



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202210030 中图分类号 X705 文献标识码 A

潘煜, 李廉明, 宋焜, 等. 基于化石碳的污泥干化焚烧处置碳排放分析[J]. 环境工程学报, 2023, 17(3): 990-1000. [PAN Yu, LI Lianming, SONG Kun, et al. Analysis on carbon emissions of sludge drying and incineration treatment based on fossil carbon[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(3): 990-1000.]

基于化石碳的污泥干化焚烧处置碳排放分析

潘煜¹, 李廉明², 宋焜¹, 王怡弘², 龚俊², 李凯², 黄群星^{1,✉}

1. 浙江大学能源清洁利用国家重点实验室, 杭州 310027; 2. 嘉兴新嘉爱斯热电有限公司, 嘉兴 314016

摘要 通常认为, 污泥焚烧产生的 CO₂ 是生物成因, 不计入碳排放核算清单。但石油加工化学品的广泛使用会导致污泥化石碳质量分数增加。为符合实际情况, 采用放射性碳测年法测定污泥化石碳质量分数。基于浙江省某 2 500 t·d⁻¹ 污泥资源化利用热电联产项目运营数据, 以 1 t 干基污泥 (DS) 为核算对象, 构建碳排放及碳补偿核算方法, 得出污泥干化焚烧-灰渣综合利用路径的碳排放因子, 并与深度脱水-应急填埋路径的理论碳排放水平比较。结果表明, 污泥有机碳中化石碳质量分数为 64.94%, 并非 100% 的生源碳。因此, 污泥焚烧时计入碳排放核算清单的直接碳排放会增大, 同时数据准确性和可靠度也有所增加。干化焚烧-灰渣综合利用路径中, 1 t 干基污泥的碳排放为 0.32 tCO_{2eq}, 约为深度脱水-应急填埋路径的 1/6, 更具减排潜力。本研究结果可为污泥低碳化处理处置提供参考。

关键词 污泥处理; 干化; 焚烧; 填埋; 化石碳; 碳排放

我国污泥产量基数大、增速快, 2019 年已超过 6×10⁷ t (以 80% 含水率计), 预计 2025 年将达到 9×10⁷ t^[1]。据统计, 污泥处理的碳排放量约占污水处理行业的 65%~76%, 是不可忽视的减排领域^[2]。污泥与煤的掺烧是污泥协同焚烧的常见工艺, 能够实现最大程度的减量化和无害化, 焚烧后的灰渣可回收利用。在“双碳”背景下, 碳排放水平成为评估污泥干化焚烧-灰渣综合利用路径效果的一个重要指标。

污泥处理处置产生的直接碳排放主要有化石源 CO₂、CH₄ 和 N₂O 等温室气体。根据联合国气候变化政府间专家委员会 (IPCC) 清单计算方法, 化石源 CO₂ 应纳入碳排放核算清单中, 而生物源 CO₂ 则不纳入^[3]。且 IPCC 认为污泥化石碳质量分数为 0, 因焚烧或生物降解产生的 CO₂ 被视为生物成因, 因此核算直接碳排放时仅考虑 CH₄ 和 N₂O 排放量^[3]。但随着人们生活水平提高, 多数以石油加工化学品为原材料的食品添加剂、洗涤剂、化妆品、药物等在生产使用过程中将化石碳引入到了污泥中。KANG 等^[4]采用放射性碳测年法得出污水污泥化石碳质量分数为 14.00%~34.24%。因此, 实际污泥化石碳质量分数不可忽略。纪莎莎等^[5]将污泥化石碳质量分数视为 0%, 得到污泥焚烧的直接碳排放因子 (以 CO_{2eq}/DS 计, 下同) 为 0.31 t·t⁻¹; 李哲坤等^[6]代入的化石碳质量分数为 12%, 得到污泥焚烧的直接碳排放因子为 0.46 t·t⁻¹; 李欢等^[7]认为, 污泥化石碳质量分数为 100%, 计算得到污泥焚烧的直接碳排放因子为 1.56 t·t⁻¹。由此可见, 污泥焚烧的直接碳排放量与化石碳质

收稿日期: 2022-10-10; 录用日期: 2023-02-25

基金项目: 浙江省重点研发计划资助项目 (2021C03164)

第一作者: 潘煜 (2000—), 女, 博士研究生, 3179995428@qq.com; ✉通信作者: 黄群星 (1977—), 男, 博士, 教授, hqx@zju.edu.cn

量分数呈正相关。测定实际污泥化石碳质量分数对提高污泥处理处置路径碳排放强度评估的准确性具有重要意义。

目前，在碳排放核算时，测定污泥化石碳质量分数的研究较为缺乏，导致碳排放评估风险增加。本研究基于浙江省某污泥能源化利用热电联产项目，拟采用放射性碳测年法测定污泥总有机碳中化石碳的质量分数，构建碳排放和碳补偿计算方法，以更准确地核算污泥干化焚烧-灰渣综合利用路径的碳排放因子，并与深度脱水-应急填埋路径的理论碳排放水平比较。

1 材料与方法

1.1 研究对象

本研究采用的污泥产自项目附近的市政污水处理厂、印染纺织厂、皮革厂和工业区，来源稳定。焚烧时，干污泥与煤炭的掺混比例约为 0.623:0.377。干污泥、煤炭及其 2 者的混合物的收到基工业分析、元素分析和低位发热量结果见表 1。项目工艺流程如图 1 所示，污泥和煤的化学能转化为蒸汽的热能，部分发电供热，部分用于污泥干燥。项目 2021 年 1-4 月的运营情况见表 2。

表 1 污泥、煤炭及混合样收到基工业、元素及低位热值分析

Table 1 Analysis of proximate, element and low calorific value of sludge, coal and mixed samples as received basis

样品种类	工业分析/%				元素分析/%					低位发热量/(kJ·kg ⁻¹)
	水分	灰分	挥发分	固定碳	C	H	N	S	O	
干污泥	35.27	32.89	30.71	1.19	15.22	2.46	1.83	2.83	9.50	6 137.93
煤炭	10.76	10.72	28.80	49.74	65.46	3.78	0.92	0.29	8.09	25 669
干污泥与煤混合物	26.03	24.53	29.99	19.50	34.16	2.96	1.49	1.87	8.97	13 501.14

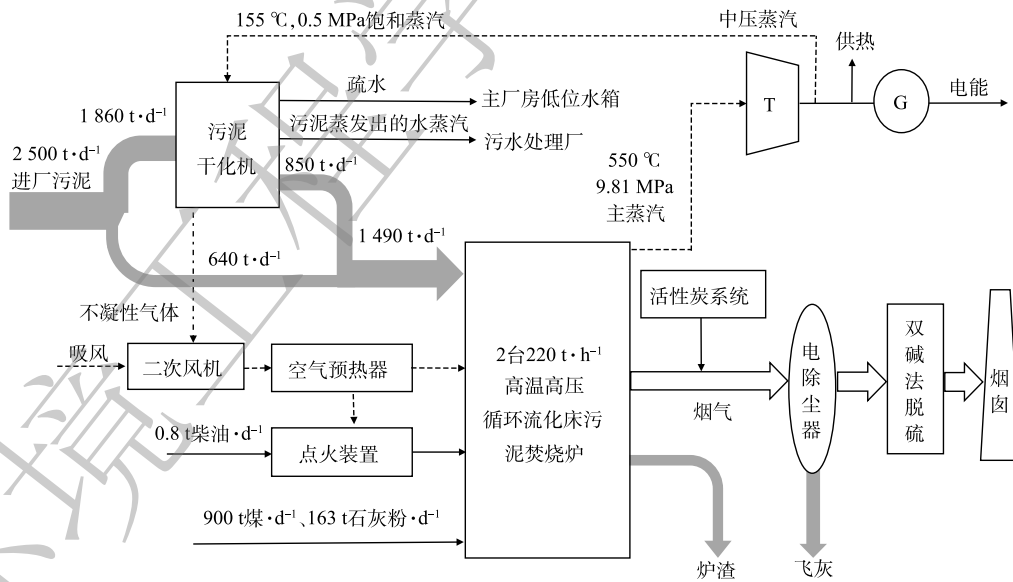


图 1 污泥能源化利用热电联产项目工艺流程图

Fig. 1 Process flow chart of sludge energy utilization cogeneration project

1.2 污泥化石碳质量分数测定

采用加速器质谱仪测定化石碳质量分数需先将污泥制备成石墨样品。石墨样品制备实验台如图 2 所示，该实验台由石英燃烧管破碎器、冷阱、定体积管、压阻规和玻璃反应管组成，整体装置抽真空。污泥预处理时先除去样品自身含有的无机碳^[8]。制备石墨样品的实验方法参照刘圣华

等^[9]的研究。所用 0.5 MV 1.5SDH-1 型加速器质谱仪 ¹⁴C/¹²C 长期测试精度优于 0.3%，机器本底现代碳比值为 0.000 4，相当于 ¹⁴C 年龄为 63 764 a。

根据同位素两端元混合模型计算污泥有机碳中化石碳的质量分数，样品中生物碳与化石碳质量分数之和为 100%。由于生物碳与现代大气保持平衡的同位素特征，化石碳中

表 2 2021 年 1-4 月项目运营情况

Table 2 Project operation from January to April 2021 t

月份	进厂污泥量	干化机湿污泥进料量	干化机干污泥出料量	干污泥焚烧量	主蒸汽量
1	74 800	51 642	28 403	51 561	140 290
2	37 800	27 055	14 880	25 625	83 523.25
3	72 700	53 220	29 271	48 751	382 427.75
4	81 000	56 626	31 144	55 518	379 050.75

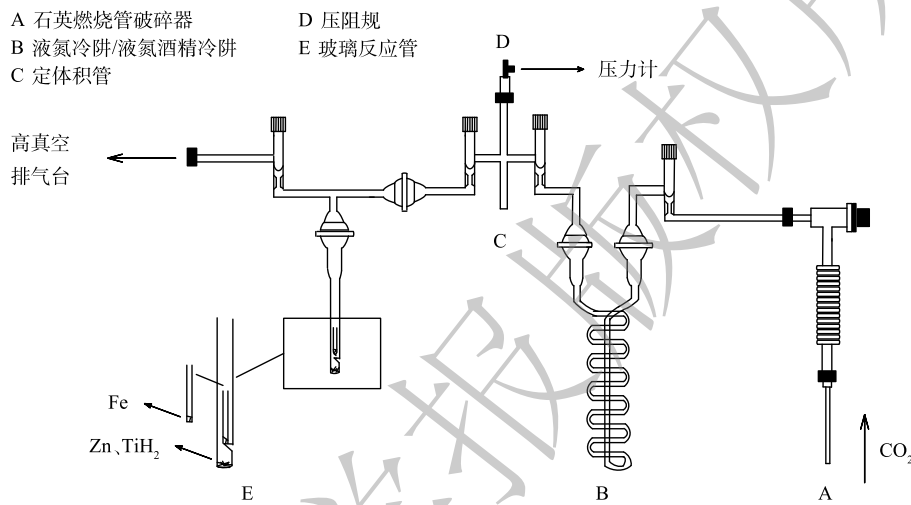


图 2 石墨制备实验台

Fig. 2 Graphite preparation bench

¹⁴C 衰变完全，因此 $Fm_f=0$ ， $Fm_b=Fm_{atm}$ ，计算如式 (1)~式 (3) 所示。

$$Fm_s = Fm_b \cdot w_b + Fm_f \cdot w_f \tag{1}$$

$$w_b = \frac{Fm_s}{Fm_{atm}} \cdot 100\% \tag{2}$$

$$w_f = 100\% - w_b \tag{3}$$

式中： Fm_s 为样品现代碳比值； Fm_b 为生物质基现代碳比值； w_b 为生物碳质量分数； Fm_f 为化石基现代碳比值； w_f 为化石碳质量分数； Fm_{atm} 为大气现代碳比值监测值。

1.3 污泥干化机热效率分析

污泥干化机的质量和能量平衡见图 3，计算如式 (4)~式 (6) 所示。

$$q_{m,q1} = q_{m,q2} \tag{4}$$

$$q_{m,wn1} = q_{m,wn2} + q_{m,q3} + q_{m,g} \tag{5}$$

$$Q_{q1} + Q_{wn1} = Q_{wn2} + Q_{q2} + Q_{q3} + Q_g + Q_s \tag{6}$$

式中： $q_{m,q1}$ 为饱和蒸汽质量流量， $kg \cdot h^{-1}$ ； $q_{m,q2}$ 为疏水质量流量， $kg \cdot h^{-1}$ ； $q_{m,wn1}$ 为湿污泥质量流量， $kg \cdot h^{-1}$ ； $q_{m,wn2}$ 为干污泥质量流量， $kg \cdot h^{-1}$ ； $q_{m,q3}$ 为尾气中水蒸汽质量流量， $kg \cdot h^{-1}$ ； $q_{m,g}$ 为

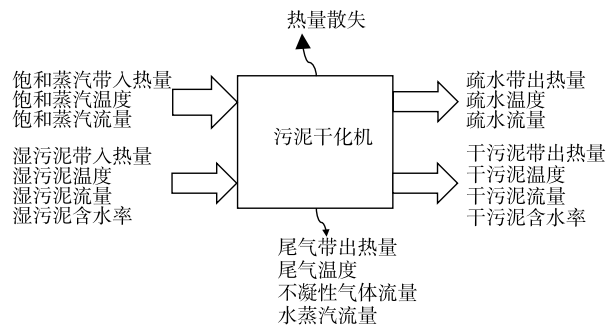


图 3 污泥干化机质量和能量平衡图

Fig. 3 Mass and heat balance diagram of sludge dryer

不凝性气体质量流量, $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$; Q_{q1} 为饱和蒸汽带入热量, $\text{kJ}\cdot\text{h}^{-1}$; Q_{wn1} 为湿污泥带入热量, $\text{kJ}\cdot\text{h}^{-1}$; Q_{wn2} 为干污泥带出热量, $\text{kJ}\cdot\text{h}^{-1}$; Q_{q2} 为疏水带出热量, $\text{kJ}\cdot\text{h}^{-1}$; Q_{q3} 为水蒸汽带出热量, $\text{kJ}\cdot\text{h}^{-1}$; Q_g 为不凝性气体带出热量, $\text{kJ}\cdot\text{h}^{-1}$; Q_s 为散热损失, $\text{kJ}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

饱和蒸汽和疏水携带热量计算如式(7)~式(8)所示。

$$Q_{q1} = q_{m,q1} h_{q1} \quad (7)$$

$$Q_{q2} = q_{m,q2} h_{q2} \quad (8)$$

式中: h_{q1} 为饱和蒸汽比焓, $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$; h_{q2} 为疏水比焓, $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

湿污泥和干污泥携带热量计算如式(9)~式(10)所示。

$$Q_{wn1} = q_{m,wn1} t_{wn1} (c_{DS} (1 - x_{wn1}) + c_w x_{wn1}) \quad (9)$$

$$Q_{wn2} = q_{m,wn2} t_{wn2} (c_{DS} (1 - x_{wn2}) + c_w x_{wn2}) \quad (10)$$

式中: t_{wn1} 为湿污泥温度, $^{\circ}\text{C}$; c_{DS} 为污泥干基比热, $1.3 \text{ kJ}\cdot(\text{kg}\cdot^{\circ}\text{C})^{-1}$ [10]; c_w 为水的比热容, $4.187 \text{ kJ}\cdot(\text{kg}\cdot^{\circ}\text{C})^{-1}$ [10]; x_{wn1} 为湿污泥含水率; t_{wn2} 为干污泥温度, $^{\circ}\text{C}$; x_{wn2} 为干污泥含水率。

不考虑化学反应吸放热, 尾气中水蒸汽及不凝性气体带出热量计算如式(11)~式(13)所示[11]。

$$Q_{q3} = q_{m,q3} t_{q3} (r_0 + c_{q3} t_{q3}) \quad (11)$$

$$Q_g = c_g q_{m,g} (t_g - t_{wn1}) \quad (12)$$

$$t_g = t_{q3} \quad (13)$$

式中: t_{q3} 为水蒸汽温度, $^{\circ}\text{C}$; r_0 为 0°C 时水的汽化潜热, $2491 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ [11]; c_{q3} 为水蒸汽比热容, $1.866 \text{ kJ}\cdot(\text{kg}\cdot^{\circ}\text{C})^{-1}$ [11]; c_g 为不凝性气体定压比热容, $\text{kJ}\cdot(\text{kg}\cdot^{\circ}\text{C})^{-1}$; t_g 为不凝性气体温度, $^{\circ}\text{C}$ 。

污泥干化机热效率计算如式(14)所示。

$$\eta_h = \frac{Q_{q1} - Q_{q2} - Q_s}{Q_{q1}} \quad (14)$$

式中: η_h 为污泥干化机热效率。

项目中7台污泥干化机的运行情况见表3。采用GASMET-DX4000型烟气分析仪检测不凝性气体, 结果见表4。实验发现不凝性气体的主要成分为 NH_3 、 C_3H_8 、 HCN 、 CH_4 和 CH_3COOH 。经加权计算, 7台污泥干化机排出的不凝性气体比热容相差不大, 分别为2.077、2.075、2.075、2.073、2.074、2.073、2.073 $\text{kJ}\cdot(\text{kg}\cdot^{\circ}\text{C})^{-1}$ 。

表3 7台污泥干化机运行参数

Table 3 Operating parameters of 7 sludge dryers

序号	饱和蒸汽 温度/ $^{\circ}\text{C}$	饱和蒸汽 压力/ MPa	饱和蒸汽流 量/ $(\text{t}\cdot\text{h}^{-1})$	湿污泥 温度/ $^{\circ}\text{C}$	湿污泥流 量/ $(\text{t}\cdot\text{h}^{-1})$	疏水 温度/ $^{\circ}\text{C}$	疏水流 量/ $(\text{t}\cdot\text{h}^{-1})$	干污泥 温度/ $^{\circ}\text{C}$	干污泥流 量/ $(\text{t}\cdot\text{h}^{-1})$	尾气 温度/ $^{\circ}\text{C}$	不凝性气体 流量/ $(\text{t}\cdot\text{h}^{-1})$	水蒸汽流 量/ $(\text{t}\cdot\text{h}^{-1})$
1	155.50	0.55	4.11	16.00	5.06	108.21	4.11	68.01	1.67	102.01	0.010	3.38
2	154.10	0.53	3.92	16.00	4.93	107.23	3.92	64.50	1.64	101.39	0.018	3.27
3	154.10	0.53	3.83	16.00	4.83	107.12	3.83	64.10	1.65	101.10	0.009	3.17
4	154.10	0.53	3.80	16.00	4.86	107.05	3.80	64.90	1.68	100.10	0.014	3.17
5	154.10	0.53	3.84	16.00	4.89	107.10	3.84	63.11	1.68	100.61	0.004	3.21
6	153.40	0.52	3.42	16.00	4.41	106.99	3.42	62.24	1.61	100.24	0.013	2.79
7	153.40	0.52	3.41	16.00	4.40	107.01	3.41	63.12	1.59	100.12	0.005	2.80

1.4 污泥焚烧替代煤量分析

污泥掺烧可减少煤炭使用量, 但相比于燃煤锅炉, 锅炉效率会下降。根据文献[12]计算2种

燃料分别焚烧时的理论锅炉效率, 如式(15)~式(18)所示。

$$q_{4,i} = 32844 \cdot A_{ar} \cdot \frac{\left[a_{dz} \cdot \frac{C_{dz}}{(100 - C_{dz})} + a_{fh} \cdot \frac{C_{fh}}{(100 - C_{fh})} \right]}{Q_{b,i}} \quad (15)$$

$$q_{2,i} = (h_{py} - \alpha_{py} h_{lk}^0) \cdot \frac{1 - \frac{q_{4,i}}{100}}{Q_{b,i}} \cdot 100 \quad (16)$$

$$q_{6,i} = \frac{Q_{pz}}{Q_{b,i}} = \frac{a_{dz} \cdot \frac{A_{ar}}{100} \cdot (a_{pz} \cdot h_{pz} - a_{fz} \cdot h_{fz} - a_{bz} \cdot h_{bz})}{Q_{b,i}} \quad (17)$$

$$\eta_{b,i} = 1 - (q_{4,i} + q_{3,i} + q_{2,i} + q_{5,i} + q_{6,i}) \quad (18)$$

式中: $q_{4,i}$ 为固体不完全燃烧热损失, i 为 f 时, 燃料为煤炭, i 为 m 时, 燃料为污泥掺煤, 下同; A_{ar} 为收到基灰分; a_{dz} 为底渣占燃料灰分份额; C_{dz} 为底渣含碳量; a_{fh} 为飞灰占燃料灰分份额; C_{fh} 为飞灰含碳量; $Q_{b,i}$ 为锅炉输入热量, GJ; $q_{2,i}$ 为排烟热损失; h_{py} 为排烟焓, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; α_{py} 为排烟处过量空气系数; h_{lk}^0 为冷空气焓, $\text{kJ} \cdot \text{m}^{-3}$; $q_{6,i}$ 为灰渣物理显热损失; Q_{pz} 为返渣补砂热损失, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; a_{pz} 为排渣率; h_{pz} 为排渣焓, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; a_{fz} 为返渣率; h_{fz} 为返渣焓, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; a_{bz} 为补砂率; h_{bz} 为补砂焓, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; $\eta_{b,i}$ 为锅炉效率; $q_{3,i}$ 为气体不完全燃烧热损失; $q_{5,i}$ 为散热损失。

取锅炉运行现场的飞灰和炉渣进行元素分析, 含碳量分别为 2.02% 和 1.35%。煤粉炉中气体不完全燃烧热损失一般不超过 0.5%, 取 $q_{3,i}$ 为 0.5%^[12]。由于散热损失测量非常困难, 工程上根据锅炉额定容量查取散热损失, 取 $q_{5,i}$ 为 0.6%^[12]。其余物理量根据锅炉运行实际情况取值如表 5 所示。

燃料理论消耗量计算如式(19)~式(20)所示。单位干基污泥焚烧替代的标煤量计算如式(21)所示。

$$Q_{b,i} = \frac{Q}{\eta_{b,i}} = \frac{D \cdot h}{\eta_{b,i}} \quad (19)$$

$$m_i = \frac{Q_{b,i}}{Q_{net,ar,i}} \cdot 10^3 \quad (20)$$

$$m_{ce} = \frac{m_{wn} \cdot Q_{net,ar,wn}}{Q_{net,ar,ce} \cdot m \cdot (1 - x_{wn2})} = \frac{0.623 \cdot m_m \cdot Q_{net,ar,wn}}{Q_{net,ar,ce} \cdot m \cdot (1 - x_{wn2})} \quad (21)$$

式中: Q 为主蒸汽热量, GJ; D 为主蒸汽量, t; h 为主蒸汽比焓, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; m_i 为燃料理论消耗量, t; $Q_{net,ar,i}$ 为燃料低位发热量, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; m_{ce} 为每 t 干基污泥焚烧替代的标煤量 (以 ce/DS 计), $\text{t} \cdot \text{t}^{-1}$; m_{wn} 为污泥理论消耗量, t; $Q_{net,ar,wn}$ 为污泥低位发热量, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; $Q_{net,ar,ce}$ 为标煤低位发热量, $29\,271.2 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; m 为入炉干污泥量, t。

1.5 碳排放核算模型

1.5.1 碳排放核算边界界定

两种污泥处理处置路径的碳排放核算边界见图 4, 碳排放因子的计算如式(22)~式(23)所示。

表 4 不凝性气体组分及体积分数
Table 4 Composition and volume fraction of non-condensable gases

组分	体积分数/%
NH ₃	75.38
C ₃ H ₈	9.72
HCN	6.63
CH ₄	4.58
CH ₃ COOH	2.75
HCOOH	0.51
HF	0.32
HCl	0.11

表 5 锅炉效率计算中部分物理量取值
Table 5 Values of some physical quantities in boiler efficiency calculation

符号	单位	数值
a_{dz}	—	0.3
a_{fh}	—	0.7
a_{pz}	—	2.0%
h_{pz}	$\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$	767.0
a_{fz}	—	1.0%
h_{fz}	$\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$	125.0
a_{bz}	—	1.0%
h_{bz}	$\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$	40.5

$$EF_{IC} = \frac{E_{IC1} + E_{IC2} + E_{IC3}}{m \cdot (1 - x_{wn2})} \quad (22)$$

$$EF_{LF} = \frac{E_{LF1} + E_{LF2} + E_{LF3}}{m_S \cdot (1 - x_{wn1})} \quad (23)$$

式中： EF_{IC} 为污泥干化焚烧-灰渣综合利用路径的碳排放因子， $t \cdot t^{-1}$ ； E_{IC1} 为污泥焚烧直接碳排放量， t ； E_{IC2} 为干化焚烧间接碳排放量， t ； E_{IC3} 为污泥焚烧和灰渣综合利用的碳补偿量， t ； EF_{LF} 为污泥深度脱水-应急填埋路径的碳排放因子， $t \cdot t^{-1}$ ； E_{LF1} 为污泥填埋直接碳排放量， t ； E_{LF2} 为污泥深度脱水和填埋的间接碳排放量， t ； E_{LF3} 为填埋气利用的碳补偿量， t ； m_S 为湿污泥处理总量， t 。

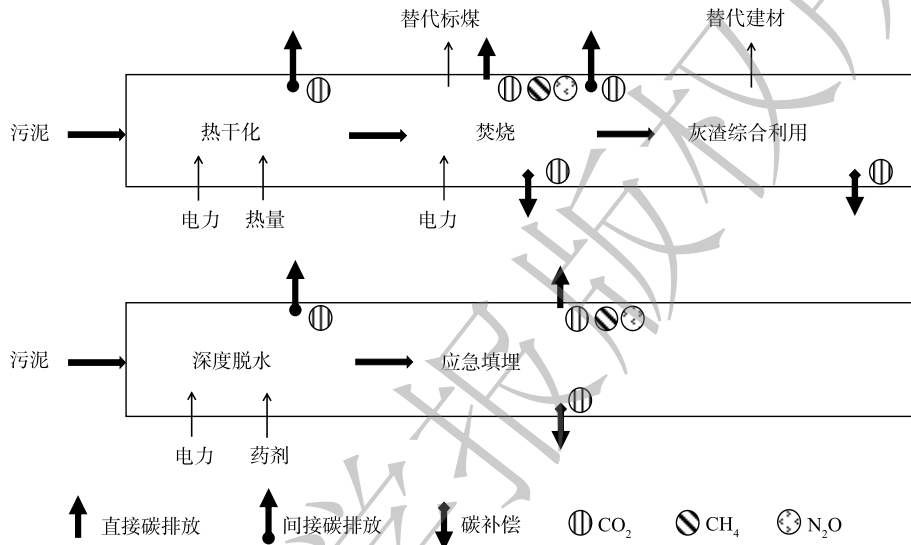


图 4 污泥两种处理处置路径的碳排放核算边界

Fig. 4 Carbon emission accounting boundary of sludge two treatment and disposal paths

1.5.2 污泥干化焚烧-灰渣综合利用

该路径的直接碳排放量包括焚烧时产生的化石源 CO_2 、 CH_4 和 N_2O ，如式 (24)~式 (27) 所示。

$$E_{IC1} = E_{IC1,CO_2} + E_{IC1,CH_4} \cdot GWP_{CH_4} + E_{IC1,N_2O} \cdot GWP_{N_2O} \quad (24)$$

$$E_{IC1,CO_2} = m \cdot (1 - x_{wn2}) \cdot CF \cdot FCF \cdot OF \cdot 44/12 \quad (25)$$

$$E_{IC1,CH_4} = m \cdot (1 - x_{wn2}) \cdot EF_{IC1,CH_4} \quad (26)$$

$$E_{IC1,N_2O} = m \cdot (1 - x_{wn2}) \cdot EF_{IC1,N_2O} \quad (27)$$

式中： E_{IC1,CO_2} 为焚烧化石源 CO_2 排放量， t ； E_{IC1,CH_4} 为焚烧 CH_4 排放量， t ； E_{IC1,N_2O} 为焚烧 N_2O 排放量， t ； GWP_{CH_4} 为 CH_4 的 100 年全球增温潜势，为 25^[13]； GWP_{N_2O} 为 N_2O 的 100 年全球增温潜势，为 298^[13]； CF 为干基污泥含碳量； FCF 为化石碳在总碳中的质量分数； OF 为碳氧化率；44/12 为 CO_2 与 C 的分子量之比； EF_{IC1,CH_4} 为污泥焚烧 CH_4 排放因子 (以 CH_4/DS 计，下同)，取 $0.024 \ 25 \ kg \cdot t^{-1}$ ^[14]； EF_{IC1,N_2O} 为污泥焚烧 N_2O 排放因子 (以 N_2O/DS 计)，取 $0.99 \ kg \cdot t^{-1}$ ^[14]。

假设污泥和煤的碳氧化率相同，计算如式 (28)~式 (29) 所示。

$$OF = OF_{wn} = OF_f \quad (28)$$

$$OF = 1 - \frac{(m_z \cdot C_z + m_h \cdot \frac{C_h}{\eta}) \cdot 10^6}{FC \cdot NCV \cdot CC} \quad (29)$$

式中： OF_{wn} 为污泥碳氧化率； OF_f 为煤碳氧化率； m_z 为炉渣产量， t ； C_z 为炉渣平均含碳量； m_h 为

飞灰产量, t; C_h 为飞灰平均含碳量; η 为除尘系统平均除尘效率; FC 为干污泥和煤混合燃料消耗量, t; NCV 为污泥掺煤平均低位发热量, $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$; CC 为污泥掺煤单位热值含碳量 (以碳元素计), $\text{t}\cdot\text{TJ}^{-1}$ 。

该路径的间接碳排放量由污泥干化热耗以及干化焚烧等主要用电环节电耗产生, 核算如式 (30)~式 (32) 所示。

$$E_{\text{IC2}} = E_{\text{IC2,h}} + E_{\text{IC2,e}} \quad (30)$$

$$E_{\text{IC2,h}} = \frac{Q_h}{q_{\text{ce}} \cdot \eta_h} \cdot EF_{\text{ce}} \quad (31)$$

$$E_{\text{IC2,e}} = m_s \cdot (1 - x_{\text{wn1}}) \cdot Q_{\text{e,h}} \cdot EF_e + m \cdot (1 - x_{\text{wn2}}) \cdot Q_{\text{e,IC}} \cdot EF_e \quad (32)$$

式中: $E_{\text{IC2,h}}$ 为热耗产生的间接碳排放量, t; $E_{\text{IC2,e}}$ 为干化焚烧电耗产生的间接碳排放量, t; Q_h 为干化时蒸汽携带热量, kJ; q_{ce} 为标准煤热值, $29.27 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ [15]; EF_{ce} 为标准煤碳排放因子 (以 CO_2/ce 计), $2.493 \text{ t}\cdot\text{t}^{-1}$ [15]; $Q_{\text{e,h}}$ 为每 t 干基污泥干化耗电量 (以 DS 计, 下同), 取 $0.05 \text{ MW}\cdot\text{h}\cdot\text{t}^{-1}$ [14]; $Q_{\text{e,IC}}$ 为每 t 干基污泥焚烧耗电量, 取 $0.4 \text{ MW}\cdot\text{h}\cdot\text{t}^{-1}$ [16]; EF_e 为电力碳排放因子, 取 $0.792 \text{ t}\cdot(\text{MW}\cdot\text{h})^{-1}$ [17]。

该路径通过污泥焚烧替代煤炭和灰渣综合利用产生碳补偿, 计算如式 (33)~式 (35) 所示。

$$E_{\text{IC3}} = E_{\text{IC3,B}} + E_{\text{IC3,hz}} \quad (33)$$

$$E_{\text{IC3,B}} = -m \cdot (1 - x_{\text{wn2}}) \cdot m_{\text{ce}} \cdot EF_{\text{ce}} \quad (34)$$

$$E_{\text{IC3,hz}} = -m_{\text{hz,IC}} \cdot EF_{\text{hz}} \quad (35)$$

式中: $E_{\text{IC3,B}}$ 为替代标煤的碳补偿量, t; $E_{\text{IC3,hz}}$ 为灰渣综合利用的碳补偿量, t; $m_{\text{hz,IC}}$ 为污泥焚烧灰渣产量, t; EF_{hz} 为灰渣综合利用碳排放因子, $0.52 \text{ t}\cdot\text{t}^{-1}$ [18]。

1.5.3 污泥深度脱水-应急填埋

微生物降解污泥有机质时产生填埋气, 而我国填埋场大多无专门的填埋气收集装置, 填埋气直接逸散于大气中。根据 PAN 等[19] 研究结果, 污泥填埋气无组织排放参数如表 6 所示, 核算理论直接碳排放量时取各参数的中值计算, 生物源 CO_2 不计入, 如式 (36)~式 (39) 所示。

表 6 污泥填埋气无组织排放参数表^[19]
Table 6 Unorganized discharge parameter table of sludge landfill gas^[19] $\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$

气体种类	中值	最小值	最大值
化石源 CO_2	0.020 5	0.013 5	0.037
生物源 CO_2	0.341 9	0.086 8	0.597
CH_4	0.035 2	0.013 4	0.090 2
N_2O	0.006 8	0	0.025 1

$$E_{\text{LF1}} = E_{\text{LF1,CO}_2} + E_{\text{LF1,CH}_4} \cdot GWP_{\text{CH}_4} + E_{\text{LF1,N}_2\text{O}} \cdot GWP_{\text{N}_2\text{O}} \quad (36)$$

$$E_{\text{LF1,CO}_2} = m_s \cdot (1 - x_{\text{wn1}}) \cdot EF_{\text{LF1,CO}_2} \quad (37)$$

$$E_{\text{LF1,CH}_4} = m_s \cdot (1 - x_{\text{wn1}}) \cdot EF_{\text{LF1,CH}_4} \quad (38)$$

$$E_{\text{LF1,N}_2\text{O}} = m_s \cdot (1 - x_{\text{wn1}}) \cdot N_d \cdot EF_{\text{LF1,N}_2\text{O}} \quad (39)$$

式中: $E_{\text{LF1,CO}_2}$ 为填埋化石源 CO_2 排放量, t; $EF_{\text{LF1,CO}_2}$ 为填埋化石源 CO_2 排放因子 (以 CO_2/DS 计), $\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$; $E_{\text{LF1,CH}_4}$ 为填埋 CH_4 排放量, t; $EF_{\text{LF1,CH}_4}$ 为填埋 CH_4 排放因子, $\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$; $E_{\text{LF1,N}_2\text{O}}$ 为填埋 N_2O 排放量, t; $EF_{\text{LF1,N}_2\text{O}}$ 为填埋 N_2O 排放因子 (以 $\text{N}_2\text{O}/N_d$ 计), $\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$; N_d 为污泥干基含氮量。

该路径的间接碳排放量由电耗和药耗产生。污泥深度脱水常用的药剂为聚丙烯酰胺 (PAM)、 FeCl_3 、 CaO , 脱水后泥饼含水率为 45%~60%^[20]。核算如式 (40)~式 (42) 所示。

$$E_{\text{LF2}} = E_{\text{LF2,e}} + E_{\text{LF2,m}} \quad (40)$$

$$E_{\text{LF2,e}} = m_s \cdot (1 - x_{\text{wn1}}) \cdot Q_{\text{e,d}} \cdot EF_e \quad (41)$$

$$E_{\text{LF2,sc}} = m_s \cdot (1 - x_{\text{wn1}}) \cdot m_{\text{mj}} \cdot EF_{\text{mj}} \quad (42)$$

式中： $E_{LF2,e}$ 为深度脱水耗电产生的间接碳排放量，t； $E_{LF2,m}$ 为药耗产生的间接碳排放量，t； $Q_{e,d}$ 为每 t 干基污泥深度脱水耗电量，取 $0.125\text{MW}\cdot\text{h}\cdot\text{t}^{-1}$ ^[21]； $m_{m,j}$ 为每 t 干基污泥深度脱水不同药剂的消耗量， $\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$ 。 $EF_{m,j}$ 为不同药剂的碳排放因子， $\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$ 。PAM、 FeCl_3 、CaO 投加率分别为 $0.01\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$ 、6%、10%^[22]，其碳排放因子分别为 25 ^[23]、 8.3 ^[21]、 $1.4\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$ ^[21]。

污泥填埋中填埋气收集困难，因此假设甲烷回收率为 0，即 $E_{LF3} = 0$ 。

2 结果与讨论

2.1 污泥化石碳质量分数

近年大气现代碳比值监测值见表 7^[24]，本研究中将 2022 年的数值代入计算。经测定，污泥现代碳比值为 0.350 6，则化石碳占总碳的质量分数为 64.94%。该结果远大于以往文献^[4]中污水污泥化石碳质量分数 14.00%~34.24%。这是因为，本研究中的污泥除了来自市政污水处理厂，还有一部分来自印染纺织厂、皮革厂和工业区。工业行业使用的化学品大多来自石油及其衍生物；纺织印染行业在织物染色过程中广泛使用的合成染料主要由煤焦油(或石油加工)分馏后经化学加工而成^[25]。因此，污泥来源不同，其化石碳质量分数存在较大差异。

2.2 污泥干化机热效率

7 台干化机输出端的能量分配情况见图 5。经热平衡计算，污泥干化机的平均热效率为 80.51%，在一般污泥干化机热效率 70%~90% 范围内^[26-28]，运行工况良好。污泥干化机输出端疏水带出热量约占总能量的 46.98%，因此回收利用疏水余热十分必要。

2.3 污泥焚烧替代煤量

2 种燃料的锅炉热平衡情况见表 8，2021 年 1-4 月的理论消耗量见表 9。污泥掺煤混烧时，锅炉效率为 89.46%；煤炭为燃料时，锅炉效率为 91.52%。经计算，平均焚烧 1 t 干基污泥可替代 0.21 tce。

2.4 碳排放结果分析

污泥干化焚烧-灰渣综合利用路径的碳排放核算结果见图 6。该路径呈碳源性，碳排放因子为 $0.32\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$ 。不同的污泥处理环节中，污泥焚烧直接碳排放>电耗间接碳排放>热耗间接碳排放。1 t 干基污泥焚烧时产生的直接碳排放为 0.85 t，介于 $0.46\sim 1.56\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$ ^[6-7]。焚烧时产生的化石源 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 折合的碳排放当量分别占 65.27%、0.07%、34.66%。若污泥焚烧产生的

表 7 近年大气现代碳比值监测值^[24]

Table 7 Monitoring values of atmospheric modern carbon ratio in recent years^[24]

监测年份	Fm_{atm}
2017	1.010
2018	1.005
2019	1
2020	1
2021	1
2022	1

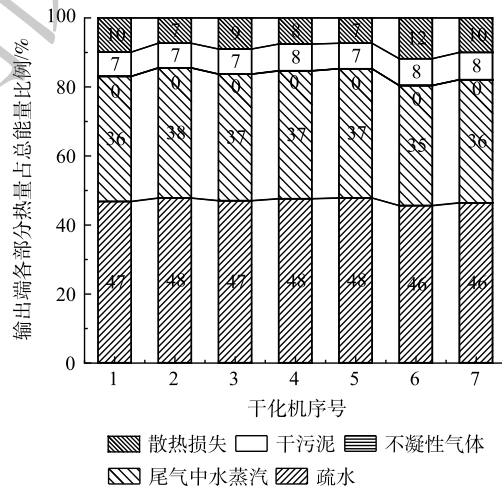


图 5 干化机输出端各部分热量占总能量比例

Fig. 5 Ratio of heat from each section of sludge dryer's output to total energy

表 8 2 种燃料种类下的锅炉热平衡表

Table 8 Boiler heat balance table under 2 fuel types %

燃料种类	$q_{4,i}$	$q_{3,i}$	$q_{2,i}$	$q_{5,i}$	$q_{6,i}$	$\eta_{b,i}$
干污泥:煤炭=0.623:0.377	1.01	0.50	7.75	0.60	0.68	89.46
煤炭	0.23	0.50	6.98	0.60	0.16	91.52

1 t 干基污泥焚烧时产生的直接碳排放为 0.85 t，介于 $0.46\sim 1.56\text{t}\cdot\text{t}^{-1}$ ^[6-7]。焚烧时产生的化石源 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 折合的碳排放当量分别占 65.27%、0.07%、34.66%。若污泥焚烧产生的

CO₂均视为生物成因,则该路径呈碳汇性,碳排放因子为-0.24 t·t⁻¹。因此,虽然测定实际污泥化石碳质量分数对评估污泥处理处置路径的碳排放水平具有负面影响,但可切实提高核算工作的准确性。在污泥焚烧项目中可通过增加碳捕集装置,优化干化机运行工况,提高干化机平均热效率等方法降低碳排放水平。该路径核算结果的不确定性可能来自污泥收到基含碳量、低位发热量的测定误差,计算干化机热效率和替代煤量时的数据误差,以及所取参考值的不准确性,如污泥干化和焚烧单位耗电量、灰渣碳排放因子等。

污泥深度脱水-应急填埋路径的碳排放核算结果见图7。该路径的理论碳排放因子为1.95 t·t⁻¹,约为焚烧路径的6倍。不同的污泥处理环节中,污泥有机质降解产生的碳排放>药耗产生的间接碳排放>电耗产生的间接碳排放。填埋时1 t干基污泥因有机物生物降解产生的碳排放为0.96 t,其中化石源CO₂、CH₄和N₂O折合的碳排放当量分别占2.14%、91.87%、5.99%,可见该路径下化石源CO₂排放量较小。根据表6,填埋气中的CO₂,生物源占94.3%左右,化石源仅占5.7%左右。这是因为,相比于生物碳,化石碳通常不易降解^[29]。研发和普及污泥填埋气收集技术,避免填埋气逸散于空气,资源化利用填埋气产生碳补偿,对降低该路径的碳排放强度具有重要意义。该路径核算结果存在不准确性的原因在于填埋气无组织排放参数存在一定的范围,而为使结果更具有代表性,计算时仅代入中值。

3 结论

1) 在评估污泥处理处置路径的碳排放强度时,测定化石碳质量分数可提高数据准确性,但也会增大碳排放水平。污泥干化焚烧-灰渣综合利用路径的碳排放因子为0.32 t·t⁻¹,约为深度脱水-应急填埋路径的1/6,具有更大的减排潜力与推广价值。但污泥填埋成本低,短期内仍可作为一种应急措施。

2) 相关部门应投入人力、物力和财力开发高效污泥深度脱水技术,加强污泥干化系统优化和智能化水平,进一步节能降耗。应尽量降低电耗、药耗等高碳排放工艺的密集程度,有选择地耦合多种污泥低碳处理工艺,加强污泥资源化利用,降低碳排放水平。

表9 燃料理论消耗量对比表

Table 9 Comparison of theoretical fuel consumption

参数名称	单位	燃料种类	
		煤炭	干污泥:煤炭=0.623:0.377
锅炉效率	%	91.52	89.46
燃料理论消耗量	×10 ⁴ t	14.94	29.06
煤炭理论消耗量	×10 ⁴ t	14.94	10.96
干污泥理论消耗量	×10 ⁴ t	0	18.10

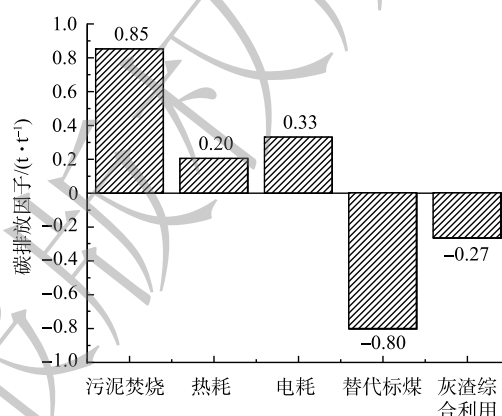


图6 污泥干化焚烧-灰渣综合利用各环节碳排放因子

Fig. 6 Carbon emission factors in each link of sludge drying incineration - comprehensive utilization of ash and slag path

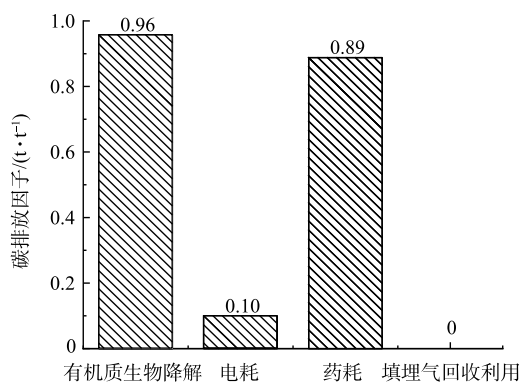


图7 污泥深度脱水-应急填埋路径各环节碳排放因子

Fig. 7 Carbon emission factors in each link of sludge deep dehydration - emergency landfill path

3) 污泥掺煤混烧能够实现较为稳定的燃烧和较大的污泥处置量。但相比于单独焚烧, 混烧会导致飞灰中磷的质量分数降低, 还会引入杂质。因此从磷回收的角度出发, 建议污泥单独焚烧。

参考文献

- [1] 戴晓虎. 我国污泥处理处置现状及发展趋势[J]. 科学, 2020, 72(6): 30-34.
- [2] 赵刚, 唐建国, 徐竟成, 等. 中美典型污泥处理处置工程能耗和碳排放比较分析[J]. 环境工程, 2022, 40(12): 9-16.
- [3] IPCC. 2019 refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory[EB/OL]. [2022-08-18]. <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>, 2019.
- [4] KANG S, CHO C, KIM K H, et al. Fossil carbon fraction and measuring cycle for sewage sludge waste incineration[J]. *Sustainability*, 2018, 10(8): 2790.
- [5] 纪莎莎. 污泥干化焚烧工艺碳排放研究及优化策略[J]. 环境科技, 2019, 32(1): 49-53.
- [6] 李哲坤, 张立秋, 杜子文, 等. 城市污泥不同处理处置工艺路线碳排放比较[J]. 环境科学, 2023, 44(2): 1181-1190.
- [7] 李欢, 金宜英, 李洋洋. 污水污泥处理的碳排放及其低碳化策略[J]. 土木建筑与环境工程, 2011, 33(2): 117-121.
- [8] 杨旭冉, 庞义俊, 何明, 等. 用于AMS测量的 ^{14}C 样品制备方法[J]. 同位素, 2015, 28(2): 65-68.
- [9] 刘圣华, 杨育振, 徐胜, 等. 加速器质谱 ^{14}C 制样真空系统及石墨制备方法研究[J]. 岩矿测试, 2019, 38(3): 270-279.
- [10] 王丽花, 吕国钧, 王飞, 等. 污泥干化焚烧系统的节能降耗研究[J]. 中国给水排水, 2021, 37(4): 29-36.
- [11] 孙奇, 余辉, 朱方兵, 等. 圆盘干燥深度脱水污泥的中试研究[J]. 环境工程, 2016, 34(10): 118-123.
- [12] 周强泰, 周克毅, 冷伟, 等. 锅炉原理[J]. 3版. 北京: 中国电力出版社, 2013: 150-156.
- [13] 宋宝木, 秦华鹏, 马共强. 污水处理厂运行阶段碳排放动态变化分析: 以深圳某污水处理厂为例[J]. 环境科学与技术, 2015, 38(10): 204-209.
- [14] 次瀚林, 王先楷, 董滨. 不同污泥干化焚烧技术路线全链条碳足迹分析[J]. 净水技术, 2021, 40(6): 77-82.
- [15] 全国能源基础与管理标准化技术委员会. 综合能耗计算通则: GB/T 2589-2020[S]. 北京: 中国标准出版社, 2020.
- [16] 陈莉佳, 许天明, 卢宇飞. 市政污泥脱水-干化-焚烧不同工艺路线碳排放分析[J]. 净水技术, 2019, 38(S1): 155-159.
- [17] 中华人民共和国生态环境部. 《2019年度减排项目中国区域电网基准线排放因子》[EB/OL]. [2022-08-18]. https://www.mee.gov.cn/ywgz/ydqhbh/wsqtzk/202012/t20201229_815386.shtml.
- [18] 刘立涛, 张艳, 沈镭, 等. 水泥生产的碳排放因子研究进展[J]. 资源科学, 2014, 36(1): 110-119.
- [19] PAN Y R, WANG X, REN Z J, et al. Characterization of implementation limits and identification of optimization strategies for sustainable water resource recovery through life cycle impact analysis[J]. *Environment International*, 2019, 133(Part B): 105266.
- [20] 刘鹏, 朱乃若, 熊唯, 等. 污泥深度脱水处理与处置工艺的COD及碳排放分析[J]. 环境卫生工程, 2012, 20(1): 9-12.
- [21] 王琳, 李德彬, 刘子为, 等. 污泥处理处置路径碳排放分析[J]. 中国环境科学, 2022, 42(5): 2404-2412.
- [22] 蒋玲燕. 上海某污水处理厂污泥深度脱水运行优化探索[J]. 给水排水, 2019, 55(9): 25-28.
- [23] 林文聪, 赵刚, 刘伟, 等. 污水厂污泥典型处理处置工艺碳排放核算研究[J]. 环境工程, 2017, 35(7): 175-179.
- [24] ASTM International. Standard test methods for determining the biobased content of solid, liquid, and gaseous samples using radiocarbon analysis: ASTM D6866[S]. United States, 2021.
- [25] 颜永全, 王玉君, 曾祥梅. 纺织工业与化学工业——分析潍坊纺织业[J]. 山东纺织经济, 2021(10): 22-25.
- [26] 李博, 王飞, 朱小玲, 等. 污泥干化焚烧联用系统最佳运行工况研究[J]. 环境污染与防治, 2014, 36(8): 29-33.
- [27] 程晓波, 李博, 王飞, 等. 上海市竹园污泥干化焚烧系统的能量平衡分析[J]. 节能, 2011, 30(10): 15-18.
- [28] 陈少卿. 污泥在浆叶干燥机内干燥的模拟和试验研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2018.
- [29] LAW Y, JACOBSEN G E, SMITH A M, et al. Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants[J]. *Water Research*, 2013, 47(14): 5270-5281.

(责任编辑: 金曙光)

Analysis on carbon emissions of sludge drying and incineration treatment based on fossil carbon

PAN Yu¹, LI Lianming², SONG Kun¹, WANG Yihong², GONG Jun², LI Kai², HUANG Qunxing^{1,*}

1. State Key Laboratory of Clean Energy Utilization, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China; 2. Jiaying New Jies Thermal Power Co., Ltd, Jiaying 314016, China

*Corresponding author, E-mail: hqx@zju.edu.cn

Abstract CO₂ from sludge incineration is commonly considered biogenic and thus excluded from the carbon emission accounting list. However, the widespread use of petroleum processing chemicals would lead to an upward trend in sludge's fossil carbon mass proportion. To adjust for the current circumstances, the radiocarbon dating technique was employed to quantify the mass fraction of fossil carbon in sludge. Based on the operation data of a 2500 t·d⁻¹ sludge energy utilization cogeneration project in Zhejiang Province, carbon emissions and compensation accounting methods were built using 1 t dry base sludge (DS) as the accounting object. The carbon emission factor of the sludge drying incineration - comprehensive utilization of ash and slag path was calculated and compared with the theoretical carbon emission level of the deep dewatering - emergency landfill path. The results revealed that the mass proportion of fossil carbon in sludge organic carbon was 64.94%, indicating that the carbon was not entirely biogenic. As a result, the direct carbon emissions integrated into the carbon emission inventory when incinerating sludge would increase, simultaneously improving the data's accuracy and dependability. The carbon emission (in terms of CO₂-equivalent) of 1 t dry base sludge in the path of drying incineration - comprehensive utilization of ash and slag was 0.32 t, about 1/6 of that in the route of deep dehydration - emergency landfill, which had better emission reduction potential. This research could serve as a reference for sludge low-carbonization treatment and disposal.

Keywords sludge treatment; drying; incineration; landfill; fossil carbon; carbon emissions