物或昆虫幼体处理厨余垃圾时，微生物和昆虫幼体本身会消耗有机质，同时在产物分离过程中会有一定的质量损失，所以回收利用率会有所下降。

不同厨余垃圾处理模式的回收利用率总结在图 2 中。饲料化具有最高的回收利用率，这是由于干热处理最大限度地利用了厨余垃圾有机质。厌氧消化的回收利用率略高于好氧堆肥，这是由于厌氧条件下有机质转化为甲烷，但甲烷利用率较低；而好氧条件下大量有机质被矿化为二氧化碳。与焚烧处理相比，厌氧消化系统转化有机质的效率略高，同时无需蒸发水分，而且自用电比例更低，因此具有更高的回收利用率。如果厌氧消化系统有机质降解率降低，则进入到沼渣的有机质变多，由于焚烧发电的效率较低，则系统的回收利用率会下降。如果厌氧消化系统不进行沼气发电，而是直接外输沼气或甲烷，则可以避免沼气发电环节的损耗，提高系统的回收利用率。

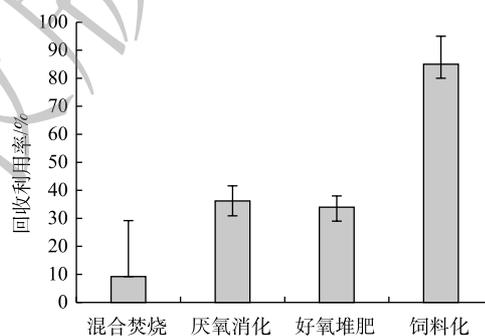


图 2 不同厨余垃圾处理模式的回收利用率

Fig. 2 Recovery rates of different food waste treatment modes

## 2.2 碳排放分析

厨余垃圾焚烧后可以向外输电，同时焚烧系统 (包括运输、渗滤液处理、飞灰处理、炉渣处理、烟气治理等) 中输入的材料、能量和水等会带来附加碳排放。在典型条件下，餐厨垃圾焚烧处理后外输电力的效率仅 14%，即  $76 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ ，对应碳减排量为  $67 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ；扣除收运过程、自身消耗能量与材料、渗滤液处理产生的碳排放后，厨余垃圾焚烧处理的碳排放为  $-1.2 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ，碳减排效应可忽略不计。如通过热电联产提高热效率至 60%，则厨余垃圾焚烧处理的碳排放为  $-148 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ，具有显著的碳减排效应。

厨余垃圾厌氧消化时，参考 2.1 节的典型值，系统总的外输电力为  $218 \text{ kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ ，生物柴油产量为  $20 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ，前者通过替代效应实现碳减排  $192 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ，后者实现碳减排  $62 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ 。上述效应加和，同时考虑收运过程碳排放、系统附加碳排放和泄漏引起的碳排放，系统总的碳排放为  $-104 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ 。当厨余垃圾有机质降解率为 60%~90%、综合热效率为 30%~40%、 $\text{CH}_4$  泄漏率为 0.5%~5% 时，系统的碳排放为  $-65\sim-209 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ 。

与焚烧和厌氧消化相比，好氧堆肥不仅可以替代化肥，还可以通过有机碳腐殖化实现固碳，总的碳减排效应为  $105 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ 。然而，好氧堆肥过程中温室气体泄漏较多，叠加收运过程的碳排放，厨余垃圾好氧堆肥的净碳排放为  $165 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ，文献 [49] 也报道了类似结果。当有机质降解率为

65%~75%、 $\text{CH}_4$  泄漏率为碳含量的 1%~5%、 $\text{N}_2\text{O}$  泄漏率为氮的 0.5%~5% 时, 系统的碳排放为 10~420  $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ 。相对于集中式堆肥, 分散式的厨余垃圾处理机电耗较高, 有的可达到 200  $\text{kWh}\cdot\text{t}^{-1}$ [33], 但分散式处理可以减少收运过程的碳排放, 而且处理机通过充分搅动可以减少温室气体的生成和泄露, 因此分散式好氧堆肥的碳排放相对较低。需要注意的是, 处理机应保证足够的堆肥时间, 以满足有机质充分降解和腐殖化的要求, 否则不稳定的堆肥产物在施用过程中不仅无法作为肥料, 还会导致显著的温室气体排放。

厨余垃圾干热处理加工饲料时, 碳排放主要来自于加热能耗, 不同能源的碳排放差异较大。当采用天然气供热, 饲料产率为 80%~95% 时, 系统的碳排放为 -67~-112  $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ , 具有显著的碳减排效应。如果采用电加热, 则碳排放将大幅增加; 反之, 如果可以利用余热加工厨余垃圾, 或者利用相对干燥的食品废弃物作为原料, 则可以进一步减少碳排放。

根据上述分析, 不同厨余垃圾处理模式的碳排放如图 3 所示。在厨余垃圾处理过程中, 附加碳排放一般不到 50  $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ , 收运过程的碳排放也相对较小, 因此系统热效率、有机质降解率和温室气体泄漏率是影响不同处理模式碳排放的主要因素。饲料化和厌氧消化具有最好的碳减排效应, 而混合焚烧的碳减排效应可忽略不计。好氧堆肥受到温室气体泄漏的影响, 会产生较多的碳排放, 当堆肥工艺运行良好, 无  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放时, 好氧堆肥可产生碳减排效应。

### 2.3 费用分析

1) 投放费用。根据深圳市主管部门提供的数据, 深圳市建设了集中投放点 16 000 个, 每个投放点(含垃圾桶、地基、洗手池、雨棚围挡、宣传栏等)建设费用为  $3.7\times 10^4$  元, 平均垃圾投放量 1.25  $\text{t}\cdot\text{d}^{-1}$ 。这样, 按 5 a 折旧, 垃圾投放点建设引起的垃圾投放费用为 16 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ 。同时, 参考《深圳市环卫工程消耗量定额》[50], 每个投放点物业清扫保洁服务费用平均为 10 106 元 $\cdot\text{a}^{-1}$ , 即 22 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ 。当厨余垃圾分类量较大时, 无论是分类还是混合投放, 垃圾总量和垃圾桶总数不变, 因此投放费用均为 38 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ 。为了保证垃圾分类效果, 深圳市每个投放点设督导员 1 名, 人工费为 60 元 $\cdot\text{d}^{-1}$ , 则督导费用为 48 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ ; 根据北京市西城区某街道垃圾分类全覆盖服务项目中标公告, 每月每户督导费用为 5.7~6.9 元, 按每户 6.3 元、每户 3.5 人和人均垃圾产生量 1.2  $\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$  计, 督导费用为 49 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ , 与深圳市结果相近。因此, 分类投放的总费用为 86 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ 。

2) 收运费用。深圳市大多数转运站规模为 20  $\text{t}\cdot\text{d}^{-1}$ , 物业单位收集垃圾运至转运站, 经压缩后采用勾臂式自卸车转运, 参考《深圳市环卫工程消耗量定额》[50], 综合收运费用为 233 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ 。对于分类后的厨余垃圾, 由特定企业根据收运合同进行收运, 餐厨垃圾的收运费用为 180 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ , 而家庭厨余垃圾的直运费用为 299 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ , 考虑餐厨垃圾产量约为家庭厨余垃圾产量的 1/4, 则厨余垃圾的收运费用按 275 元 $\cdot\text{t}^{-1}$  计。上海的收运费用约为 290 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ [51], 而杭州农村地区的平均收运费用为 284 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ [52], 均与深圳接近。

3) 处理费用。不同城市给不同处理设施的补贴标准不同。深圳市生活垃圾混合焚烧补贴(含垃圾处理费和发电补贴)平均为 280 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ , 与上海市补贴费用类似[51], 但一些三四线城市的补贴较低。深圳市厨余垃圾处理补贴(包括厌氧消化、好氧堆肥等)均为 284 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ , 而上海为 270 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ [51]。根据各地招标文件和定价通知, 杭州市厨余垃圾处理补贴为 207 元 $\cdot\text{t}^{-1}$ , 太原为

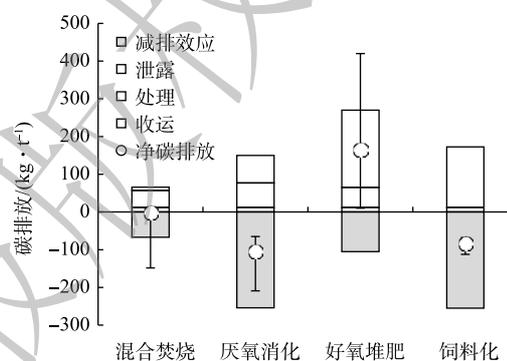


图 3 不同厨余垃圾处理模式的碳排放量

Fig. 3 Carbon emissions of different food waste treatment methods

220 元·t<sup>-1</sup>，北京丰台项目为 308 元·t<sup>-1</sup>(含收运)。本文按 284 元·t<sup>-1</sup> 计算，但需要强调的是，企业的实际运行费用会不同程度地低于该值。

4) 宣教监管费用。为推动垃圾分类，各级政府广泛开展宣传、教育、培训和激励工作，不同地区的投入差别较大。以深圳市为例，宣教费用约 25 元·t<sup>-1</sup>，分类监管费用约 6 元·t<sup>-1</sup>，处理监管费用约 1 元·t<sup>-1</sup>，合计 32 元·t<sup>-1</sup>。当采用混合收运模式时，仅有处理过程的监管费用，即 1 元·t<sup>-1</sup>。

不同厨余垃圾处理模式的政府支出汇总如图 4 所示。可以看出，混合焚烧的全周期费用最低，而分类处理的全周期费用高出 125 元·t<sup>-1</sup>。这主要是由于垃圾分类增加了前端投放督导和宣教监管费用，此外收运费用也略高于混合焚烧。除上述费用外，垃圾收运处理设施也会占用一定的土地，由于占地面积和工艺路线、设计方案有关，同时土地费用差别很大，这里不计入比较。

## 2.4 综合比较

根据前述分析，虽然分类收集处理的全周期费用较高，但这些费用主要来自于垃圾分类工作开始阶段的宣教、监管支出，一旦分类体系成熟，这部分费用可以降低乃至取消；另一方面，厨余垃圾分类具有显著的环境效益，因此厨余垃圾适宜分类处理。在分类体系下，源头减量如光盘行动、源头沥水等措施不需要额外的费用、能耗和材料，也可以显著提升整个系统的表现<sup>[6]</sup>，因此是最优策略。对于产出的厨余垃圾，在各类处理模式中，饲料化的回收利用率最高且碳减排效应显著。厌氧消化具有较高的回收利用率和最大的碳减排效应，但厌氧消化设施应稳定运行，以保证较高的有机质降解率，否则系统表现会显著下降。好氧堆肥的回收利用率与厌氧消化相当，但在无法确保充分好氧的条件下，会形成 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放，造成较高的碳排放。相对而言，混合焚烧比好氧堆肥更易控制，可以避免温室气体泄漏。虽然垃圾焚烧余热发电的回收利用率较差，但如果采用热电联产，则可以实现更多的碳减排。对于厨余垃圾厌氧消化和其他垃圾焚烧构成的综合处理体系，厨余垃圾分出可以提高其他垃圾的焚烧效率。这符合高含水率、低热值垃圾进行厌氧消化，而低含水率、高热值垃圾进行焚烧处理的理想情形。厨余垃圾分类率每提高 20%，生活垃圾全系统的碳减排量可以增加 5%~7%<sup>[6]</sup>。因此，当新建焚烧设施时，应充分考虑厨余垃圾分出后其他垃圾水分减少、热值上升的情况；而对于已有的焚烧设施，为了保证进炉垃圾热值处于最优范围，进炉垃圾中厨余垃圾含量在 30% 左右为宜<sup>[53]</sup>。这样，厨余垃圾的管理策略如图 5 所示。

## 3 结论

1) 厨余垃圾饲料化具有最高的回收利用率和显著的碳减排效应；厌氧消化回收利用率较高，碳减排效应最大；好氧堆肥的回收利用率与厌氧消化相当，但温室气体泄露会导致较高的碳排

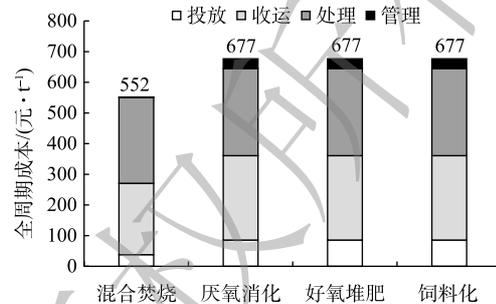


图 4 不同厨余垃圾处理模式的全周期费用

Fig. 4 Life cycle cost of different food waste treatment methods

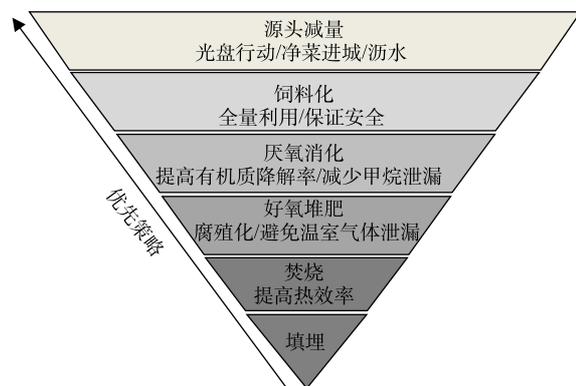


图 5 厨余垃圾管理优先策略

Fig. 5 Preferential strategies for food waste management

放；混合焚烧可以避免温室气体泄漏，但余热发电的回收利用率较低，基本无碳减排效应。

2) 相对于混合收运处理，分类收运处理的全周期费用较高，但增量主要来自于前期督导和监管的费用，一旦分类体系成熟，这部分费用可以降低乃至取消。

3) 厨余垃圾管理的优先策略依次为：源头减量>饲料化>厌氧消化>好氧堆肥>混合焚烧。

## 参考文献

- [1] 潘永刚, 周汉城, 唐艳菊. 两网融合: 生活垃圾减量化和资源化的模式与路径[J]. *再生资源与循环经济*, 2016, 9(12): 13-20.
- [2] 丁晓翔, 姜忠磊, 汪洋, 等. 国内主要餐厨垃圾处理技术模式探讨分析[J]. *科技创新与应用*, 2020(1): 6-11.
- [3] 邓俊. 餐厨垃圾无害化处理与资源化利用现状及发展趋势[J]. *环境工程技术学报*, 2019, 9(6): 637-642.
- [4] YU Q, LI H, DENG Z, et al. Comparative assessment on two full-scale food waste treatment plants with different anaerobic digestion processes[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 263: 121625.
- [5] YU Q, LI H. Life cycle environmental performance of two restaurant food waste management strategies at Shenzhen, China[J]. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 2021, 23: 826-839.
- [6] YU Q, LI H. Moderate separation of household kitchen waste towards global optimization of municipal solid waste management[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 277: 123330.
- [7] GUO H, ZHAO Y, DAMGAARD A, et al. Material flow analysis of alternative biorefinery systems for managing Chinese food waste[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2019, 149: 197-209.
- [8] EDWARDS J, OTHMAN M, CROSSIN E, et al. Life cycle assessment to compare the environmental impact of seven contemporary food waste management systems[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 248(Pt A): 156-173.
- [9] GUVEN H, WANG Z, ERIKSSON O. Evaluation of future food waste management alternatives in Istanbul from the life cycle assessment perspective[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 239: 117999.
- [10] POORE J, NEMECEK T. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers[J]. *Science*, 2018, 360(6392): 987-992.
- [11] TIM S, RICHARD W, CRAIG H, et al. Creating a sustainable food future: A menu of solutions to feed nearly 10 billion people by 2050[R]. World Resources Institute, 2019.
- [12] 郝晓地, 周鹏, 曹达啓. 餐厨垃圾处置方式及其碳排放分析[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(2): 673-682.
- [13] 郑苇, 靳俊平, 刘淑玲, 等. 基于中国餐厨垃圾性质的适宜资源化方法探讨[J]. *环境卫生工程*, 2015, 23(6): 1-4.
- [14] 周俊, 王梦瑶, 王改红, 等. 餐厨垃圾资源化利用技术研究现状及展望[J]. *生物资源*, 2020, 42(1): 87-96.
- [15] DOU Z, TOTH J D, WESTENDORF M L. Food waste for livestock feeding: Feasibility, safety, and sustainability implications[J]. *Global Food Security*, 2018, 17: 154-161.
- [16] SU H, ZHOU X, ZHENG R, et al. Hydrothermal carbonization of food waste after oil extraction pre-treatment: Study on hydrochar fuel characteristics, combustion behavior, and removal behavior of sodium and potassium[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 754: 142192.
- [17] ZHENG C, MA X, YAO Z, et al. The properties and combustion behaviors of hydrochars derived from co-hydrothermal carbonization of sewage sludge and food waste[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 285: 121347.
- [18] ZHAI Y, WANG T, ZHU Y, et al. Production of fuel pellets via hydrothermal carbonization of food waste using molasses as a binder[J]. *Waste Management*, 2018, 77: 185-194.
- [19] LI Y, JIN Y, LI J, et al. Effects of thermal pretreatment on degradation kinetics of organics during kitchen waste anaerobic

- digestion[J]. *Energy*, 2017, 118: 377-386.
- [20] DING L, CHENG J, QIAO D, et al. Investigating hydrothermal pretreatment of food waste for two-stage fermentative hydrogen and methane co-production[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 241: 491-499.
- [21] MENG Y, LI S, YUAN H, et al. Effect of lipase addition on hydrolysis and biomethane production of Chinese food waste[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 179: 452-459.
- [22] 班福忱, 韩雪, 姜亚玲. 生活垃圾焚烧厂垃圾渗滤液处理工程实例[J]. *水处理技术*, 2015, 41(9): 133-136.
- [23] 张国宇, 何明成, 王艳芳, 等. 城市生活垃圾焚烧厂垃圾渗滤液处理零排放实践[J]. *中国给水排水*, 2015, 31(12): 102-105.
- [24] FENG K, LI H, DENG Z, et al. Effect of pre-fermentation types on the potential of methane production and energy recovery from food waste[J]. *Renewable Energy*, 2020, 146: 1588-1595.
- [25] 任连海, 黄燕冰, 王攀. 含盐量对餐厨垃圾堆肥理化特性变化规律的影响[J]. *重庆大学学报*, 2014, 37(7): 104-109.
- [26] 杨丹丹, 潘冬梅, 刘圣鹏, 等. 餐厨垃圾乳酸菌发酵生产生物饲料的研究[J]. *中国农学通报*, 2016, 32(26): 1-5.
- [27] 任立斌, 杨军, 白圆. 以黑水虻为核心的新型餐厨垃圾处理系统的构建[J]. *甘肃科技*, 2020, 36(15): 54-57.
- [28] 徐长勇, 宋薇, 赵树青, 等. 餐厨垃圾饲料化技术的同源性污染研究[J]. *环境卫生工程*, 2011, 19(1): 9-10.
- [29] 屠进, 沈又幸. 影响垃圾焚烧发电厂效率主要因素的分析[J]. *浙江电力*, 2000(6): 32-34.
- [30] LIUZZO G, VERDONE N, BRAVI M. The benefits of flue gas recirculation in waste incineration[J]. *Waste Management*, 2007, 27(1): 106-116.
- [31] 李欢, 金宜英, 李洋洋. 生活垃圾处理的碳排放和减排策略[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(2): 259-264.
- [32] 童胜宝, 刘文刚, 王智. 餐厨垃圾预处理工艺研究及现场应用[J]. *四川环境*, 2021, 40(1): 233-238.
- [33] 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): 449-456.
- [34] 张园, 耿春女, 何承文, 等. 堆肥过程中有机质和微生物群落的动态变化[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(11): 1745-1752.
- [35] 任连海, 钱枫, 曹栩然, 等. 餐厨垃圾好氧堆肥过程参数的变化规律分析[J]. *北京工商大学学报(自然科学版)*, 2007(2): 1-4.
- [36] 绳以健, 刘玉德. 餐厨垃圾好氧堆肥反应动力学研究[J]. *环境卫生工程*, 2014, 22(2): 40-42.
- [37] 周营, 朱能武, 刘博文, 等. 微生物菌剂复配及强化厨余垃圾好氧堆肥效果分析[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(1): 294-303.
- [38] IPCC. 2019 refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories[R]. 2019.
- [39] 赵磊, 陈德珍, 刘光宇, 等. 垃圾热化学转化利用过程中碳排放的两种计算方法[J]. *环境科学学报*, 2010, 30(8): 1634-1641.
- [40] 何晶晶, 陈森, 杨娜, 等. 我国生活垃圾焚烧发电过程中温室气体排放及影响因素: 以上海某城市生活垃圾焚烧发电厂为例[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(3): 402-407.
- [41] 亓鹏玉. 城市污水处理厂温室气体的释放量估算研究[J]. *低碳世界*, 2016(33): 7-8.
- [42] DI X, NIE Z, YUAN B, et al. Life cycle inventory for electricity generation in China[J]. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2007, 12(4): 217-224.
- [43] TAUBER J, PARRAVICINI V, SVARDAL K, et al. Quantifying methane emissions from anaerobic digesters[J]. *Water Science & Technology*, 2019, 80(9): 1654-1661.
- [44] 程冬茹. 汽柴油全生命周期碳排放计算[D]. 北京: 中国石油大学(北京), 2016.
- [45] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 尿素单位产品碳排放限额: 征求意见稿[S]. 北京, 2019.
- [46] SAER A, LANSING S, DAVITT N H, et al. Life cycle assessment of a food waste composting system: Environmental impact hotspots[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2013, 52: 234-244.
- [47] 中华人民共和国国家发展改革委员会. 省级温室气体清单编制指南(试行)[R]. 北京, 2011.
- [48] MOULT J A, ALLAN S R, HEWITT C N, et al. Greenhouse gas emissions of food waste disposal options for UK retailers[J].

*Food Policy*, 2018, 77: 50-58.

- [49] SHARMA B K, CHANDEL M K. A life cycle assessment to compare composting schemes for the treatment of municipal solid waste in Mumbai, India[C]//Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy, 2017.
- [50] 深圳市住房和建设局. 深圳市环卫工程消耗量定额: SJG 61-2019[S]. 深圳, 2020.
- [51] 孙春旭. 垃圾分类的经济性分析: 从东京到上海[R]. 国金证券, 2019.
- [52] 徐钢, 李相儒, 屠翰, 等. 杭州市农村生活垃圾分类减量资源化模式经济性分析[J]. 环境污染与防治, 2019, 41(2): 240-245.
- [53] 李潭. 垃圾焚烧发电中厨余垃圾分离比例的影响研究[J]. 科学技术创新, 2020(19): 38-39.
- (责任编辑: 金曙光)

## Comprehensive comparison and optimal strategies of food waste treatment modes

LI Huan<sup>1\*</sup>, ZHOU Yingjun<sup>2</sup>, LIU Jianguo<sup>1,3</sup>, SUN Guofen<sup>2</sup>

1. Tsinghua Shenzhen International Graduate School, Tsinghua University, Shenzhen 518055, China

2. Shenzhen Zhonghuanbohong Environmental Technology Co. Ltd., Shenzhen 518055, China

3. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

\*Corresponding author, E-mail: li.huan@sz.tsinghua.edu.cn

**Abstract** How to choose a food waste treatment mode to maximize environmental and economic benefits is a key issue in the classification of municipal solid waste (MSW), but there is still a lack of systematic analysis. In this study, recovery rate, carbon emission, and life cycle cost were used as the measurement indicators to comprehensively compare four treatment modes: mixed incineration, anaerobic digestion, aerobic composting, and feed conversion. The results show that the environmental effect of feed conversion is the best, with a recovery rate of 80% to 95%, and a carbon emission (calculated in carbon dioxide equivalent) of  $-112$  to  $-67$   $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ . Secondly, anaerobic digestion also has a good environmental effect, with a recovery rate of 31% to 42%, and a carbon emission of  $-209$  to  $-65$   $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ . Aerobic composting can produce fertilizer and fix organic carbon through humification. Its recovery rate is close to that of anaerobic digestion, but the leakage of greenhouse gases can cause significant carbon emissions. Under the condition of sufficient oxygen supply, the carbon emissions can be reduced from  $420$   $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$  to  $10$   $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ . The water content of food waste is high, and the recovery rate of mixed incineration with power generation is only 9%, and the carbon emission reduction effect is negligible. However, carbon emission reduction can be achieved by improving the thermal efficiency through combining heat and power systems. The life cycle cost of mixed incineration is the lowest, while the cost of MSW classification is  $125$   $\text{Yuan}\cdot\text{t}^{-1}$  higher. The increment mainly comes from the propaganda education and supervision expenditures at the beginning of MSW classification work. Therefore, the priority order of food waste treatment modes is feed conversion, anaerobic digestion, aerobic composting, and mixed incineration.

**Keywords** garbage classification; food waste; recovery; carbon emission; life cycle cost