

纪莎莎, 戴栋超, 陈泽伟. 规划设计阶段污水厂不同建设方案碳排放测算与对比[J]. 净水技术, 2026, 45(3): 83-94.

Ji S S, Dai D C, Chen Z W. Calculation and comparison of carbon emissions for different construction schemes of WWTPs in the planning and designing stage[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(3): 83-94.

规划设计阶段污水厂不同建设方案碳排放测算与对比

纪莎莎*, 戴栋超, 陈泽伟

(上海市城市建设设计研究总院<集团>有限公司, 上海 200125)

摘要 【目的】 本文旨在设计阶段初步明晰选址方案、工艺路线及排放标准等对污水处理厂在运营期间碳排放量的影响。【方法】 文章以设计参数为依据, 计算并对比不同规划方案(方案1与方案2)下污水处理厂的碳排放量差异, 旨在为污水处理厂建设过程中合理布局、采用绿色低碳工艺路线提供参考。【结果】 碳排放核算边界包括规划污水处理厂及规划配套污泥处理设施, 通过计算直接碳排放、间接碳排放及碳补偿量, 得出2种方案的碳排放强度分别为 0.563 kg CO₂-eq/m³ 和 0.550 kg CO₂-eq/m³。影响不同方案碳排放量的主要因素:(1)方案1与方案2分别采用污泥焚烧与污泥焚烧和厌氧消化相结合的方式, 致使污泥处置的碳排放量与碳补偿量存在不同;(2)污水处理排放标准越高, 直接排放核算范围内的受纳水体碳排放强度越低;(3)污水处理厂及污泥处理厂的位置及规模不同, 导致运输带来的间接排放有较大差异;(4)由于各厂区绿化方案存在不同, 因此其带来的碳补偿量亦有所不同, 但与污泥能量利用所带来的碳补偿量相比几乎可以忽略不计。【结论】 因此, 在设计阶段应着重考虑不同的出水标准、工艺路线所带来的碳排放差异。此外, 也应考虑污水处理厂与污泥处理厂的协同作用, 尽量减少因污泥异地处置运输所带来的间接排放, 从而有效减少污水厂在运营阶段碳排放量。

关键词 污水处理厂(WWTP) 碳排放 规划设计 方案比选 运营期

中图分类号: TU992 文献标志码: B 文章编号: 1009-0177(2026)03-0083-12

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.03.008

Calculation and Comparison of Carbon Emissions for Different Construction Schemes of WWTPs in the Planning and Designing Stage

Ji Shasha*, Dai Dongchao, Chen Zewei

(Shanghai Urban Construction Design and Research Institute <Group> Co., Ltd., Shanghai 200125, China)

Abstract [Objective] This paper aims to preliminarily clarify the impacts of site selection schemes, process routes, discharge standards, and other factors on the carbon emissions of wastewater treatment plants (WWTPs) during their operation phase at the design stage. [Methods] This paper calculates and compares the differences in carbon emissions of WWTPs under two different planning schemes (scheme 1 and scheme 2) based on design parameters. The paper aims to provide a reference for the rational layout and adoption of green and low-carbon process routes in the construction of WWTPs. [Results] The carbon emission accounting boundary includes the planned WWTP and its supporting sludge treatment facilities. By calculating direct carbon emissions, indirect carbon emissions, and carbon offset amounts, the carbon emission intensities of the two schemes are determined to be 0.563 kg CO₂-eq/m³ and 0.550 kg CO₂-eq/m³, respectively. The main factors influencing the carbon emissions of different schemes are as follows: (1) scheme 1 adopts sole sludge incineration, while scheme 2 combines sludge incineration with anaerobic digestion, leading to differences in carbon emissions and carbon offsetting amounts from sludge disposal; (2) the higher the wastewater treatment discharge standard, the lower the carbon emission intensity of the receiving water body within the scope of direct emission accounting; (3) differences in the location and scale of WWTPs and sludge treatment plants result in significant variations in indirect emissions from transportation; (4) variations in greening schemes among different WWTPs lead to differences in carbon offset amounts brought by greening, but such offsettings are almost negligible compared with those from the energy utilization of sludge.

[收稿日期] 2025-04-28

[通信作者] 纪莎莎(1985—), 女, 正高级工程师, 主要从事固体废物处理处置及城市水环境改善相关方面的设计及研究等工作, E-mail: jishasha@sucdri.com。

[**Conclusion**] Therefore, at the design stage, emphasis should be placed on the carbon emission differences caused by different effluent standards and process routes. In addition, the synergistic effect between WWTPs and sludge treatment plants should be considered, and indirect emissions from the transportation of sludge for off-site disposal should be minimized, thereby effectively reducing the carbon emissions of WWTPs during the operation phase.

Keywords wastewater treatment plant (WWTP) carbon emission planning and designing schemes comparison and selection operation period

1880年—2012年,全球气温上升了0.85℃。国际层面对全球气候变化给予了全面的关注。2015年,《巴黎协定》提出:21世纪末前,把全球平均温升控制在相对于前工业水平(1850年—1900年)的2℃以内,并努力把温升限定在1.5℃内。我国对碳达峰碳中和高度重视,《2030年前碳达峰行动方案》提出:我国将提高国家自主贡献力度,采取更加有力的政策和措施,二氧化碳(CO₂)排放力争于2030年前达到峰值,努力争取2060年前实现碳中和^[1-2]。

在城市水安全、气候变化等一系列挑战之下,以绿色低碳为核心的可持续城市水系统发展理念已被广泛接受,城市污水厂对生态环境的影响也受到越来越多的关注^[3]。2022年7月13日,住房城乡建设部、国家发展改革委发布《关于印发城乡建设领域碳达峰实施方案的通知》,提出了实施污水收集处理设施改造和城镇污水资源化利用行动推进生活垃圾污水治理低碳化。但随着水资源短缺的加剧和污水排放标准的提高,出现“以高能耗换取高水质”

的现象。大量研究和实践表明^[4-6],现有国内城市污水处理厂普遍采用二级生物处理工艺,虽能保障水质达标,但存在运行能耗高、化学药剂使用量大及温室气体排放加剧等问题。

目前研究大都集中在污水处理厂运营阶段,然而在污水处理厂规划阶段通过选择合适的建设场地,适宜的技术路线是实现污水处理厂建成后低碳化运营的第一步。本研究将以上海市白龙港区域为研究对象,从碳排放角度探讨污水处理厂采用不同建设方案,在运营期的碳排放量,以期后续污水处理厂具体实施方案的选择提供参考。

1 研究对象

上海市白龙港区域是上海市中心城区三大污水处理区域之一,规划形成“二片、三厂、三线”污水处理格局,如图1所示。二片指白龙港污水处理厂污水片和虹桥污水处理厂污水片,三厂指白龙港污水处理厂、虹桥污水处理厂和白龙港第二污水处理厂(以下简称白龙港二厂)。三线指南干线、污水二期中线总管和污水二期南线总管。

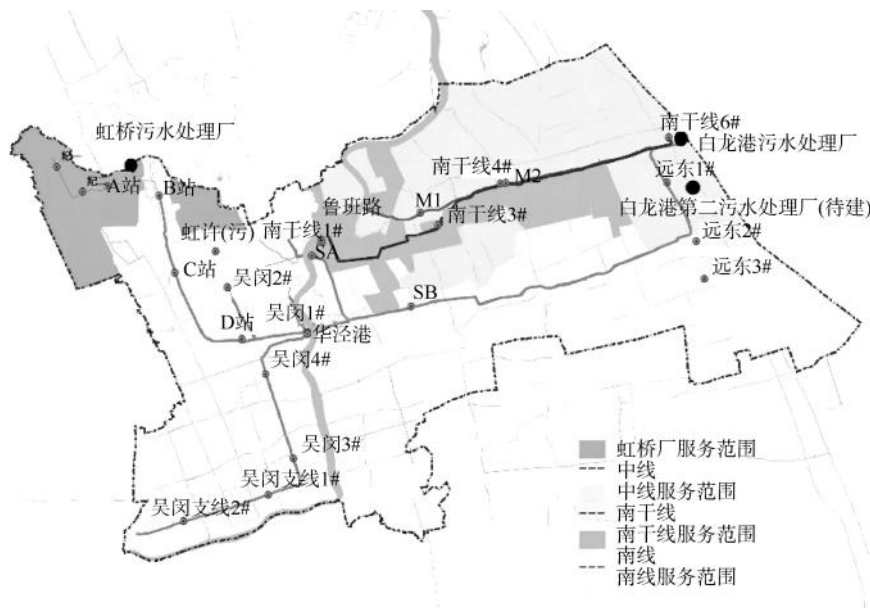


图1 白龙港片区污水系统

Fig. 1 Wastewater System of Bailonggang Collective Area

1.1 污水厂规划布局

根据白龙港区域规划水量分析,到2035年白龙港片区规划污水量约为360万 m^3/d ,规划新增初雨量为130万 m^3/d 。目前,白龙港污水厂扩建完成后规模为350万 m^3/d ,同时片区内已建虹桥污水厂规模为20万 m^3/d ,通过排水模型模拟,当白龙港二厂建成规模为130万 m^3/d 时,可以保证片区内调蓄池在24h放空模式下,全年(非台风等极端工况下)均不发生溢流。故本次推荐方案污水处理总规模为130万 m^3/d ,污泥处理处置规模为202t干污泥 d 。根据用地情况,设计2个布局方案(图2),并对2个方

案进行比较,如表1所示。

(1)在方案1中,于南线SB泵站周边设置干线污水处理厂(以下简称干线厂)1座,处理规模为30万 m^3/d ;设置末端污水处理厂(以下简称末端厂)1座,处理规模为100万 m^3/d 。(2)在方案2中,于虹桥污水处理厂周边设置干线污水处理厂(以下简称干线厂1)1座,处理规模为10万 m^3/d ;于南线SB泵站周边设置干线污水处理厂(以下简称干线厂2)1座,处理规模为30万 m^3/d ;设置末端污水处理厂(以下简称末端厂)1座,处理规模为100万 m^3/d 。

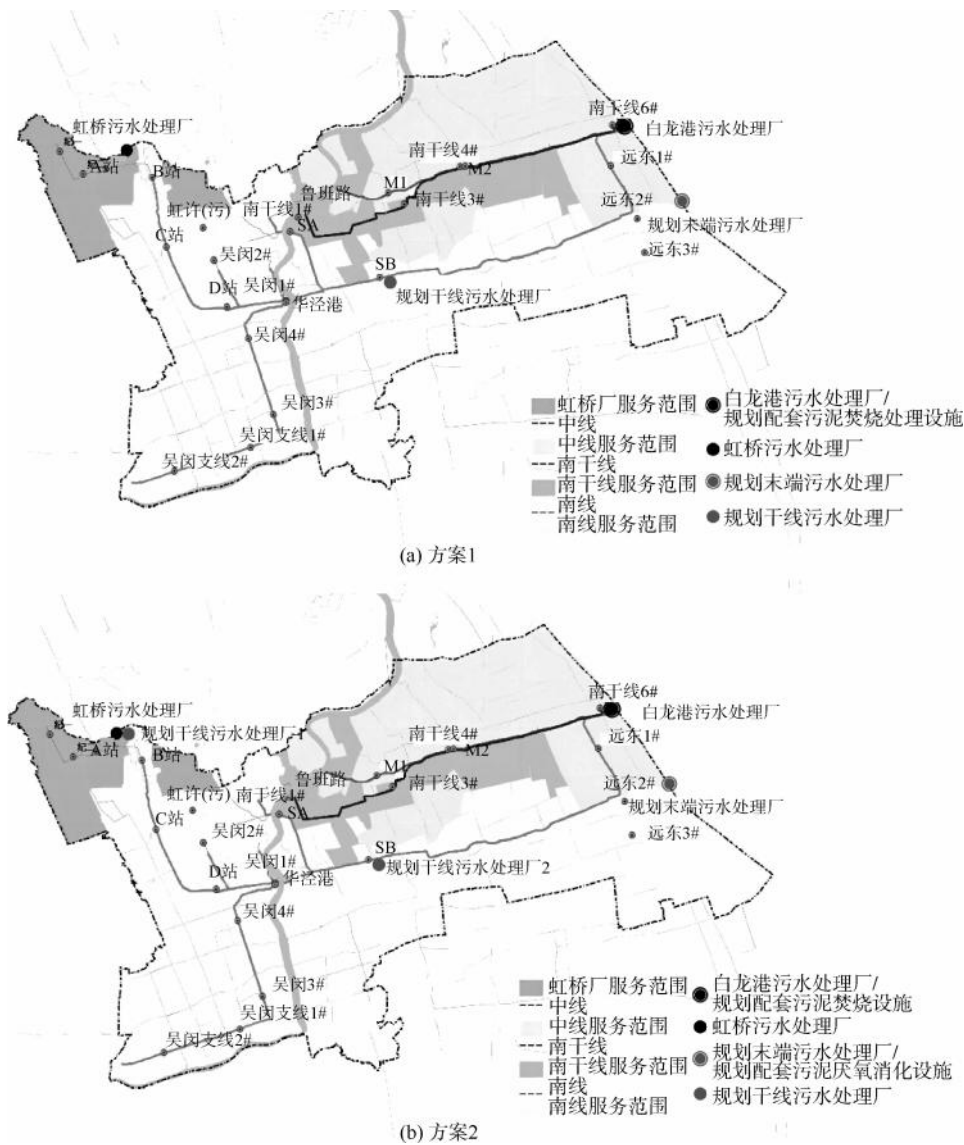


图2 白龙港二厂规划布局方案

Fig. 2 Planning and Layout Scheme for Bailonggang No. 2 WWTP

表 1 规划污水厂布局方案比较

Tab. 1 Comparison of Layout Schemes for Planning WWTPs

项目	方案 1	方案 2
选址情况	2 处, 选址数量较少, 协调难度较小	3 处, 选址数量较多, 协调难度较大
用地面积	干线周边厂占地面积为 13 hm ² ; 末端厂占地面积为 64 hm ²	干线周边厂占地面积为 10 hm ² ; 末端厂占地面积为 64 hm ² ; 虹桥污水处理厂周边占地面积为 5.4 hm ²
污水输送情况	由于虹桥厂已满负荷运行, 片区服务范围内的污水需输送至下游污水处理厂	可就近解决虹桥片区范围内的超量污水和初期雨水, 初期雨水得到更及时处理, 减少管网输送压力
运行调度情况	较复杂; 虹桥厂片区初期雨水需由白龙港厂周边或末端厂调度处理	较简单; 片区初期雨水由虹桥厂和本次新建污水处理厂就近调度处理

1.2 污水厂规划设计

1.2.1 方案 1(30 万 m³/d 干线厂+100 万 m³/d 末端厂)

规划 1 座处理规模为 30 万 m³/d 的干线厂, 其中: 污水处理工艺为粗、细格栅+曝气沉砂池+改良型多级厌氧-缺氧-好氧(AAO)生物池+高效沉淀池+反硝化滤池+紫外(辅助次氯酸钠)消毒组合工艺, 通过核算排放水体环境容量, 除总氮(TN)外(≤10 mg/L), 化学需氧量(COD)、氨氮、总磷(TP)等常规指标, 出水标准执行《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) IV 类水标准。污泥处理工艺与虹桥污水处理厂相同, 即采用离心浓缩和低温真空脱水干

化工艺, 最终将含水率低于 40% 的污泥外运至末端厂规划配套污泥焚烧设施进行处理。该设施拟建设于白龙港污水处理厂现状污泥焚烧设施周边, 以发挥设施协同效应。

规划 1 座处理规模为 100 万 m³/d 的末端厂, 污水处理工艺为粗格栅及提升泵房+细格栅及曝气沉砂池+改良型多级 AAO 生物池+高效沉淀池+V 型滤池+紫外(辅助次氯酸钠)消毒组合工艺, 出水标准执行一级 A 标准。综合考虑运输距离及设施规模效应, 其污泥处理方式及焚烧设施同干线厂。

方案 1 的 2 座污水厂与碳排放相关的设计参数如表 2 所示。

表 2 规划方案 1 及方案 2 污水处理厂设计参数

Tab. 2 Design Parameters of Planning Scheme 1 and Scheme 2 for WWTPs

设计参数名称	方案 1 干线厂 设计参数	方案 1 末端厂 设计参数	方案 2 干线厂 1 设计参数	方案 2 干线厂 2 设计参数	方案 2 末端厂 设计参数
处理水量/(m ³ ·d ⁻¹)	30 万	100 万	10 万	20 万	100 万
进水 COD/(mg·L ⁻¹)	360	360	360	360	360
出水 COD/(mg·L ⁻¹)	30	50	30	30	50
TN/(mg·L ⁻¹)	45	45	45	45	45
出水 TN/(mg·L ⁻¹)	10	15	10	10	15
受纳水体	地表河流	海洋	地表河流	地表河流	海洋
甲烷(CH ₄)回收/(m ³ ·d ⁻¹)	0	0	0	0	0
干污泥产量/(kg·d ⁻¹)	48 000	154 000	16 000	32 000	154 000
干污泥有机分	60%	60%	60%	60%	60%
电力消耗/(kW·h·d ⁻¹)	154 000	462 000	46 200	92 400	450 000
污泥运输距离/km	30	8	60	30	—
运输污泥频率/(次·d ⁻¹)	3	6	1	1	—
聚合氯化铝(质量分数为 10%)/(kg·d ⁻¹)	15 000	50 000	5 000	10 000	50 000
聚丙烯酰胺/(kg·d ⁻¹)	600	2 000	200	400	2 000
次氯酸钠(质量分数为 10%)/(kg·d ⁻¹)	9 000	30 000	3 000	6 000	30 000
乙酸钠(质量分数为 20%)/(kg·d ⁻¹)	30 000	100 000	10 000	20 000	100 000
氢氧化钠(质量分数为 10%)/(kg·d ⁻¹)	8 450	28 200	2 820	5 460	28 200
绿化面积/m ²	49 700	755 476	42 800	49 700	755 476

1.2.2 方案2(10万 m³/d 干线厂1+20万 m³/d 干线厂2+100万 m³/d 末端厂)

规划处理规模为10万 m³/d(干线厂1)及20万 m³/d(干线厂2)的干线厂各1座,其污水处理工艺、出水标准及污泥处理方式同方案1干线厂。

规划1座处理规模为100万 m³/d的末端厂,污水处理工艺及出水标准同方案1末端厂。在污泥处理工艺中,考虑到上海市中心城区污泥处理以焚烧为主,而白龙港二厂为中心城区最后一个待建污水厂,为在规划方案中加强污泥资源化利用部分,考虑将污泥处理工艺设定为“离心浓缩脱水+高温热水解+高含固污泥厌氧消化+低温真空脱水干化”,处理后污泥进行土地利用。由于该处理工艺不适宜污泥的长距离运输,因此考虑将配套污泥厌氧消化设施与污水处理厂合建,以降低污泥运输带来的风险与减少高额碳排放。

方案2的3座污水厂与碳排放相关的设计参数如表2所示。

2 碳排放核算方案

2.1 碳排放核算边界

如图3所示,根据碳排放的方式进行分类,主要包括直接排放和间接排放2类。直接排放是指水系统通过生物化学作用直接向大气排放的温室气体,如CO₂、CH₄和一氧化二氮(N₂O)等,其中CO₂主要(亦含少量化石碳成分)为生物性来源,所以一般不计入碳排放清单。污水处理系统在运行中需要消耗能量和物料,生产这些能量和物料的过程中发生的碳排放称为间接排放^[7-8]。此外,污泥处理过程中可产生一定能量,可用于替代CO₂排放。在本文中,污泥采用低温真空脱水干化工艺,其所需热媒为90℃左右的热热水,该部分所需能量由水源热泵提供。

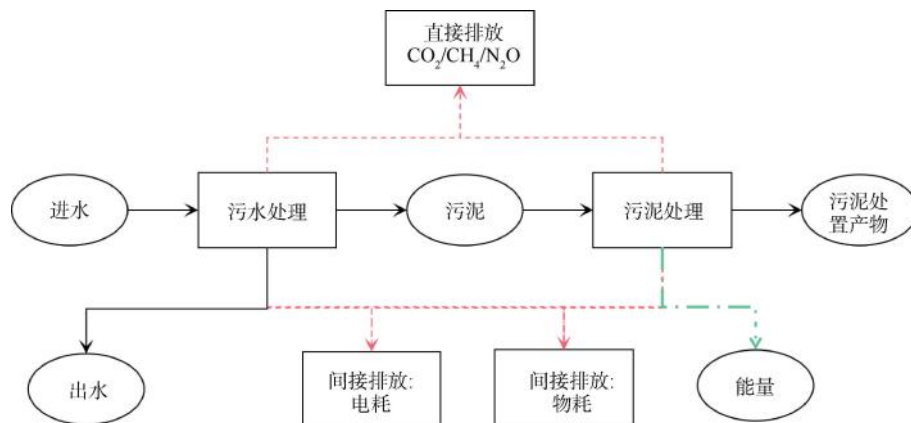


图3 污水处理系统碳排放核算边界

Fig. 3 Carbon Emission Accounting Boundary of Wastewater Treatment System

2.2 直接排放

2.2.1 污水处理处置碳排放

1) CH₄ 排放量

CH₄主要来自厌氧环节,在多种微生物共同作用下,污水中的有机物被分解成CH₄和CO₂,CH₄排放量计算如式(1)。

$$E_{\text{CH}_4\text{-sewage}} = [(T_{\text{Ow}-j} - S_j) \times E_{\text{Fj-CH}_4} - R_j] \quad (1)$$

其中:*j*——各个处理/排放途径或系统,本项目为污水厂和受纳水体2个排放途径;

$E_{\text{CH}_4\text{-sewage}}$ ——清单年份处理/排放途径或系统的CH₄排放量,kg CH₄/a;

$T_{\text{Ow}-j}$ ——清单年份处理/排放途径或系

统的有机物,kg COD/a,干线厂和末端厂均有乙酸钠作为外加碳源的投加,也纳入进水总有机质考虑,乙酸钠的COD当量按0.78 kg COD/(kg 乙酸钠)计;

S_j ——从清单年份处理/排放途径或系统的污水中去除的有机成分(以污泥的形式),kg COD/a,在污水处理厂排放途径中,本项目按设计干污泥产量和干污泥的有机成分比例计算,参考污泥中的有机物与COD转化系数*s*取1.42 kg COD/(kg 干污泥);

$E_{\text{Fj-CH}_4}$ ——各个处理/排放途径或系统排放因子,kg CH₄/(kg COD);

R_j ——清单年份从处理/排放途径或系统回收或燃烧 CH_4 量, $\text{kg CH}_4/\text{a}$, 污水厂没有 CH_4 回收, 即 R_j 是 0, 在受纳水体排放途径中, 不涉及排泥和能量回收, 即 S_j 是 0, R_j 是 0。

2) N_2O 排放量

N_2O 和 NO_x 是废水生物脱氮处理中常见的中间产物, 长期以来传统硝化和反硝化被认为是其主要来源。此外, 生物氮转化代谢途径, 如厌氧氨氧化、化学反硝化等过程也会产生 N_2O 和 NO_x , N_2O 排放量计算如式(2)。

$$E_{\text{N}_2\text{O-sewage}} = N_{j,\text{DOM}} E_{\text{Fj-N}_2\text{O}} \times \frac{44}{28} \quad (2)$$

其中: $E_{\text{N}_2\text{O-sewage}}$ ——清单年份处理/排放途径或系统的 N_2O 排放量, $\text{kg N}_2\text{O}/\text{a}$;

$N_{j,\text{DOM}}$ ——清单年份进入处理/排放途径或系统 j 的 N , 单位为 $\text{kg N}/\text{a}$;

$E_{\text{Fj-N}_2\text{O}}$ ——各个处理/排放途径或系统排放因子, $\text{kg N}_2\text{O-N}/(\text{kg N})$, 参考《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》;

44/28——以 N 元素计的 N_2O 质量换算为 N_2O 分子的实际质量的摩尔质量比系数。

2.2.2 污泥处理处置碳排放

1) CO_2 排放量

①污泥焚烧

采用焚烧方法处理集中式污水处理厂剩余污泥, 在高温环境中可将污泥中有机物完全氧化成 CO_2 。其中, 部分有机物可溯源至污水中化石源污染物, 则其讲解产生化石源 CO_2 , 应该计入核算, 计算如式(3)~式(4)。

$$C_{\text{CO}_2\text{-in}} = M_{\text{FCF}} M_{\text{ss}} C_{\text{F}} O_{\text{F}} \times \frac{44}{12} / Q_{\text{in}} \quad (3)$$

$$M_{\text{FCF}} = (F_{\text{CF}} B_{\text{BOD}_5\text{in}} + B_{\text{BOD}_5\text{ex}}) / (B_{\text{BOD}_5\text{in}} + B_{\text{BOD}_5\text{ex}}) \quad (4)$$

其中: $C_{\text{CO}_2\text{-in}}$ 为污泥焚烧化石源 CO_2 排放强度, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/\text{m}^3$;

M_{FCF} ——化石源 CO_2 排放比例;

F_{CF} ——集中式污水处理厂进水中化石源有机物比例, 可取 5%~20%;

M_{ss} ——进行处理的污泥干重量, $\text{kg 干污泥}/\text{d}$;

C_{F} ——干物质中含碳比例;

O_{F} ——氧化因子, 在管理良好的焚烧炉中进行焚烧时, 可取 100%;

44/12—— CO_2 与 C 分子质量比;

Q_{in} ——生活污水处理量, m^3/d ;

$B_{\text{BOD}_5\text{in}}$ ——集中式污水处理厂进水 BOD_5 质量浓度, mg/L ;

$B_{\text{BOD}_5\text{ex}}$ ——运行过程中人为投加的额外碳源, mg/L 。

②厌氧消化

集中式污水处理厂采用厌氧消化工艺处理剩余污泥时, 其中有机物最终在微生物作用下消化产生 CO_2 和 CH_4 。而 CH_4 气体经收集并燃烧后, 所产生的 CO_2 也应归属于厌氧消化过程。其中, 部分有机物为污水中化石源有机物经微生物摄取而来, 其消化后产生沼气为化石源。因此, 该部分化石源 CO_2 与 CH_4 燃烧后生成的化石源 CO_2 , 均应计入核算, 计算如式(5)。

$$C_{\text{CO}_2\text{-ad}} = M_{\text{FCF}} M_{\text{zq}} \div (1 - P) \div V_{\text{m}} \div Q_{\text{in}} \times 44 \quad (5)$$

其中: $C_{\text{CO}_2\text{-ad}}$ ——厌氧消化 CO_2 排放强度, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/\text{m}^3$;

M_{zq} ——可收集到的沼气总量, m^3 ;

V_{m} ——气体摩尔体积, 标准状态(0℃、100 kPa)下为 22.4 L/mol, L/mol;

P ——沼气泄漏比例, 根据 IPCC 推荐值, 取 1%;

44—— CO_2 摩尔质量, 常数, g/mol 。

2) N_2O 排放量

使用焚烧处理集中式污水处理厂剩余污泥中, 在高温环境中, 污泥有机物将完全氧化。其中含氮有机物氧化中将产生包括 N_2O 在内的多种氮氧化物, 一般可采取系数法进行计算, 其计算如式(6)。

$$C_{\text{N}_2\text{O-in}} = M_{\text{ss}} E_{\text{FN}_2\text{O-in}} \div Q_{\text{in}} \times 265 \div 10^{-3} \quad (6)$$

其中: $C_{\text{N}_2\text{O-in}}$ ——污泥焚烧 N_2O 排放强度, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/\text{m}^3$;

$E_{\text{FN}_2\text{O-in}}$ ——污泥焚烧中 N_2O 排放因子,

可采用 IPCC 推荐值, $0.99 \text{ kg N}_2\text{O}/(\text{t 干污泥})$ [以悬浮物(SS)计], $\text{kg N}_2\text{O}/(\text{t 干污泥})$ (以 SS 计);

265—— N_2O 的全球升温潜能, 常数, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/(\text{kg N}_2\text{O})$ 。

3) CH_4 排放量

① 厌氧消化

采用厌氧消化工艺处理集中污水处理厂剩余污泥, 污泥中有机物在微生物作用下最终厌氧消化产生 CO_2 和 CH_4 。在收集沼气时, 一般难免会出现部分泄漏 CH_4 , 逸散至大气中。因此, 该部分泄漏 CH_4 应予以核算, 可使用质量衡算法进行计算, 计算依据如式(7)。

$$C_{\text{CH}_4\text{-ad}} = F_{\text{CH}_4} M_{\text{zq}} \div V_m P \div (1 - P) \div Q_{\text{in}} \times 16 \times 28 \quad (7)$$

其中: $C_{\text{CH}_4\text{-ad}}$ ——厌氧消化 CO_2 排放强度, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/\text{m}^3$;

F_{CH_4} ——沼气中 CH_4 所占比例, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/\text{m}^3$;

16—— CH_4 摩尔质量, 常数, g/mol ;

28—— CH_4 的全球升温潜能, 常数, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/(\text{kg CH}_4)$ 。

② 土地利用

采用土地利用法处理集中式污水处理厂剩余污泥时, 由于存在厌氧环境, 有机物会发生厌氧反应, 产生 CH_4 气体, 产生直接碳排放, 一般使用系数法, 计算如式(8)。

$$C_{\text{CH}_4\text{-la}} = E_{\text{FCH}_4\text{-la}} M_{\text{ss}}/Q_{\text{in}} \times 28 \quad (8)$$

其中: $C_{\text{CH}_4\text{-la}}$ ——土地利用 CH_4 排放强度, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/\text{m}^3$;

$E_{\text{FCH}_4\text{-la}}$ ——污泥土地利用中 CH_4 排放因子, $\text{kg CH}_4\text{-eq}/(\text{kg 干污泥})$, 可采用 IPCC 推荐值为 $0.00318 \text{ kg CH}_4\text{-eq}/(\text{kg 干污泥})$, $\text{kg CH}_4\text{-eq}/(\text{kg 干污泥})$ 。

2.3 间接排放

2.3.1 电能

污水厂用电产生的间接排放计算如式(9)。

$$E_{\text{电}} = E_{\text{L}} E_{\text{F-电力}} \quad (9)$$

其中: $E_{\text{电}}$ ——污水厂用电产生的间接碳排放

量, $\text{t CO}_2/\text{a}$;

E_{L} ——清单年份污水厂用电量, $\text{MW} \cdot \text{h}/\text{a}$;

$E_{\text{F-电力}}$ ——用电排放因子, $\text{t CO}_2/(\text{MW} \cdot \text{h})$ 。

2.3.2 药剂

污水厂用药的间接排放计算如式(10)。

$$E_{\text{药}} = E_{\text{M}} E_{\text{F-药剂}} \quad (10)$$

其中: $E_{\text{药}}$ ——污水厂用药产生的间接碳排放量, $\text{t CO}_2/\text{a}$;

E_{M} ——清单年份污水厂用药量, t/a ;

$E_{\text{F-药剂}}$ ——用药排放因子, $\text{kg CO}_2/(\text{kg 药剂})$ 。

2.3.3 运输

城镇水务系统运行中, 需要将自外部购入材料、药剂等产品运入厂区内, 也可能需要将内部产出的产品或废物等向外部运输。运输过程中产生的碳排放量应纳入核算。在本文中, 运输消耗主要发生在干化污泥的车辆运输环节, 计算如式(11)。

$$C_{\text{ys}} = \left(\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^l M_{\text{ys},i,j} L_{\text{ys},i,j} \times E_{\text{Fys},i,j} \right) / Q \quad (11)$$

其中: C_{ys} ——燃料碳排放强度, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/\text{m}^3$;

$M_{\text{ys},i,j}$ ——第 i 次运输中, 使用第 j 种方式运输材料的总量, t ;

$L_{\text{ys},i,j}$ ——第 i 次运输中, 使用第 j 种方式运输距离, km ;

$E_{\text{Fys},i,j}$ ——使用的第 j 种运输方式排放因子, $\text{kg CO}_2\text{-eq}/(\text{t} \cdot \text{km})$;

n ——运输总次数;

l ——第 i 次运输中总计采用的运输方式数。

2.3.4 污泥干化外加热源

污泥处理过程中的能量或燃料消耗主要是发生在污泥干化过程中用于弥补干化所消耗热量的外加热源。经研究, 在本次设计中污水厂采用水源热泵技术, 其回收的热能主要用于提供污泥在低温真空干化过程中消耗的热能, 即在干化过程中无需外加热源。

2.4 系统碳补偿核算

2.4.1 能源回收碳补偿核算

生活污水中蕴含丰富的能量, 采取合理措施可

将其进行回收,如厌氧消化-热电联产(CHP)回收化学能、水源热泵回收热能等,当回收的能源向厂外输出时,该部分能源即被认为产生碳补偿,计算如式(12)。

$$C_{SSe} = E_{cs-h} E_{Fh} / Q_{in} \quad (12)$$

其中: C_{SSe} ——热能回收碳补偿,kg CO₂-eq/m³;
 E_{cs-h} ——向集中式污水处理厂外输出的热能,GJ/d;
 E_{Fh} ——化石燃料排放因子,kg CO₂-eq/GJ,本文中主要为天然气。

2.4.2 其他碳汇

污水处理厂内绿化植物光合作用可吸收固定一定的CO₂,因而产生碳汇,计算如式(13)。

$$C_{SSzb} = E_{Fzb} S_{zb} \quad (13)$$

其中: C_{SSzb} ——植物固碳量,kg CO₂-eq;

E_{Fzb} ——植物固碳因子,kg CO₂-eq/m²;

S_{zb} ——植物覆盖面积,m²。

2.5 参数选择

贺珊珊等^[9]对我国现行的碳核算标准化体系进行研究,发现不同的文件均涉及了污水处理和污泥处理处置直接碳排放核算,但都存在一定差异,不能很好地指导污水处理行业进行碳排放核算。即在国家层面,污水处理行业的碳排放核算标准缺乏统一的指导,污水处理厂碳排放及减排工作还未在国家层面开展。结合本文具体情况:(1)CH₄和N₂O的排放因子按照《IPCC国家温室气体清单指南》(2019修订版)中的表6.3、表6.8A;(2)电力排放因子按照中华人民共和国生态环境部文件《2019年度减排项目中国区域电网基准线排放因子》附录1,并选取华东区域;(3)药剂排放因子参考《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》中的附表B-4(表3)。

表3 排放因子汇总

Tab. 3 Summary of Emission Factors

名称	类别	排放因子数值	备注
CH ₄	处理厂	0.007 5 kg CH ₄ /(kg COD)	集中式处理,好氧工艺
	受纳水体	0.009 kg CH ₄ /(kg COD)	一般地表河流、海洋
N ₂ O	处理厂(以N计)	0.016 kg N ₂ O-N/kg	集中式处理,好氧工艺
	受纳水体(以N计)	0.005 kg N ₂ O-N/kg	一般地表河流、海洋
电力	华东区域	0.792 1 t CO ₂ -eq/(MW·h)	—
药剂	聚合氯化铝	0.455 kg CO ₂ -eq/kg	—
	聚丙烯酰胺	1.48 kg CO ₂ -eq/kg	—
	次氯酸钠	0.92 kg CO ₂ -eq/kg	—
	乙酸钠	0.623 kg CO ₂ -eq/kg	—
	氢氧化钠	1.5 kg CO ₂ -eq/kg	—

为方便将不同温室气体对气候变化的影响统一量化,全球升温潜能按照《IPCC国家温室气体清单指南》(2019修订版)选取:CH₄、N₂O的全球升温潜能分别为28 kg CO₂-eq/(kg CH₄)、265 kg CO₂-eq/(kg N₂O)。此外,结合本研究具体情况,按照《IPCC国家温室气体清单指南》(2019修订版)、《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》等,部分参数已在式(8)~式(17)的注释中给出,其他参数如表4所示。

3 不同规划方案碳核算结果

3.1 直接排放

(1) 方案1

根据2.2节中式(1)~式(2),污水处理过程中温室气体直接排放总量为86 853 t CO₂-eq/a。其中,CH₄排放量为31 395 t CO₂-eq/a,N₂O排放量为55 458 t CO₂-eq/a(含受纳水体的N₂O排放)。

根据式(3)~式(4)、式(6),方案1污泥焚烧温室气体直接排放量可达37 953 t CO₂-eq/a。其中,

表 4 污泥处置碳排放核算参数汇总
Tab. 4 Summary of Carbon Emission Accounting Parameters for Sludge Disposal

参数名称	变量符号	参数取值	备注
可收集到的沼气总量	M_{zq}	42 120 m ³ /d	—
沼气泄漏比例	P	2.27%	温带的优质厌氧消化池沼气泄漏比例均值(IPCC 推荐)
沼气中 CH ₄ 所占比例	F_{CH_4}	65%	—
物质中含碳比例	C_F	60%	—
氧化因子	O_F	100%	—
污泥焚烧中 N ₂ O 排放因子	E_{FN_2O-in}	0.99 kg N ₂ O/(t 干污泥)	—
土地利用中 CH ₄ 排放因子	E_{FCH_4-la}	0.003 18 kg CH ₄ -eq/kg	—
化石燃料排放因子(以 CH ₄ 计)	E_{Fh}	55.54 kg CO ₂ -eq/GJ	—
运输方式排放因子	$E_{Fys,i,l}$	0.005 7 kg CO ₂ -eq/(t · km)	载重 46 t

干线厂因污泥焚烧产生的化石源 CO₂ 排放量为 4 162 t CO₂-eq/a, 焚烧生成的 N₂O 排放量为 4 596 t CO₂-eq/a; 末端厂因污泥焚烧产生的化石源 CO₂ 排放量为 13 873 t CO₂-eq/a, 焚烧生成的 N₂O 排放量为 15 321 t CO₂-eq/a。

(2) 方案 2

在方案 2 中, 虽然将干线厂分成了 2 座, 但其处理总量与方案 1 的干线厂相同, 均为 30 万 m³/d。此外, 2 个方案中, 污水处理工艺及排放水体等边界条件相同, 因此污水处理过程中温室气体直接排放总量相同。

但在污泥处理过程中, 末端厂处理方式不同, 导致方案 2 与方案 1 排放量有较大不同。根据式(3)~式(8), 方案 2 中通过污泥焚烧(干线厂 1 和干线厂 2)、厌氧消化和土地利用(末端厂)等污泥处置方式, 直接温室气体排量为 18 040 t CO₂-eq/a, 仅为方案 1 的 47.5%。其中, 干线厂 1 因污泥焚烧产生的化石源 CO₂ 排放量为 1 991 t CO₂-eq/a, 焚烧生成的 N₂O 排放量为 1 532 t CO₂-eq/a; 干线厂 2 因污泥焚烧产生的化石源 CO₂ 排放量为 3 981 t CO₂-eq/a, 焚烧生成的 N₂O 排放量为 3 064 t CO₂-eq/a; 末端厂因厌氧消化产生的 CO₂ 排放量为 4 934 t CO₂-eq/a, CH₄ 泄漏逸散量为 2 019 t CO₂-eq/a; 末端厂因土地利用产生的 CH₄ 排放量为 520 t CO₂-eq/a。

3.2 间接排放

(1) 方案 1

根据式(9)~式(11), 方案 1 共消耗电为 22 484 万 kW · h/a, 外购电量产生的间接碳排放量

为 178 073 t CO₂-eq/a; 共投加药剂为 99 736 t/a, 由此产生 12 782 t CO₂-eq/a 的温室气体间接排放量; 因污泥运输产生的温室气体间接排放量为 356 t CO₂-eq/a。

(2) 方案 2

根据式(9)~式(11), 方案 2 共消耗电 21 484 kW · h/a, 外购电量产生的间接碳排放量为 170 151 t CO₂-eq/a; 共投加药剂为 99 736 t/a, 由此产生 12 782 t CO₂-eq/a 的温室气体间接排放量; 因污泥运输产生的温室气体间接排放主要发生在干线厂 1 和干线厂 2, 为 92 t CO₂-eq/a。

3.3 碳补偿核算

(1) 方案 1

方案 1 中能源回收碳补偿主要指污泥焚烧时的热能回收利用所产生的碳补偿, 根据式(12), 计算出此部分碳补偿量总共约为 48 526 t CO₂-eq/a。其中, 干线厂的碳补偿量约为 11 531 t CO₂-eq/a, 末端厂的碳补偿约为 36 995 t CO₂-eq/a。

污水处理厂内绿化植物光合作用吸收固定一定数量的 CO₂ 所产生的碳汇。根据式(13), 在方案 1 中, 其他碳汇总共约为 135 t CO₂-eq/a。其中, 干线厂的其他碳汇约为 22 t CO₂-eq/a, 末端厂的其他碳汇约为 113 t CO₂-eq/a。

(2) 方案 2

方案 2 中能源回收碳补偿主要指污泥焚烧及沼气焚烧时的热能回收利用所产生的碳补偿, 根据式(12), 计算出污泥产热碳补偿约为 11 531 t CO₂-eq/a; 沼气中 CH₄ 回收并进行热能利用的能量回收

碳补偿可达 15 435 t CO₂-eq/a。

根据式(13),在方案2中,其他碳汇总共约为 147 t CO₂-eq/a。其中,干线厂1的其他碳汇约为 12 t CO₂-eq/a;干线厂2的其他碳汇约为 22 t CO₂-eq/a;末端厂的其他碳汇约为 113 t CO₂-eq/a。

4 不同规划方案碳排放对比分析

如图4所示,综合考虑直接排放、间接排放以及碳补偿。方案1的污水碳排放量为 267 376 t CO₂-eq/a,碳排放强度为 0.563 kg CO₂-eq/m³;方案2的污水碳排放量为 260 829 t CO₂-eq/a,碳排放强度为 0.550 kg CO₂-eq/m³。在不考虑碳补偿的情况下,方案1与方案2的直接排放与间接排放比例分别为 0.39 : 0.61 和 0.36 : 0.64,与吴宝利等^[10]得出的直接碳排放量约为碳排放总量的 1/3,间接碳排放量约为碳排放总量的 2/3 的结论相似。

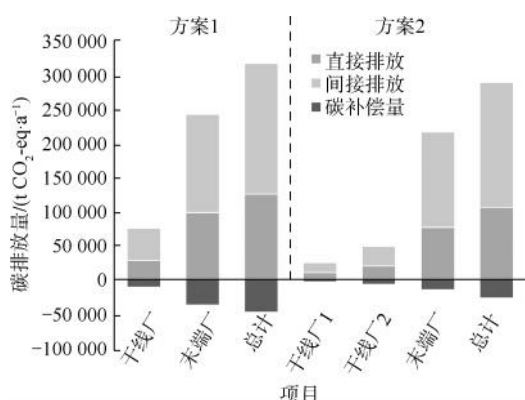


图4 规划方案1与方案2碳排放量对比

Fig. 4 Comparison of Carbon Emissions between Planning Scheme 1 and Scheme 2

进一步判断不同方案污水厂碳排放强度的合理性,吴宝利等^[10]研究了2018年—2020年不同处理规模污水处理厂的碳排放量,其中10万、20万、30万 m³/d、超过50万 m³/d的碳排放量约为0.9、0.8、0.8、0.7 kg CO₂-eq/m³,即污水处理厂工程规模升高会产生一定程度的碳减排效益。通过计算,方案1中的干线厂和末端厂的碳排放量分别为 0.578 kg CO₂-eq/m³ 和 0.559 kg CO₂-eq/m³,方案2中的干线厂1、干线厂2和末端厂的碳排放量分别为 0.542、0.553 kg CO₂-eq/m³ 和 0.548 kg CO₂-eq/m³。在本文中,污泥采用低温真空脱水干化工艺,其所需热媒为90℃左右的热媒,该部分所需能量理想化为均由污水处理厂水源热泵提供,极大地减少了污泥干化所需的外来能源所产生的间接排放。因此,整体吨

水碳排放量较低。此外,2个方案均为规划方案,没有实际运行数据作为支撑,在药耗及电耗方面按照理想方式进行计算,因此不能更好地体现污水厂在碳减排方面具有规模效应。

4.1 直接排放影响因素分析

如表5所示,在直接排放中,污水处理过程排放量(含CH₄、N₂O)占比超过70%,其次为受纳水体排放量(含CH₄、N₂O)占比超过10%,剩下部分为污泥处理过程及外加碳源的碳排放。

表5 规划方案1与方案2碳排放来源占比
Tab. 5 Carbon Emission Source Proportions of Planning Scheme 1 and Scheme 2

排放类型	排放来源	方案1 排放占比	方案2 排放占比
直接排放	污水处理过程排放 CH ₄	9.9%	10.9%
	受纳水体排放 CH ₄	3.6%	4.0%
	外加碳源排放 CH ₄	0.4%	0.5%
	厌氧消化排放 CH ₄		1.0%
	土地利用排放 CH ₄		0.3%
	污泥焚烧排放 CO ₂	8.0%	2.9%
	厌氧消化排放 CO ₂		2.4%
	污水处理过程排放 N ₂ O	63.2%	69.3%
	受纳水体排放 N ₂ O	6.0%	6.6%
	污泥焚烧排放 N ₂ O	8.8%	2.2%
间接排放	外购电量	93.1%	93.0%
	聚合氯化铝	1.4%	1.5%
	聚丙烯酰胺	0.7%	0.8%
	乙酸钠	0.7%	0.7%
	次氯酸钠	3.1%	3.2%
	氢氧化钠	0.8%	0.8%
	运输	0.2%	0.1%
碳补偿量	污泥焚烧热能回收	99.7%	42.5%
	污泥厌氧消化 CH ₄ 热能回收		56.9%
	其他碳汇(厂区植物种植)	0.3%	0.5%

(1)受排放标准不同的影响,CH₄在干线厂受纳水体的碳排放强度为 0.011 kg CO₂-eq/m³,在末端厂受纳水体的碳排放强度为 0.019 kg CO₂-eq/m³,N₂O在干线厂受纳水体的碳排放强度为 0.021 kg CO₂-eq/m³,在末端厂受纳水体的碳排放强度为 0.031 kg CO₂-eq/m³。在直接排放类型中,受纳水体部分占比为10%左右,仅次于污水处理过

程,因此提高排放标准,将对降低直接排放总量有较大影响。

(2)受污泥处理工艺的影响,方案1的末端厂污泥采用干化焚烧技术路线,其碳排放强度为 $0.080 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$,而方案2的末端厂污泥采用厌氧消化后土地利用的技术路线,碳排放强度为 $0.021 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$ 。分析其原因,厌氧消化产物利用会增加部分 CH_4 的排放,但因焚烧产生的 CO_2 及 N_2O 其碳排放量远高于因厌氧消化产生的 CH_4 和 CO_2 所带来的碳排放量。

4.2 间接排放影响因素分析

如表5所示,在间接排放中,电力使用带来的碳排放占比超过93%,药剂制备带来的碳排放占比超过6%,运输使用燃料带来的碳排放占比不超过0.2%。

(1)不同污泥处理工艺带来的电耗亦有所不同,主要区别在于污泥焚烧系统及烟气处理系统耗电量高于污泥消化系统的耗电量。其中:方案1共消耗电为22 484万 $\text{kW} \cdot \text{h/a}$,其碳排放强度为 $0.375 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$;方案2共消耗电为21 484万 $\text{kW} \cdot \text{h/a}$,其碳排放强度为 $0.359 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$ 。

(2)受污泥处理中间产物运输至末端厂运距的影响。方案1所有干化污泥需送至建于现状白龙港污水处理厂内的污泥焚烧配套处理设施进行处置,方案2仅有干线厂干化污泥需送至污泥焚烧配套处理设施,末端厂污泥不需要运输可直接在场内污泥厌氧消化配套处理设施进行处理。因此,方案1在此部分的碳排放量远高于方案2。

4.3 碳补偿量影响因素分析

如表5所示,在碳补偿量中,污泥能源回收利用占比超过99%,而通过厂区植物种植能产生的碳补偿量不到1%。进一步分析2种污泥处理处置路线所带来的碳补偿量,其中污泥干化焚烧所带来的碳补偿排放强度为 $-0.102 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$,污泥厌氧消化产 CH_4 所带来的碳补偿排放强度为 $-0.042 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$,表明污泥焚烧的碳补偿量高于厌氧消化。

5 结论

(1)根据核算结果,方案1与方案2在污水厂核算边界范围内的直接排放、间接排放、总排放量和排放强度相同。污泥处理处置工艺与流程存在差

异,其中方案1主要以污泥焚烧的方式进行污泥处置,方案2采用污泥焚烧与厌氧消化相结合的方式进行,致使污泥处置的碳排放量与碳补偿量存在不同。干线厂位置、规模及污泥处理厂位置的不同,导致运输带来的间接排放亦有所不同。此外,由于各厂区绿化方案存在不同,其带来的碳补偿量亦有所不同。通过整体分析,方案1的污水碳排放强度为 $0.563 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$,方案2的污水碳排放强度为 $0.550 \text{ kg CO}_2\text{-eq/m}^3$ 。

(2)通过在污水处理厂论证设计阶段对不同建设方案的碳排放量进行对比研究,虽然进出水水质、药剂投放量、电耗等数据都以设计参数为准,可能与实际运行时获得的数据有一定出入,但其在直接排放与间接排放比例以及碳排放强度范围等参数与国内现有污水处理厂相近,表明在同等条件下可为方案选址、工艺路线选择提供参考。此外,利用水源热泵进行污泥干化,可大幅减少能源消耗带来的间接排放,这也是导致本次方案碳排放强度较低的一个重要原因。

(3)由于白龙港系统服务面积为 $1\ 075 \text{ km}^2$,因此其具有传输管网长、转输泵站多的特点,目前在规划阶段尚未有较为合理的碳核算参数甚至是方法,因此,在后续研究中需对污水管网及转输泵站碳排放单独进行研究与论证。

参考文献

- [1] 宋新新, 刘杰, 林甲, 等. 碳中和时代下我国能量自给型污水处理厂发展方向及工程实践[J]. 环境科学学报, 2022, 42(4): 53-63.
Song X X, Liu J, Lin J, et al. The development direction and practice of energy self-sufficiency sewage treatment plants in China under Carbon Neutral Era [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022, 42(4): 53-63.
- [2] 张志红, 尚振欣, 蔡辰, 等. 南方典型城市污水处理厂碳排放特征及降碳策略研究[J]. 环境工程, 2024, 42(11): 72-80.
Zhang Z H, Shang Z X, Cai C, et al. Carbon emissions characteristics and reduction strategies for typical urban domestic wastewater treatment plants in southeastern China [J]. Environmental Engineering, 2024, 42(11): 72-80.
- [3] 郑凯远, 陈红, 绳俊, 等. 污水处理厂碳排放核算方法的标准研究与修正建议[J]. 东华大学学报: 自然科学版, 2024, 50(1): 134-144.
Zheng K Y, Chen H, Sheng J, et al. Standard research and

- revision suggestions on carbon emission accounting methods for sewage treatment plants [J]. *Journal of Donghua University: Natural Science Edition*, 2024, 50(1): 134–144.
- [4] 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.
- [5] 王向阳. 污水处理碳足迹核算及环境综合影响评价研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2019.
Wang X Y. Study on calculating carbon footprint and assessing the total environmental impact of wastewater treatment [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2019.
- [6] 陈其楠, 龚昊泽, 吕燕. 上海市城镇污水处理厂温室气体排放规律[J]. *净水技术*, 2024, 43(s1): 142–149, 221.
Chen Q N, Gong H Z, Lü Y. Greenhouse gas emission rules analysis from municipal WWTPs of Shanghai City [J]. *Water Purification Technology*, 2024, 43(s1): 142–149, 221.
- [7] 李知兵. 城镇污水处理常见工艺碳排放核算平台搭建[D]. 兰州: 兰州理工大学, 2023.
Li Z B. Establishment of carbon emission accounting platform for common processes in urban sewage treatment [D]. Lanzhou: Lanzhou University of Technology, 2023.
- [8] 李哲坤. 城市污水处理厂典型污水和污泥处理工艺碳排放核算分析比较[D]. 北京: 北京林业大学, 2023.
Li Z K. Analysis and comparison of carbon emission accounting of typical sewage and sludge treatment processes in urban sewage treatment plants [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2023.
- [9] 贺珊珊, 陈红芳, 刘海燕, 等. 城镇污水处理厂碳排放核算标准现状分析与比较[J]. *给水排水*, 2024, 50(7): 169–174.
He S S, Chen H F, Liu H Y, et al. Current status of carbon emission accounting standards for urban sewage treatment plants [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2024, 50(7): 169–174.
- [10] 吴宝利, 李鹏峰, 张岳, 等. 污水处理系统碳排放影响因素及降碳策略研究[J]. *中国给水排水*, 2024, 40(12): 1–12.
Wu B L, Li P F, Zhang Y, et al. Research on influencing factors and carbon reduction strategies of sewage treatment system [J]. *China Water & Wastewater*, 2024, 40(12): 1–12.

(上接第 82 页)

- [17] 胡瑞柱. 化学结晶循环造粒流化床软化及同步去除水中铁锰技术及应用研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2020.
Hu R Z. Research on technology and application of softening and simultaneous removal of iron and manganese from water by chemical crystallization circulating pellet fluidized bed [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2020.
- [18] Li C G, Liu C, Cao Z H, et al. Effect and mechanism of induced crystallization softening treatment on water quality in drinking water distribution system with high hardness water source [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(5): 110474. DOI: 10.1016/j.jece.2023.110474.
- [19] Kang H, Liu Y, Li D, et al. Study on the removal of iron and manganese from groundwater using modified manganese sand based on response surface methodology [J]. *Applied Sciences*, 2022, 12(22): 11798. DOI: 10.3390/app122211798.
- [20] Hu S W, Zheng L R, Zhang H Y, et al. Hematite-mediated Mn (II) abiotic oxidation under oxic conditions: pH effect and mineralization [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2023, 636: 267–278. DOI: 10.1016/j.jcis.2023.01.034.
- [21] Morgan J J, Schlautman M A, Bilinski H. Rates of abiotic Mn^{II} oxidation by O₂: Influence of various multidentate ligands at high pH [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(21): 14426–14435.
- [22] Xu L H, Tian J, Wu H Q, et al. Anisotropic surface chemistry properties and adsorption behavior of silicate mineral crystals [J]. *Advances in Colloid and Interface Science*, 2018, 256: 340–351. DOI: 10.1016/j.cis.2018.02.004.
- [23] Sun K K, Nguyen C V, Nguyen N N, et al. Flotation surface chemistry of water-soluble salt minerals: From experimental results to new perspectives [J]. *Advances in Colloid and Interface Science*, 2022, 309: 102775. DOI: 10.1016/j.cis.2022.102775.