

适用于垃圾焚烧过程的碳排放核算方法研究

徐伟 何坤 谷琳

(中国恩菲工程技术有限公司, 北京 100038)

[摘要] 垃圾焚烧过程是生活垃圾无害化处理产业链中直接碳排放最大的环节,对其碳排放量进行核算有重要意义。但目前,国内使用的碳排放核算方法通常是针对项目而言,而单独针对焚烧过程的碳排放核算方法较少,准确率也难以保证。因此,本文对国内外垃圾焚烧过程碳排放核算的方法进行了研究,分析了各类核算方法的特点、准确率、稳定性和应用场景。适用于垃圾焚烧过程的碳排放核算方法有排放因子法、平衡法、实测法和间接测算法。排放因子法更适合宏观或全生命周期的碳排放核算,实测法准确率高但投资运行成本高,平衡法和间接测算法核算成本低,且表现出了较高的准确性和不错的稳定性,是比较适合一般项目的碳排放核算方法。

[关键词] 碳排放; 碳排放核算; 排放因子法; 平衡法; 实测法

[中图分类号] X799.3 **[文献标志码]** B **[文章编号]** 2097-2423(2023)05-0058-05

DOI: 10.19610/j.cnki.cn10-1873/tf.2023.05.011

0 前言

生活垃圾处理处置是人为温室气体的主要来源之一。近年来,随着我国经济社会快速发展,生活垃圾量及焚烧无害化处置量快速增长。2010年以来,中国生活垃圾产量以5%的平均速度逐年升高,焚烧已成为当前垃圾无害化处理处置的关键技术。2021年,中国生活垃圾焚烧无害化处理量为180 Mt,占全国生活垃圾无害化处理量的70%^[1]。目前,中国的垃圾焚烧处理能力已超过美国、日本和欧盟,跃居世界首位。因此,垃圾焚烧发无害化处理的碳排放对我国“双碳”战略目标将产生重要的影响。

碳排放核算是碳减排、碳交易的基础,也是“碳中和”规划的依据。垃圾焚烧发电产业链涉及前端环卫系统收集、转运、入炉焚烧、余热发电、渗滤液处置和炉渣飞灰处置等配套系统,各处置环节都涉及温室气体排放。其中垃圾入炉焚烧是直接碳排放最大的环节,是垃圾焚烧处置行业碳排放的重点^[2-5]。目前国内碳排放核算方法通常是针对项目或生命周期^[6-10],而单独针对垃圾焚烧过程的碳排放核

算方法较少,导致垃圾焚烧环节碳排放量核算的准确性难以保证。

此外,目前我国能源消费结构仍以化石燃料为主,燃料的焚烧是重工业最重要的能量来源^[11-12]。因此,焚烧过程的碳排放核算方法不仅对垃圾焚烧碳排放核算有重要影响,对其他能源依赖强度较高的工业(如钢铁、有色、电力等)也有重要意义。基于此,本文针对焚烧过程碳排放核算方法进行了详细的研究,分析比较了目前行业内主要使用的几种方法的原理和特点,并分析各类方法在实际应用中的效果,为垃圾焚烧过程的碳排放核算方法提供了建议。

1 垃圾焚烧过程碳排放核算方法

1.1 排放因子法

排放因子法是目前应用最为普遍的一种碳排放核算方法,也是《2006年IPCC国家温室气体清单编制指南》中使用的方法^[13-14]。其原理是根据燃料燃烧活动水平和碳排放因子核算碳排放数据,具体计算方法见式(1)。

$$E = \sum_{i=1}^n (SW_i dm_i CF_i FCF_i OF_i) \times \frac{44}{12} \quad (1)$$

式中: E 为核算期内燃料燃烧产生的 CO_2 排放量,t; SW_i 为焚化或露天燃烧的固体废弃物类 i 的总量,t; dm_i 为焚化或露天燃烧的废弃物中的干物质含量,%; CF_i 为干物质中的碳比例,%; FCF_i 为矿物碳在碳总含量中的比例,%; OF_i 为氧化因子,%; i 为废弃物类型。

[收稿日期] 2023-06-25

[作者简介] 徐伟(1981—),男,浙江温州人,硕士,高级工程师,主要从事矿山冶金与能源环保领域数智化、绿色化方面的研究工作。

[引用格式] 徐伟,何坤,谷琳.适用于垃圾焚烧过程的碳排放核算方法研究[J].绿色矿冶,2023,39(5):58-62.

排放因子法的特点是方法简单、适用范围广,通常适用于项目整体情况或全生命周期的碳排放核算。但在实际工作中,由于地区垃圾成分、能源品质、机组燃烧效率等因素不同,各类能源消费统计及碳排放因子测量容易出现较大偏差,其核算结果误差较大。

1.2 平衡法

平衡法主要通过联立元素、质量、能量等平衡方程组求解的方式进行碳核算,其中每种平衡都描述了特定的废物特征(如有机碳含量、热值、灰分含量)^[15-17]。具体来说,平衡法将垃圾分为惰性物质、生物有机物质和化石有机物质、水分三个部分(图 1)^[16]。

1) 惰性物质(m_1): 各类垃圾中惰性物质之和,惰性物质包括所有不燃固体残留物,如玻璃、石头、灰烬或来自生物废物和塑料的其他无机物质(如纸中的高岭土等)。

2) 生物有机物质(m_B)和化石有机物质(m_F): 仅指不含水分和灰分的有机物质。由于废物中有机物质的定性成分通常是已知的(例如,生物物质包括纸张、木材、厨房垃圾等,化石有机物质包括 PP、PE、PET、PVC 等),因此其 C、H、O、N 和 S 的质量分数是可推导的(排除水分和惰性物质之后)。

3) 水分(m_W): 各类物质含水量之和。

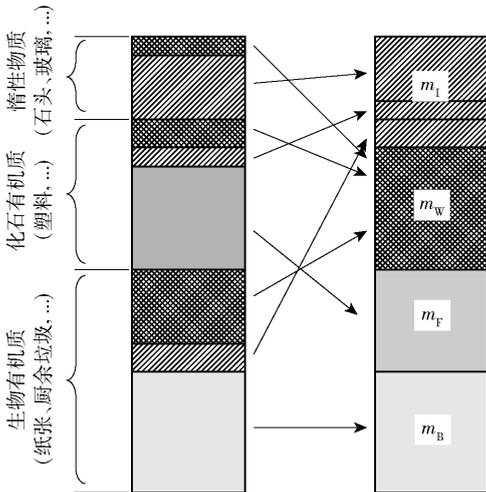


图 1 垃圾组分示意图

基于前面的假设,计算惰性物质(m_1)、生物有机物质(m_B)、化石有机物质(m_F)和水分(m_W)的值。需要的数据包括:入炉废物量、固体残留物量(灰渣)、烟气体积流量(干烟气)、烟气中 O_2 和 CO_2 含量(干烟气)、蒸汽产量、蒸汽压力和温度、给水温度)。具体通过下面 6 个平衡方程计算(方程数 >

未知数数量,使用统计学方法进行最佳结果拟合)。

1) 质量守恒。 m_1 、 m_B 、 m_F 和 m_W 分别表示惰性物质、生物有机物质、化石有机物质和水分的质量分数,它们的和是 1,计算式见式(2)。

$$m_1 + m_B + m_F + m_W = 1 \quad (2)$$

2) 惰性物质守恒。惰性物质质量分数 m_1 大致对应于单位时间内焚烧残留物的测量质量流量 $\sum M_{solid\ residus}$ 与废物输入量 M_{waste} 的商,计算式见式(3)。

$$m_1 = \frac{\sum M_{solid\ residus}}{M_{waste}} \quad (3)$$

3) 碳平衡。入炉垃圾有机碳的含量 $c_{C_{waste}}$ (即 m_B 和 m_F 分别与各自的碳含量 c_B 与 c_F 之积的和)根据焚烧厂烟气的监测数据(即烟气体积流量 $V_{flue\ gas}$ 、烟气中的 CO_2 浓度 $c_{CO_2,fg}$ 、焚烧厂当地空气中 CO_2 浓度 $c_{CO_2,air}$ 、烟气中的 O_2 浓度 $c_{O_2,fg}$ 、焚烧厂当地空气中 O_2 浓度,碳的分子量 M_C ,理想气体在标准温度和压力下的摩尔体积 V_m)计算,计算式见式(4)。

$$m_B c_B + m_F c_F = c_{C_{waste}} = \frac{V_{flue\ gas} \left(c_{CO_2,fg} - \frac{100 - c_{O_2,fg} - c_{CO_2,fg}}{100 - c_{O_2,air} - c_{CO_2,air}} c_{CO_2,air} \right) \frac{1}{100} \frac{M_C}{V_m}}{M_{waste}} \quad (4)$$

式中: $\frac{100 - c_{O_2,fg} - c_{CO_2,fg}}{100 - c_{O_2,air} - c_{CO_2,air}}$ 是考虑了燃烧空气中 CO_2 含量的影响。

4) 能量平衡。入炉垃圾的低位热值 H_{waste} 根据蒸汽产量和蒸汽循环焓值变化计算,计算式见式(5)。

$$m_B (38.4c_{C_B} + 93.9c_{H_B} - 10.8c_{O_B} + 6.3c_{N_B} + 10.5c_{S_B}) + m_F (34.8c_{C_F} + 93.9c_{H_F} - 10.8c_{O_F} + 6.3c_{N_F} + 10.5c_{S_F}) - 2.45m_W = H_{waste} = \frac{S\Delta h}{M_{waste}\eta} \quad (5)$$

式中: c_{C_B} 、 c_{H_B} 、 c_{O_B} 、 c_{N_B} 和 c_{S_B} 分别为生物有机物质中 C、H、O、N 和 S 元素的质量分数,%; c_{C_F} 、 c_{H_F} 、 c_{O_F} 、 c_{N_F} 和 c_{S_F} 分别为化石有机物质中 C、H、O、N 和 S 元素的质量分数,%; S 为蒸汽产量,kg/h; Δh 为蒸汽循环的净焓,kJ/kg; η 为锅炉效率,%。

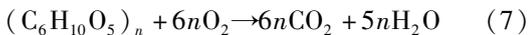
5) O_2 消耗量平衡。生物有机物质(m_B)、化石有机物质(m_F)燃烧消耗的氧气量等于入炉空气中的 O_2 含量与烟气中 O_2 含量的差值,计算式见式(6)。

$$m_B \left(\frac{c_{C_B}}{M_C} + \frac{c_{H_B}}{4M_H} - \frac{c_{O_B}}{2M_O} + \frac{c_{N_B}}{M_N} + \frac{c_{S_B}}{M_S} \right) \times 10^3 + m_F \left(\frac{c_{C_F}}{M_C} + \frac{c_{H_F}}{4M_H} - \frac{c_{O_F}}{2M_O} + \frac{c_{N_F}}{M_N} + \frac{c_{S_F}}{M_S} \right) \times 10^3 = O_{2,consum} =$$

$$\frac{10^3 V_{\text{flue gas}} \left(c_{\text{O}_2, \text{air}} \left(\frac{100 - c_{\text{O}_2, \text{fg}} - c_{\text{CO}_2, \text{fg}}}{100 - c_{\text{O}_2, \text{air}} - c_{\text{CO}_2, \text{air}}} \right) - c_{\text{O}_2, \text{fg}} \right)}{M_{\text{waste}} \frac{1}{100} \frac{1}{V_{\text{m}}}} \quad (6)$$

式中: M_{C} 、 M_{H} 、 M_{O} 、 M_{N} 和 M_{S} 分别表示 C、H、O、N 和 S 元素的摩尔质量。

6) O_2 消耗量和 CO_2 产生量的差异。在固体燃料的燃烧过程中, O_2 被消耗并且同时产生 CO_2 。由于生物有机物和化石有机物的化学组成不同(特别是在氢和氧含量方面), 这两种材料在 O_2 消耗和 CO_2 生产方面表现出较大差异。例如, 纤维素($(\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5)_n$) 和聚乙烯($(-\text{CH}_2-\text{CH}_2-)_n$) 燃烧的化学方程见式(7)~(8)。



从上面两个反应方程式可以看出, 在纤维素的完全燃烧过程中, O_2 的消耗量等于产生的 CO_2 的量(摩尔); 而在聚乙烯的焚烧过程中, CO_2 的产生量少于氧气消耗量。这意味着, 纤维素燃烧时, 烟气中 O_2 和 CO_2 浓度的总和等于燃烧空气中 O_2 和 CO_2 含量的总和; 而燃烧聚乙烯时, 烟道气中 O_2 和 CO_2 的总和低于燃烧空气中 O_2 和 CO_2 的总和。

O_2 消耗量和 CO_2 产生量之间的差异 $d_{\text{O}_2-\text{CO}_2}$ 可以通过燃料的化学组成信息(如 m_{B} 、 m_{F} 、 c_{C} 、 c_{H} 、 c_{O} 、 c_{N} 和 c_{S} 等)来评估, 这一结果相当于在焚烧厂获得的烟气数据, 具体公式见式(9)。

$$m_{\text{B}} \left(\frac{c_{\text{H}_{\text{B}}}}{4M_{\text{H}}} - \frac{c_{\text{O}_{\text{B}}}}{2M_{\text{O}}} + \frac{c_{\text{N}_{\text{B}}}}{M_{\text{N}}} + \frac{c_{\text{S}_{\text{B}}}}{M_{\text{S}}} \right) \times 10^3 + m_{\text{F}} \left(\frac{c_{\text{H}_{\text{F}}}}{4M_{\text{H}}} - \frac{c_{\text{O}_{\text{F}}}}{2M_{\text{O}}} + \frac{c_{\text{N}_{\text{F}}}}{M_{\text{N}}} + \frac{c_{\text{S}_{\text{F}}}}{M_{\text{S}}} \right) \times 10^3 = d_{\text{O}_2-\text{CO}_2} = \frac{10^3 V_{\text{flue gas}}}{M_{\text{waste}}} \left((c_{\text{O}_2, \text{air}} + c_{\text{CO}_2, \text{air}}) \frac{100 - c_{\text{O}_2, \text{fg}} - c_{\text{CO}_2, \text{fg}}}{100 - c_{\text{O}_2, \text{air}} - c_{\text{CO}_2, \text{air}}} - (c_{\text{O}_2, \text{air}} + c_{\text{CO}_2, \text{air}}) \right) \frac{1}{100} \frac{1}{V_{\text{m}}} \quad (9)$$

通过上式(2)~(6)、(9)可解出计算惰性物质(m_{I})、生物有机物质(m_{B})、化石有机物质(m_{F})和水分(m_{W})的值, 从而进行生物碳和化石碳排放的核算。

1.3 实测法

实测法是指通过连续监测碳排放数据的方法, 实测的碳排放数据准确度最接近真实值。但相较于使用排放因子法和平衡法, 进行 CO_2 连续监测投资

成本较高, 叠加设备运维管理成本, 连续监测整体成本远大于排放因子法和平衡法。

1.4 间接测算法

间接测算法是一种通过监测烟气 O_2 浓度值, 结合入炉垃圾性质实时计算焚烧炉 CO_2 排放量的测算方法^[13]。该方法仅提供单位质量垃圾理论燃烧烟气量及其中 CO_2 的量, 结合现场烟气中 O_2 浓度的监测数据, 就可计算得到烟气中 CO_2 浓度。垃圾焚烧发电厂通常都会检测烟气中 O_2 浓度数据, 因此, 可采用垃圾焚烧电厂现有的检测数据, 无需增加新的设备。具体计算方法见式(10)。

$$\text{CO}_2 = \frac{F_{\text{C}}}{F} \frac{\text{O}_{2, \text{Air}} - \text{O}_{2, \text{Measure}}}{\text{O}_{2, \text{Air}}} F_{\text{f}} \quad (10)$$

式中: CO_2 为烟气中二氧化碳平均浓度(体积), %; F_{C} 为单位质量燃料产生的 CO_2 体积(当量空气完全燃烧的条件下), m^3/t ; F 为单位质量燃料产生的干烟气体积(当量空气完全燃烧的条件下), m^3/t ; $\text{O}_{2, \text{Air}}$ 为当地空气中的 O_2 浓度(体积), %; $\text{O}_{2, \text{Measure}}$ 为每小时烟气中的平均氧气含量(体积), %; F_{f} 为垃圾含碳量中化石碳的占比, %。

全天 CO_2 排放总量的计算方法见式(11)。

$$\text{CO}_{2, \text{Day}} = \sum_{\text{I}}^{24} \frac{\text{CO}_{2, i}}{100} \times \frac{44}{22.4} \times 10^{-3} Q_i \quad (11)$$

式中: $\text{CO}_{2, i}$ 为各小时烟气中的平均二氧化碳体积浓度, %; Q_i 为各小时平均烟气量, m^3/h 。

式(11)中, F_{C} 和 F 可通过垃圾成分计算得出, 也可以采用估计值; $\text{O}_{2, \text{Air}}$ 通常可以采用空气中氧气的体积分数 21%, 在一些特殊地区(如高海拔地区)需根据当地实际情况进行调整; $\text{O}_{2, \text{Measure}}$ 是烟气中 O_2 的监测值。

间接测算法核算成本低, 且准确性较高; 但在核算生物碳排放和化石碳排放量时, 需要估算或测算可燃物中生物碳含量和化石碳含量的比例。

2 各类方法比较分析

2.1 应用场景

各类碳核算方法根据其各自的特点有不同的适用场景。

1) 排放因子法是《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》使用的方法, 该方法更适合较为宏观的碳核算和全生命周期碳核算的情景, 如全厂或全生命周期的碳核算, 其准确性受排放因子数据准确性

影响较大,不同地区使用同一数据进行核算,有时会得到与实际情况差距较大的核算结果。

2) 实测法具有较高的准确性,与其他方法相比,持续监测烟气中 CO_2 含量需要较高的投资运行成本,适合在大规模项目中使用。

3) 相比之下,平衡法和间接测算法核算成本低,通过联立方程求解的方式进行核算也保证了方法的科学性,相对来说更适合焚烧过程的碳排放核算。

2.2 准确性

核算准确性方面,Fellner 等^[16]使用排放因子法和间接测算法对7个垃圾焚烧炉进行碳核算,结果显示间接测算法平均偏差6%(最高值9.6%,最小

值为0),排放因子法平均偏差45%(最高值140%,最小值为1.8%),因此可以看出间接测算法具有较高的准确率和稳定性,而排放因子法表现较差,其原因可能是各地区垃圾成分差异较大。Obermoser 等^[17]使用平衡法对一个年消耗6000 t 垃圾的炉子进行碳核算,核算相对误差低于10%,准确率较高。

3 间接测算法应用实例

本文使用间接测算法对国内某800 t 垃圾焚烧发电厂碳排放数据进行测算,并使用 CO_2 的实际监测浓度作为比较数据,分析间接测算法的准确率。监测期间该垃圾焚烧发电厂垃圾成分见表1。

表1 国内某800 t 垃圾焚烧发电厂垃圾成分采样数据

垃圾成分	C	H	N	S	O	水分	灰分
3次采样(垃圾池上部、中部、底部)平均值	23.26	3.06	0.62	0.24	11.54	44.81	16.48

CO_2 监测浓度与间接测算法数据对比如图2~图4所示。需要注意的是,图4中7—8日为停炉检修期间,因此 CO_2 浓度监测结果很低。从图2~图4可以看出,间接测算法的测算结果除了第一个月22日和23日两天误差超过20%,其余时间 CO_2 浓度的测算结果均与 CO_2 浓度监测值较为接近,表现出了较高的准确性。总体来说,间接测算法测算浓度与实际监测浓度平均偏差均在10%以下,证明了 CO_2 浓度间接测算方法在核算垃圾焚烧过程碳排放时具有较高的准确性。

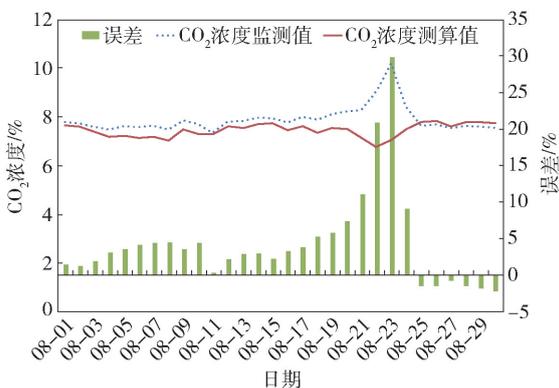


图2 某垃圾焚烧发电厂8月份 CO_2 监测浓度与间接测算法数据比较

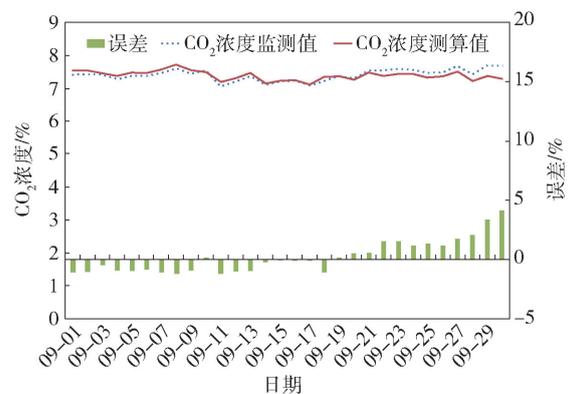


图3 某垃圾焚烧发电厂9月份 CO_2 监测浓度与间接测算法数据比较

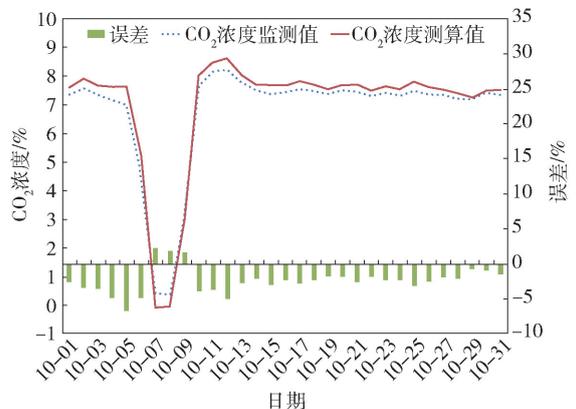


图4 垃圾焚烧发电厂2020年10月份 CO_2 监测浓度与间接测算浓度

4 结束语

目前,国内外对垃圾焚烧过程进行碳排放核算的方法主要有排放因子法、平衡法、实测法和间接测算法。排放因子法更适合宏观或全生命周期的碳核

算应用场景,在焚烧过程的碳核算方面受排放因子数据准确性影响较大,核算不同地区时准确率会出现较大的波动;实测法具有最高的准确性,但开展

CO₂连续监测投资成本较高,叠加设备运维管理成本,更适合大型项目的碳核算;平衡法和间接测算法测算成本较低,且表现出了较高的准确率和不错的稳定性,更适合一般项目的碳排放核算。

[参考文献]

- [1] 国家统计局. 年度数据[DB/OL]. [2023-04-20]. <http://www.stats.gov.cn>.
- [2] 刘诚,陈瑞英,王满仓,等. 铜冶炼能耗核算与碳排放量核算差异性和相关性分析[J]. 中国有色冶金, 2021, 50(4): 1-6.
- [3] 王文波,张灿. 垃圾焚烧发电行业的碳减排效应浅析[J]. 中国有色冶金, 2022, 51(3): 8-13.
- [4] 黄静颖,张浩,谭钦怀,等. 小型垃圾热解气化焚烧厂碳排放计算[J]. 环境卫生工程, 2021, 29(4): 1-6.
- [5] 张炳康,李云玉,张欣,等. 垃圾焚烧发电项目碳排放核算与减排效应研究[J]. 环境保护科学, 2023, 49(1): 75-81.
- [6] 王思博. 水泥行业温室气体排放核算方法研究[D]. 中国社会科学院研究生院, 2012.
- [7] 邹智秀,潘荣伟. 温室气体清单编制方法研究进展[J]. 四川水泥, 2016(9): 295.
- [8] 郝千婷,黄明祥,包刚. 碳排放核算方法概述与比较研究[J]. 中国环境管理, 2011(4): 51-55.
- [9] 计军平,马晓明. 碳足迹的概念和核算方法研究进展[J]. 生态经济, 2011(4): 76-80.
- [10] 何品晶,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.
- [11] 谷琳,何坤,马明生. 基于能源结构视角的有色金属冶炼行业低碳发展分析[J]. 中国有色冶金, 2022, 51(3): 1-7.
- [12] International Energy Agency (IEA). Data and statistics [DB/OL]. [2023-04-20]. <https://www.iea.org/data-and-statistics>.
- [13] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [R]. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/chinese/index.html>.
- [14] EGGLESTON H S, BUENDIA L, MIWA K. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, Vol. 5, waste [R]. Japan, Institute for Global Environmental Strategies (IGES): National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2006.
- [15] SCHWARZBÖCK T, RECHBERGER H, CENCIC O, et al. Determining national greenhouse gas emissions from waste-to-energy using the Balance Method [J]. Waste Management, 2016, 49: 263-271.
- [16] FELLNER J, CENCIC O, RECHBERGER H. A new method to determine the ratio of electricity production from fossil and biogenic sources in waste-to-energy plants [J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(7): 2579-2586.
- [17] OBERMOSER M, FELLNER J, RECHBERGER H. Determination of reliable CO₂ emission factors for waste-to-energy plants [J]. Waste Management & Research, 2009, 27(9): 907-913.

Research on Carbon Emission Accounting Method Suitable for Garbage Incineration Process

XU Wei, HE Kun, GU Lin

Abstract: Waste incineration is the largest direct carbon emission process in the harmless treatment chain of domestic waste, and it is of great significance to calculate its carbon emissions. However, currently, the study on carbon accounting methods in China is usually focused on projects, while there are few methods for calculating carbon emissions from the incineration process. Therefore, this article conducted research on carbon accounting methods for waste incineration processes both domestically and internationally, and analyzed the characteristics, accuracy, stability, and application scenarios of various accounting methods. The methods of carbon emission accounting in waste incineration process mainly include emission factor method, balance method, actual measurement method and indirect measurement method. The results show that the emission factor method is more suitable for macro or full life cycle carbon accounting. The actual measurement method has high accuracy but high investment and operation costs. The balance method and indirect measurement algorithm have low accounting costs, and have shown high accuracy and good stability, which are suitable carbon emission accounting methods for common projects.

Key words: carbon emissions; carbon accounting; emission factor method; balance method; measurement method; indirect measurement method; CO₂