



碳排放视角下剩余污泥作为污水脱氮碳源的可行性分析

刘德兰^{1,2}, 封莉^{1,2}, 韩绮^{1,2}, 高鹏^{1,2}, 张立秋^{1,2,✉}

1. 北京林业大学环境科学与工程学院, 北京 100083; 2. 北京林业大学, 北京市水体污染源控制技术重点实验室, 北京 100083

摘要 随着碳中和目标的提出, 剩余污泥的资源化利用已经成为一个研究热点。为了从碳排放视角分析剩余污泥作为污水脱氮碳源的可行性, 本研究以日处理规模为 $1 \times 10^4 \text{ m}^3$ 污水为核算对象, 构建了一条剩余污泥碱解液作为脱氮碳源的完整工艺路线, 即剩余污泥经 NaOH 碱解预处理-上清液鸟粪石结晶回收磷-短程硝化耦合厌氧氨氧化脱氮-脱氮除磷后上清液作为脱氮碳源利用, 对不同剩余污泥回用比情景下的碳排放量进行核算, 分析该工艺的可行性。碱解上清液脱氮会消耗部分碳源, 因此本文还对比研究了剩余污泥碱解液仅经磷回收后直接用于污水脱氮的工艺路线。结果表明, 剩余污泥碱解液用于污水脱氮过程的碳排放量小于外加碳源情形, 其运行成本也低于原污水处理工艺。理论上讲, 污泥回用比越高, 全程碳排放量越小, 在剩余污泥回用比为 100% 时, 剩余污泥碱解液经磷回收后用于污水脱氮产生的碳排放最小, 为 $0.3096 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, 此时处理每万 m^3 污水的运行成本较原工艺节约 1 222.0~1 261.1 元。但考虑到可能会有惰性物质在系统中循环累积, 故实际最佳回用比还需深入研究确定。本文的研究成果表明, 在污水处理过程中将剩余污泥作为脱氮碳源具有可行性。

关键词 剩余污泥; 污水脱氮; 碳源; 碳排放核算

目前, 我国城镇污水处理厂普遍存在进水有机物浓度低、反硝化脱氮碳源不足问题^[1], 往往需要添加外部碳源 (如甲醇、乙酸钠等), 这极大地提高了污水厂的运行成本, 同时也带来了较高的碳排放。《2022 年城乡建设统计年鉴》数据显示, 我国城镇污水处理厂每年剩余污泥产生量 (以干泥计算) 为 $1.4 \times 10^7 \text{ t}$, 不仅处理成本高, 处置出路难, 同时也会带来较高的碳排放。而随着我国“双碳”目标的提出, 减少污水处理过程中的碳排放已成为加强生态文明建设的必然要求。将剩余污泥作为污水处理中的一种内碳源, 既能缓解污水脱氮碳源不足问题, 又能有效降低剩余污泥的处理处置成本^[2-3], 是“以泥治水”的一条新思路, 有利于降低污水处理过程的碳排放, 极具应用前景。但污泥微生物的细胞壁严重影响了细胞水解效率^[4], 因此需要对剩余污泥进行有效预处理, 释放出胞内的有机物。

近几年发展起来的污泥预处理方法有热水解、超声、碱解、微气泡臭氧等^[5]。其中, 碱解预处理是相对经济、高效且易于操作的方法。在已有研究中, 沈婷婷等^[6]优化了超声-碱联合处理剩余污泥的操作条件, ZHOU 等^[7]研究了热水解污泥滤液 (thermal hydrolyzed sludge filtrate, THSF) 作为碳源对 A^2O 系统脱氮除磷性能的影响, 结果表明, THSF 提供的碳源可以完全满足脱氮需求。王开乐等^[8]将污泥碱解液加入 A/O 工艺厌氧段用来处理低 C/N 合成氨废水, 出水氮素指标均达到一级 A 排放标准。

然而, 剩余污泥碱解液代替外加碳源存在以下 2 个主要问题: 一是剩余污泥破解过程中需要投加药剂 (NaOH) 或输入电力, 这部分投入所产生的碳排放与外加碳源所减少的碳排放哪个更高? 二是在污泥破解释放胞内有机物的过程中, 会同步释放氮磷等营养物, 也会相应增加原有工艺中氮磷的污染负荷^[9], 这是否会抵消剩余污泥内碳源的脱氮效果? 若提前对氮磷进行去除回收, 该过程会产生多少碳排放? 目前来看, 这些

收稿日期: 2024-02-27; 录用日期: 2024-07-30

基金项目: 重点研发计划项目 (2023YFC3207703); 国家自然科学基金面上资助项目 (41977317, 42177051, 52170021)

第一作者: 刘德兰 (2000—), 女, 硕士研究生, 研究方向为碳排放核算与碳减排分析, 1303458355@qq.com ✉通信作者: 张立秋 (1972—), 男, 博士, 教授, 研究方向为新污染物去除与控制技术, zhangliqiu@163.com

问题在国内外尚未开展相应的深入研究。因此,本研究选择北京某污水处理厂为研究对象,构建一条剩余污泥破解液用于污水脱氮过程的工艺路线,从碳的排放视角分析剩余污泥破解液替代外加碳源的可行性。

1 污水厂概况及剩余污泥破解处理工艺路线

1.1 污水厂概况

本研究数据来源于北京某污水处理厂运行数据,该污水处理厂采用 A²O 工艺,2022 年处理污水 19 127×10⁴ m³,年干污泥产量 31 108 t,故每立方米污水中干污泥产量为 1.63×10⁻⁴ t·m⁻³,其中污泥有机质含量为 55%~70%。该厂污水和污泥处理工艺路线如图 1 所示,进、出水水质如表 1 所示。

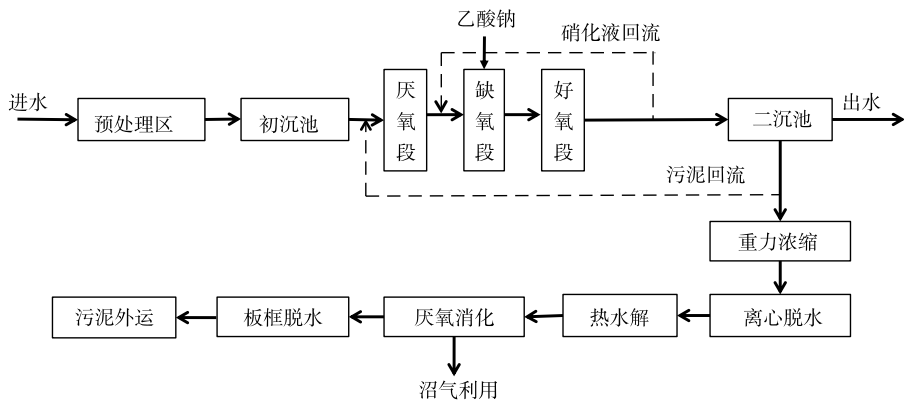


图 1 北京某污水厂污水和污泥处理工艺
Fig. 1 Sewage and sludge treatment processes at a sewage plant in Beijing

表 1 污水处理厂进、出水水质
Table 1 Influent and effluent water quality of sewage treatment plant mg·L⁻¹

项目	BOD ₅	COD	SS	NH ₄ ⁺ -N	TP	TN
进水水质	123	225	240	25	5.2	46
出水水质	≤6.0	≤30.0	≤10.0	≤1.5	≤0.3	≤15.0

1.2 剩余污泥破解处理工艺路线

本研究拟在原污水处理工艺基础上,构建一条剩余污泥破解液作为污水脱氮碳源的工艺路线,如图 2 所示。本研究中,浓缩池中用于 NaOH 预处理的剩余污泥干质量与总剩余污泥干质量的比值下文简称为剩余污泥回用比。

- 1) 剩余污泥破解工艺的选择。NaOH 预处理法应用广泛,操作简单^[10-11],对污泥的破解效果较物理法和生物法更好,故本研究采用 NaOH 破解剩余污泥。已有的研究表明,pH 为 12.5 时破解液中有有机物含量较高,若继续提高 pH,有机物浓度增长缓慢,但氮、磷增长较快,故最佳的 pH 为 12.5。此时,NaOH 的投加量为 90.0 kg·t⁻¹(以 DS 计),所得破解液 COD 值为 5 861.0 mg·L⁻¹、NH₄⁺-N 质量浓度为 821.0 mg·L⁻¹、PO₄³⁻-P 质量浓度为 168.0 mg·L⁻¹^[9]。剩余污泥碱解上清液作碳源,有机物利用率最高可达 90%^[8]。
- 2) 剩余污泥碱解液中磷的回收。鸟粪石结晶法应用广泛,故本研究选择鸟粪石结晶法回收磷^[12-13]。由文献调研可知,鸟粪石形成的最佳 pH 为 9.5~10.0^[14-15]、镁与磷摩尔投加比为 1.2~1.3^[14,16],本研究按 pH 为 9.6、Mg/P 为 1.2 计算。NH₄⁺-N 和 PO₄³⁻-P 的去除率分别按为 57.4% 和 91.3%^[17] 计算。污泥碱解液 pH 为 12.5,而磷回收的最佳 pH 为 9.6,采用 98% H₂SO₄ 进行调节,经计算 H₂SO₄ 投加量为 1.58 kg·m⁻³。
- 剩余污泥碱解液磷回收投加的药剂为 MgCl₂·6H₂O,其投加量根据式 (1)^[18] 计算,鸟粪石结晶产量根据式 (2) 计算。

$$m_{\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}} = n_1 \frac{C_P V M_{\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}}{M_{\text{P}} S} \times 10^{-6}$$

(1)

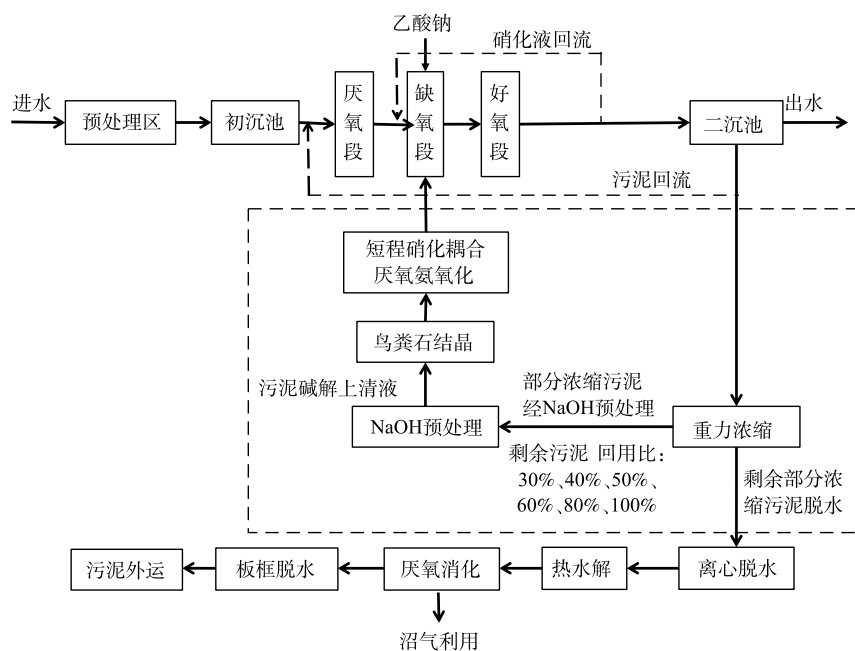


图 2 剩余污泥破解液作为脱氮碳源的工艺路线

Fig. 2 Process route of excess sludge hydrolysis solution as a denitrification carbon source

式中： $m_{\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}$ 为 $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 的投加量，kg； n_1 为镁与磷的摩尔比，1.2； C_P 为磷酸盐的质量浓度， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ； V 为污泥碱解液的体积，L； M_P 为磷的摩尔质量， $\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$ ； $M_{\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}$ 为 $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 的摩尔质量， $203 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ ； S 为药品的纯度，98%。

$$m_{\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}} = \frac{C_P V M_{\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}}{M_P} \times 10^{-6} \quad (2)$$

式中： $m_{\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}$ 为鸟粪石结晶产物的质量，kg； $M_{\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}$ 为鸟粪石的摩尔质量， $263 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ 。

经计算， $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 投加量为 $1.35 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ，鸟粪石结晶产量为 $1.42 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ， H_2SO_4 投加量为 $1.58 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。该污水处理厂剩余污泥（含水率 96%）日产量约 1900 m^3 ，故 $1 \times 10^4 \text{ m}^3$ 污水需投加 49.0 kg $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 57.3 kg H_2SO_4 ，产生鸟粪石结晶 51.5 kg 。

3) 剩余污泥碱解液中氮的去除。本研究选择短程硝化耦合厌氧氨氧化工艺 (partial nitrification-anammox, PN/A)^[19]，PN/A 与传统脱氮工艺相比节省约 60% 曝气量和 100% 的外加碳源。有研究表明，该工艺对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除率可达 90%~97.5%^[20-22]，本研究 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率按 92%^[23] 计算；有机物去除率与进水 COD 值有关，参考相关研究结果本研究按 40%^[24] 计算；工艺能耗参考新加坡最大回用水处理厂 PN/A 能耗，按 $1.2 \times 10^{-4} \text{ kWh} \cdot \text{L}^{-1}^[25] 计算。$

由于 PN/A 工艺会消耗部分碳源，因此，本研究对比研究了剩余污泥碱解液经过磷回收后不经 PN/A 工艺处理直接用于污水脱氮，此时污泥碱解液中未去除的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 会增加原污水处理工艺中总氮的负荷，故在碳排放核算时需计算这部分 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 脱除所消耗的外部碳源。

本研究将鸟粪石结晶及 PN/A 处理剩余污泥碱解液的方式简称为 R1，仅用鸟粪石结晶处理碱解液的方式简称为 R2。根据上述剩余污泥碱解液中磷回收^[17]、氮去除^[23-24] 过程的 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率计算可得污泥碱解上清液中 COD 值及 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的质量浓度，如表 2 所示。

外部碳源需求量计算过程见式 (3)~(7)^[26]。

$$C_m = 5N \quad (3)$$

式中： C_m 为外部碳源投加量（以 COD 计）， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ； N 为需要依靠外部碳源反硝化去除的硝酸盐氮量， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

$$N = N_{\text{硝}} - N_s \quad (4)$$

表 2 上清液中 COD 值及 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度
Table 2 Concentrations of COD、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in the supernatant

剩余污泥碱解液处理方式	COD值/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 质量浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
R1	3 516.6	14.6	28.0
R2	5 861.0	14.6	349.7

式中： N_{eif} 为根据生化系统设计参数计算所能达到的出水总氮质量浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； N_s 为二沉池出水中总氮的设计排放质量浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

$$N_{\text{eif}} = N_i - N_1 - N_2$$

(5)

式中： N_i 为生化系统中进水总氮质量浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； N_1 为微生物同化作用进入剩余污泥中的总氮， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； N_2 为生物反应池通过反硝化作用去除的硝酸盐氮， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

$$N_1 = 0.05(S_i - S_e)$$

(6)

式中： S_i 和 S_e 分别为生化系统进水和出水中 BOD_5 质量浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

$$N_2 = K_{\text{de,BOD}}S_i$$

(7)

式中： $K_{\text{de,BOD}}$ 取值为 0.14； S_i 为生化系统进水中 BOD_5 质量浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

经计算，原污水处理工艺碳源需求量为 $40.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。外部碳源采用乙酸钠（纯度 25%），COD 当量为 $0.68\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ （以乙酸钠计）^[27]，则每万 m^3 污水需要乙酸钠 2 350.0 kg。

2 碳排放核算边界与核算方法

2.1 核算边界

本研究碳排放核算包括污水和污泥两部分，污水的碳排放核算是从污水预处理开始，到二沉池为止；污泥的碳排放核算是从重力浓缩池开始，到污泥板框脱水为止，剩余污泥经 NaOH 碱解预处理、上清液鸟粪石结晶回收磷、PN/A 脱氮过程的所有碳排放活动也包括在内。核算边界及碳排放来源分析如图 3 所示。

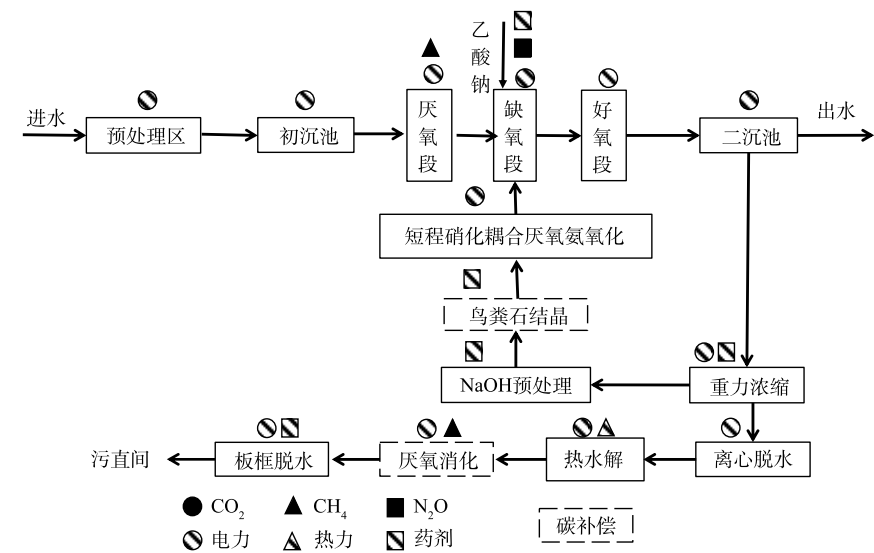


图 3 碳排放核算边界及来源分析

Fig. 3 Carbon emission accounting boundary and source analysis

2.2 核算方法

本研究统一取 $1\times 10^4\text{ m}^3$ 污水为核算对象，碳排放的类型包括：直接碳排放、间接碳排放和碳补偿^[28-29]。直接碳排放是指来源于核算边界内的全部温室气体排放，包括厌氧消化过程产生的 CH_4 以及污水脱氮产生

的 N_2O 等,因污水中有机物大部分来源于生物碳源,固其氧化产生的 CO_2 不纳入碳排放核算清单。间接碳排放是指由核算边界内部活动引起、来源于核算边界外的温室气体排放,包括消耗的电能、热能和化学药剂等产生的碳排放。碳补偿是指通过对污泥的资源化利用,可减少化石类能源的使用,从而降低总碳排放,例如沼气热电联产回收的电能和热能等。

1) 直接碳排放。污水厂运行过程中因污泥厌氧消化产生的 CO_2 直接排放按式 (8) 计算。污水厌氧生化处理阶段去除有机物产生 CH_4 , CH_4 对应的碳排放量 (换算为 CO_2 当量) 按式 (9)~(11) 计算。污水生化处理中好氧段和缺氧段产生 N_2O , N_2O 对应的碳排放量 (换算为 CO_2 当量) 按式 (12)~(13) 计算^[30]。

$$E_{CH_4,AD} = Q_{CH_4} F_{AD} G_{CH_4} \varphi k \times \frac{16}{22.4} \quad (8)$$

式中: $E_{CH_4,AD}$ 为污泥厌氧消化所产 CH_4 折算为 CO_2 排放量, $kg \cdot m^{-3}$; Q_{CH_4} 为污泥厌氧消化沼气产量, $350 m^3 \cdot t^{-1}$; F_{AD} 为沼气中甲烷的体积含量, 60%; G_{CH_4} 为 CH_4 的全球增温潜势, 28; φ 为 CH_4 泄露率, 5%; k 为污水处理量与干污泥产量的关系, $1.63 \times 10^{-4} t \cdot m^{-3}$; $16/22.4$ 为 CH_4 质量转化系数, $kg \cdot m^{-3}$

$$E_{CH_4,COD} = (R_{COD} - S \times \rho_s) \times E_{CH_4} G_{CH_4} \quad (9)$$

$$R_{COD} = (C_{in} - C_{out}) \times 10^{-3} \quad (10)$$

$$E_{CH_4} = B_0 M_{CH_4} \quad (11)$$

式中: $E_{CH_4,COD}$ 为去除有机物所产 CH_4 折算为 CO_2 排放量, $kg \cdot m^{-3}$; R_{COD} 为污水处理中有机物去除量, $kg \cdot m^{-3}$; S 为污水处理中干污泥产量, $0.163 kg \cdot m^{-3}$; ρ_s 为干污泥中有机质含量, $0.6 kg \cdot kg^{-1}$; E_{CH_4} 为 CH_4 的排放因子, $kg \cdot kg^{-1}$; G_{CH_4} 为甲烷的全球变暖潜势值, 28; C_{in} 为污水处理系统进水 COD 值, $mg \cdot L^{-1}$; C_{out} 为污水处理系统出水的 COD 值, $mg \cdot L^{-1}$; B_0 为最大 CH_4 产生潜势, $0.25 kg \cdot kg^{-1}$ ^[31]; M_{CH_4} 为 CH_4 修正因子, 0.03 ^[32]。

$$E_{N_2O,TN} = M_{N_2O} \times G_{N_2O} \quad (12)$$

$$M_{N_2O} = (N_{in} - N_{out}) \times E_{N_2O} \times 10^{-3} \times C_{N_2O/N_2} \quad (13)$$

式中: $E_{N_2O, TN}$ 为去除 TN 产生的 N_2O 折算为 CO_2 的排放量, $kg \cdot m^{-3}$; M_{N_2O} 为污水脱氮过程 N_2O 排放量, $kg \cdot m^{-3}$; G_{N_2O} 为 N_2O 的全球增温潜势值, 265 ^[33]; N_{in} 为污水处理系统进水 TN 质量浓度, $mg \cdot L^{-1}$; N_{out} 为污水处理系统出水 TN 质量浓度, $mg \cdot L^{-1}$; E_{N_2O} 为 N_2O 排放因子, $0.004 6 kg \cdot kg^{-1}$; C_{N_2O/N_2} 为 N_2O/N_2 分子量之比, $44/28$ 。

2) 间接碳排放。污水厂因电力消耗产生的碳排放按式 (14) 计算。污水厂因热力消耗产生的碳排放按式 (15)~(18) 计算^[34]。污水厂中因消耗碳源、絮凝剂等药剂产生的碳排放按式 (19) 计算。

$$E_{CO_2,电力} = K_e E_e \quad (14)$$

式中: $E_{CO_2,电力}$ 为电耗产生的碳排放量, $kg \cdot m^{-3}$; K_e 为设备耗电量, $kWh \cdot m^{-3}$; E_e 为电力排放因子, $0.581 kg \cdot (kWh)^{-1}$ ^[35]。

$$E_{热水解} = (Q_s + Q_w) E_{热} k \times 50\% \quad (15)$$

$$Q_s = C_s (T_2 - T_1) m \times 10^{-3} \quad (16)$$

$$Q_w = \frac{C_w m w_1}{1 - w_1} \times (T_2 - T_1) \times 10^{-3} + Q_g M_w \times 10^{-6} \quad (17)$$

$$M_w = \left(\frac{m}{1 - w_1} - \frac{m}{1 - w_2} \right) \times 10^3 \quad (18)$$

式中: $E_{热水解}$ 为污泥热水解过程热耗产生的碳排放量, $kg \cdot m^{-3}$; Q_s 为污泥固体升温所需热量, GJ; Q_w 为污泥中水分蒸发吸收的热量, GJ; $E_{热}$ 为热力排放因子, $110 kg \cdot GJ^{-1}$ ^[36]; k 为污水处理量与干污泥产量的关系, $1.63 \times 10^{-4} t \cdot m^{-3}$; C_s 为污泥比热容, $3.62 kJ \cdot (kg \cdot ^\circ C)^{-1}$; T_1 为脱水污泥初始温度, $20 ^\circ C$; T_2 为脱水污泥干化

温度, 100 ℃; m 为污泥干重, t; C_w 为水的比热容, $4.2 \text{ kJ} \cdot (\text{kg} \cdot ^\circ\text{C})^{-1}$; w_1 为污泥热干化前含水率, 80%; w_2 为污泥热干化后含水率, 60%; Q_g 为水在 100 ℃ 时的汽化潜热, 为 $2\,260 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; M_w 为热干化过程蒸发的水量, kg。

$$E_{\text{CO}_2, \text{药剂}} = K_c E_c$$

(19)

式中: $E_{\text{CO}_2, \text{药剂}}$ 为药耗产生的碳排放量, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; K_c 为药剂的消耗量, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; E_c 为药剂的碳排放因子, $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

3) 碳减排。沼气热电联产实现了电能和热能的回收, 其碳减排量按式 (20) 计算。磷酸盐产品具有缓释特性, 可回用于土地替代传统肥料, 其碳减排量根据式 (21) 计算。

$$E_{\text{CO}_2, \text{AD}} = \frac{Q_{\text{沼气}} q_{\text{沼气}} \lambda_{\text{AD}}}{q_{\text{标煤}}} E_{\text{标煤}} k$$

(20)

式中: $E_{\text{CO}_2, \text{AD}}$ 为沼气热电联产减少的碳排放量, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; $Q_{\text{沼气}}$ 为污泥厌氧消化过程沼气产量, $352 \text{ m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ ^[37]; $q_{\text{沼气}}$ 为沼气热值, $22\,700 \text{ kJ} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[38]; λ_{AD} 为沼气热能回收率, 45%^[39]; $q_{\text{标煤}}$ 为标准煤低位热值, $29\,300 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; $E_{\text{标煤}}$ 为标准煤碳排放因子, $2.493 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$; k 为污水处理量与干污泥产量的关系, $1.63 \times 10^{-4} \text{ t} \cdot \text{m}^{-3}$ 。

$$E_{\text{CO}_2, \text{磷肥}} = m_{\text{P}_2\text{O}_5} W_{\text{P}_2\text{O}_5} E_{\text{P}_2\text{O}_5}$$

(21)

式中: $E_{\text{CO}_2, \text{磷肥}}$ 为磷产品回收减少的碳排放, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; $W_{\text{P}_2\text{O}_5}$ 为磷产品中 P_2O_5 的质量分数, 29%^[40]; $m_{\text{P}_2\text{O}_5}$ 为磷产品的质量, kg; $E_{\text{P}_2\text{O}_5}$ 为 P_2O_5 的排放因子, $0.57 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

由于 N_2O 的形成和排放机制很复杂, 同时受到溶解氧、碳氮比等的影响, 故不同污水处理工艺下 N_2O 排放因子有显著差异 (表 3), 本研究最终选取 $0.004\,6 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 作为参考值。

在碳排放核算过程中, 经实地调研和文献调研, 各处理单元所涉及的电耗和药耗参数值汇总在表 4。污水和污泥处理过程需要投加化学药剂, 不同药剂的排放因子汇总见表 5。

3 碳排放核算结果

3.1 原污水处理工艺碳排放

本研究中原污水处理工艺碳排放核算情况如表 6 所示, 污水全程碳排放量总计为 $0.389\,7 \sim 0.392\,5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, 碳排放主要发生在污水处理的 A^2O 阶段, 碳补偿产生在污泥厌氧消化阶段的沼气热电联产。

3.2 剩余污泥碱解液作为碳源工艺路线下的碳排放

1) 剩余污泥碱解液经 R1 处理用于污水脱氮的碳排放。剩余污泥碱解液经 R1 处理用于污水脱氮, 每日共产生可利用的 COD 值为 $6\,013.4 \text{ kg}$ 。由于其总量无法满足原污水处理工艺的碳源需求, 故还需部分乙酸钠作为补充碳源。同时, NaOH 预处理过程和碱解液磷回收、氮去除过程还产生了药耗 (式 (14)) 和电耗 (式 (19)), 鸟粪石结晶产物产生了碳补偿 (式 (21))。剩余污泥碱解液经 R1 处理用于污水脱氮的全程碳排放见表 7, 整体最大的碳排放量产生于污水处理的 A^2O 阶段, 主要用于好

表 3 不同污水处理工艺的 N_2O 排放因子

Table 3 N_2O emission factors in different sewage treatment processes

处理工艺	排放因子/ $(\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1})$	参考文献
A^2O 类	0.004 6	[41]
SBR类	0.020 2	[41]
氧化沟类	0.003 6	[42]
CAS类	0.016 2	[43]
OD类	0.011 1	[43]

表 4 各处理单元的电耗和药耗

Table 4 Power consumption and chemical usage of each treatment unit

构筑物	电耗	药耗
预处理	$0.041\,5 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$	—
初沉池	$0.001\,4 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$	—
A^2O	$0.134\,8 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$	$0.013\,3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ PAC $0.235\,0 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ 乙酸钠
二沉池	$0.002\,8 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$	—
重力浓缩	$75.0 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$	$10.0 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ PAM
离心脱水	$30.0 \sim 60.0 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$ ^[36]	—
热水解	$50.0 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$	—
厌氧消化	$17.0 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$	—
板框脱水	$23.8 \text{ kWh} \cdot \text{t}^{-1}$	$50.0 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ CaO $30.0 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ FeCl_3

氧段曝气；污泥处理过程最大的碳排放是热水解阶段的热力消耗；碳补偿主要发生于污泥厌氧消化阶段的沼气热电联产。全程碳排放量在剩余污泥回用比 100% 时最低，为 $0.314\ 6\ \text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

2) 剩余污泥碱解液经 R2 处理用于污水脱氮的碳排放。剩余污泥碱解液经 R2 处理用于污水脱氮，由于碱解液未进行 PN/A 脱氮，每日产生可利用的 COD 值为 $10\ 022.3\ \text{kg}$ ，还需部分乙酸钠满足原污水脱氮的碳源需求。此外，剩余污泥碱解液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除也需消耗乙酸钠，计算过程见式 (3)~(7)。计算得到剩余污泥碱解液经 R2 处理后用于污水脱氮的全程碳排放，在剩余污泥回用比为 30% 时污泥碱解液经 R2 处理的全程碳排放量为 $0.365\ 7\sim 0.367\ 7\ \text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ；随着剩余污泥回用比

表 5 不同药剂的排放因子取值及来源
Table 5 Emission factors and sources of different chemical agents

药剂	核算因子/ ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	参考文献
P_2O_5	0.57	[44]
PAM	1.50	
PAC	1.62	
FeCl_3	2.71	
CaO	0.68	
NaOH	1.12	
H_2SO_4	1.40	
其他药剂	1.60	

表 6 原污水处理工艺碳排放核算结果
Table 6 Carbon emission accounting results of the original wastewater treatment process

处理阶段	直接排放/($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)		间接排放/($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)			碳补偿/($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)	碳排放/($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)
	CH_4	N_2O	电力	热力	药剂		
预处理区	—	—	0.024 1	—	—	—	0.024 1
初沉池	—	—	0.000 8	—	—	—	0.000 8
A ² O	0.020 4	0.059 4	0.078 3	—	0.115 6	—	0.273 7
二沉池	—	—	0.001 6	—	—	—	0.001 6
重力浓缩	—	—	0.007 1	—	0.002 5	—	0.009 5
离心脱水	—	—	0.002 8~0.005 6		—	—	0.002 8~0.005 7
热水解	—	—	0.004 7	0.065 3	—	—	0.070 0
厌氧消化	0.034 2	—	0.001 6	—	—	0.049 9	-0.014 0
板框脱水	—	—	0.002 2	—	0.018 8	—	0.021 0
总计	0.114 0		0.325 5~0.328 4			0.049 9	0.389 7~0.392 5

表 7 剩余污泥碱解液经 R1 处理后用于污水脱氮的全程碳排放

Table 7 Carbon emissions of the alkaline hydrolysis solution from excess sludge after R1 treatment for sewage denitrification

处理阶段	不同剩余污泥回用比下的碳排放量/($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)					
	30%	40%	50%	60%	80%	100%
预处理区	0.024 1	0.024 1	0.024 1	0.024 1	0.024 1	0.024 1
初沉池	0.000 8	0.000 8	0.000 8	0.000 8	0.000 8	0.000 8
A ² O	0.265 7	0.263 0	0.260 3	0.257 6	0.252 2	0.246 8
二沉池	0.001 6	0.001 6	0.001 6	0.001 6	0.001 6	0.001 6
重力浓缩	0.009 6	0.009 6	0.009 6	0.009 6	0.009 6	0.009 6
污泥预处理	0.004 9	0.006 6	0.008 2	0.009 9	0.013 1	0.016 4
鸟粪石结晶	0.004 5	0.006 0	0.007 5	0.009 0	0.012 0	0.015 0
PN/A 脱氮	0.000 08	0.000 1	0.000 1	0.000 2	0.000 2	0.000 3
离心脱水	0.002 0~0.004 0	0.001 7~0.003 4	0.001 4~0.002 8	0.001 1~0.002 3	0.000 6~0.001 1	0.000 0
热水解	0.049 0	0.042 0	0.035 0	0.028 0	0.014 0	0.000 0
厌氧消化	-0.009 8	-0.008 4	-0.007 0	-0.005 6	-0.002 8	0.000 0
板框脱水	0.014 7	0.012 6	0.010 5	0.008 4	0.004 2	0.000 0
总碳排放	0.367 2~0.369 2	0.359 7~0.361 4	0.352 2~0.353 6	0.344 7~0.345 8	0.329 6~0.330 1	0.314 6

的升高, 全程碳排放量逐渐降低, 在回用比 100% 时达到最小值 $0.3096 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。图 4 为剩余污泥碱解液经 R1 处理和 R2 处理下的碳排放量对比 (以中位值作图)。

由图 4 可知, 剩余污泥碱解液作为污水脱氮碳源时, 不同剩余污泥回用比下的全程碳排放均小于原污水处理工艺碳排放。剩余污泥回用比越大, 全程碳排放量越小, 在污泥回用比 100% 时碳排放达到最小值, 且剩余污泥碱解液经 R2 处理产生的全程碳排放略低于经 R1 处理的全程碳排放。虽然从碳排放角度来看, 回用比越高效果越好, 但在污水厂实际应用时并不适合采用 100% 的回用比, 因为较多的剩余污泥回用会导致一些不能被利用的惰性物质在系统中循环累积, 会对原有生物系统的稳定运行产生负面影响。而具体多少的回用比例是最佳的, 需要综合考虑惰性物质的积累、沉降性能等其他因素, 故还需要深入研究确定。

3) 经济分析。为了更全面地分析剩余污泥碱解液用于污水脱氮的可行性, 本研究在碳排放核算的基础上也进行了经济性分析。本研究中所涉及到的药剂市场价如下: 乙酸钠市场价为 $1600 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 、NaOH 市场价为 $3600 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 、 FeCl_3 市场价为 $2500 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 、CaO 市场价为 $650 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 、镁盐市场价为 $600 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 、硫酸市场价为 $400 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 、鸟粪石结晶市场价为 $4000 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 。

图 5 为剩余污泥碱解液经 R1、R2 处理后用于污水脱氮的全过程成本较原污水处理工艺节约的成本。可以看出, 与原污水处理工艺相比, 剩余污泥碱解液用于污水脱氮的成本更低。剩余污泥回用比越大, 节约的成本越高, 且剩余污泥碱解液经 R2 处理的全过程成本整体低于经 R1 处理的成本。本研究中, 剩余污泥回用比 100% 时成本最低, 此时污泥碱解液经 R2 处理用于污水脱氮的全程成本较原工艺节约 $1222.0 \sim 1261.1 \text{ 元}$ (以 10000 m^3 污水计)。

4 结论

1) 本研究构建了一条剩余污泥作脱氮碳源的工艺路线, 即剩余污泥经 NaOH 碱解预处理-上清液鸟粪石结晶回收磷 (或上清液鸟粪石结晶回收磷-短程硝化耦合厌氧氨氧化脱氮)-脱氮除磷后上清液作为脱氮碳源利用, 从碳排放视角该工艺具有可行性。

2) 剩余污泥碱解上清液用于污水脱氮的全程碳排放量小于原污水处理工艺碳排放量 ($0.3897 \sim 0.3925 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$), 其全过程运行成本也低于原处理工艺成本。

3) 剩余污泥回用比越大, 全程碳排放量越小、成本也越低, 且剩余污泥碱解液经 R2 处理用于污水脱氮的全程碳排放略小于经 R1 处理的全程碳排放。理论上讲, 污泥回用比 100% 时碱解液经 R2 处理后用于污水脱氮的全程碳排放量最低, 为 $0.3096 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$; 此时全过程成本较原污水处理工艺节约 $1222.0 \sim 1261.1 \text{ 元}$ (以 10000 m^3 污水计)。但考虑到会有惰性物质在系统中循环累积, 故实际最佳回用比还需深入研究确定。

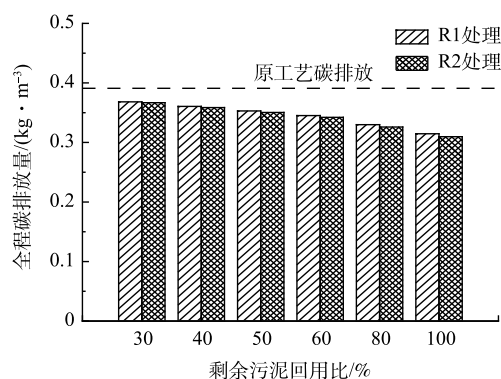


图 4 剩余污泥碱解液经 R1、R2 处理后的全程碳排放量对比

Fig. 4 Comparison of carbon emissions of the alkaline hydrolysis solution from excess sludge after R1 and R2 treatment

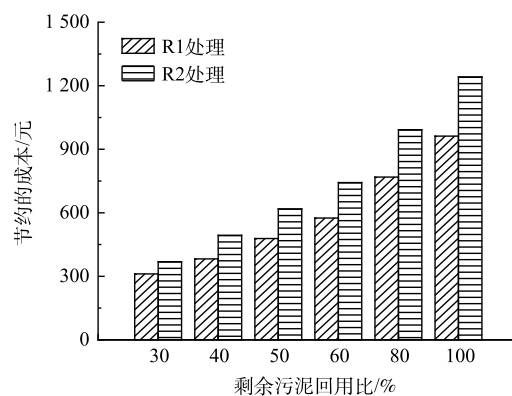


图 5 剩余污泥碱解液经 R1、R2 处理后较原工艺节约的成本

Fig. 5 The cost savings of the alkaline hydrolysis solution from excess sludge after treatment by R1 and R2 compared with the original process

参考文献

- [1] 周爱军, 王晓敏, 梅荣武. 浙江标准下的城镇污水处理厂提标改造工艺研究[J]. 环境污染与防治, 2021, 43(10): 1316-1320.
- [2] FATHALI D, MEHRABADI A R, MIRABI M, et al. Investigation on nitrogen removal performance of an enhanced post-anoxic membrane bioreactor using disintegrated sludge as a carbon source: An experimental study[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2019, 7(6): 103-144.
- [3] 张志远, 李广. 剩余污泥预处理破液用作反硝化外加碳源的研究进展[J]. 煤炭与化工, 2023, 46(2): 149-152.
- [4] 许欢欢, 曾薇, 李帅帅, 等. 采用厌氧发酵和冷冻微波联合处理剩余污泥并回收氮磷[J]. 环境科学学报, 2020, 40(8): 2842-2850.
- [5] 徐雨楠, 转润, 张光明, 等. 剩余污泥破液作为污水脱氮内生碳源的研究进展[J]. 现代化工, 2018, 38(7): 36-39.
- [6] 沈婷婷, 张杰, 张光明, 等. 超声-碱破液剩余污泥的条件优化[J]. 环境工程学报, 2023, 17(6): 1947-1954.
- [7] ZHOU M, HAN Y, ZHOU Y, et al. Effect of thermal hydrolyzed sludge filtrate as an external carbon source on biological nutrient removal performance of A³O system[J]. Journal of Environmental Management, 2023, 332: 117-125.
- [8] 王开乐, 周集体, 田天, 等. 剩余污泥破液用作低 C/N 合成氨废水反硝化碳源研究[J]. 环境工程, 2021, 39(12): 31-37.
- [9] LI Y, HU Y, WANG G, et al. Screening pretreatment methods for sludge disintegration to selectively reclaim carbon source from surplus activated sludge[J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 255: 365-371.
- [10] LIU X, YANG H, CHANG J, et al. Re-hydrolysis characteristics of alkaline fermentation liquid from waste activated sludge: Feasibility as a carbon source for nitrogen removal[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2022, 165: 230-240.
- [11] 窦川川, 刘玉玲, 赵鹏鹤, 等. 碱预处理对剩余污泥 DOM 的溶出特征及平行因子分析[J]. 中国给水排水, 2021, 37(19): 14-21.
- [12] 林亲铁, 刘国光, 尹光彩, 等. 磷酸铵镁法回收污泥浓缩液中氮磷的影响因素研究[J]. 环境工程学报, 2010, 4(9): 2029-2032.
- [13] DANESHGAR S, BUTTAFAVA A, CAPSONI D, et al. Impact of pH and ionic molar ratios on phosphorous forms precipitation and recovery from different wastewater sludges[J]. RESOURCES-BASEL, 2018, 7(4): 2079-9276.
- [14] 李若兰. 热碱预处理强化鸟粪石结晶法回收污泥上清液中的磷[J]. 当代化工研究, 2023(15): 65-67.
- [15] 蒋涛, 吴可, 范信生, 等. 磷酸铵镁 (MAP) 沉淀法处理污泥离心液的试验研究[J]. 化工安全与环境, 2022, 35(46): 18-23.
- [16] 李冰. 基于鸟粪石结晶法与改性猪粪生物炭回收养殖废水氮磷性能及在农业上的应用[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2024.
- [17] 缪晓娟, 王涌涛, 冯延申. 污泥发酵液中磷回收的优化研究[J]. 广东化工, 2014, 41(1): 103-105.
- [18] 刘小瀾. 化学沉淀法处理焦化高浓度氨氮废水技术与工业应用探讨[D]. 长沙: 湖南大学, 2004.
- [19] 曾天续. 羟胺抑制型短程硝化耦合厌氧氨氧化脱氮性能的研究[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2023.
- [20] 苑泉, 李美玲, 王铁健, 等. 一体式 PN/A 耦合 EBPR 工艺高效低耗处理实际低 C/N 主流城市污水[J]. 环境工程学报, 2023, 17(8): 2458-2467.
- [21] 陈长东, 薛晓飞, 穆永杰, 等. 主流厌氧氨氧化耦合多种脱氮途径处理市政污水[J]. 环境工程学报, 2023, 17(4): 1084-1091.
- [22] 尼马泽郎, 穆永杰, 薛晓飞, 等. 一段式短程硝化-厌氧氨氧化耦合缓释碳源滤柱深度去除总氮[J]. 环境工程学报, 2021, 15(7): 2468-2479.
- [23] 姜怡名. 城市污水短程硝化/厌氧氨氧化高效脱氮工艺研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2023.
- [24] 江海, 曾毅夫. 短程硝化-厌氧氨氧化脱氮工艺研究[J]. 环保科技, 2015, 21(3): 21-25.
- [25] YESHI C, HONG B K, ZHOU Y, et al. Mainstream partial nitrification/anammox nitrogen removal process in the largest water reclamation plant in singapore[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2015, 41(10): 1441-1454.
- [26] 郭小春. 污水脱氮工艺外部碳源投加量计算方法探讨[J]. 中国给水排水, 2019, 35(13): 97-100.
- [27] 黄良波, 奚洋, 黄世洵, 等. 低碳源污水 AAO 脱氮外加碳源计算方法研究[J]. 给水排水, 2021, 57(S1): 9175-179.
- [28] 丛建辉, 刘学敏, 赵雪如. 城市碳排放核算的边界界定及其测度方法[J]. 中国人口资源与环境, 2014, 24(4): 19-26.
- [29] 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.
- [30] 黄明, 戴泽军, 毛文煜, 等. 再造烟叶废水处理碳排放核算及碳中和潜能研究[J]. 工业水处理, 2023, 43(12): 167-174.
- [31] 蒋富海, 王琴, 张显忠, 等. 城镇污水处理厂碳排放核算及减碳案例分析[J]. 给水排水, 2023, 59(2): 42-49.
- [32] 张翔宇, 范业弘, 朱哈彬, 等. 城镇中小规模污水处理厂碳排放分析及碳削减对策[J]. 环境科学, 2024, 1-14.
- [33] 中国环境保护产业协会. 污水处理厂低碳运行评价技术规范[EB/OL]. [2023-10-17]. <http://sthjt.hubei.gov.cn/hjsj/ztzl/hbsh/dtxw/202206/P020220613363054062493.pdf>, 2022.
- [34] 郝晓地, 陈奇, 李季, 等. 污泥干化焚烧乃污泥处理/处置终极方式[J]. 中国给水排水, 2019, 35(4): 35-42.
- [35] 中华人民共和国生态环境部. 关于做好 2022 年企业温室气体排放报告管理相关重点工作的通知[EB/OL]. [2023-10-17]. https://www.mee.gov.cn/xxgk/xxgk06/202203/t20220315_971468.html, 2022.
- [36] 中华人民共和国环境保护部. 城镇污水处理厂污染物去除协同控制温室气体核算技术指南(试行)[EB/OL]. [2023-10-17]. <https://www.mee.gov.cn/xxgk/xxgk06/201804/W020180926550238576829.pdf>, 2018.
- [37] 宋晓雅. 小红门污泥热水解厌氧消化项目运行两周年之回顾[J]. 中国给水排水, 2018, 34(22): 116-122.
- [38] 夏雪, 邵钱祺, 曹悦, 等. 不同处理模式下污泥厌氧消化的能源回收与碳排放分析[J]. 环境工程, 2023, 41(7): 1-17.
- [39] 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.
- [40] 陈东, 李煥文, 林颖, 等. 含磷解吸液结晶法制备鸟粪石的研究[J]. 华南师范大学学报(自然科学版), 2015, 47(2): 72-77.
- [41] 孙强强, 罗凡, 杜至力, 等. 不同生化工艺小城镇污水处理厂碳排放特征研究[J]. 广东化工, 2023, 50(13): 160-163.
- [42] YAN X, LI L, LIU J. Characteristics of greenhouse gas emission in three full-scale wastewater treatment processes[J]. Journal of Environmental Sciences, 2014, 26(2): 256-263.
- [43] 刘跃廷, 张强, 蒋晓辉, 等. 西安市城镇污水系统碳排放时空特征及其主要驱动因素[J/OL]. 环境工程, 2023: 1-18. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.X.20230925.0936.006.html>.
- [44] 陈舜, 逯非, 王效科. 中国氮磷钾肥制造温室气体排放系数的估算[J]. 生态学报, 2015, 35(19): 6371-6383.

(责任编辑: 曲娜)

Feasibility analysis of excess sludge as carbon source for wastewater denitrification from the perspective of carbon emissions

LIU Delan^{1,2}, FENG Li^{1,2}, HAN Qi^{1,2}, GAO Peng^{1,2}, ZHANG Liqui^{1,2,*}

1. College of Environmental Science and Engineering, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China; 2. Beijing Key Laboratory for Source Control Technology of Water Pollution, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

*Corresponding author, E-mail: zhangliqui@163.com

Abstract With the increasing emphasis on carbon neutrality, the exploration of resource utilization for excess sludge has gained prominence. In order to assess the viability of utilizing excess sludge as a carbon source for nitrogen removal in sewage treatment, focusing on the perspective of carbon emissions, a daily sewage treatment volume of 10 000 m³ was taken as the basis for calculation in this study. A comprehensive process route employing excess sludge alkaline hydrolysate as a carbon source for nitrogen removal was established. The proposed process involves alkaline hydrolysis pretreatment of excess sludge with NaOH, recovery of phosphorus through supernatant struvite crystallization, nitrogen removal via partial nitrification and anammox, and utilization of the supernatant from post-nitrogen and phosphorus removal process as the carbon source for nitrogen removal. The feasibility of this process was evaluated based on the different scenarios involving various excess sludge recycle ratios for carbon emissions accounting. Considering that denitrification of alkaline hydrolysis supernatant consumes a portion of COD, the option of denitrification directly after phosphorus recovery from the excess sludge alkaline hydrolysis solution was also investigated. The results indicate that the carbon emissions from the excess sludge alkaline hydrolysis solution are lower than those from an external carbon source, with the operational cost also being less than that of the original wastewater treatment process. Theoretically speaking, the higher the sludge reuse ratio, the smaller the carbon emission in the whole process, with a 100% reuse ratio of excess sludge, the carbon emissions from the excess sludge alkaline hydrolysis solution after phosphorus recovery for wastewater denitrification could reach the lowest value of a 0.309 6 kg·m⁻³. During this condition, the operational cost savings of 1 222.0~1 261.1 yuan per 10 000 m³ of wastewater treatment compared to the original process. However, considering the accumulation of inert substances in the system, the actual optimal reuse ratio needs to be further studied. The results of this paper show that it is feasible to use the excess sludge as a denitrification carbon source in the sewage treatment process.

Keywords excess sludge; wastewater denitrification; carbon source; carbon emission accounting