

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.22.004

AAO工艺处理农村污水的减污降碳协同增效路径

苏闯建¹, 陈志华², 潘振东², 于振江¹, 林彰文¹

(1. 广东省环境科学研究院, 广东 广州 510045; 2. 广州市增城排水有限公司, 广东 广州 511300)

摘要: 针对农村生活污水治理碳排放特征不明晰以及减污降碳协同增效路径不明确的问题,以AAO处理工艺为例,分析不同处理规模下各类温室气体的变化规律,探讨影响温室气体排放的因素及关联度,提出农村生活污水治理碳减排路径。结果表明,AAO工艺处理农村生活污水产生的温室气体以N₂O和CO₂为主;N₂O排放强度不仅与总氮去除率正相关,还与单位污水处理电耗具有极强的正相关性($r=0.82$);CO₂排放强度除了直接受单位污水处理电耗影响,还与进水COD浓度具有极强的正相关性($r=0.95$);处理规模较小的AAO工艺不利于节能降耗和实现CO₂减排。因此,应鼓励污水源头减量、末端资源化利用、生态处理技术应用、节能处理技术运用等实现农村生活污水减污降碳协同增效。

关键词: 农村生活污水; AAO工艺; 碳排放; 减污降碳路径

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)22-0021-06

Greenhouse Gas Emission Characteristics of AAO Process in Treating the Rural Domestic Sewage and Synergistic Path of Pollution and Carbon Reduction

SU Chuang-jian¹, CHEN Zhi-hua², PAN Zhen-dong², YU Zhen-jiang¹, LIN Zhang-wen¹

(1. Guangdong Provincial Academy of Environmental Science, Guangzhou 510045, China;

2. Guangzhou Zengcheng Drainage Co. Ltd., Guangzhou 511300, China)

Abstract: To address the unclear greenhouse gas emissions associated with rural domestic sewage treatment and explore pathways for synergistic pollution and carbon reduction, this study used the AAO treatment process as a case study, analyzed the variations in greenhouse gas emissions with treatment scale, examined the influencing factors and their correlation degrees, and proposed carbon reduction pathways for rural domestic sewage treatment. The results revealed that the AAO process primarily produced nitrous oxide (N₂O) and carbon dioxide (CO₂). N₂O emission intensity was positively correlated with both total nitrogen removal rate and unit power consumption ($r=0.82$), while CO₂ emission intensity demonstrated direct dependence on power consumption and influent COD concentration ($r=0.95$). The analysis indicated that small-scale AAO processes are ineffective for energy conservation and CO₂ reduction. Therefore, carbon reduction strategies should focus on promoting source reduction, resource utilization, application of ecological treatment technologies and energy-efficient processes to achieve

基金项目: 广州市水务科技项目(GZSWKJ-2023); 广东省农村生活污水治理技术支撑项目(XMHT-2024-NC-KY069)
通信作者: 林彰文 E-mail: jndxlinzw@163.com

synergistic effects between pollution control and carbon reduction.

Key words: rural domestic sewage; AAO process; carbon emission; pollution and carbon reduction path

农村生活污水治理不仅是农村人居环境整治的重要内容、实施乡村振兴战略的重要举措,也全面建成小康社会的内在要求^[1]。随着农村生活污水治理率的提高,设施处理量和处理能耗需求不断升高,其日益增大的碳排放量也受到广泛关注^[2]。目前,针对农村生活污水处理过程碳排放的研究主要集中在碳排放核算方法以及传统处理与源分离处理的碳排放核算上^[3-6],而对农村生活污水处理设施碳排放的研究较少,对基于处理设施碳排放特性的减污降碳路径探究更少。相比于其他农村生活污水处理工艺,AAO工艺广泛用于有脱氮要求的农村生活污水治理^[7-9]。以AAO工艺为例,考察处理农村生活污水的碳排放特性,探讨各因素与碳排放的关联度,解析农村生活污水治理的降碳路径,从而为农村生活污水治理的减污降碳策略提供参考。

1 温室气体核算方法

1.1 数据来源

根据2021年第4季度广东省全域农村人居环境整治数据,93.5%的AAO工艺设施处理生活污水的规模 $\leq 200 \text{ m}^3/\text{d}$ 。因此,研究选定广州市增城区的4座处理规模 $\leq 200 \text{ m}^3/\text{d}$ 的AAO工艺设施。4座AAO工艺设施分别标记为A站点设施、B站点设施、C站点设施、D站点设施,对应服务常住人口分别约为430、1 090、1 500、1 970人。考虑到农村污水排放特点以及处理设施未安装污水计量设施的实际情况,为便于计算,按照服务常住人口计,以人均产污水量为 $100 \text{ L}/\text{d}$ 确定处理规模。在碳排放核算过程中,处理规模依次按照43、109、150、197 m^3/d 进行核算,并取2022年4个季度水质数据的平均值作为年均水质数据进行分析。

1.2 温室气体核算系统边界及方法

1.2.1 核算系统边界

温室气体排放核算系统边界为AAO工艺处理农村生活污水的设施运行过程,不考虑污水收集系统、 CH_4 回收、污泥处理与处置。核算过程中,温室气体间接排放仅包括能耗类 CO_2 间接排放,药耗类温室气体间接排放量占比较小^[10],故予以忽略。

1.2.2 核算方法

鉴于AAO工艺处理农村生活污水和城镇生活污水工艺流程相近,去除污染物原理和去除单位COD及总氮的碳排放量相同,在核算AAO工艺处理农村污水碳排放过程中,采用基于城镇污水处理厂AAO工艺温室气体排放因子的核算方法^[10-11],同时结合设施实际运行数据和广州本地电网电力的 CO_2 排放因子,不仅能保证碳排放核算的准确性,还能明确AAO工艺处理农村生活污水的碳排放特性。

① COD和总氮去除量核算

农村生活污水处理设施COD和总氮年度去除量计算方法如下:

$$R_j = Q(\rho_{m,j} - \rho_{ef,j}) \times 10^{-6} \quad (1)$$

式中: R_j 为第 j 种污染物(COD或总氮)的年度去除量, t/a ; Q 为农村生活污水处理设施年度处理水量, m^3 ; $\rho_{m,j}$ 为农村生活污水处理设施进水中污染物 j 的年均浓度, g/m^3 ; $\rho_{ef,j}$ 为农村生活污水处理设施出水中污染物 j 的年均浓度, g/m^3 。

② 去除COD产生的 CH_4 排放量

农村生活污水处理设施去除COD产生的年均 CH_4 排放量(以 CO_2 当量计,下同)计算方法如下:

$$E_1 = R_{\text{COD}} \times \text{EF}_{\text{CH}_4} \times \text{GWP}_{\text{CH}_4} \quad (2)$$

式中: E_1 为去除农村生活污水中COD产生的 CH_4 折算为 CO_2 的排放量, t/a ; R_{COD} 为农村生活污水处理设施对COD的年均去除量, t/a ; EF_{CH_4} 为 CH_4 排放因子,取 $0.0075 \text{ t}/\text{t}$ ^[12]; GWP_{CH_4} 为 CH_4 全球增温潜势值,取 25 ^[10]。

③ 去除总氮产生的 N_2O 排放量

污水处理设施去除总氮产生的年均 N_2O 排放量(以 CO_2 当量计,下同)计算方法如下:

$$E_2 = R_{\text{TN}} \times \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}} \times C_{\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2} \times \text{GWR}_{\text{N}_2\text{O}} \quad (3)$$

式中: E_2 为农村生活污水处理设施去除总氮产生的 N_2O 折算为 CO_2 的年均排放量, t/a ; R_{TN} 为农村生活污水处理设施对总氮的年均去除量, t/a ; $\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$ 为污水中单位质量的氮能够转化为 N_2O 的量,取 $0.035 \text{ t}/\text{t}$ ^[11]; $C_{\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2}$ 为 N_2O 与 N_2 分子质量之比,为 $44/28$;

GWR_{N_2O} 为 N_2O 全球增温潜势值,取 $310^{[13]}$ 。

④ 消耗电力产生的 CO_2 排放量

农村生活污水处理设施消耗电力产生的 CO_2 年均排放量计算方法如下:

$$E_3 = EH \times EF_{CO_2} \times GWP_{CO_2} \quad (4)$$

式中: E_3 为农村生活污水处理设施运行年耗电力产生的 CO_2 排放当量, t/a; EH 为农村生活污水处理设施运行年耗电量, $MW \cdot h/a$; EF_{CO_2} 为电力 CO_2 排放因子,取 $0.527 \text{ t}/(MW \cdot h)$; GWP_{CO_2} 为 CO_2 全球增温潜势值,取 1。

⑤ 温室气体排放总量

基于 AAO 工艺处理农村生活污水运行情况,温室气体排放总量(以 CO_2 当量计,下同)核算可依据下式计算:

$$E_g = E_1 + E_2 + E_3 \quad (5)$$

式中: E_g 为 AAO 工艺处理农村生活污水温室气体排放总量, t/a。

1.3 相关性分析

各类温室气体排放强度与影响因素之间的相关性通过 Pearson 相关系数(r)进行考察,依据相关系数,将相关性强度分为无相关(0~0.2]、弱相关(0.2~0.4]、中度相关(0.4~0.6]、强相关(0.6~0.8]、极强相关(0.8~1.0]5个区间进行评价。

2 结果与分析

2.1 设施进水特征变化

污水水质波动是影响处理设施碳排放的主要原因之一,因此分析了4座 AAO 工艺设施(A、B、C、D 站点设施)在2022年的进水水质情况,结果如下:

① A 站点设施进水 COD 浓度变化最大,C 站点设施进水 COD 浓度变化最小。A 站点设施进水 COD 最高达到 569 mg/L ,最低为 73 mg/L ,年均均为 237 mg/L 。B 站点设施进水 COD 最高、最低和年均浓度依次为 208 、 63 、 142 mg/L 。对于 C 站点设施,进水 COD 最高、最低和年均浓度分别为 160 、 102 、 126 mg/L 。D 站点设施进水 COD 浓度最高为 233 mg/L 、最低为 24 mg/L 、年均均为 123 mg/L 。

② 进水总氮浓度变化最大的为 D 站点设施,而 C 站点设施进水总氮浓度变化最小。A、B、C、D 站点设施进水总氮最高分别为 62 、 63 、 49 、 67 mg/L ,最低分别为 15 、 28 、 34 、 6 mg/L ,年均分别为 43 、 43 、 40 、 46 mg/L 。

综合上述4座 AAO 工艺处理设施进水年均 COD 和总氮浓度变化可知,进水年均 COD 浓度有一定的差异,年均总氮浓度较为相近,但去除污水中 COD 产生 CH_4 的全球增温潜势值(25)远低于去除总氮产生 N_2O 的全球增温潜势值(310),因此,可以通过上述4座 AAO 设施分析处理污水过程的碳排放特性。

2.2 处理设施削减污染物性能

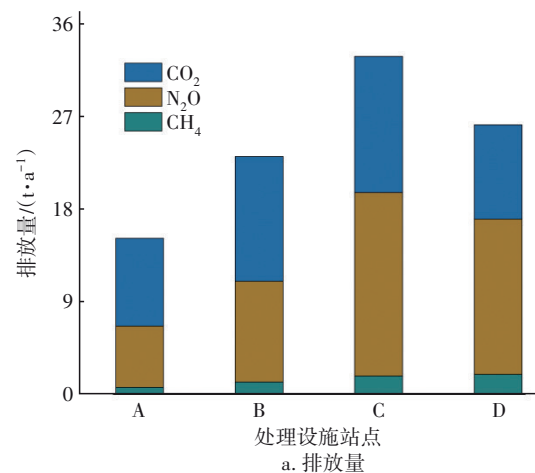
为分析上述4座 AAO 设施处理污水过程的碳排放特性,考察了 AAO 工艺对污水中 COD 和总氮的去除性能,结果如下:

① 不同设施对 COD 的年均去除率呈现一定的差异性,但4座设施对 COD 的年均去除率均在 50% 以上,其中 C 站点设施对 COD 的年均去除率最高,为 76%,而 A 站点设施最低,仅为 54%,B、D 站点设施对 COD 的年均去除率分别为 62% 和 64%。此外,各站点设施对 COD 的去除率存在波动,A 站点变化最大,C 站点变化最小。

② 4 座 AAO 处理设施去除总氮的性能不稳定,这可能与农村污水水量和水质波动有关。B 站点设施对总氮的去除性能波动性最大,去除率最高为 99%,最低为 53%,年均均为 81%;D 站点设施和 C 站点设施次之,去除率最高分别为 95% 和 96%,最低分别为 16% 和 42%,年均分别为 53% 和 75%;A 站点设施波动最小,去除率最高为 78%,年均均为 42%。

2.3 温室气体排放特征

基于4座 AAO 处理设施削减污水污染物的性能,温室气体排放量核算结果及排放强度如图 1 所示。



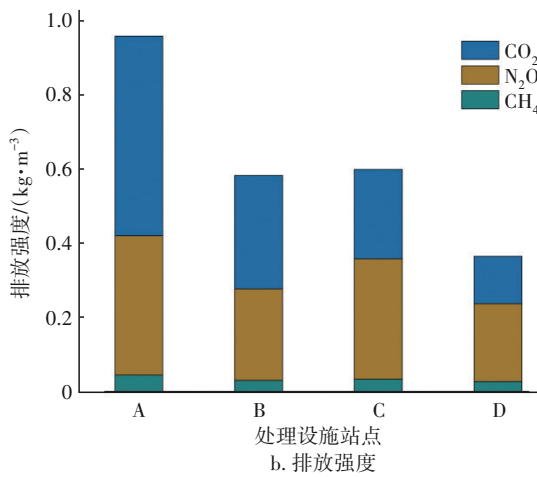


图1 温室气体排放量和排放强度

Fig.1 Greenhouse gas emissions and emission intensity

由图1(a)可知,温室气体年排放总量随设施处理规模的增大呈现先升高后下降的趋势。A、B、C、D 站点设施温室气体排放总量分别为 15.189、23.130、32.833、26.193 t/a,其中 N₂O 排放量依次为 5.958、9.799、17.811、15.082 t/a,CH₄ 排放量分别为 0.696、1.206、1.801、1.951 t/a。对于设施电耗导致的温室气体间接排放,A、B、C、D 站点设施的 CO₂ 排放量分别为 8.535、12.125、13.221、9.159 t/a。综合上述温室气体年排放量核算结果可知,随着 AAO 设施处理规模的增大,N₂O 年排放量和设施电耗导致的 CO₂ 间接排放量均与温室气体年排放总量变化趋势一致。

由图1(b)可知,4座设施总的温室气体排放强度分别为 0.959、0.584、0.600、0.365 kg/m³,对应 N₂O 排放强度依次为 0.376、0.247、0.325、0.210 kg/m³(占比分别为 39%、42%、54%、58%),CH₄ 排放强度依次为 0.044、0.030、0.033、0.027 kg/m³,而设施消耗电力产生 CO₂ 的排放强度分别为 0.539、0.306、0.241、0.128 kg/m³(占比依次为 56%、52%、40%、35%)。综合上述结果可知,随着设施处理规模的逐渐增加,设施 N₂O 排放强度和消耗电力产生 CO₂ 排放强度与总的温室气体排放强度变化规律一致,总的温室气体排放强度主要由 N₂O 和 CO₂ 排放强度决定。此外,随着设施处理规模的逐渐增加,消耗电力产生 CO₂ 的排放强度相比于总的温室气体排放强度占比下降。

2.4 温室气体排放特性影响因素分析

为了分析影响温室气体排放强度的因素,基于

Pearson 相关系数进一步考察了各类温室气体排放强度与影响因素之间的相关性,结果如下:

① CH₄ 排放强度与进水 COD 浓度、单位污水处理电耗具有极强的正相关性,相关系数均为 0.94,而 CH₄ 排放强度与设施处理规模、COD 去除率、总氮浓度存在负相关性,其中与设施处理规模的相关系数高达-0.88。

② N₂O 温室气体排放强度与总氮去除率表现出极强的正相关性,相关系数为 0.99。此外,N₂O 温室气体排放强度与单位电耗、进水 COD 浓度分别具有极强和强正相关性,相关系数分别为 0.82、0.75,而 N₂O 排放强度与设施处理规模呈强负相关性,同时与总氮浓度也具有强负相关性。

③ CO₂ 排放强度与单位电耗表现出极强的正向相关性,相关系数为 1.00。同时,CO₂ 排放强度与进水 COD 浓度和总氮去除率分别具有极强和强正相关性,相关系数分别为 0.95、0.75。然而,CO₂ 排放强度与 COD 去除率、总氮浓度、设施处理规模具有负相关性,其中相关系数最高的为设施处理规模,高达-0.99。

④ 温室气体总的排放强度与总氮去除率、进水 COD 浓度、单位电耗之间具有极强的正相关性,其中正相关性最强的是单位电耗,进水 COD 浓度次之,总氮去除率最弱,对应的相关系数分别为 0.98、0.95、0.86。与之相反的是,总的温室气体排放强度与设施处理规模、COD 去除率和总氮进水浓度具有负相关性,相关性最强的是设施处理规模,相关系数为-0.99。

综合上述 CH₄ 排放强度、N₂O 排放强度、CO₂ 排放强度、总的温室气体排放强度及其与各影响因素相关性结果,可知:a. AAO 工艺处理农村生活污水产生的温室气体主要为去除总氮导致的 N₂O 排放和消耗电能导致的 CO₂ 排放。b. N₂O 排放强度不仅与总氮去除率正相关,还与单位污水处理电耗具有极强的正相关性;除了直接受单位污水处理电耗影响外,CO₂ 排放强度与进水 COD 浓度也具有极强的正相关性(相关系数为 0.95)。因此,污水量、总氮浓度的源头减量,即污水经化粪池处理后首先用于庭院或房前屋后的菜园、果园和花园等浇洒,充分利用农村自然地理条件和环境消纳能力,实现农村生活污水中水资源和氮等资源的利用,减少动力设施在污水治理过程中的应用以及降低处理设施运行

能耗是减少AAO工艺处理生活污水碳排放量的有效策略。c. CO₂排放强度与设施处理规模具有极强的负相关性。随着AAO工艺处理规模的增加,消耗电力产生CO₂的排放强度逐渐降低,说明大规模的处理设施更容易节能降耗,实现碳减排,而处理规模较小的AAO工艺不利于CO₂减排。因此,在农村生活污水治理过程中,对于处理规模较小的站点,非必要不宜选用AAO处理工艺。

2.5 农村生活污水治理降碳路径探讨

综上,采用AAO工艺处理农村生活污水的减污降碳协同增效路径可从污水源头减量、末端资源化利用、生态处理技术应用、节能处理技术替换等角度考虑,具体如下:

① 有条件的地区,在新建污水治理工程或提升改造工作推进过程中,鼓励污水量、总氮浓度的源头减量。农村生活污水分为黑水和灰水两类,黑水、灰水从源头实现分类收集,黑水经无害化处理后与灰水就近用于庭院周边农田、园地、林地、草地等生态系统,实现农村生活污水的水资源利用,一方面可以减少进入AAO处理设施总氮的量,降低N₂O排放量,另一方面能够减少设施的污水处理量,降低污水处理能耗,进而减小温室气体排放量;鼓励使用源分离马桶,对黑水中尿液与粪便进行分离,然后通过庭院周边土地或厌氧消化等方式进行利用,减少污水集中处理量的同时实现黑水中总氮的资源化利用,降低碳排放并获得碳补偿;有条件地区采用雨污分流收集系统,避免雨水进入农村生活污水管网、处理设施等,减少污水处理量,降低处理能耗和碳排放。

② 鼓励污水集中收集后进行资源化利用。对于常住人口少而建设AAO处理设施治理农村生活污水的自然村或者片区,建议综合考虑污水收集量和处理站点附近污水资源化利用受体情况,设施无必要运行且受体符合要求的,依法依规将处理模式改为资源化利用模式,设施有序退出或根据实际需要移至其他区域利用,资源化利用设施出水排入农田、园地、林地、草地等生态系统消纳利用。对于常住人口少、污水收集量不足的自然村,非必要不建设小规模AAO治理设施,优先考虑资源化利用或者生态型处理工艺。

③ 生态处理技术应用。对于有必要采用建设AAO设施进行农村生活污水治理的村庄/片区,

考虑结合生态处理技术(人工湿地、生态滤池、生态塘法等)或组合式处理技术(厌氧生物滤池与人工湿地组合、人工浮床和其他生物生态组合等)的生态型处理工艺,通过植物等对污水中氮等资源回收利用的同时实现污水达标排放,降低碳排放强度。

④ 节能性处理技术开发。AAO工艺处理农村生活污水过程中,能源消耗产生的温室气体间接排放占温室气体排放总量的比例较高,未来应考虑使用节能型工艺替换AAO工艺,研发新型脱氮技术及应用节能型污水处理工艺将是农村生活污水治理节能降耗、助力减污降碳的有效途径。

3 结论

① AAO工艺处理农村生活污水过程中产生的温室气体以N₂O排放和电能消耗产生的CO₂排放为主。

② CO₂排放强度与设施处理规模具有较强的负相关性,处理规模的增加有利于节能降耗,实现CO₂减排。

③ 农村生活污水治理的碳减排应优先从污水源头减量、资源化利用、生态处理技术应用、节能处理技术开发等领域探索减污降碳协同增效路径。

参考文献:

- [1] 范彬. 农村生活污水资源化治理利用的思考及误区分析[J]. 中国给水排水, 2024, 40(16):1-7.
FAN Bin. Thinking and misunderstanding analysis of rural domestic sewage resource treatment and utilization [J]. China Water & Wastewater, 2024, 40(16):1-7 (in Chinese).
- [2] XU Y, LI H Y, LI Y, *et al.* Systematically assess the advancing and limiting factors of using the multi-soil-layering system for treating rural sewage in China: from the economic, social, and environmental perspectives [J]. Journal of Environmental Management, 2022, 312: 114912.
- [3] 赵伟华, 王艳艳, 白萌, 等. 农村污水处理过程的碳排放核算与碳减排研究综述 [J]. 市政技术, 2023, 41(10):1-6,276.
ZHAO Weihua, WANG Yanyan, BAI Meng, *et al.* Review of carbon emission accounting and reduction in rural sewage treatment process [J]. Journal of Municipal Technology, 2023, 41(10):1-6,276 (in Chinese).
- [4] 曹睿, 封莉, 杜子文, 等. 农村生活污水传统处理与

- 源分离处理碳排放比较[J]. 环境科学, 2024, 45(8):4648-4655.
- CAO Rui, FENG Li, DU Ziwen, *et al.* Comparison of carbon emissions from traditional treatment and source separation treatment of rural domestic sewage [J]. *Environmental Science*, 2024, 45(8): 4648-4655 (in Chinese).
- [5] 廖秋阳. 基于碳中和背景下的几种农村污水处理节能技术运用[J]. 河南科技, 2022, 41(3):124-127.
- LIAO Qiuyang. Application of energy-saving technologies in rural sewage treatment based on carbon neutralization [J]. *Journal of Henan Science and Technology*, 2022, 41(3): 124-127 (in Chinese).
- [6] 卜风云, 闫海红, 郭红霞, 等. 农村生活污水磷回收及资源化利用路径探讨[J]. 农业资源与环境学报, 2025, 42(3):738-750.
- BU Fengyun, YAN Haihong, GUO Hongxia, *et al.* Discussion on the path of phosphorus recovery and utilization for the rural domestic sewage [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2025, 42(3): 738-750 (in Chinese).
- [7] 汪泽锋, 操家顺, 王超越, 等. 农村生活污水处理技术与模式研究情况[J]. 应用化工, 2022, 51(9):2669-2674.
- WANG Zefeng, CAO Jiashun, WANG Chaoyue, *et al.* Research on rural domestic wastewater treatment technologies and models[J]. *Applied Chemical Industry*, 2022, 51(9): 2669-2674 (in Chinese).
- [8] 王巧, 杨芳英. 倒置AAO-MBBR工艺在农村污水处理中的应用[J]. 给水排水, 2023, 49(7):43-47, 52.
- WANG Qiao, YANG Fangying. Application of inverted AAO-MBBR process in rural sewage treatment [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2023, 49(7): 43-47, 52 (in Chinese).
- [9] 王田天, 周伟, 刘兴, 等. 改良AAO一体化设备处理农村生活污水的研究[J]. 中国给水排水, 2018, 34(7):75-79.
- WANG Tiantian, ZHOU Wei, LIU Xing, *et al.* Nitrogen and phosphorus removal from rural domestic sewage using modified AAO integrated process[J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(7):75-79 (in Chinese).
- [10] 钱晓雍, 胡静, 李丹, 等. 上海城镇污水处理厂温室气体排放核算及其特征[J]. 中国给水排水, 2022, 38(21):39-44.
- QIAN Xiaoyong, HU Jing, LI Dan, *et al.* Calculation and characteristics of greenhouse gas emission from urban wastewater treatment plants in Shanghai [J]. *China Water & Wastewater*, 2022, 38(21): 39-44 (in Chinese).
- [11] 郭盛杰, 黄海伟, 董欣, 等. 中国城镇污水处理行业温室气体排放核算及其时空特征分析[J]. 给水排水, 2019, 45(4):56-62.
- GUO Shengjie, HUANG Haiwei, DONG Xin, *et al.* Calculation of greenhouse gas emissions of municipal wastewater treatment and its temporal and spatial trend in China [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2019, 45(4):56-62 (in Chinese).
- [12] 蔡博峰, 高庆先, 李中华, 等. 中国城市污水处理厂甲烷排放因子研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2015, 25(4):118-124.
- CAI Bofeng, GAO Qingxian, LI Zhonghua, *et al.* Study on the methane emission factors of wastewater treatment plants in China [J]. *China Population, Resources and Environment*, 2015, 25(4): 118-124 (in Chinese).
- [13] 付加锋, 冯相昭, 高庆先, 等. 城镇污水处理厂污染物去除协同控制温室气体核算方法与案例研究[J]. 环境科学研究, 2021, 34(9):2086-2093.
- FU Jiafeng, FENG Xiangzhao, GAO Qingxian, *et al.* Collaborative control method and case study of greenhouse gases in urban sewage treatment plants [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2021, 34(9): 2086-2093 (in Chinese).

作者简介: 苏闯建(1989-), 男, 河南商丘人, 博士, 工程师, 研究方向为农业农村水污染治理技术。

E-mail: cjsu2015@163.com

收稿日期: 2024-08-27

修回日期: 2024-12-23

(编辑: 丁彩娟)