

中国城市生活垃圾处理的碳排放变化趋势研究^{*}

李秋虹^{1,2,3} 孙晓杰^{1,2,3#} 胡心悦^{1,2,3} 韦筱曼^{1,2,3} 农捷^{1,2,3} 黄双菊^{1,2,3} 朱红祥⁴

(1. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西 桂林 541006;

2. 桂林理工大学广西环境污染控制理论与技术重点实验室, 广西 桂林 541006;

3. 桂林理工大学岩溶地区水污染控制与用水安全保障协同创新中心, 广西 桂林 541006;

4. 桂林理工大学生态环保现代产业学院, 广西 桂林 541006)

摘要 城市生活垃圾(MSW)处理是一个碳排放的过程。在碳达峰与碳中和背景下,采用《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》的经验模型,分析了 2003—2020 年中国垃圾填埋、焚烧和堆肥的碳排放变化趋势。结合垃圾分类实施状况,评估预测了原生垃圾零填埋、厨余垃圾实行厌氧消化条件下 MSW 的碳排放变化。结果表明:2003—2019 年中国 MSW 总碳排放量呈上升趋势,从 2.37×10^7 t/a(以 CO_2 为当量计,实现碳规避,下同)增加到 6.51×10^7 t/a;因垃圾焚烧比例持续增加,2020 年中国 MSW 总碳排放量降为 5.99×10^7 t/a;根据预测,2021—2025 年中国 MSW 总碳排放量呈现先降后增的趋势,2022 年降至最低(4.06×10^7 t/a),2025 年升至 5.56×10^7 t/a。原生垃圾零填埋、厨余垃圾实行厌氧消化情景下,MSW 总碳排放量可减少 32%~35%。研究结果可为优化 MSW 的处理和管理提供必要的技术支持。

关键词 城市生活垃圾 碳排放 排放因子 焚烧 填埋

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2023.07.010

Study on the trend of carbon emission of municipal solid waste treatment in China LI QiuHong^{1,2,3}, SUN Xiaojie^{1,2,3}, HU Xinyue^{1,2,3}, WEI Xiaoman^{1,2,3}, NONG Jie^{1,2,3}, HUANG Shuangju^{1,2,3}, ZHU Hongxiang⁴. (1. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin Guangxi 541006; 2. Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology, Guilin University of Technology, Guilin Guangxi 541006; 3. Collaborative Innovation Center for Water Pollution Control and Water Safety in Karst Area, Guilin University of Technology, Guilin Guangxi 541006; 4. Modern Industry College of Ecology and Environmental Protection, Guilin University of Technology, Guilin Guangxi 541006)

Abstract: The treatment of municipal solid waste (MSW) is a process of carbon emission. Under the background of peak carbon emission and carbon neutrality, the trend of carbon emissions from landfills, incineration and composting in China from 2003 to 2020 was analyzed by the experience model from “2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories”. Combined with the current garbage classification in China, the carbon emission changes of MSW were evaluated and predicted under the zero landfill of raw garbage and anaerobic fermentation of kitchen waste. The results showed that total carbon emissions of MSW increased from 2.37×10^7 t/a (measured as CO_2 and after carbon avoidance, the same below) of 2003 to 6.51×10^7 t/a of 2019. Total carbon emissions of MSW decreased to 5.99×10^7 t/a in 2020 due to the continued increase in the proportion of incineration. According to the forecast, total carbon emissions of MSW showed a trend of firstly decreasing to a minimum of 4.06×10^7 t/a in 2022 and then rising to 5.56×10^7 t/a in 2025 in China. Total carbon emissions of MSW were reduced by 32%~35% under the zero landfill of raw garbage and anaerobic fermentation of kitchen waste. The results can provide necessary data support for optimizing MSW treatment and management.

Keywords: municipal solid waste; carbon emission; emission factor; incineration; landfill

温室气体的过量排放会导致气候变暖。为了遏制全球变暖,《巴黎协定》提出 1.5℃控温目标,2050 年全球须达到 CO_2 净零排放,实现碳中和。我国在 2020 年第 75 届联合国大会上提出 2030 年碳达峰、

2060 年碳中和的目标。因此,如何在保证经济高质量发展的同时实现碳减排极具挑战性。

城市生活垃圾(MSW)处理是温室气体排放的重要来源之一^[1-2]。在碳达峰和碳中和背景下,应控

第一作者:李秋虹,女,1998 年生,硕士研究生,研究方向为固体废物处理与资源化。* 通讯作者。

* 国家自然科学基金资助项目(No.52070049)。

制 MSW 的温室气体排放,MSW 碳排放量的计算是实施减碳工作的重要前提,研究 MSW 相关的温室气体排放量以及减排潜力,对于我国减缓和适应全球气候变化至关重要。填埋、焚烧、堆肥以及厌氧消化等不同处理方式产生的温室气体不同,导致的温室效应也不同。比如,CH₄ 的增温潜能是 CO₂ 的 25 倍,N₂O 的增温潜能是 CO₂ 的 298 倍^[3-4]。此外,过去我国 MSW 的主要处理方式为填埋,随着填埋压力的增大,焚烧比例逐年增加。我国 MSW 处理方式由“填埋为主”逐渐转变为“焚烧为主”的多元化处理方式^[5],这势必会影响到 MSW 处理的碳排放量以及由此产生的温室效应。目前我国正在推行将垃圾分为可回收物、厨余垃圾、有害垃圾和其他垃圾的分类工作。随着垃圾分类工作的推进,厨余垃圾的数量越来越大。厨余垃圾既不适合填埋也不适合焚烧,而且一些地区,比如浙江已经禁止原生垃圾填埋,那么厨余垃圾的主要处理途径可能会向厌氧消化产沼转变,这势必会影响到未来我国 MSW 的碳排放。

常见的碳排放核算方法有联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)法、生命周期评估(LCA)法、平衡法、上游-操作-下游(UD)表格法、实测法^[6-9]。国际上较为权威的碳排放核算指南主要包括 IPCC 国家温室气体清单指南、城市温室气体核算标准、世界资源研究所和世界可持续发展工商理事会发布的核算指南、温室气体排放系列标准等^[10]。日益复杂化的经济产业链导致碳排放源的边界难以界定,LCA 法核算边界不清晰,存在数据不确定性和局限性^[11];此外由于排放设备型号不一致,平衡法容易出现系统误差^[12],实测技术尚未普及。目前美国和欧盟等地区废弃物处理温室气体排放核算均借鉴或使用《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》(以下简称《IPCC 2006》)中方法,《IPCC 2006》由于核算过程简洁,核算方法成熟,数据获取容易,具有较全面的国际排放因子数据库,得到了广泛的应用^[13-15]。因此,计算全国 MSW 的碳排放可采用《IPCC 2006》中的排放因子。

我国不同城市的生活垃圾在数量和组成等方面存在差异,而且还会随着不同时期的经济发展水平和垃圾管理方式的改变而变化,使得碳排放核算具有复杂性。本研究采用《IPCC 2006》的经验模型,根据我国 2003—2020 年 MSW 的填埋、焚烧和堆肥等处理量的变化情况以及 MSW 成分的平均系数,分析了不同处理方式产生的碳排放变化趋势;根据未

来 MSW 处理方式的变化趋势预测我国未来 MSW 处理的碳排放情景,为 MSW 的处理方式选择和碳减排提供参考。

1 材料和方法

1.1 数据来源

全国 2003—2020 年 MSW 清运量与 MSW 焚烧、填埋、堆肥等无害化处理量的数据来自相应年份的城乡建设统计年鉴^[16]和中国统计年鉴^[17]。

1.2 碳排放计算方法

MSW 中的碳可分为生物源碳(BSC)和化石源碳(FSC)。处理过程中产生的碳排放包括直接排放(比如焚烧产生 CO₂)、间接排放(比如焚烧厂使用燃料产生的额外碳排放)、其他间接排放(如运输和上游端的碳排放)和 BSC 排放等。由于其他间接排放涉及上下游的链条企业较多,一般不纳入碳排放的计算^[18]。本研究主要计算填埋、焚烧、堆肥和厌氧消化的直接温室气体排放,而未考虑间接温室气体排放。

1.2.1 总碳排放量计算方法

总碳排放量依照式(1)和式(2)进行计算。

$$E_T = E_{CO_2} + E_{CH_4} \times 25 + E_{N_2O} \times 298 - E_{avoid} \quad (1)$$

$$E_{avoid} = E_e \times W_{MSW} \times E_F \quad (2)$$

式中: E_T 为总碳排放量,t; E_{CO_2} 、 E_{CH_4} 、 E_{N_2O} 分别为 CO₂、CH₄、N₂O 的碳排放量,t; E_{avoid} 为发电折算的碳规避量,t; E_e 为单位质量 MSW 的发电量,kW·h/t; W_{MSW} 为用于发电的 MSW 量,t; E_F 为发电机的碳规避系数(以 CO₂ 为当量),t/(kW·h),取 6.19×10^{-4} t/(kW·h)^{[19]286}。

1.2.2 填埋碳排放量计算方法

填埋过程中,难生物降解的 BSC 可成为长期储存碳而形成碳汇,保存的 FSC 被归为碳中和。填埋气中的 CH₄ 为碳源,若可焚烧发电则可实现碳规避。一般由可生物降解 BSC 产生的 CO₂,被归为碳中和,不计入碳排放计算。N₂O 因释放量很小而未列入碳排放计算^[20]。MSW 填埋碳排放量(E_1 ,t)根据式(3)和式(4)计算^[21]。

$$E_1 = \left[\sum G_{CH_4,i} (1 - R_{CH_4,i}) \right] \times (1 - X) \quad (3)$$

$$G_{CH_4,i} = W_1 \times D_i \times D_{i,i} \times M_i \times (1 - e^{-k_i}) \times F_i \times 16/12 \quad (4)$$

式中: $G_{CH_4,i}$ 为组分 i 的 CH₄ 生成量,t; $R_{CH_4,i}$ 为组分 i 的 CH₄ 回收率,一般取 0~0.5^[22];X 为 CH₄ 氧化比例,一般取 0.1~0.3^[23],本研究取 0.1; W_1 为 MSW

填埋量, t ; D_i 为组分 i 可降解有机碳质量占比; $D_{f,i}$ 为组分 i 可降解的可溶性有机碳质量占比; M_i 为组分 i 好氧分解的 CH_4 校正因子; k_i 为组分 i 的 CH_4 反应常数; F_i 为组分 i 填埋气中 CH_4 的体积占比。

填埋处理中不同 MSW 组分的相关参数参考文献[24]至[26], 列于表 1。

表 1 MSW 填埋处理相关参数
 Table 1 Values of parameters related to MSW landfill treatment

参数	厨余	纸类	织物	竹木
D_i	0.11	0.24	0.27	0.33
$D_{f,i}$	0.60	0.60	0.60	0.60
M_i	0.96	0.96	0.96	0.96
k_i	0.185	0.060	0.030	0.040
F_i	0.50	0.50	0.50	0.50
$R_{CH_4,i}$	0.24	0.24	0.24	0.24

1.2.3 焚烧碳排放量计算方法

MSW 焚烧碳排放量(E_2, t)依据式(5)计算。

$$E_2 = W_2 \times \sum (W_{F,i} \times d_i \times C_{F,i} \times F_{FSC,i} \times O_i) \times 44/12 \quad (5)$$

式中: W_2 为 MSW 焚烧量, t ; $W_{F,i}$ 为组分 i 占比(以湿质量计); d_i 为组分 i 干物质质量占比; $C_{F,i}$ 为组分 i 干物质中总碳质量占比; $F_{FSC,i}$ 为组分 i 中 FSC 在总碳中的质量占比; O_i 为组分 i 完全燃烧效率。

焚烧处理中不同 MSW 组分的相关参数参考文献[27]至[29], 列于表 2。

表 2 MSW 焚烧处理相关参数
 Table 2 Values of parameters related to MSW incineration treatment

参数	厨余	纸类	塑料	织物
$W_{F,i}$	0.56	0.11	0.19	0.03
d_i	0.63	0.85	0.99	1.00
$C_{F,i}$	0.48	0.44	0.60	0.55
$F_{FSC,i}$	0	0.01	1.00	0.20
O_i	0.95	0.95	0.95	0.95

1.2.4 堆肥碳排放量计算方法

MSW 堆肥碳排放量(E_3, t)依据式(6)计算。

$$E_3 = W_3 \times E_d - R_e \quad (6)$$

式中: W_3 为 MSW 堆肥量, t ; E_d 为堆肥过程碳排放因子, 取值参考文献[30]至[31]; R_e 为回收量, t , 本研究堆肥过程中假定不回收。

1.2.5 厌氧消化碳排放量计算方法

MSW 厌氧消化碳排放量(E_4, t)依据式(7)计算。计算过程中, 假定 90% 沼气可回收发电。

$$E_4 = W_4 \times E_c - R_e \quad (7)$$

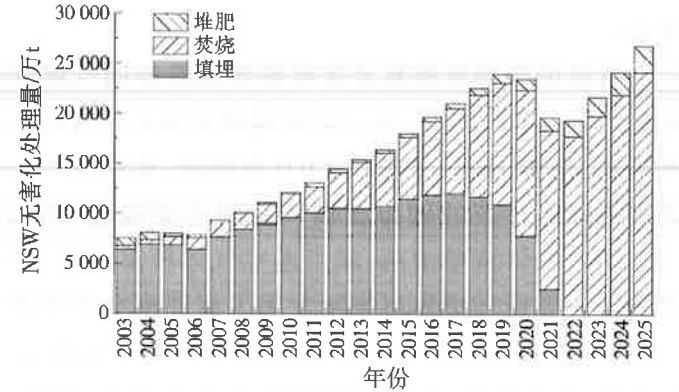
式中: W_4 为 MSW 厌氧消化量, 即厨余垃圾质量, t ; E_c 为厌氧消化碳排放因子。

1.3 MSW 无害化处理量及碳排放量预测方法

为保证变化趋势的单向性, 根据 2003—2020 年的焚烧数据、2017—2020 年的填埋数据和 2013—2020 年的堆肥数据进行多项式拟合, 拟合所得的 R^2 均大于 0.98。

2 MSW 处理现状

MSW 处理及碳排放现状分析均只考虑填埋、焚烧、堆肥这 3 种处理方式。MSW 无害化处理率总体呈递增趋势, 从 2003 年的 50.78% 提高到 2020 年的 99.74%。由图 1 可以看出, MSW 焚烧量由 2003 年的 369.9 万 t 增加至 2020 年为 14 607.6 万 t , 占无害化处理量的比例由 5% 提高至 62%; MSW 填埋量由 2003 年的 6 404.0 万 t 增加至 2017 年的 12 037.6 万 t , 此后降至 2020 年的 7 771.5 万 t , 占无害化处理量的比例由 2003 年的 95% 降至 2020 年的 33%; MSW 堆肥占比一直较低, 2020 年 MSW 堆肥量为 1 073.2 万 t , 占 MSW 无害化处理量的比例不足 5%。



注: 2021—2025 年为预测值。2003—2011 年堆肥量有单独数据, 但 2012—2020 年堆肥被归入到其他无害化处理, 考虑到其他无害化处理中堆肥占主要比例, 此处仍将其他无害化处理量算为堆肥量。

图 1 2003—2025 年全国 MSW 无害化处理量
 Fig.1 National MSW harmless treatment capacity from 2003 to 2025

目前我国正在推进原生垃圾零填埋, 2023 年原生垃圾基本实现零填埋^[32], 在这种背景下, 我国垃圾填埋量将持续降低; 在厨余垃圾厌氧消化设施增加有限的条件下, 垃圾焚烧量将持续增加, 垃圾堆肥量将变化不大。2021—2025 年 MSW 焚烧量呈逐年递增趋势; 堆肥量也逐年缓慢递增, 2022 年以后可实现原生垃圾零填埋, 这与原生垃圾零填埋要求的时间基本一致。

3 MSW 碳排放分析

3.1 MSW 碳排放现状分析

3.1.1 填埋碳排放量分析

MSW 填埋的单位碳排放量为 0.352 t/t (以

CO₂为当量,下同)。如图 2(a)所示,未实现碳规避的填埋碳排放量从 2003 年的 2.25×10^7 t/a 上升到 2017 年的 4.23×10^7 t/a,此后下降至 2020 年的 2.73×10^7 t/a。填埋气焚烧发电可以实现碳规避。由于 2010 年以前我国设置填埋气回收利用系统的填埋场占比较低^[33-34],因此假设 2010 年以前无填埋气焚烧发电。2010 年以后,我国填埋气焚烧发电工程有所增加,约有 30% 的填埋气实现焚烧发电^[35-36]。根据张家港东沙项目,2020 年填埋场填埋气发电量为 $53.2 \text{ kW} \cdot \text{h/t}$ (基于 MSW 处理量计算),单位碳规避量为 0.010 t/t ,由此计算得出 MSW 碳规避后的填埋碳排放量。2010—2020 年实现碳规避后的填埋碳排放量呈先上升后下降的趋势,由 2010 年的 3.27×10^7 t/a 上升到 2017 年的 4.11×10^7 t/a,此后下降至 2020 年的 2.66×10^7 t/a,该变化与 MSW 填埋量的下降有直接关系。

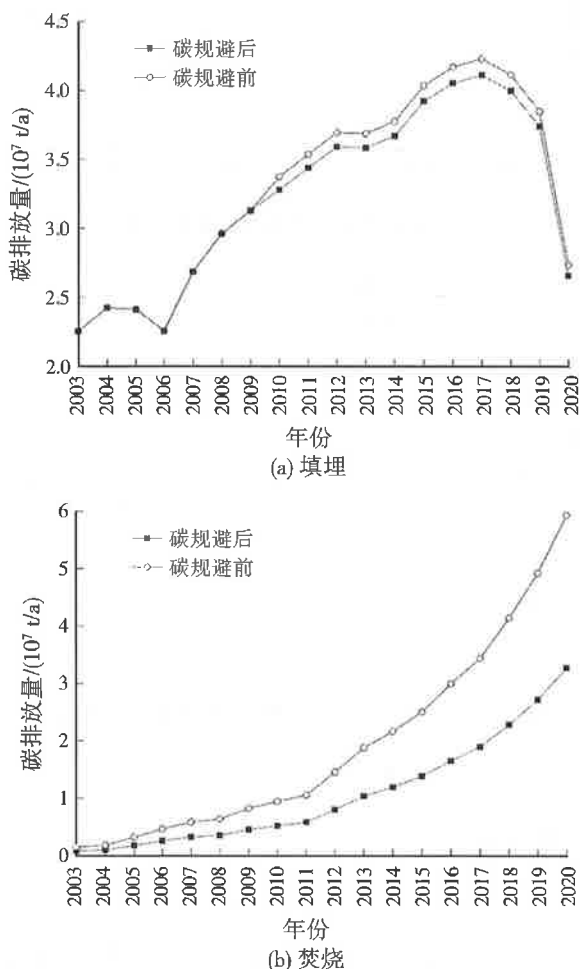


图 2 2003—2020 年实现碳规避前后 MSW 填埋和焚烧碳排放量

Fig.2 Carbon emissions from MSW landfills and composting before and after carbon avoidance in China from 2003 to 2020

3.1.2 焚烧碳排放量分析

MSW 焚烧单位碳排放量为 0.224 t/t 。如图 2(b)所示,MSW 焚烧产生的碳排放量呈迅速增加

的趋势。未实现碳规避的碳排放量从 2003 年的 1.50×10^6 t/a 增加到 2020 年的 5.93×10^7 t/a。由于焚烧发电可以实现碳规避,因此碳规避后的碳排放量低于实际碳排放量。按照我国生活垃圾焚烧厂平均发电量为 $294 \text{ kW} \cdot \text{h/t}$ ^[37],计算得出单位碳规避量为 0.182 t/t 。填埋的单位碳排放量高于焚烧,碳规避能力低于焚烧。焚烧碳规避量从 2003 年的 6.73×10^5 t/a 增加到 2020 年的 2.66×10^7 t/a。实现碳规避后的焚烧碳排放量从 2003 年的 8.29×10^5 t/a 增加到 2020 年的 3.27×10^7 t/a。这表明焚烧处理可有效实现碳规避,即增大 MSW 焚烧处理的比例有助于碳减排,特别是 2019 年,我国 MSW 焚烧量 ($12\,120.1$ 万 t) 高于填埋量 ($10\,948.0$ 万 t),但是 2019 年焚烧碳排放量 (2.72×10^7 t/a) 低于填埋碳排放量 (3.74×10^7 t/a)。

3.1.3 堆肥碳排放量分析

MSW 堆肥单位碳排放量为 0.059 t/t 。我国 MSW 堆肥量占比较低且难以实现碳规避,因此在计算堆肥碳排放时,视作堆肥无碳规避。如图 3 所示,2003—2020 年堆肥碳排放量大体呈先下降后上升的趋势,在 2008 年处于最低值 (1.02×10^5 t/a),2020 年处于最高值 (6.29×10^5 t/a)。尽管堆肥单位碳排放量较低,但我国未大规模推行 MSW 堆肥处理,这与我国农民生产生活方式的变化、堆肥施用的费效比高、堆肥产品存在安全性和质量问题导致农民施用堆肥产品意愿低有很大关系。

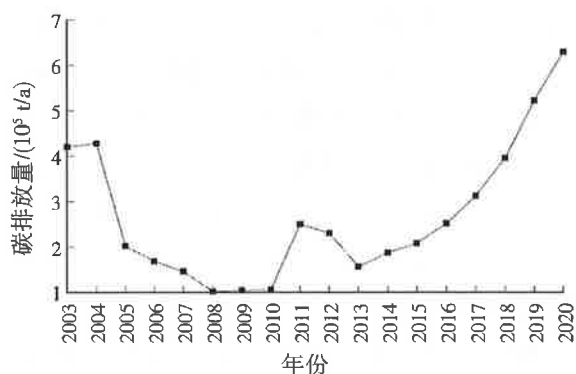
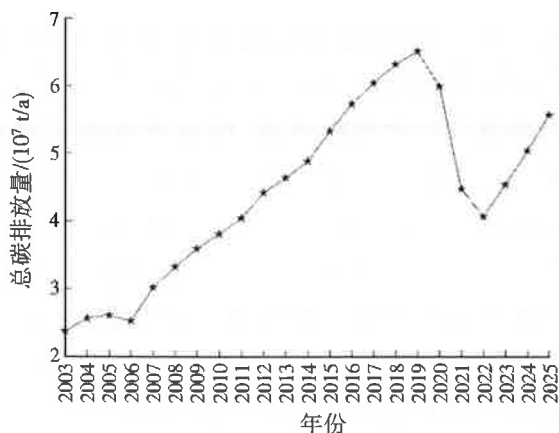


图 3 2003—2020 年 MSW 堆肥碳排放量

Fig.3 Carbon emissions from MSW composting treatment from 2003 to 2020

3.1.4 总碳排放量现状及预测

综合 3 种处理方式,将 CH₄ 和 N₂O 折算为 CO₂ 当量,可计算得到我国 2003—2020 年 MSW 总碳排放量。如图 4 所示,2003—2019 年我国 MSW 总碳排放量基本逐年递增,从 2003 年的 2.37×10^7 t/a 增至 2019 年的 6.51×10^7 t/a,2020 年则略有小幅降低,MSW 总碳排放量为 5.99×10^7 t/a。



注:数据按实现碳规避计算,其中 2021—2025 年为预测值。

图 4 2003—2025 年 MSW 总碳排放量

Fig.4 MSW total carbon emissions in China from 2003 to 2025

2021—2025 年总碳排放量呈现先降后增的趋势,2022 年 MSW 总碳排放量降至 4.06×10^7 t/a,此后逐年增长,2025 年增至 5.56×10^7 t/a。其中,焚烧碳排放量持续增长,填埋碳排放量持续降低,堆肥碳排放量在低排放水平上缓慢增加。

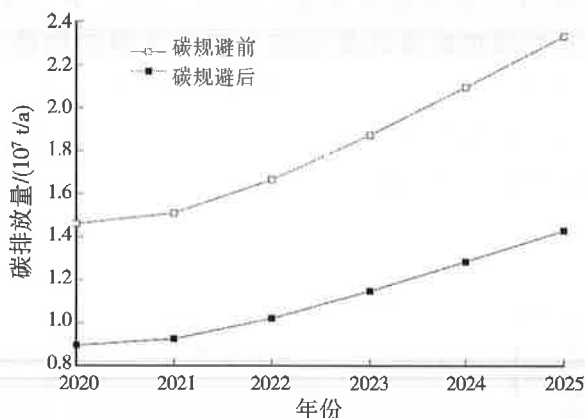
3.2 新情境下 MSW 处理的碳排放减排潜力

我国正在推行垃圾分类,其中厨余垃圾占比达到 50%~60%^[38]。厨余垃圾的合理处理可有效减少碳排放,对于实现“双碳”目标具有重要意义。厨余垃圾中含有人量的 BSC,焚烧后归于碳中和,不会对整个生态圈的碳浓度产生净影响,并且焚烧发电可实现一定的碳规避^[39]。厌氧消化工艺具有低碳排放、低污染的特点^[40],厨余垃圾厌氧消化产沼发电也可以实现碳规避。有研究显示我国餐厨垃圾厌氧消化产沼能源回收潜力巨大,最高可达 $846.76 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{t}$ ^[41],我国重庆市黑石子餐厨垃圾厌氧消化处理工程沼气平均发电量为 $90.41 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{t}$ ^[42],马来西亚“厌氧消化+回收”项目的平均发电量为 $387.59 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{t}$ ^{[19]282}。为了更符合我国实际情况,本研究取 $90.41 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{t}$ 作为参考值计算厨余垃圾厌氧消化的碳规避量。

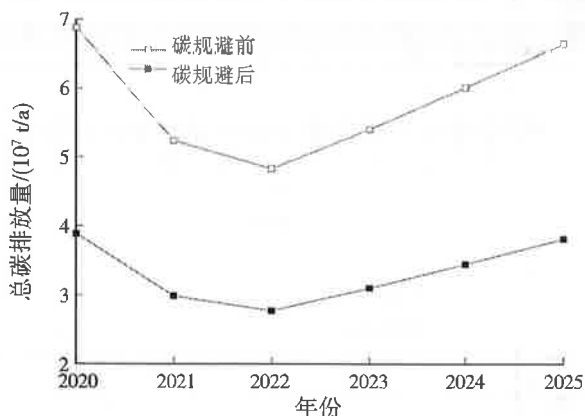
在我国持续推进垃圾分类和无废城市建设的背景下,原生垃圾零填埋和厨余垃圾实行厌氧消化,有可能在不久的将来得到实现。因此,本研究取 2020 年的 MSW 无害化处理量和预测的 2021—2025 年的 MSW 无害化处理量,设置原生垃圾零填埋、将焚烧和填埋中的厨余垃圾分类出来实行厌氧消化产沼情景,分析新情景下我国 MSW 碳排放。

如图 5(a)所示,厨余垃圾厌氧消化碳排放量呈逐年递增趋势,实现碳规避前、后分别从 2020 年的 1.46×10^7 、 0.89×10^7 t/a 增至 2025 年的 2.33×10^7 、

1.43×10^7 t/a。如图 5(b)所示,在新情境下,2020—2025 年我国 MSW 总碳排放量呈先降后增的趋势。实现碳规避前,2020 年 MSW 总碳排放量为 6.88×10^7 t/a,降低至 2022 年的 4.83×10^7 t/a,此后增至 2025 年的 6.65×10^7 t/a。实现碳规避后,MSW 总碳排放量从 2020 年的 3.88×10^7 t/a 降至 2022 年的 2.76×10^7 t/a,此后增至 2025 年的 3.81×10^7 t/a。对比目前实际垃圾处理情景下的碳排放量,新情境下 MSW 总碳排放量可减少 $1.30 \times 10^7 \sim 2.10 \times 10^7$ t/a,可减少 32%~35% 的总碳排放量。因此,在原生垃圾零填埋、厨余垃圾实行厌氧消化情境下,碳减排潜力巨大。



(a) 厨余垃圾厌氧消化碳排放量



(b) 总碳排放量

图 5 2020—2025 年新情境下碳排放量预测

Fig.5 Carbon emissions production under the new situation from 2020 to 2025

4 结论与建议

(1) 2003—2019 年我国 MSW 碳排放量呈上升趋势,由于焚烧比例的持续提高,2020 年总碳排放量首次出现下降,2020 年碳规避后的碳排放为 5.99×10^7 t/a,其中 MSW 填埋碳排放量呈先上升后下降的趋势,2017 年达到峰值(4.11×10^7 t/a),2020 年降至 2.66×10^7 t/a;焚烧碳排放量呈迅速增加的趋势,2020 年为 3.27×10^7 t/a。堆肥碳排放量呈先下降后上升的趋势,2020 年为 6.29×10^5 t/a,总体

占比低。2021—2025 年我国 MSW 预测总碳排放量呈现先降后增的趋势,预计 2025 年为 5.56×10^7 t/a。

(2) 我国 MSW 填埋、焚烧和堆肥单位碳排放量分别为 0.352、0.224、0.059 t/t。此外,焚烧发电实现的碳规避效果明显,相比填埋,焚烧更能促进温室气体减排。

(3) 在原生垃圾零填埋、厨余垃圾实行厌氧消化的新情景下,我国 MSW 总碳排放量可减少 32%~35%,碳减排潜力巨大。建议从碳中和理念出发,实行垃圾分类、原生垃圾零填埋、推行垃圾焚烧发电、厨余垃圾厌氧消化产沼,合理处理 MSW 可有效减少温室气体排放。

参考文献:

- [1] ZHANG C Y, DONG H J, GENG Y, et al. Carbon neutrality prediction of municipal solid waste treatment sector under the shared socioeconomic pathways[J]. *Resources Conservation and Recycling*, 2022, 186: 06528.
- [2] BIAN R, ZHANG T, ZHAO F, et al. Greenhouse gas emissions from waste sectors in China during 2006-2019: implications for carbon mitigation[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2022, 161: 488-497.
- [3] 张华, 张若玉, 何金海, 等. CH_4 和 N_2O 的辐射强迫与全球增温潜能[J]. *大气科学*, 2013, 37(3): 745-754.
- [4] 张若玉, 何金海, 张华. 温室气体全球增温潜能的研究进展[J]. *安徽农业科学*, 2011, 39(28): 17416-17419.
- [5] 张木喜, 孙晓杰, 王亚搏, 等. 广东省生活垃圾处理方式变化趋势及其原因[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(11): 3651-3659.
- [6] YANG D, XU L, GAO X, et al. Inventories and reduction scenarios of urban waste-related greenhouse gas emissions for management potential[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 626: 727-736.
- [7] GUO Q, DAI X. Analysis on carbon dioxide emission reduction during the anaerobic synergetic digestion technology of sludge and kitchen waste: taking kitchen waste synergetic digestion project in Zhenjiang as an example[J]. *Waste Management*, 2017, 69: 360-364.
- [8] 卢鹏, 彭莉, 丁社光, 等. 城市生活垃圾处理处置过程的碳排放核算模型[J]. *广东化工*, 2019, 46(20): 72-74.
- [9] 刘学之, 孙鑫, 朱乾坤, 等. 中国二氧化碳排放量相关计量方法研究综述[J]. *生态经济*, 2017, 33(11): 21-27.
- [10] 卢露. 碳中和背景下完善我国碳排放核算体系的思考[J]. *西南金融*, 2021(12): 15-27.
- [11] MULYA K S, ZHOU J Q, PHUANG Z X, et al. A systematic review of life cycle assessment of solid waste management: methodological trends and prospects[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 831: 154903.
- [12] 刘明达, 蒙古军, 刘碧寒. 国内外碳排放核算方法研究进展[J]. *热带地理*, 2014, 34(2): 248-258.
- [13] WANG Q, GAO Z, NING J. Model-based assessment of the pattern differences and the equity of national carbon emissions in China during 2000-2010[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 103: 696-704.
- [14] WANG Z, GENG L. Carbon emissions calculation from municipal solid waste and the influencing factors analysis in China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 104: 177-184.
- [15] XI J, GONG H, ZHANG Y, et al. The evaluation of GHG emissions from Shanghai municipal wastewater treatment plants based on IPCC and operational data integrated methods (ODIM) [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 797: 148967.
- [16] 住房和城乡建设部. 城乡建设统计年鉴[EB/OL]. [2022-09-28]. <https://www.mohurd.gov.cn/gongkai/fdzdgknr/sjfb/tjxx/index.html>.
- [17] 国家统计局. 中国统计年鉴[EB/OL]. [2022-09-28]. <http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/>.
- [18] XIAO S, DONG H, GENG Y, et al. Greenhouse gas emission mitigation potential from municipal solid waste treatment: a combined SD-LMDI model[J]. *Waste Management*, 2021, 120: 725-733.
- [19] MALAKAHMAD A, ABUALQUMBOZ M S, KUTTY S R M, et al. Assessment of carbon footprint emissions and environmental concerns of solid waste treatment and disposal techniques; case study of Malaysia[J]. *Waste Management*, 2017, 70.
- [20] HARBORTH P, FUSS R, MUENNICH K, et al. Spatial variability of nitrous oxide and methane emissions from an MBT landfill in operation: strong N_2O hotspots at the working face [J]. *Waste Management*, 2013, 33(10): 2099-2107.
- [21] IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories[EB/OL]. [2022-09-28]. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>.
- [22] 张婷, 俞志敏, 吴开亚. 城市居民生活垃圾填埋的碳排放变化分析——以合肥市为例[J]. *中国人口·资源与环境*, 2011, 21(增刊 2): 303-307.
- [23] WOON K S, PHUANG Z X, LIN Z, et al. A novel food waste management framework combining optical sorting system and anaerobic digestion: a case study in Malaysia [J]. *Energy*, 2021, 232: 121094.

- [24] 贺晨旻,迟远英,向翩翩,等.我国甲烷排放情景分析:IPAC模型结果[J].大气科学学报,2022,45(3):414-427.
- [25] 陈思勤.上海市生活垃圾处置过程中温室气体排放研究[J].有色冶金设计与研究,2019,40(6):94-98.
- [26] 陈思勤.生活垃圾处置温室气体排放特征及减排潜能研究[D].上海:上海交通大学,2018.
- [27] 崔纪翠,施娅俊,陈冠益,等.中国垃圾焚烧时空变化及温室气体排放核算[C]//中国环境科学学会.2021年全国有机固废处理与资源化利用高峰论坛论文集.成都:中国环境科学学会,2021:304-310.
- [28] DING Y,ZHAO J,LIU J,et al.A review of China's municipal solid waste (MSW) and comparison with international regions;management and technologies in treatment and resource utilization[J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 293: 126144.
- [29] LIU Y,SUN W,LIU J.Greenhouse gas emissions from different municipal solid waste management scenarios in China: based on carbon and energy flow analysis[J]. Waste Management,2017,68:653-661.
- [30] 汪东.城市化进程中居民消费碳排放估算方法及减排路径研究[D].天津:南开大学,2012.
- [31] 万合锋.猪粪堆肥及其在蔬菜地利用全过程中温室气体(N_2O 、 CH_4)和 NH_3 排放特征研究[D].南昌:南昌大学,2012.
- [32] 国家发展和改革委员会,住房和城乡建设部,生态环境部.关于印发《城镇生活垃圾分类和处理设施补短板强弱项实施方案》的通知[EB/OL].[2022-09-28]. https://www.ndrc.gov.cn/xwdt/tzgg/202008/t20200807_1235871.html?code=&state=123.
- [33] 李磊,袁光钰.中国城市生活垃圾处理现状及展望[J].世界环境,2017(6):24-27.
- [34] 龙吉生,欧远洋,全岩,等.CDM机制与填埋气回收利用[J].建设科技,2010(15):56-58.
- [35] 张琴琴,孙云东,朱承驻.安徽省垃圾填埋气 CO_2 减排潜力研究[J].环境科学与管理,2014,39(1):78-81.
- [36] 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[J].天津大学学报,2014,47(4):349-354.
- [37] 郝晓地,周鹏,曹达启.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.
- [38] 靳晨曦,孙士强,盛维杰,等.中国厨余垃圾处理技术及资源化方案选择[J].中国环境科学,2022,42(3):1240-1251.
- [39] 汪涛.餐厨垃圾厌氧消化处理全过程综合评价研究[D].杭州:浙江大学,2021.
- [40] 张星星,焦彭博,杨汇莹,等.剩余污泥与餐厨垃圾协同厌氧消化研究进展[J].中国环境科学,2022,42(5):2179-2194.
- [41] DUNG T N B,SEN B,CHEN C,et al.Food waste to bioenergy via anaerobic processes[J].Energy Procedia,2014,61:307-312.
- [42] 潘凤开.餐厨垃圾厌氧消化工艺的研究与应用[J].广东化工,2013,40(4):168-169.

编辑:徐婷婷 (收稿日期:2022-10-24)

(上接第951页)

- [5] SANDOVAL M A,FUENTES R,THIAM A,et al.Arsenic and fluoride removal by electrocoagulation process:a general review[J].Science of the Total Environment,2021,753.
- [6] 彭博宇,贺群丹,沈峥,等.纳米铁/改性介孔硅耦合电絮凝去除废水中的 $Ni(II)$ [J].环境污染与防治,2018,40(7):743-747.
- [7] GOVINDAN K,RAJA M,MAHESHWARI S,et al.Comparison and understanding of fluoride removal mechanism in Ca^{2+} , Mg^{2+} and Al^{3+} ion assisted electrocoagulation process using Fe and Al electrodes[J].Journal of Environmental Chemical Engineering,2015,3(3):1784-1793.
- [8] ZUO Q,CHEN X,LI W,et al.Combined electrocoagulation and electroflotation for removal of fluoride from drinking water[J]. Journal of Hazardous Materials,2008,159(2/3):452-457.
- [9] ZHIAO II,ZHIAO B,YANG W,et al.Effects of Ca^{2+} and Mg^{2+} on defluoridation in the electrocoagulation process[J].Environmental Science & Technology,2010,44(23):9112-9116.
- [10] EMAMJOMEH M M,SIVAKUMAR M.An empirical model for defluoridation by batch monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process[J].Journal of Hazardous Materials,2006, 131(1/2/3):118-125.
- [11] LU J,LI Y,YIN M,et al.Removing heavy metal ions with continuous aluminum electrocoagulation:a study on back mixing and utilization rate of electro-generated Al ions[J].Chemical Engineering Journal,2015,267:86-92.
- [12] OUAISSA Y A,CHABANI M,AMRANE A,et al.Removal of tetracycline by electrocoagulation: kinetic and isotherm modeling through adsorption[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering,2014,2(1):177-184.
- [13] MOUSSA D T,EL NAAS M H,NASSER M,et al.A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: potentials and challenges[J].Journal of Environment Management,2017,186(1):24-41.
- [14] THAKUR L S,MONDAL P.Simultaneous arsenic and fluoride removal from synthetic and real groundwater by electrocoagulation process:parametric and cost evaluation[J].Journal of Environmental Management,2017,190:102-112.

编辑:黄苇 (收稿日期:2022-03-01)