

王侨, 王光辉, 胡啸, 等. 市政污泥处理处置工艺碳排放核算及碳减排路径[J]. 净水技术, 2026, 45(1): 10-18.

WANG Q, WANG G H, HU X, et al. Carbon emission accounting and reduction path of municipal sludge treatment and disposal processes[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(1): 10-18.

市政污泥处理处置工艺碳排放核算及碳减排路径

王 侨^{1,*}, 王光辉², 胡 啸¹, 刘 芳¹, 许世伟², 郑鹏凯¹

(1. 北京恒润慧创环境技术有限公司, 北京 100044; 2. 北京首创生态环保集团股份有限公司, 北京 100044)

摘 要 【目的】 目前,我国已经形成了深度脱水-填埋、好氧发酵-土地利用、厌氧消化-土地利用、干化焚烧-建材利用这 4 条主流的市政污泥处理处置工艺路线,每种工艺路线都有各自的优缺点和适用条件,但每种路线的碳排放水平尚不明确,致使碳排放难以作为工艺比选测算指标落地应用。【方法】 根据联合国政府间气候变化专门委员会指南,采用排放因子法,在确定核算边界后,全面核算了污泥从污水处理厂外运直至最终消纳的全流程碳排放量,包括处理处置过程中因甲烷(CH_4)和一氧化二氮(N_2O)释放所产生的碳排放,因电耗、药耗、能耗、运输等所产生的碳排放,以及资源能源替代所产生的碳减排,然后基于该核算结果探讨了污泥处理处置碳减排路径。【结果】 污泥深度脱水-填埋、好氧发酵-土地利用、厌氧消化-土地利用、干化焚烧-建材利用的碳排放强度分别为 1 465.75、933.46、880.35、752.33 $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$ 。【结论】 通过对比发现,在相同核算边界下,干化焚烧-建材利用是碳排放最少的污泥处理处置工艺,在新建项目工艺比选时可优先考虑。此外,当污泥因适用条件或处置方法受限,必须采用某种工艺时,还可从污泥源头减量、关键技术参数优化、资源能源回收等方面实现碳减排。

关键词 市政污泥 污泥处理处置 碳排放核算 排放因子法 碳减排

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)01-0010-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.01.002

Carbon Emission Accounting and Reduction Path of Municipal Sludge Treatment and Disposal Processes

WANG Qiao^{1,*}, WANG Guanghui², HU Xiao¹, LIU Fang¹, XU Shiwei², ZHENG Pengkai¹

(1. Beijing Hengrun Huichuang Environmental Technology Co., Ltd., Beijing 100044, China;

2. Beijing Capital Eco-Environment Protection Group Co., Ltd., Beijing 100044, China)

Abstract [Objective] Currently, four mainstream municipal sludge treatment and disposal process routes have been formed in China, namely, deep dewatering-landfill, aerobic fermentation-land use, anaerobic digestion-land use, and drying incineration-construction materials utilization. Each process has its own advantages, disadvantages and applicable conditions. However, the carbon emission level of each process is not clear, which makes it difficult to implement carbon emission as a measurement index for process comparison. [Methods] According to the guidelines of Intergovernmental Panel on Climate Change, the carbon emission amounts of the whole sludge treatment and disposal processes, from sludge transportation out of the wastewater treatment plant to final disposal, are comprehensively calculated by the emission factor method after determining the accounting boundary. It includes the carbon emission caused by the release of methane (CH_4) and dinitrogen monoxide (N_2O) during the treatment and disposal processes, the carbon emission caused by electricity consumption, drug consumption, energy consumption, transportation, etc., and the carbon emission reduction caused by resource and energy substitution. Moreover, based on the calculation results, the carbon emission reduction path of sludge treatment and disposal is discussed. [Results] The carbon emission intensities of sludge deep dewatering-landfill, aerobic fermentation-land use, anaerobic digestion-land use, and drying incineration-construction materials utilization are 1 465.75, 933.46, 880.35, 752.33 $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$, respectively. [Conclusion] It is found that under the same accounting boundary, drying

[收稿日期] 2024-11-21

[通信作者] 王侨(1990—),女,高级工程师,主要从事污水污泥处理技术研发等工作,E-mail:wangqiao@capitalwater.cn。

incineration-construction materials utilization is the sludge treatment and disposal process with the least carbon emission by comparison, which can be given priority in the process selection of new projects. In addition, when the applicable condition or disposal route of sludge is restricted and a certain process must be adopted, carbon emission can also be reduced through measures such as sludge reduction at the source, key technical parameters optimization, resources and energy recovering.

Keywords municipal sludge sludge treatment and disposal carbon emission accounting emission factor method carbon emission reduction

随着我国社会化进程的加快,城镇居民用水量和污水产生量呈逐年增长趋势,污水产量的提高和我国污水处理行业的快速发展必然导致污泥产量的逐年增加。随着全球气候问题的日益严重,减少温室气体排放、实现碳中和已经成为世界各国共同的目标。大气中可吸收红外线产生温室效应的气体有30多种,为了有效控制气候变化,需对大气中的二氧化碳(CO_2)、甲烷(CH_4)、一氧化二氮(N_2O)、氢氟碳化物(HFCs)、全氟碳化物(PFCs)、六氟化硫(SF_6)、三氟化氮(NF_3)等气体进行削减。污水处理和污泥处理处置行业的碳排放主要聚焦于 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 这3种气体^[1]。据报道^[2]:污水处理行业碳排放量占全社会总排放量的1%~2%,是不可忽视的碳减排领域,而污泥处理处置是实现污水处理领域碳中和的关键环节之一。目前已有大量研究开展了污泥处理处置技术的相关碳排放核算,但结合我国国情的主流污泥处理处置工艺路线的全面核算对比以及碳减排路径分析较少。本文全面核算了市政污泥从污水处理厂外运直至最终消纳的全流程碳排放量,包括处理处置过程中因 CH_4 和 N_2O 释放产生的碳排放,因电耗、药耗、能耗、运输等产生的碳排放,以及资源能源替代所产生的碳减排。该核算结果可为新建项目污泥工艺比选提供一个新的维度参考和一定的数据支撑。此外,当污泥因适用条件或处置出路受限而必须采用某种工艺时,例如因重金属超标无法对土地进行利用而只能焚烧,文章提供了一些碳减排思路,例如源头减量、关键技术参数优化等。

1 污泥的产生及特性

市政污泥(以下简称“污泥”)是城镇污水处理厂污水处理的主要副产物,成分复杂,主要由微生物细胞、胞外聚合物和无机矿物质组成,其中富含氮、磷、有机质等营养物质,此外还含有难降解有机物、病原菌、寄生虫、重金属等有害物质^[3]。污水处理厂排放的剩余污泥含水率高、易腐败,如果未经稳定

化和无害化处理而直接排放,会严重污染自然水体、土壤和大气环境。根据《中国城乡建设统计年鉴2023》,截至2023年底,全国城镇污水处理厂共4 816座(其中城市污水处理厂2 967座,县城污水处理厂1 849座),处理能力共计27 031万 m^3/d ,污水年排放量共计781.15亿 m^3 ,污水年处理量共计769.70亿 m^3 ,污水处理率达98.53%。根据10 000 m^3 生活污水产生5~8 t湿污泥(含水率以80%计)的比例估算,截至2023年底,我国湿污泥产量达到3 849万~6 158万t。另外,E20研究院统计:2015年—2020年,我国城镇(城市、县城)湿污泥(含水率为80%)产量从3 800余万t提高到5 100余万t,污泥无害化处置率从约40%提高到约62%;2021年湿污泥产量初步核算为5 649万t,预计到2025年将超过6 700万t。需要引起重视的是,污泥富集了污水中30%~50%的污染物,如果污泥没有得到妥善处置,污水处理的环境生态效益将大打折扣。

2 污泥处理处置工艺

污泥处理处置是对污泥进行减量化、稳定化、无害化和资源化的过程,污泥处置并没有最优方式,制定方案需因地制宜,是个系统性的工程。污泥处理主要包括浓缩、脱水、干化、好氧发酵(或称好氧堆肥)、厌氧消化、焚烧等,污泥处置包括卫生填埋、土地利用、建材利用等最终消纳方式。污泥处置方式决定处理技术,因此,污泥处置是解决污泥问题的核心和难点。

目前,我国已经形成了深度脱水-填埋、好氧发酵-土地利用、厌氧消化-土地利用、干化焚烧-建材利用4条主流的污泥处理处置工艺路线^[4]。这几种工艺路线优缺点对比分析如表1所示。由表1可知,污泥好氧发酵和厌氧消化的产物可进行土地利用,产生碳汇,减少碳排放,属于低碳工艺。尤其是厌氧消化,产生的 CH_4 进行热电联产,可大幅度降低能源消耗,从而减少碳排放。

表 1 污泥处理处置工艺优缺点对比
Tab. 1 Advantages and Disadvantages of Sludge Treatment and Disposal Processes

工艺	优点	缺点	适用条件
深度脱水- 填埋	污泥快速减量;投资远低于其他工艺; 简单易行	深脱需投加调理药剂;填埋可能释放大 量温室气体;土地资源紧张,填埋量逐 渐减少;污泥资源化利用率极低	占地面积小,减量需求迫切;对泥质要求不 高;有合适的填埋场;仅作为阶段性应急处置 方式
好氧发酵- 土地利用	投资和运行成本较低;发酵后可进行 土地利用,产生碳汇,减少碳排放	需要添加大量辅料、发酵周期长、占地 面积大;污泥减量不明显; 厂区环境较差,可能产生臭气影响周围 环境;气候对发酵效果有一定影响	中小规模项目;场地充足,周围环境要求不敏 感;重金属不超标、有机质质量分数为 40%以 上的市政污泥;产物有土地利用需求或能协 调处置方向
厌氧消化- 土地利用	产生 CH ₄ 可进行资源化利用,减少碳 排放;厂区环境整洁,占地较小;处理 后可进行土地利用,产生碳汇,进一步 减少碳排放	设备密闭要求高,运维难度大;不适用 于低有机质含量的污泥;污泥减量不明 显;沼液处理难度大	中大规模污泥处理项目(污泥产量不低于 200 t/d);重金属不超标、有机质质量分数为 50%以上的市政污泥;建于污水处理厂周边; 产物有利用需求或能协调处置方向
干化焚烧- 建材利用	干化处理时间短,减量率高,最终处置 适用性好、灵活性高;焚烧可最大程度 实现污泥减量化、稳定化和无害化;焚 烧产生热能可用于干化;可回收污泥 中的矿物质应用于建材,产生碳汇	投资、运行成本较高;干化只能降低含 水率,对于有机组分和臭气几乎没有处 理效果;存在燃烧废气,环评通过难度 较高;建材利用方法不稳定	占地面积小,减量需求迫切;适用于人口密 集、土地紧张、经济较发达、对投资和运行成 本不敏感地区;周围有火电厂、垃圾焚烧厂可 接纳干化后污泥;重金属超标污泥

3 典型污泥处理处置工艺路线碳排放核算

国际标准 *Greenhouse Gases* (ISO 14064-1:2018) 中将温室气体排放分为 6 类:直接排放、由购买能源引起的间接排放、运输相关的间接排放、产品使用相关的间接排放、与组织业务相关的其他间接排放以及来自其他来源的排放。因此,污泥处理处置工艺碳排放根据式(1)进行核算。

$$W = E_{\text{直接}} + E_{\text{间接}} - J_{\text{减排}} \quad (1)$$

其中: W ——总碳排放强度, kg CO₂/(t DS) (DS 为绝干污泥量);

$E_{\text{直接}}$ ——直接碳排放强度(包括但不限于过程中因 CH₄ 和 N₂O 逸散而产生的碳排放), kg CO₂/(t DS);

$E_{\text{间接}}$ ——间接碳排放强度(包括但不限于因电耗、药耗、能耗、运输等产生的碳排放), kg CO₂/(t DS);

$J_{\text{减排}}$ ——碳减排强度, kg CO₂/(t DS)。

直接碳排放强度不包括污泥生源性碳所产生的 CO₂, 例如好氧发酵、厌氧消化生成的 CO₂ 以及焚烧产生的 CO₂。

根据联合国政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 指南, 采用排放因子法 (即温室气体排放量=活动数据×排放因子), 本文列举表 1 中几种典型污泥处理处置路线的碳排放强度核算如下, 其中, 核算边界以 100 t/d 含水率为 80% 污泥开始处理为

起点, 以最终处置消纳为终点, 污泥有机质质量分数以 50% 计。

3.1 深度脱水-填埋

深度脱水(污泥含水率为 60%)-填埋工艺碳排放总量可根据式(2)进行估算。

$$W_1 = E_{\text{直接}} + E_{\text{间接}} = E_{\text{CH}_4, \text{填埋}} + E_{\text{电能}} + E_{\text{药剂}} + E_{\text{运输}} \quad (2)$$

其中: W_1 ——污泥深度脱水-填埋工艺碳排放强度, kg CO₂/(t DS);

$E_{\text{CH}_4, \text{填埋}}$ ——深度脱水过程在填埋场地主要因 CH₄ 释放而产生的直接碳排放强度, kg CO₂/(t DS);

$E_{\text{电能}}$ ——深度脱水过程电耗所产生的间接碳排放强度, kg CO₂/(t DS);

$E_{\text{药剂}}$ ——深度脱水过程因药剂消耗所产生的间接碳排放强度, kg CO₂/(t DS);

$E_{\text{运输}}$ ——深度脱水污泥运输至填埋场所产生的间接碳排放强度, kg CO₂/(t DS)。

$E_{\text{CH}_4, \text{填埋}}$ 可根据式(3)~式(5)计算。

$$E_{\text{FCH}_4, \text{填埋}} = M_{\text{CF}} \times D_{\text{OC}} \times D_{\text{OCF}} \times F \times 16/12 \quad (3)$$

$$M_{\text{CH}_4, \text{填埋}} = \omega_{\text{填埋}} \times Q_{\text{填埋}} \times (1-\gamma) \times E_{\text{FCH}_4, \text{填埋}} \times (1-O_X) \quad (4)$$

$$E_{\text{CH}_4, \text{填埋}} = G_{\text{CH}_4} \times M_{\text{CH}_4, \text{填埋}} \quad (5)$$

其中: $E_{\text{FCH}_4, \text{填埋}}$ ——污泥填埋 CH_4 排放因子, $\text{kg CH}_4/\text{kg}$;

M_{CF} —— CH_4 产量修正因子, IPCC 指南推荐值为 1.0, 根据我国实际污泥泥质, 取值为 0.92^[5];

D_{OC} ——污泥中可降解有机碳(DOC)比例, IPCC 指南推荐值为 0.5 $\text{kg C}_{\text{DOC}}/(\text{kg VS})$ (VS 指挥发性固体), 但与我国实际泥质差异较大; 郭恰^[6]通过试验法测定我国不同地域污水处理厂污泥的 D_{OC} 值为 0.127~0.187 $\text{kg C}_{\text{DOC}}/(\text{kg VS})$, 本文取值为 0.15 $\text{kg C}_{\text{DOC}}/(\text{kg VS})$ 进行估算, $\text{kg C}_{\text{DOC}}/(\text{kg VS})$;

D_{OCF} ——可分解转为 CH_4 的比例, IPCC 指南推荐值 0.5 $\text{kg CH}_4\text{-C}/(\text{kg C}_{\text{DOC}})$;

F —— CH_4 在填埋气中的比例, IPCC 指南推荐值为 0.5;

$M_{\text{CH}_4, \text{填埋}}$ ——污泥填埋 CH_4 产量, $\text{t CH}_4/\text{d}$;

$\omega_{\text{填埋}}$ ——填埋量/处置总量, 取值为 1;

$Q_{\text{填埋}}$ ——填埋污泥量, t ;

O_{X} ——污泥中 C 的氧化因子, IPCC 指南推荐值为 0.1;

γ ——含水率, 深脱污泥含水率以 60% 计, 好氧发酵产物以 40% 计, 厌氧消化沼渣脱水后以 60% 计, 干化污泥含水率以 40% 计;

G_{CH_4} —— CH_4 全球增温潜势, 28 $\text{t CO}_2/(\text{t CH}_4)$ 。

$E_{\text{电能}}$ 、 $E_{\text{药剂}}$ 和 $E_{\text{运输}}$ 可分别通过式(6)~式(8)计算。

$$E_{\text{电能}} = D \times E_{\text{F电能}} \quad (6)$$

$$E_{\text{药剂}} = M_{\text{药剂}, i} \times E_{\text{F药剂}, i} \quad (7)$$

$$E_{\text{运输}} = \frac{M_{\text{泥饼}}}{M_{\text{荷载量}}} \times S \times (\varphi_{\text{满载}} + \varphi_{\text{空载}}) \times E_{\text{F柴油}} \quad (8)$$

其中: $E_{\text{F电能}}$ ——电能生产排放因子, 根据国家温室气体排放因子库, 2022 年全国电力平均二氧化碳排放因子为 0.536 6 $\text{kg CO}_2/(\text{kW} \cdot \text{h})$, $\text{kg CO}_2/(\text{kW} \cdot \text{h})$;

D ——耗电量, 约为 75 $\text{kW} \cdot \text{h}/(\text{t DS})$, $\text{kW} \cdot \text{h}/(\text{t DS})$;

$E_{\text{F药剂}, i}$ ——药剂碳排放因子, E_{FFeCl_3} 为

8.3 $\text{kg CO}_2/\text{kg}$, $E_{\text{F石灰}}$ 为 1.19 $\text{kg CO}_2/\text{kg}$ ^[7], $\text{kg CO}_2/\text{kg}$;

$M_{\text{药剂}, i}$ ——药剂使用量, FeCl_3 和石灰分别按质量分数为 2% DS 和质量分数为 8% DS 计;

$M_{\text{泥饼}}$ 、 $M_{\text{荷载量}}$ ——运输泥饼质量、运输车满载质量, 均以 10 t 计, t ;

S ——运输距离, 以 50 km 计, km ;

$\varphi_{\text{满载}}$ 、 $\varphi_{\text{空载}}$ ——运输车满载、空载油耗, 以柴油计, 分别为 0.255、0.153 kg/km ^[8], kg/km ;

$E_{\text{F柴油}}$ ——柴油的碳排放因子, 3.095 9 $\text{kg CO}_2/\text{kg}$, $\text{kg CO}_2/\text{kg}$ 。

综上, 计算深度脱水-填埋工艺碳排放强度为 1 465.75 $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$, 其中因填埋产生的直接碳排放强度占比显著高于其他间接碳排放强度, 如图 1 所示。

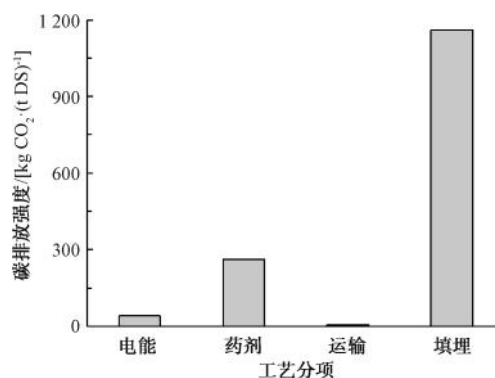


图 1 深度脱水-填埋工艺分项碳排放核算结果

Fig. 1 Carbon Emission Accounting Results of Deep Dewatering-Landfill Process

3.2 好氧发酵-土地利用

好氧发酵(污泥含水率为 40%)-土地利用工艺碳排放强度根据式(9)进行估算。

$$W_2 = E_{\text{好氧发酵}} + E_{\text{土地利用}} + E_{\text{电能}} - J_{\text{土地利用}} \quad (9)$$

其中: W_2 ——污泥好氧发酵-土地利用工艺碳排放强度, $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$;

$E_{\text{好氧发酵}}$ ——污泥好氧发酵过程中因 CH_4 、 N_2O 释放而产生的直接碳排放强度, $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$;

$E_{\text{土地利用}}$ ——发酵产物土地利用因 CH_4 、 N_2O 释放而产生的直接碳排放强度, $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$;

$J_{\text{土地利用}}$ ——因替代 NH_4NO_3 和 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 等化肥原料而发生的碳减排强度, $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$ 。

$E_{\text{好氧发酵}}$ 可根据式 (10) 进行估算。

$$E_{\text{好氧发酵}} = E_{\text{FCH}_4, \text{堆肥}} \times Q_{\text{好氧发酵}} \times G_{\text{CH}_4} + E_{\text{FN}_2\text{O}, \text{堆肥}} \times Q_{\text{好氧发酵}} \times G_{\text{N}_2\text{O}} \quad (10)$$

其中: $E_{\text{FCH}_4, \text{堆肥}}$ ——污泥堆肥处理 CH_4 排放因子, 根据国家温室气体排放因子库, 取值为 $4 \text{ kg CH}_4/\text{t}$, $\text{kg CH}_4/\text{t}$;

$E_{\text{FN}_2\text{O}, \text{堆肥}}$ ——污泥堆肥处理 N_2O 排放因子, 根据国家温室气体排放因子库, 取值为 $0.3 \text{ kg N}_2\text{O}/\text{t}$, $\text{kg N}_2\text{O}/\text{t}$;

$Q_{\text{好氧发酵}}$ ——污泥堆肥泥量, t/d ;

$G_{\text{N}_2\text{O}}$ —— N_2O 全球增温潜势, 取值为 $265 \text{ t CO}_2/\text{t}$, $\text{t CO}_2/\text{t}$ 。

好氧发酵工艺因电耗所产生的碳排放根据式 (6) 进行估算, 耗电量约为 $250 \text{ kW} \cdot \text{h}/(\text{t DS})$ (经验值, 含除臭)。

$E_{\text{土地利用}}$ 可根据式 (11) ~ 式 (13) 进行估算。

$$M_{\text{CH}_4, \text{土地利用}} = \omega_{\text{土地利用}} \times Q_{\text{土地利用}} \times (1-\gamma) \times E_{\text{FCH}_4, \text{土地利用}} \quad (11)$$

$$M_{\text{N}_2\text{O}, \text{土地利用}} = \omega_{\text{土地利用}} \times Q_{\text{土地利用}} \times (1-\gamma) \times f \times \delta_{\text{N}} \times E_{\text{FN}_2\text{O}-\text{N}, \text{土地利用}} \times 44/28 \quad (12)$$

$$E_{\text{土地利用}} = G_{\text{CH}_4} \times M_{\text{CH}_4, \text{土地利用}} + G_{\text{N}_2\text{O}} \times M_{\text{N}_2\text{O}, \text{土地利用}} \quad (13)$$

其中: $M_{\text{CH}_4, \text{土地利用}}$ ——土地利用 CH_4 产量, $\text{t CH}_4/\text{d}$;

$\omega_{\text{土地利用}}$ ——土地利用量/处置总量, 取值为 1;

$Q_{\text{土地利用}}$ ——土地利用污泥量, t/d ;

$E_{\text{FCH}_4, \text{土地利用}}$ ——土地利用 CH_4 排放因子, 取值为 $0.003 \text{ kg CH}_4/\text{kg}$, $\text{kg CH}_4/\text{kg}$;

$M_{\text{N}_2\text{O}, \text{土地利用}}$ ——土地利用 N_2O 产量, $\text{t N}_2\text{O}/\text{d}$;

f ——污泥有机组分比例, 取值为 0.5;

δ_{N} ——污泥细胞质 N 质量分数, 取值为 0.124;

$E_{\text{FN}_2\text{O}, \text{土地利用}}$ ——土地利用 N_2O 排放因子, 取值为 $0.011 \text{ kg N}_2\text{O}/\text{kg}$, $\text{kg N}_2\text{O}/\text{kg}$ 。

$J_{\text{土地利用}}$ 可根据式 (14) 进行估算。

$$J_{\text{土地利用}} = \omega_{\text{土地利用}} \times Q_{\text{土地利用}} \times (1-\gamma) \times E_{\text{F天然气}} \times [0.61 \times P_{\text{NH}_4\text{NO}_3} \times \delta_{\text{N}} \times E_{\text{FNH}_4\text{NO}_3} + 0.7 \times P_{\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2} \times \delta_{\text{P}} \times E_{\text{FCa}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2}] \quad (14)$$

其中: $E_{\text{F天然气}}$ ——天然气消耗的 CO_2 排放因子, $56.10 \text{ kg CO}_2/\text{GJ}$, $\text{kg CO}_2/\text{GJ}$;

$P_{\text{NH}_4\text{NO}_3}$ —— NH_4NO_3 与 N 质量比率, 取值为 2.857;

δ_{N} ——污泥细胞质 N 质量分数, 植物利用率以 61% 计, 取值为 0.124;

$E_{\text{FNH}_4\text{NO}_3}$ —— NH_4NO_3 生产能耗, $1 \text{ GJ}/\text{t}$, GJ/t ;

$P_{\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2}$ —— $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 与 P 质量比率, 取值为 3.774;

δ_{P} ——污泥细胞质 P 质量分数, 植物利用率以 70% 计, 取值为 0.02;

$E_{\text{FCa}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2}$ —— $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 生产能耗, 取值为 $1.3 \text{ GJ}/\text{t}$, GJ/t 。

综上, 计算好氧发酵-土地利用工艺碳排放强度为 $933.46 \text{ kg CO}_2/(\text{t DS})$, 其中堆肥过程和土地利用产生的直接碳排放占比较高, 如图 2 所示。

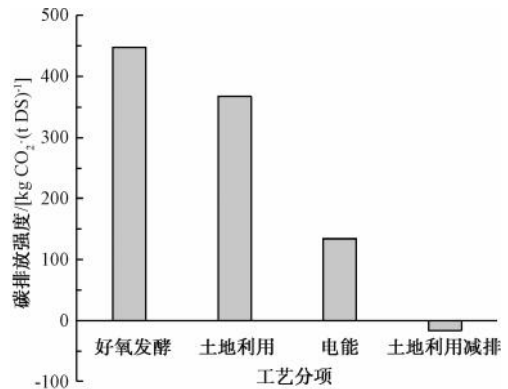


图 2 好氧发酵-土地利用工艺分项碳排放核算结果

Fig. 2 Carbon Emission Accounting Results of Aerobic Fermentation-Land Use

3.3 厌氧消化-土地利用

厌氧消化[板框脱水(污泥含水率为 60%)]-土地利用工艺碳排放强度根据式 (15) 进行估算。

$$W_3 = E_{\text{热能}} + E_{\text{电能}} + E_{\text{药剂}} + E_{\text{土地利用}} - J_{\text{沼气发电}} - J_{\text{土地利用}} \quad (15)$$

其中: W_3 ——污泥厌氧消化-土地利用工艺碳排放强度, $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$;

$J_{\text{沼气发电}}$ ——厌氧消化产沼气进行发电所发生的碳减排强度,可根据式(16)进行估算^[9], $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$ 。

$$J_{\text{沼气发电}} = C_L \times (1 - \varepsilon) \times C_D \times E_{\text{F电能}} \quad (16)$$

其中: C_L ——产 CH_4 因子, $341 \text{ m}^3/(\text{t DS})$, $\text{m}^3/(\text{t DS})$;

ε —— CH_4 逸散率,以 0 计;

C_D —— CH_4 发电效率, $2.3 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$, $\text{kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$ 。

$E_{\text{热能}}$ 可根据式(17)进行估算。

$$E_{\text{热能}} = \frac{Q_{\text{厌氧消化}} \times (T - T_0) \times K}{\chi} \times E_{\text{F天然气}} \quad (17)$$

其中: $Q_{\text{厌氧消化}}$ ——厌氧消化污泥量,以含水率 95%计;

T ——中温厌氧消化温度,取值为 37°C , $^\circ\text{C}$;

T_0 ——污泥初始温度,以 15°C 计, $^\circ\text{C}$;

K ——水的比热容,取值为 $4.2 \text{ kJ}/(\text{kg} \cdot ^\circ\text{C})$, $\text{kJ}/(\text{kg} \cdot ^\circ\text{C})$;

χ ——锅炉热效率,以 90%计。

在沼渣脱水过程中, FeCl_3 和聚丙烯酰胺(PAM)(PAM 碳排放因子为 $30 \text{ kg CO}_2/\text{kg}$)投加量分别以 10% DS 和 3‰ DS 计。厌氧消化-板框脱水工艺因电耗所产生的碳排放根据式(6)进行估算,其中沼渣脱水环节单位耗电量以 $125 \text{ kW} \cdot \text{h}/(\text{t DS})$ 计,厌氧消化单位耗电量以 $150 \text{ kW} \cdot \text{h}/(\text{t DS})$ 计(不含沼液处理)。

综上,计算厌氧消化-土地利用工艺碳排放强度为 $880.35 \text{ kg CO}_2/(\text{t DS})$,其中因药耗产生的间接碳排放占比较高,如图 3 所示。

3.4 干化焚烧-建材利用

干化(含水率为 40%)-独立焚烧-建材利用工艺碳排放总量可根据式(18)进行估算。因干化污泥热值低,难以实现自持燃烧,因此添加天然气进行辅助燃烧。

$$W_4 = E_{\text{电能}} + E_{\text{天然气}} + E_{\text{焚烧}} - J_{\text{建材利用}} \quad (18)$$

其中: W_4 ——污干化焚烧-建材利用工艺碳排

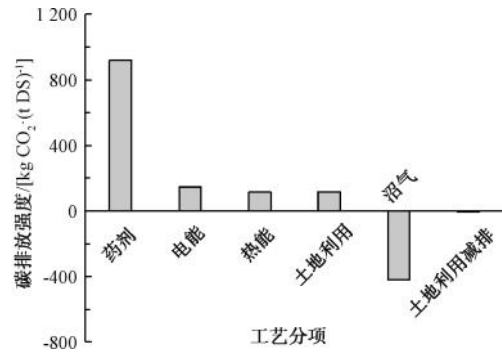


图 3 厌氧消化-土地利用工艺分项碳排放核算结果
Fig. 3 Carbon Emission Accounting Results of Anaerobic Digestion-Land Use

放强度, $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$;

$J_{\text{建材利用}}$ ——焚烧灰渣替代建筑材料所产生的碳减排强度,可根据式(19)进行估算, $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$ 。

$$J_{\text{建材利用}} = M_{\text{水泥}} \times E_{\text{F水泥}} \times 50\% \quad (19)$$

其中: $M_{\text{水泥}}$ ——水泥生产量,以焚烧灰渣替代 10%水泥原材料计, t/d ;

$E_{\text{F水泥}}$ ——水泥生产碳排放因子,取值为 $735 \text{ kg CO}_2/\text{t}^{[7]}$, $\text{kg CO}_2/\text{t}$ 。

$E_{\text{天然气}}$ 可根据式(20)进行估算。

$$E_{\text{天然气}} = M_{\text{天然气}} \times E_{\text{F天然气}} \quad (20)$$

其中: $M_{\text{天然气}}$ ——天然气消耗量,取值为 $88.5 \text{ m}^3/(\text{t DS})$, $\text{m}^3/(\text{t DS})$ (标准状态,下同);

$E_{\text{F天然气}}$ ——天然气碳排放因子, $2.1622 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$, $\text{kg CO}_2/\text{m}^3$ 。

干化焚烧因电耗所产生的碳排放根据式(6)进行估算,耗电量经验值为 $100 \sim 150 \text{ kW} \cdot \text{h}/(\text{t DS})$ (含水率 80%),本文取值为 $625 \text{ kW} \cdot \text{h}/(\text{t DS})$ 。

$E_{\text{焚烧}}$ 可根据式(21)进行估算。

$$E_{\text{焚烧}} = E_{\text{FN}_2\text{O, 焚烧}} \times G_{\text{N}_2\text{O}} \quad (21)$$

其中: $E_{\text{FN}_2\text{O, 焚烧}}$ ——污泥焚烧 N_2O 排放因子, $0.99 \text{ kg N}_2\text{O}/(\text{t DS})$ 。

综上,计算干化焚烧-建材利用工艺碳排放强度为 $752.33 \text{ kg CO}_2/(\text{t DS})$,其中因电耗产生的间接碳排放占比较高,如图 4 所示。

由图 5 可知,干化焚烧-建材利用工艺路线的

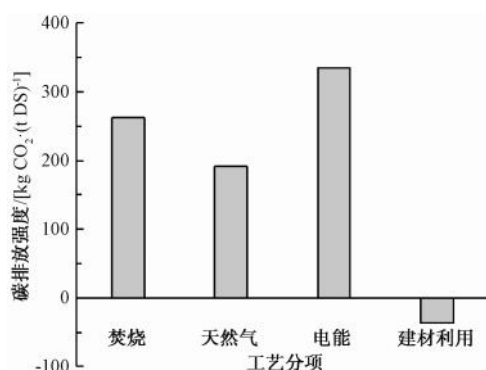


图4 干化焚烧-建材利用工艺分项碳排放核算结果

Fig. 4 Carbon Emission Accounting Results of Drying Incineration-Construction Materials Utilization

碳排放强度最低,其次是厌氧消化-土地利用,深度脱水-填埋的碳排放最多。目前尚未出台污泥处理处置工艺碳排放的标准计算方法,由于边界条件设置和参数取值差异,文献报道的不同工艺路线碳排放核算结果差异较大,但相同边界和条件下的计算结果可为污泥工艺比选提供一定的参考。

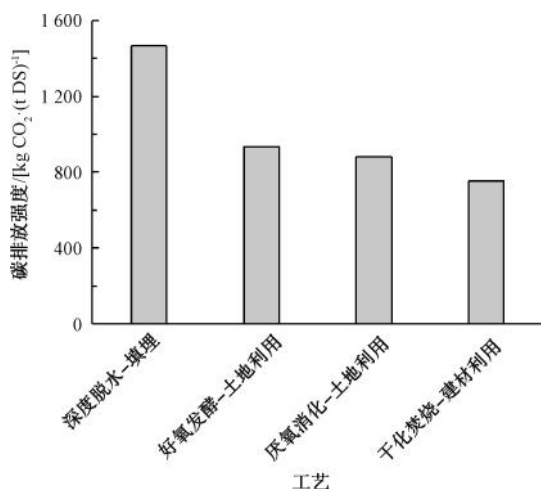


图5 污泥处理处置工艺碳排放对比

Fig. 5 Comparison of Carbon Emissions of Sludge Treatment and Disposal Processes

4 污泥处理处置碳减排路径思考

实现城镇污水处理厂污泥处理处置碳减排可从源头控制、技术优化、资源能源回收和政策引导等多个方面入手。

(1) 源头控制

首先,需要从源头控制污泥的产生,即源头减量。优化污水处理工艺,减少能耗和化学药剂的使用,是降低污泥产量的有效途径。目前,污泥源头减

量技术包括污泥过程减量(或称原位减量)技术^[10]、污泥有机无机分离技术等。其中,污泥原位减量技术是基于溶胞-隐形生长、代谢解偶联、生物捕食、维持代谢等原理,降低污水处理生化段污泥产量的技术,包括臭氧耦合污泥减量工艺^[11]、水解酸化耦合污泥减量工艺^[12]、好氧/沉淀/厌氧工艺^[13]等;污泥有机无机分离是利用污泥中有机质和无机砂粒的密度和形态差异,通过重力、离心等作用将二者分离,砂粒经自然干化后可作为建材,而待处理处置的易腐败有机污泥量则会相应下降(或作为剩余污泥排放,或回流至生化段提高活性污泥微生物丰度)。

(2) 技术优化

新建项目污泥处理处置工艺比选时应采用更环保、低碳的工艺路线,在当前我国污泥减量需求迫切的情形下,新增污泥项目工艺路线以脱水、干化、焚烧为主,本文核算结果与该趋势不冲突。此外,当污泥因适用条件或处置出路受限必须采用某种工艺时,可针对工艺本身分别进行改进和优化。例如,就污泥脱水技术而言,因脱水药剂使用而发生的碳排放占比较高,开发更高效的调理药剂和脱水设备,在脱水过程中减少药剂投加、降低能耗的同时提高脱水效率,可有效减少碳排放。就污泥填埋而言,如果将填埋气进行收集并回用(发电或热电联产),则可大大降低因CH₄逸散而产生的直接碳排放,同时还可因CH₄回用而产生碳汇。就厌氧发酵技术而言,通过智能控制、合理曝气,可降低能耗并减少堆肥过程中CH₄和N₂O的产生和逸散。就厌氧消化技术而言,初始含水率是影响碳排放量的关键参数,当含水率分别为95%和98%时,污泥量相差2倍以上,将污泥升温至相同温度时消耗的热能也将翻倍;在前端引入热水解等技术^[14],可提高消化效率和CH₄产率从而增加碳汇。就干化技术而言,通过工艺优化和干化设备结构改进,可降低干化过程中的能耗。

(3) 资源能源回收

在污泥处理处置过程中,将产生的资源能源进行回收利用,可产生大量碳汇,显著降低碳排放。例如,前文核算提及的厌氧消化产生的沼气用于发电或热电联产,可减少化石燃料的依赖;污泥中的有机物质转化为肥料,或通过生物质能的方式转化为电能或热能,可减少对自然资源的开采。

此外,污泥还可进行碳源转化,也是回收污泥资

源和降低碳排放的重要举措。IPCC 规定污水中的生源性碳产生的 CO_2 不计入碳排放^[15],但因为碳源投加而产生的 CO_2 则反之,而大多数污水处理厂为了实现脱氮不得不向污水中投加大量碳源,导致碳排放和剩余污泥产量显著增多。因污泥中的碳也属于生源性碳,那么如果污泥经过相应处理后作为碳源^[16],则可大幅度降低污水处理厂因外源性碳源投加而产生的碳排放。

(4) 政策引导

污泥行业的发展受政策影响显著。在行业起步阶段,即“十五”期间,污泥处理处置以填埋为主,好氧发酵、厌氧消化初步推进;“十一五”期间干化焚烧逐步兴起;“十二五”期间,干化焚烧、协同焚烧快速发展,好氧发酵、厌氧消化相对成熟,鼓励将经过稳定化、无害化的污泥进行土地利用;“十三五”期间,主要为干化脱水、厌氧消化和好氧发酵 3 种工艺,机械脱水+能源干化技术占比较高,且呈增长趋势;“十四五”期间,由“确定生物质利用+焚烧重点工艺路线,厌氧消化和好氧发酵工艺共存”“鼓励能源回收利用”“干化+土地利用”“协同焚烧处置作为污泥处置的重要补充”等向“多种处理工艺并存,干化焚烧重视程度有所提升”“厌氧消化沼气的回收利用以及焚烧热能的回收利用(双碳政策)”转变,鼓励污泥进行资源化、能源化回收利用,鼓励采用“生物质利用+焚烧”“干化+土地利用”等模式,逐步限制污泥填埋。

作为碳中和行动的主导者,政府部门应加大对污泥处理处置领域的投入力度,鼓励企业采用更环保低碳、更高效的污泥处理处置技术和装备,但需加强监督和执行力度,确保政策落实。此外,还应通过税收优惠、补贴等手段,激励污泥处理处置行业相关企业积极参与碳中和行动。

5 结论

(1) 不同污泥处理处置工艺路线都有各自的优缺点和适用条件。当前,污泥处理处置项目决策和工艺比选主要结合项目当地实际情况对经济成本、技术适配度、环保要求等进行综合考虑,在“双碳”背景下,建立包含碳排放为重要指标的工艺综合测算方法,是未来的发展趋势。

(2) 深度脱水-填埋、好氧发酵-土地利用、厌氧消化-土地利用、干化焚烧-建材利用 4 条主流污泥

处理处置工艺的碳排放强度分别为 1 465.75、933.46、880.35、752.33 $\text{kg CO}_2/(\text{t DS})$ 。在“双碳”背景下,应重点关注污泥干化焚烧、厌氧消化等低碳工艺。

(3) 实现污泥处理处置碳减排需要从源头控制、技术优化、资源能源回收和政策引导等多个方面入手,只有全流程进行系统性优化,才能真正实现绿色低碳目标,推动污泥处理处置行业的可持续发展。

参考文献

- [1] 孙强强, 陈贻龙. 南方某省城镇污水处理厂碳排放特征[J]. 环境工程学报, 2023, 17(10): 3231-3244.
SUN Q Q, CHEN Y L. Characteristics of carbon emission from municipal wastewater treatment plants in a south-China province [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(10): 3231-3244.
- [2] 戴晓虎, 张辰, 章林伟, 等. 碳中和背景下污泥处理处置与资源化发展方向思考[J]. 给水排水, 2021, 47(3): 1-5.
DAI X H, ZHANG C, ZHANG L W, et al. Thoughts on the development direction of sludge treatment and resource recovery under the background of carbon neutrality [J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47(3): 1-5.
- [3] 梁远, 王侨, 方小锋, 等. 市政污泥好氧发酵前处理工艺比选及工程应用[J]. 给水排水, 2021, 47(9): 58-62.
LIANG Y, WANG Q, FANG X F, et al. Comparison and engineering application of municipal sludge pretreatment process of aerobic fermentation [J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47(9): 58-62.
- [4] 安东璇, 耿瑞, 朱洁, 等. 城镇污泥特性及处置过程碳排放影响的研究[J]. 环境科技, 2023, 36(1): 21-25.
AN D X, GENG R, ZHU J, et al. Review on the characteristics of urban sludge and its impact on carbon emissions during disposal [J]. Environmental Science and Technology, 2023, 36(1): 21-25.
- [5] 张岳, 葛铜岗, 孙永利, 等. 基于城镇污水处理全流程环节的碳排放模型研究[J]. 中国给水排水, 2021, 37(9): 65-74.
ZHANG Y, GE T G, SUN Y L, et al. Research on carbon emission model based on the whole process of urban sewage treatment [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(9): 65-74.
- [6] 郭恰. IPCC 污泥碳排放核算模型中 DOC 取值的不足与修正[J]. 中国给水排水, 2020, 36(16): 49-53.
GUO Q. Lack and correction of DOC value in IPCC calculation model of sludge carbon emission [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(16): 49-53.
- [7] 中华人民共和国住房和城乡建设部, 国家市场监督管理总局. 建筑碳排放计算标准: GB/T 51366—2019[S]. 北京: 中

- 国建筑业出版社, 2019.
- Ministry of Housing and Urban-Rural Development, People's Republic of China, State Administration for Market Regulation. Standard for building carbon emission calculation: GB/T 51366—2019 [S]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2019.
- [8] 盛德洋, 朱洁, 安东璇, 等. 基于碳减排的污水厂污泥处理处置全流程最佳技术路线分析[J]. 净水技术, 2023, 42(1): 75–82.
- SHENG D Y, ZHU J, AN D X, et al. Analysis of the optimized technical route for the whole process of sludge treatment and disposal in WWTPs based on carbon emission reduction [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(1): 75–82.
- [9] 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.
- LI Z K, ZHANG L Q, DU Z W, et al. Comparison of carbon emissions in different treatment and disposal process routes of municipal sludge [J]. Environmental Science, 2023, 44(2): 1181–1190.
- [10] 王宇哲, 陆海. 城市污水厂污泥原位减量技术综述[J]. 中国资源综合利用, 2018, 36(2): 76–79.
- WANG Y Z, LU H. A summary of sewage sludge reduction in municipal wastewater treatment plants [J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2018, 36(2): 76–79.
- [11] 任宏洋, 彭磊, 王兵, 等. 臭氧耦合 A/A/O 污泥减量及污水处理效能研究[J]. 水处理技术, 2019, 45(12): 105–109.
- REN H Y, PENG L, WANG B, et al. Study on sludge reduction and wastewater treatment efficiency in combination of ozone and A/A/O process [J]. Technology of Water Treatment, 2019, 45(12): 105–109.
- [12] 吴钰哲, 王继苗, 顾瑞环, 等. 剩余污泥中温碱性发酵系统的水解产酸与污泥减量性能及产酸微生物的群落结构研究[J]. 环境工程, 2023, 41(s2): 1233–1237.
- WU Y Z, WANG J M, GU R H, et al. Research on acid production and sludge reduction by hydrolysis in a medium temperature alkaline fermentation system of surplus sludge and the community structure of acid-production microorganisms [J]. Environmental Engineering, 2023, 41(s2): 1233–1237.
- [13] 桑稳蛟, 贾丹妮, 卢伟, 等. QS 技术在污泥处理处置领域的碳减排应用研究[J]. 中国给水排水, 2023, 39(10): 47–54.
- SANG W J, JIA D N, LU W, et al. Applied research of quorum sensing technology used in carbon emission reduction in the field of sludge treatment and disposal [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(10): 47–54.
- [14] 张玉晖, 朱芬芬, 陈倩, 等. 污泥典型处理处置过程对矿物油的削减研究——以北京城市生活污水“热水解+高级厌氧消化+板框脱水+土地利用”为例[J]. 中国环境科学, 2023, 43(8): 4057–4064.
- ZHANG Y H, ZHU F F, CHEN Q, et al. Reduction of mineral oil in typical sludge treatment and disposal process—Taking the “thermal hydrolysis+advanced anaerobic digestion + plate frame dehydration + land utilization” treatment and disposal system of municipal sludge in Beijing as an example [J]. China Environmental Science, 2023, 43(8): 4057–4064.
- [15] 郝晓地, 李季, 张益宁, 等. 污水处理行业实现碳中和的路径及其适用条件分析[J]. 环境工程学报, 2022, 16(12): 3857–3863.
- HAO X D, LI J, ZHANG Y N, et al. Analysis on the path and applicable conditions of carbon neutrality in wastewater treatment industry [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(12): 3857–3863.
- [16] 刘壮壮, 唐玉朝, 伍昌年, 等. 球磨热碱耦合法破解污泥-释放碳源及污泥减量化的效率[J]. 环境工程学报, 2023, 17(1): 332–342.
- LIU Z Z, TANG Y C, WU C N, et al. Efficiency of sludge cracking-carbon source release and sludge reduction by a ball milling-thermo-alkali coupling method [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(1): 332–342.