

朱洁. 城镇污水处理厂碳排放及碳中和路径分析[J]. 净水技术, 2026, 45(1): 101–108, 116.

ZHU J. Carbon emission and carbon neutrality pathways in municipal WWTPs[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(1): 101–108, 116.

城镇污水处理厂碳排放及碳中和路径分析

朱 洁*

(上海市市政工程设计研究总院<集团>有限公司, 上海 200092)

摘 要 【目的】为厘清污水处理厂的碳排放来源、特征和排放强度,提出可行的污水处理厂碳中和实施路径,本文以4座典型污水处理厂(涵盖地上/地下式、不同污水、污泥处理工艺)为例,系统分析污水处理厂的碳中和路径。【方法】本文基于政府间气候变化专门委员会(IPCC)计算方法,选取适合我国国情的排放因子,根据进出水水质、处理负荷、电耗、药耗等数据,系统核算了各污水厂碳排放强度及其影响因素,评估了不同碳汇措施的碳汇及其碳中和潜力。【结果】4座污水厂的碳排放强度为 $0.510\sim 1.086\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,其中B污水厂最高,A污水厂最低。4个污水厂中,电耗间接碳排放占比最高(47%~70%),其次为 N_2O 直接排放(19%~36%),药剂间接碳排放占比为2%~11%, CH_4 直接碳排放占比为6%~11%。间接碳排放强度($0.300\sim 0.748\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$)以电耗为主(82.2%~97.4%),受出水标准、建设形式及规模效应影响显著。直接碳排放($0.210\sim 0.438\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$)中, N_2O 贡献率为63%~75%,其排放强度与总氮去除量呈正相关; CH_4 贡献率为20%~26%,其排放强度与五日生化需氧量(BOD_5)去除量正相关,可加强回收利用。B污水厂采用水源热泵、光伏及再生水回用,碳汇达 $0.369\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ (可抵消33.9%碳排放)。碳汇抵消后,最终4个污水厂的碳排放强度为 $0.484\sim 1.037\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,C污水厂无碳汇抵消,最终碳排放强度最高。光伏发电最大抵消电耗排放10%,如果B厂尾水全部用于再生水回用,可抵消20%碳排放,如果B厂尾水全部用于水源热泵,产生的碳汇是B污水厂碳排放总量的1.5倍。【结论】因此,水源热泵是污水厂实现碳中和运行的可行方案,建议可在污水厂大力推广。

关键词 碳排放 排放因子 氧化亚氮 水源热泵 碳中和

中图分类号: TU992 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)01-0101-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.01.012

Carbon Emission and Carbon Neutrality Pathways in Municipal WWTPs

ZHU Jie*

(Shanghai Municipal Engineering Design Institute <Group> Co., Ltd., Shanghai 200092, China)

Abstract [Objective] To clarify the sources, characteristics, and intensity of carbon emission from wastewater treatment plants (WWTPs) and propose viable carbon-neutral pathways, this paper systematically analyzes the carbon neutrality approaches of four representative WWTPs (covering above-ground/underground designs and diverse wastewater/sludge treatment processes). [Methods] Based on the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) calculation methodology with China-specific emission factors, the carbon emission intensity and influencing factors of each WWTP were quantified using data on influent/effluent quality, operational load, energy/chemical consumption. The carbon sequestration potential of different mitigation measures was evaluated. [Results] Carbon emission intensity ranged from $0.510\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ to $1.086\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ (highest at WWTP B, lowest at WWTP A), with indirect emissions from electricity dominating (47%–70%), followed by direct N_2O emissions (19%–36%). Chemical-related and CH_4 emissions contributed 2%–11% and 6%–11%, respectively. Indirect emissions ($0.300\sim 0.748\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$) were primarily electricity-driven (82.2%–97.4%), significantly influenced by effluent standards, construction type, and economies of scale. Direct emissions ($0.210\sim 0.438\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$) were dominated by N_2O (63%–75%, positively correlated with TN removal) and CH_4 [20%–26%, linked to biochemical oxygen demand (BOD) removal]. WWTP B achieved $0.369\text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ carbon offset (33.9%

[收稿日期] 2025-07-18

[基金项目] 上海市科学技术委员会项目(20230730100);上海市政总院科研课题(K2021K053)

[通信作者] 朱洁(1984—),女,高级工程师,主要从事污水厂低碳运行等工作,E-mail:zhujielictor@163.com。

reduction) through water-source heat pumps, photovoltaics, and water reuse. Post-offset intensities were 0.484–1.037 kg CO₂/m³ (highest at non-offset WWTP C). Photovoltaic power generation could offset a maximum of 10% of the electricity consumption related carbon emissions, while reclaimed water reuse could achieve an offset rate of 20% in WWTP B. If all the tail water was utilized for water source heat pumps, the resulting carbon sink would be 1.5 times the total carbon emissions of WWTP B. **[Conclusion]** Water-source heat pumps represent a feasible solution for WWTP carbon neutrality, warranting large-scale implementation.

Keywords carbon emission emission factor nitrous oxide water-source heat pump carbon neutrality

近年来,“碳达峰”“碳中和”备受关注,“双碳”目标正在加速推进各行业碳减排和能源结构转型。据欧盟统计,2019年,欧盟27国及英国、冰岛的污水和固体废物处理的碳排放量占全社会碳排放量的3.3%,是欧盟第四大碳排放部门^[1]。据美国国家环境保护局统计,2019年,污水处理和污泥好氧发酵产生的N₂O排放量达到了全国的6.2%。联合国统计数据显示:全球污水处理行业碳排放量大约占碳排放总量的1%~2%^[2],污水处理是实现碳排放控制不可忽视的行业^[3-4]。因此,有必要开展我国城镇污水处理碳排放核算研究,厘清我国污水处理行业碳排放来源、特征和排放强度,提出低碳运行策略,为污水处理领域实现碳中和提供参考和借鉴。

污水处理厂运营期内碳排放比例约占污水处理厂整个生命周期(建设、运行和拆除阶段等)的90%以上^[5]。因此,本文聚焦污水厂运营期内碳排放特征。污水厂运营过程中,主要碳排放来源于污水处理和污泥处理处置,其中污水处理单元的碳排放占比为67.1%,污泥处理处置(含污泥运输)单元碳排放占比为29.3%,管网收集与输送占比为3.6%^[6-7]。根据《IPCC 2006年国家温室气体清单指南2019修订版》第6章“废水处理和排放”规定:污水厂的污泥若外运处理处置,算作焚烧单位的碳排放量^[8],本文涉及的污水厂污泥均外运处置,因此,这里不算作污水厂的碳排放量。

本文采用国际通用核算方法,选择适合我国国情的温室气体排放因子,量化典型污水处理工艺的碳排放强度,揭示影响碳排放的关键因素(电耗、药耗、出水标准、建设形式、处理规模等),评估不同碳汇技术的协同减排效果,提出可行的污水处理厂碳中和实施路径。

1 污水厂碳排放研究方法

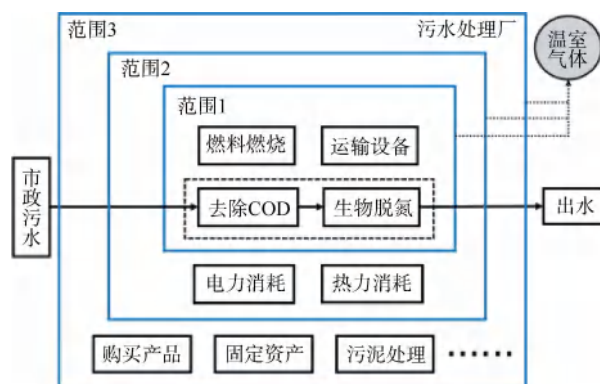
1.1 碳排放核算边界

污水厂碳排放分为直接碳排放和间接碳排放。

直接碳排放指污水污泥处理处置过程中向大气中排放的CO₂、CH₄和N₂O,其中CO₂排放可分为生物源和化石源,生物源CO₂不纳入国家碳排放总量,如污水生物反应产生的CO₂和污泥厌氧消化生成的CO₂;化石源CO₂应纳入碳排放核算,如生活污水中混入的部分工业废水或者投入外加碳源时。污水厂中化石源有机物比例可取5%~20%,视工业污水比例而定^[9]。污水污泥处理处置过程中向大气中排放的CH₄和N₂O均应纳入国家碳排放总量。

间接碳排放主要包括在污水污泥处理过程中消耗的能源和化学药剂等引起的碳排放。碳汇是将温室气体或温室气体前体物从大气中清除出去的过程、活动或机制,其碳排放量是负值,如水源热泵、光伏发电、再生水利用等产生的碳汇。

本文选取CO₂、CH₄和N₂O的排放量(均以CO₂排放当量计)计算污水厂各环节的碳排放总量。根据国际ISO 14064-1:2018标准规定,温室气体排放核算宜采用100年时间跨度的全球变暖潜能值,CO₂的全球变暖潜能值为1,CH₄和N₂O的全球变暖潜能值分别为28和265。本文碳排放核算边界参照《污水处理厂碳中和实施指南》(T/SDSES 036—2025)^[10]中污水处理厂温室气体核算边界,如图1所示。



注:COD—化学需氧量。

图1 污水处理厂温室气体核算边界

Fig. 1 Carbon Emission Accounting Boundary of WWTPs

1.2 碳排放的核算方法和排放因子

污水处理行业目前常用的碳核算方法有直接实测法、质量平衡法和排放因子法等。本文采用目前应用最为广泛的排放因子法^[8],即活动水平(污水处理量、污染物去除量等)×温室气体排放因子。由于污水处理部门的活动水平数据相对比较可靠,因此,排放因子的取值成为决定污水处理部门温室气体排放准确性的关键环节。

目前,国家暂未出台相关的监测技术规范,针对温室气体的本地化排放因子研究较少,我国普遍采用政府间气候变化专门委员会(IPCC)的温室气体排放因子。《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》(下文简称《指南》)^[9]总结了国内外文献中CH₄排放因子,认为《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南 2019 修订版》中的CH₄和N₂O排放因子是基于少数国家专家的经验判断,IPCC的温室气体排放因子相对于我国的实际情况偏高,该《指南》提出:国内常规活性污泥处理工艺的CH₄排放因子推荐值为0.003 6 kg CH₄/(kg BOD₅)(BOD₅为五日生化需氧量),国内好氧活性污泥处理工艺的N₂O排放因子推荐值为0.010 6 kg N₂O-N/(kg N),本文CH₄和N₂O排放因子均采用该指南推荐值。2023年发布的《城镇污水处理厂碳减排评估标准》(T/CUWA 50055—2023)^[11],污水处理中化石源CO₂的排放因子推荐值为0.014~0.063 kg CO₂-eq/(kg COD),工业废水比例越大,取值越大。本文根据进水中工业废水占比适当取值。计算中电耗排放因子参考生态环境部发布的《2019 年度减排项目中国区域电网基准线排放因子》;计算中涉及的药剂碳排放因子取值如表1所示。

表1 碳排放因子取值

Tab. 1 Values of Carbon Emission Factors

类别	碳排放因子/(kg CO ₂ ·kg ⁻¹)
硫酸铝	0.5
聚合氯化铝(PAC)	1.62
聚丙烯酰胺(PAM)	1.50
熟石灰	0.68
次氯酸钠	0.92
臭氧	8.01
三氯化铁	2.71
乙酸钠	0.623
粉末活性炭	1.6
磁粉	1.6

1.3 碳排放样本污水处理厂总体概况

从2015年开始,我国污水厂开始了新一轮提标改造,从二级排放标准提标到一级排放标准,期间对污泥处理处置也提出更高要求;2022年生态环境部发布《重点海域综合治理攻坚战行动方案》,方案对临近海域污水厂的总氮排放提出了更高要求,部分城镇污水厂开始新一轮的总氮提标。本文选取的A污水厂出水采用一级A标准,其他3座污水厂出水主要指标均严于国家一级A标准,具体如表2所示。

表2 4个污水厂主要进出水水质

Tab. 2 Main Influent and Effluent Water Qualities of Four WWTPs

项目	COD	BOD ₅	SS	总氮	氨氮	总磷
A 污水厂 进水	300	140	180	35	27	4.0
出水	50	10	10	15	5	0.5
B 污水厂 进水	500	175	330	63	38	6.6
出水	30	6	5	15	1.5	0.3
C 污水厂 进水	300	150	200	40	30	4.0
出水	20	4	5	10	1.0	0.2
D 污水厂 进水	400	150	160	50	40	5.0
出水	30	10	10	10	1.5	0.3

注:SS—悬浮物。

4座污水厂的污水处理工艺、污泥处理工艺、出水标准、出泥标准和建设形式如表3所示。

4座污水厂的电耗和药耗情况如表4所示。

2 结果与讨论

2.1 污水厂的碳排放

本文所计算的污水厂碳排放主要指污水处理单元和污泥处理单元的碳排放强度(不包括污泥处置环节),占城镇污水处理系统碳排放总量的70%左右。4座污水厂的碳排放强度如图2所示。

由图2可知,4座污水厂的碳排放强度为0.510~1.086 kg CO₂/m³,其中B污水厂最高,A污水厂最低。4座污水厂最大碳排放均是电耗间接碳排放,占比为47%~70%;第二大碳排放是N₂O直接碳排放,占比为19%~36%;CH₄直接碳排放占比为6%~11%,药剂间接碳排放占比为2%~11%。

2.1.1 间接碳排放

4个厂的间接碳排放强度为0.300~0.748 kg CO₂/m³,其中电耗是最大的间接碳排放,占间接碳排放的82.2%~97.4%,药耗碳排放占比为2.6%~17.8%。4座污水厂的间接碳排放强度如图3所示。电耗间

表 3 4 个样本污水处理厂的污泥处理处置技术与污水排放要求

Tab. 3 Sludge Treatment and Disposal Technologies and Wastewater Discharge Requirements for Four Case-Sample WWTPs

污水厂	设计规模/ ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	污水处理工艺	出水水质标准	污泥处理工艺	污泥处理标准	建设形式
A	15 万	预处理+厌氧-缺氧-好氧 (AAO) 工 艺+二沉池+滤布滤池+二氧化氯消毒	一级 A	浓缩+深度机械脱 水+热干化	80%后外运处置	半地下式
B	20 万	预处理+AAO+二沉池+高效沉淀池+ 反硝化深床滤池+臭氧和氯消毒	优于一级 A	重力浓缩+离心脱水	80%后外运处置	地上式
C	16 万	预处理+曝气生物滤池 (BAF)+高效 沉淀池+滤布滤池	地表水Ⅲ类 (总 氮和氨氮除外)	离心脱水+冷干化	45%后外运处置	全地下式
D	60 万	预处理+AAO 工艺+二沉池+磁混凝+ 反硝化深床滤池+紫外消毒	优于一级 A 低 于Ⅲ类 (总氮和 氨氮除外)	深度脱水	60%后外运行处置	地上式

表 4 4 个样本污水处理厂的药耗和电耗情况

Tab. 4 Chemical Dosages and Electricity Consumption of Four Case-Sample WWTPs

污水厂	设计规模/ ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	电耗/ ($\text{kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$)	化学药剂消耗量/($\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$)							
			混凝剂	PAM	熟石灰	次氯酸钠	臭氧	乙酸钠	粉末活性炭	磁粉
A	15 万	0.28~0.32	3 329(硫酸铝)	85.8	4 290	1 874				
B	20 万	0.48~0.56	2 517(PAC)	150		3 000	2 000			
C	16 万	0.55~0.92	930(PAC)	227		792		6 650	240	
D	60 万	0.38~0.43	6 000(PAC)	80		1 874				1 200

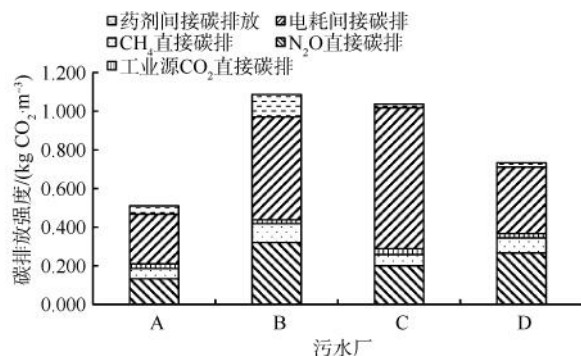


图 2 4 座污水厂的碳排放组成及占比

Fig. 2 Carbon Emission Composition and Proportions of

Four WWTPs

接碳排放强度与出水标准、建设形式(地上或地下)、处理规模和处理负荷等有关。

A 污水厂碳排放强度最低。A 污水厂出水标准为一级 A,污泥处理至含水率 80%后外运处置,采用常规的污水污泥处理工艺,电耗基本为一级 A 出水污水厂的平均水平,电耗间接碳排放强度为 $0.257 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。污水厂常规投加药剂为混凝剂、絮凝剂、消毒剂等,这几种药剂的电耗和药耗的碳排放强度相对较低($0.5 \sim 1.6 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$),A 污水厂药剂间接碳排放强度为 $0.043 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。

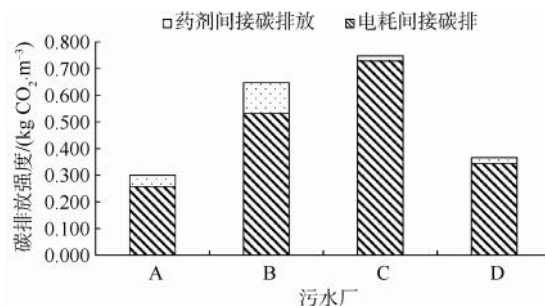


图 3 4 座污水厂间接碳排放强度

Fig. 3 Indirect Carbon Gas Emission Intensity from

Four WWTPs

C 污水厂碳排放强度最高。出水及污泥外运标准均最高,其中,出水执行地表水Ⅲ类标准(总氮和氨氮除外),为强化脱氮效果,满足总氮质量浓度为 10 mg/L 的出水排放标准,工艺流程较长,电耗药耗均较高;污泥要求处理至含水率为 45%后外运处置,污泥采用“离心脱水+冷干化”处理,污泥脱水干化电耗相对较高;C 污水厂采用全地下式建设,水泵提升等能耗较大,此外,地下式厂除臭和离子送风、暖通和照明等能耗约为地上式污水厂的 2~3 倍^[12]。此外,C 污水厂的进水量不稳定,旱季运行负荷甚至达不到设计值的 50%,导致电耗最高可达

0.92 kW·h/m³。

B 污水厂出水的 COD、BOD、SS 和氨氮排放标准为 30、6、5 mg/L 和 1.5 mg/L,这 4 项指标优于一级 A 排放标准。B 污水厂进水中含有少量工业污水,为进一步去除工业污水中的难降解有机物,深度处理增加了臭氧催化氧化工艺,臭氧的排放因子较大,为 8.01 kg CO₂/kg,导致该厂的药剂碳排放大幅增加,达到 0.115 kg CO₂/m³,其中投加臭氧的碳排放量占该厂药耗间接碳排放的 69.4%。

D 污水厂的处理规模达到 60 万 t/d,规模效应显著,吨水电耗和药耗相对较低。

近年来,污水厂运行的电耗和药耗有上升趋势。2014 年以前,污水厂的主体工艺大多为二级生物处理,无深度处理,且基本不包含污泥处理处置,污水厂电耗为 0.290~0.325 kW·h/m³[13-15]。污水厂出水标准提升后,为强化脱氮除磷效果,会增加深度处理工艺,同时污水厂外加碳源和化学除磷药剂的投加量增加,药耗增加导致的间接碳排放量随之升高。近年来,国家更加重视污泥的处理处置,污泥脱水、干化等电耗也随之增加。污水厂的建设形式由地上转为地下,一方面提高了地上地下空间的土地利用率,另一方面,除臭、暖通和照明等电耗大幅增加,因此,电耗和药耗的碳排放均增加。此外,运行负荷率也是影响电耗的重要因素,运行负荷率越高,设备利用效率越高,吨水的电耗越小[16],相反,进水负荷越低,折算的吨水碳排放量越大。

采用精确曝气和精确加药系统,精确控制溶解氧和药剂投加量,可以有效降低药耗和电耗碳排放。此外,强化内碳源的开发利用,充分利用原污水的碳源,减少脱氮除磷的药剂投加,将是今后污水处理厂的主要突破方向。如采用主流厌氧氨氧化、短程硝化反硝化等工艺,降低好氧池对溶解氧的需求;采用自养反硝化,降低生物脱氮对碳源的需求;利用初沉和剩余污泥制备反硝化用碳源,减少和消除外碳源依赖,利用化学除磷污泥回收或制备混凝剂等,减少混凝剂的投加量。

2.1.2 直接碳排放

4 个污水厂直接碳排放强度为 0.210~0.438 kg CO₂/m³,其中 N₂O 的碳排放占 63%~75%,CH₄ 的碳排放占 20%~26%,化石源 CO₂ 碳排放占 4%~11%。4 座污水厂直接碳排放强度如图 4 所示。

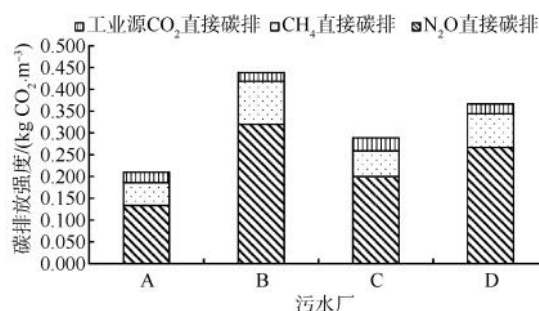


图 4 4 座污水厂直接碳排放强度

Fig. 4 Direct Carbon Emission Intensity of Four WWTPs

N₂O 的“全球变暖潜力”是 CO₂ 的 265 倍,生命周期长达 104 年,污水处理过程产生的 N₂O 约占全球 N₂O 排放总量的 1.3%^[17]。污水厂的 N₂O 集中于生物脱氮过程产生,N₂O 的碳排放量与进出水的总氮相关。2022 年 1 月,国家生态环境部印发《重点海域综合治理攻坚战行动方案》,要求重点海域所在省市对污水厂出水总氮提标提出更高要求。

4 个污水厂的 N₂O 碳排放强度为 0.133~0.320 kg CO₂/m³。B 污水厂进水总氮质量浓度为 63 mg/L,出水总氮质量浓度为 15 mg/L,总氮削减量为 48 mg/L,因此 B 污水厂 N₂O 碳排放强度最高;A 厂进水总氮质量浓度为 35 mg/L,出水总氮质量浓度为 15 mg/L,总氮削减量为 20 mg/L,A 污水厂 N₂O 碳排放强度最低。

N₂O 是污水厂最大的直接碳排放,N₂O 的排放量与进出水总氮的浓度和 N₂O 的排放因子相关,可以通过优化生物反硝化反应参数降低 N₂O 的排放因子。传统异养反硝化过程中,控制 N₂O 释放主要通过:1)保证反硝化充足的碳氮比(C/N),如减少 COD 在反硝化前端的消耗,充分利用进水碳源,减少外加碳源;2)确保硝化过程末端溶解氧被充分利用,保证反硝化过程的缺氧状态^[18-20]。

CH₄ 是仅次于 CO₂ 的第二大温室气体,占全球温室气体总排放量的 14%。CH₄“全球变暖潜力”是 CO₂ 的 28 倍,但 CH₄ 分解只需要大约 10 年的时间,因此,CH₄ 控排对于减缓全球气候变化,可起到作用明显、见效快的效果。2021 年 11 月,在《联合国气候变化框架公约》第 26 次缔约方大会(COP26)上,欧盟和美国联合发起签署《全球甲烷承诺》,并设定了“到 2030 年前将全球 CH₄ 排放量在 2020 年的排放水平上至少削减 30%减排目标”,此举将是实现《巴黎协定》1.5℃大气温控目标最具经济性和合理

性的措施之一。

4 座污水厂的 CH_4 碳排放强度为 $0.053 \sim 0.099 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。决定污水中 CH_4 生成潜力的主要因素是污水中可降解有机物的浓度,一般以 BOD_5 表征污水中可降解有机物的浓度。目前,《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南 2019 修订版》推荐生活污水的最大 CH_4 生产能力为 $0.6 \text{ kg CH}_4/(\text{kg BOD})$ 。通常, BOD_5 的去除量越大, CH_4 排放量越大。B 污水厂进出水 BOD_5 质量浓度分别为 $175、6 \text{ mg/L}$,吨水 BOD_5 去除量最大,所以 B 厂 CH_4 碳排放量最大。

不同于其他温室气体, CH_4 是天然气的主要组成成分,可通过收集 CH_4 用于热电联产发电或产热,以替代传统燃料,不仅能减少 CH_4 排放,还能产生碳汇。污水管网输送过程中产生的 CH_4 占城市污水收集及处理系统 CH_4 排放量的 89.5% ^[21],因此,污水系统中的 CH_4 控制应重点关注污水管网,保持低水位高流速运行,减少管网中的 CH_4 产生量。

4 座污水厂的化石源碳排放强度为 $0.023 \sim 0.030 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。化石源 CO_2 排放量与进出水中 COD 浓度、进水中工业污水比例以及碳源投加量相关。B 污水厂进水 COD 质量浓度为 500 mg/L ,进水中工业污水占比达到 20% ,出水 COD 质量浓度为 30 mg/L ;C 污水厂进水 COD 质量浓度为 300 mg/L ,进水中无工业污水,出水 COD 质量浓度为 30 mg/L ,从进出水 COD 来看,B 污水厂进水中化石源 CO_2 排放高于 C 污水厂;但由于两厂出水总氮排放标准不同,C 污水厂(采用 BAF 工艺)投加了大量碳源,而 B 污水厂未投加,因此 C 污水厂化石源 CO_2 总量高于 B 污水厂。

减少化石源 CO_2 碳排放,一方面需将工业污水从市政生活污水中剥离出去,降低污水厂进水中工业污水的比例;另一方面,还需推进排水管网提质增效,建设封闭污水系统,剥离外水,提高污水厂进水中有机物浓度,提高污水可生化性,最大限度利用污水自身的碳源,减少外部碳源的投加。

2.2 污水厂的碳汇核算

4 座污水厂仅有 A 污水厂和 B 污水厂采用了碳汇措施。A 污水厂和 B 污水厂均采用了光伏发电,B 污水厂还采用了水源热泵和大规模再生水利用。B 污水厂位于北方地区,年均降水少,全年光照充

足,有利于开展光伏发电;该污水厂 80% 的尾水进行再生水利用,为周边工业企业提供冷却水及生产用水。冬季期间 B 污水厂 5% 的尾水也为厂区自身和周边企业的水源热泵提供水源。B 污水厂水源热泵产生的碳汇为 $0.083 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,光伏发电产生的碳汇为 $0.045 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,再生水产生碳汇为 $0.24 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,总碳汇为 $0.369 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,可以抵消 B 污水厂 33.9% 的碳排放。A 污水厂光伏发电产生的碳汇为 $0.026 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。4 座污水厂碳汇值如图 5 所示。

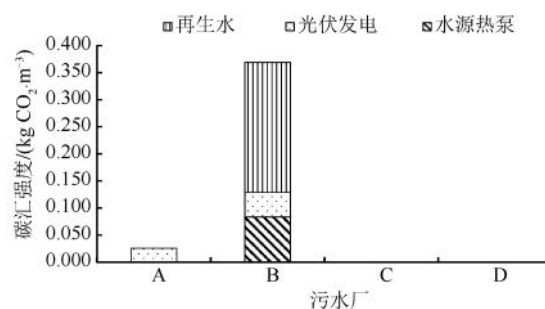


图 5 4 座污水厂碳汇强度

Fig. 5 Carbon Sink Intensity of Four WWTPs

2.2.1 水源热泵

2022 年 6 月,国家发展改革委印发《“十四五”可再生能源发展规划》,鼓励发展再生水源热泵和地热能利用。再生水的水温波动不大,水量充足,是理想的冷热源。

B 污水厂位于北方地区,利用 5% 的污水厂尾水作为水源热泵的水源,实现了厂区冬季供暖、夏季降温等功能,产生的碳汇可以抵消污水厂碳排放量的 10% ,如果将全部尾水进行水源热泵利用,产生的碳汇是污水厂碳排放总量的 1.5 倍,若进一步增加水源热泵应用,B 厂将有望实现碳中和。国外采用水源热泵实现碳中和的成功案例较多。2020 年,芬兰图尔库市的 Kakolanmäki 污水处理厂综合能耗为 $35 \text{ GW} \cdot \text{h/a}$,产能为 $225 \text{ GW} \cdot \text{h/a}$,即产能为能耗的 6 倍多,其中 90% 的产能来自热能回收。该污水厂从污水余热热能回收的热量向外供热,为当地近 $15\,000$ 户家庭集中供暖(平均约为 $200 \text{ GW} \cdot \text{h/a}$,占芬兰图尔库市供热量的 14%),夏季用于区域制冷(平均约为 $25 \text{ GW} \cdot \text{h/a}$,占该区域制冷量的 90%)^[22]。

2.2.2 光伏发电

2020 年 4 月,国家 5 部委出台文件,鼓励污水处理企业综合利用场地空间,建设光伏发电项目。

污水处理厂的主要处理单元,如初沉池、生反池和二沉池等构筑物的顶部空间,厂区绿化地带和建筑物顶部也能安装光伏电池。

目前,我国污水处理能力达 2.1 亿 m^3/d ,按每个污水厂平均可建设 5 MW 光伏容量预估,目前我国污水厂可建设光伏电站的规模将超 25 GW。但有研究^[23]表明,当污水厂的所有建筑物的屋顶和构筑物的上盖均安装光伏发电时,产生的电能最高不超过污水厂总电耗的 1/10。本研究中,A 污水厂和 B 污水厂的电耗间接碳排放分别为 $0.257 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 和 $0.532 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,A 污水厂和 B 污水厂光伏发电产生的碳汇强度分别为 $0.026 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 和 $0.045 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,约占电耗碳排放的 10%和 8.5%。

2.2.3 再生水

污水厂再生水回用兼具降碳与缓解水资源短缺等多重功能。B 污水厂位于较缺水的北方地区,80%的尾水进行了再生利用,主要为工业企业提供冷却用水和工艺及生产用水。根据核算,当 B 污水厂尾水全部进行再生水回用时,产生的碳汇可以抵消污水厂 20%的碳排放。

碳汇抵消后,最终 4 个污水厂的碳排放强度为 $0.484 \sim 1.037 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。原始 B 污水厂的碳排放强度最高(直接碳排放强度和间接碳排放强度相加),为 $1.086 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,抵消碳汇 $0.369 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 后,最终碳排放强度为 $0.717 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,而 C 污水厂由于没有碳汇抵消,最终碳排放强度最高。

除了上述碳汇措施,污水厂的污泥通过厌氧消化处理后沼气回收和利用、污泥焚烧热电联产、污泥焚烧灰渣建材利用、污泥磷资源回收等均能减少污水厂碳排放^[7]。

污水处理仅靠工艺提升和运行管理实现节能降耗,很难实现碳中和。为实现碳中和目标,许多国外污水处理厂采取“污泥厌氧消化+热电联产”的方案。欧美等国家、地区污水处理厂的进水 COD 质量浓度普遍大于 600 mg/L ,我国市政污水的进水 COD 质量浓度普遍偏低,一般为 $100 \sim 300 \text{ mg/L}$,污泥厌氧消化 CH_4 产率低,污泥厌氧消化成功的案例较少^[23]。受限于污水处理厂的地理位置、自然环境等条件,即使将太阳能光伏板铺满整个污水处理厂最多也只能弥补约 10%的污水处理能耗,污水厂尾水全部再生利用也只能抵消污水厂 20%的碳排

放,距离碳中和目标仍有差距。

污水余热热能的回收与应用是污水厂实现碳中和的有效手段。一些北欧国家的污水厂余热热能利用已涵盖建筑供暖、温室加温等多个方面。如瑞典首都斯德哥尔摩建筑物中有 40%采用水源热泵技术供热,其中 10%热源来自污水处理厂出水;荷兰于 2021 年在乌特勒支 De Stichtse Rijnlanden 污水处理厂建成 25 MW 水源热泵系统,为周边 10 000 户家庭提供供热服务^[24]。因此,建议加强污水厂水源热泵的推广应用。

3 结论与建议

根据 IPCC 提供的计算方法,选取了符合我国国情的排放因子,选择 4 座典型污水厂,进行碳排放核算和比较,分析了碳汇途径,讨论了污水厂碳中和策略。

(1)4 个污水厂的碳排放强度(直接碳排放强度和间接碳排放强度的相加)为 $0.510 \sim 1.086 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,其中 B 污水厂最高,A 污水厂最低。4 座污水厂最大碳排放均是电耗间接碳排放,占比为 47%~70%;第二大碳排放是 N_2O 直接碳排放,占比为 19%~36%; CH_4 直接碳排放占比为 6%~11%,药剂间接碳排放占比为 2%~11%。

(2)4 个污水厂的间接碳排放强度在 $0.300 \sim 0.748 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,其中电耗是最大的间接碳排放,占间接碳排放的 82.2%~97.4%,药耗碳排放占 2.6%~17.8%。电耗间接碳排放强度与出水标准、建设形式(地上或地下)、处理规模和处理负荷等有关。

(3)4 个污水厂的直接碳排放强度为 $0.210 \sim 0.438 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,其中 N_2O 的碳排放占 63%~75%, CH_4 的碳排放占 20%~26%,化石源 CO_2 碳排放占 4%~11%。直接碳排放与进出水中总氮、BOD 和化石源的 COD 浓度相关,可以通过优化生物反硝化反应参数降低 N_2O 的排放因子,剥离工业污水等方式削减污水厂中 N_2O 和化石源 COD 的碳排放,污水系统中的 CH_4 削减主要通过减少管网中 CH_4 产生量实现。

(4)B 污水厂采用水源热泵、光伏发电和再生水回用等产生总碳汇为 $0.369 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,可以抵消 B 污水厂 33.9%的碳排放,抵消碳汇后,B 污水厂碳排放强度降为 $0.717 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。污水厂光伏发电

产生的碳汇最大能抵消电耗碳排放的 10%, 尾水再生水回用产生的碳汇可以抵消污水厂 20% 的碳排放, 污水余温热能的回收与应用是污水厂实现碳中和的有效手段, 若进一步增加水源热泵利用规模, B 污水厂将有望实现碳中和, 建议加强污水厂水源热泵的推广应用。

参考文献

- [1] European Environment Agency. European Union emissions inventory report 1990–2019 [R/OL]. (2021–08–21) [2025–07–18]. <http://eea.europa.eu/en/analysis/publications/lrtap-1990-2019>.
- [2] 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.
- [3] 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.
- [4] 刘然彬, 于文波, 张梦博, 等. 城镇水务系统碳核算与减碳降碳规划方法 [J]. 中国给水排水, 2023, 39 (8): 1–10.
- LIU R B, YU W B, ZHANG M B, et al. Carbon accounting and reduction planning in urban water sector [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39 (8): 1–10.
- [5] 张海亚, 李思琦, 黎明月, 等. 城镇污水处理厂碳排放现状及减污降碳协同增效路径探讨 [J]. 环境工程技术学报, 2023, 13 (6): 2053–2062.
- ZHANG H Y, LI S Q, LI M Y, et al. Carbon emission analysis of municipal wastewater treatment plants and discussion on synergistic path of pollution and carbon reduction [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2023, 13 (6): 2053–2062.
- [6] 程杰, 赵新楠, 王雅慧, 等. 城镇污水处理厂碳排放核算及低碳运行策略研究 [J]. 给水排水, 2023, 49 (s2): 57–63, 68.
- CHENG J, ZHAO X N, WANG Y H, et al. Research on carbon emission accounting and low carbon operation strategy of urban sewage treatment plant [J]. Water & Wastewater Engineering, 2023, 49 (s2): 57–63, 68.
- [7] 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.
- [8] The Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC 2006 guidelines for national greenhouse gas inventories [M]. Hayama midori: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2019.
- [9] 中国城镇供水排水协会. 城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2022.
- China Urban Water Association. Guidelines for carbon accounting and emission reduction in the urban water sector [M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2022.
- [10] 山东环境科学学会. 污水处理厂碳中和实施指南: T/SDSES 036—2025 [S].
- Shandong Society for Environmental Sciences. Implementation guidelines for carbon neutrality of wastewater treatment plants: T/SDSES 036—2025 [S].
- [11] 中国城镇供水排水协会. 城镇污水处理厂碳减排评估标准: T/CUWA 50055—2023 [S]. 北京: 中国计划出版社, 2024.
- China Urban Water Association. Standard for carbon reduction assessment of urban wastewater treatment plant: T/CUWA 50055—2023 [S]. Beijing: China Planning Press, 2024.
- [12] 朱洁, 胡维杰. 污水处理厂全流程能耗识别及节能降耗建议 [J]. 给水排水, 2020, 46 (s1): 584–588.
- ZHU J, HU W J. Identification on plant-wide energy consumption and suggestions on energy saving technologies for wastewater treatment plant [J]. Water & Wastewater Engineering, 2020, 46 (s1): 584–588.
- [13] 楚想想, 罗丽, 王晓昌, 等. 我国城镇污水处理厂的能耗现状分析 [J]. 中国给水排水, 2018, 34 (7): 70–74.
- CHU X X, LUO L, WANG X C, et al. Analysis on current energy consumption of wastewater treatment plants in China [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34 (7): 70–74.
- [14] 杨凌波, 曾思育, 鞠宇平, 等. 我国城市污水处理厂能耗规律的统计分析与定量识别 [J]. 给水排水, 2008, 24 (10): 42–45.
- YANG L B, ZENG S Y, JU Y P, et al. Statistical analysis and quantitative recognition of energy consumption of municipal wastewater treatment plants in China [J]. Water & Wastewater Engineering, 2008, 24 (10): 42–45.
- [15] 蒋勇, 阜葳, 毛联华, 等. 城市污水处理厂运行能耗影响因素分析 [J]. 北京交通大学学报, 2014, 38 (1): 33–37.
- JIANG Y, FU W, MAO L H, et al. Influence factors analysis of urban sewage treatment plant on energy consumption [J]. Journal of Beijing Jiaotong University, 2014, 38 (1): 33–37.
- [16] 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.

(下转第 116 页)

识别出的重点问题片区,通过 CCTV、声呐、管道潜望镜检测(QV)等方法开展排查,识别出问题节点,形成项目清单。健康评估法从突击型地毯式普查进化到常态化“打靶式”排查,最终实现经费有限的前提下,用“二八”原则改造污水管网,即提升 20% 的管网就可以解决 80% 的问题,赶出外水、收集真正的污水。建议每年对污水系统进行 1 次健康评估。

4 结论

(1) 针对当前错综复杂的污水管网问题,亟需建立从顶层设计到技术创新的系统性治理措施,才能从根本上取得成效。

(2) 污水管网质量的提升,必须考虑城市内涝治理问题。

(3) 经济下行背景下,建议采用“二八”原则,应用低成本常态化诊断方法,把有限的资金投入到问题最严重区域,强调资金使用绩效。

参考文献

- [1] 王贤萍,解明利,唐建国. “One Water”理念下的城市内涝防治对策思考[J]. 给水排水, 2024, 50(3): 53–58, 64.
WANG X P, XIE M L, TANG J G. Reflections on prevention and control measures for urban waterlogging under the concept of “One Water”[J]. Water & Wastewater Engineering, 2024, 50(3): 53–58, 64.
- [2] 陈小龙,李心梅,余黎,等. 城镇排水管网分区监测诊断方法与应用[J]. 中国给水排水, 2022, 38(10): 40–45.
CHEN X L, LI X M, YU L, et al. Technology and application of zoning-monitoring and diagnosis of urban drainage network[J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(10): 40–45.
- [3] 黄晓敏,傅肖蔚,赵志超,等. 基于分区水质监测的污水管网收集效能评估[J]. 水资源保护, 2023, 39(6): 152–157.
HUANG X M, FU X W, ZHAO Z C, et al. Evaluation of collection efficiency of sewer network based on water quality zoning monitoring[J]. Water Resource Protection, 2023, 39(6): 152–157.
- (上接第 108 页)
- [17] HAO X D, LIU R B, HUANG X. Evaluation of the potential for operating carbon neutral WWTPs in China[J]. Water Research, 2015, 87: 424–431. DOI: 10.1016/j.watres.2015.05.050.
- [18] KAMPSCHREUR M J, TEMMINK H, KLEEREBEZEM R, et al. Nitrous oxide emission during wastewater treatment[J]. Water Research, 2009, 43(17): 4093–4103.
- [19] ESLOOVER J, VLAEMINCK S E, CLAUWAERT P, et al. Strategies to mitigate N₂O emissions from biological nitrogen removal systems[J]. Current Opinion in Biotechnology, 2012, 23(3): 474–482.
- [20] 赵晴,杨伟明,邱林清,等. S/N 质量比对硫化物自养反硝化过程 N₂O 还原与积累的影响[J]. 环境工程学报, 2017, 11(5): 7–15.
ZHAO Q, YANG W M, QIU L Q, et al. Effect of S/N ratio on N₂O reduction and accumulation during sulfide-driven autotrophic denitrification[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, 11(5): 7–15.
- [21] 许可,周红明,张德跃,等. 城市生活污水处理行业温室气体排放结构及发展趋势[J]. 中国给水排水, 2023, 39(14): 27–31.
- XU K, ZHOU H M, ZHANG D Y, et al. Structure and development trend of greenhouse gas emissions in urban domestic sewage treatment industry[J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(14): 27–31.
- [22] 郝晓地,赵梓丞,李季,等. 污水处理厂的能源与资源回收方式及其碳排放核算:以芬兰 Kakolanmäki 污水处理厂为例[J]. 环境工程学报, 2021, 15(9): 2849–2857.
HAO X D, ZHAO Z C, LI J, et al. Analysis of energy recovery and carbon neutrality for the Kakolanmäki WWTP in Finland[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(9): 2849–2857.
- [23] 郝晓地,张璇蕾,刘然彬,等. 剩余污泥转化能源的瓶颈与突破技术[J]. 中国给水排水, 2014, 30(18): 1–7.
HAO X D, ZHANG X L, LIU R B, et al. Bottlenecks and breakthroughs of energy conversion from excess sludge[J]. China Water & Wastewater, 2014, 30(18): 1–7.
- [24] AVERFALK H, INGVARSSON P, PERSSON U. Large heat pumps in Swedish district heating systems[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2017, 79: 1275–1284. DOI: 10.1016/j.rser.2017.05.135.