

李冬,陈晓义,傅思博,等.基于缺氧时间调控内源性亚硝酸盐强化N-EPD-CANON工艺脱氮研究[J].中国环境科学,2025,45(5):2470-2480.

Li D, Chen X Y, Fu S B, et al. Study on enhanced nitrogen removal in the N-EPD-CANON process by regulating endogenous nitrite accumulation based on anoxic time [J]. China Environmental Science, 2025,45(5):2470-2480.

基于缺氧时间调控内源性亚硝酸盐强化 N-EPD-CANON 工艺脱氮研究

李冬^{1*},陈晓义¹,傅思博¹,张景昭¹,张杰^{1,2} (1.北京工业大学,水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室,北京100124; 2.哈尔滨工业大学,城市水资源与水环境国家重点实验室,黑龙江 哈尔滨 150090)

摘要: 采用 SBR 反应器,以模拟市政污水为进水基质,启动硝化-内源部分反硝化-全程自养脱氮(N-EPD-CANON)工艺.实验通过调控 EPD 单元缺氧时间考察了单元内亚硝酸盐积累量变化对 CANON 工艺脱氮性能,功能菌活性以及微生物群落结构的影响.结果表明:在缺氧时间为 40min 时,EPD 单元可以有效地捕获进水有机物,同时维持有利于 CANON 稳定运行的适量浓度的内源性亚硝酸盐.长期稳定运行下 CANON 反应器的总氮去除率达到 86.43%,比厌氧氨氧化活性(SAA)达到 0.82gN/(gVSS·d).此外, EPS 质量分数逐渐增长到 69.17mg/gVSS,再通过 3D-EEM 结合 PARAFAC 技术对污泥的 EPS 荧光组分进行分析表明,内源性亚硝酸盐的强化作用能够在不改变 EPS 组成成分的前提下,有效提升了芳香族蛋白质的含量,有助于污泥颗粒化及其稳定性的提高.微生物群落分析揭示,在 EPD 系统中 *Candidatus Competibacter* 为优势菌属占 24.61%,CANON 系统中 *Nitrosomonas* 的相对丰度为 2.67%.这保证了 AnAOB 菌的 NO₂⁻-N 供应.此外, AnAOB 的主要组成部分 *Candidatus Brocadia* 菌属的相对丰度也达到了 13.34%.

关键词: 全程自养脱氮工艺; 内源部分反硝化; 反硝化聚糖菌; 市政污水

中图分类号: X703.5 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)05-2470-11

Enhanced nitrogen removal in the N-EPD-CANON process by regulating endogenous nitrite accumulation based on anoxic time. LI Dong^{1*}, CHEN Xiao-yi¹, FU Si-bo¹, ZHANG Jing-zhao¹, ZHANG Jie^{1,2} (1.Key Laboratory of Water Quality Science and Environment Restoration Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2.National Key Laboratory of Urban Water Resources and Water Environment, Harbin Institute of Technology Harbin 150090, China). *China Environmental Science*, 2025,45(5): 2470~2480

Abstract: Employed a SBR to simulate municipal wastewater as the influent matrix and initiated the Nitrification-Enhanced Partial Denitrification-Complete Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite (N-EPD-CANON) process. The anoxic duration within the EPD system was meticulously adjusted to scrutinize the impact on endogenous nitrite accumulation and the consequent performance alterations within the CANON system. The objective was to elucidate the influence of anoxic time on endogenous nitrite concentration and its subsequent effects on nitrogen removal efficiency, the activity of functional microbial groups, and the structure of microbial communities within the CANON process. The findings revealed that an anoxic duration of 40minutes within the EPD system was optimal for capturing influent organic matter while concurrently promoting the endogenous nitrite to accumulate at a favorable concentration of approximately 4mg/L. Under sustained operational conditions, the CANON reactor achieved a total nitrogen removal rate of 86.43%. The specific anammox activity (SAA) was determined to be 0.82gN/(gVSS·d), the particular nitrate production rate (SNPR) was reduced to 0.28gN/(gVSS·d), and the specific ammonium removal rate (SAOR) was recorded at 0.70gN/(g VSS·d). Additionally, the application of 3D-EEM and PARAFAC techniques to analyze the fluorescence components of EPS in the sludge indicated that the intensification of endogenous nitrite had a beneficial effect on increasing the content of aromatic proteins within the EPS without altering its composition. Microbiota community analysis reveals that *Candidatus Competibacter* is the dominant genus in the EPD system, accounting for 24.61%. In contrast, in the CANON system, the relative abundance of *Nitrosomonas* at 2.67% ensures the NO₂⁻-N supply for AnAOB, and *Candidatus Brocadia*, as the main genus of AnAOB, accounts for 13.34%.

Key words: complete autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON); endogenous partial denitrification; denitrifying glycogen accumulating organisms (DGAOs); municipal wastewater

全程自养脱氮(CANON)工艺是一种经济高效的废水深度脱氮技术,不依赖有机碳源^[1-2].该工艺的核心在于氨氧化细菌(AOB)和厌氧氨氧化细菌(AnAOB)的协调作用,其中 NH₄⁺-N 在 AOB 的作用

收稿日期: 2024-09-26

基金项目: 北京高校卓越青年科学家计划项目(BJJWAZYJH012019100 05019)

* 责任作者, 教授, lidong2006@bjut.edu.cn

下部分氧化为 NO_2^- -N, 随后 NO_2^- -N 被 AnAOB 菌作为底物进一步转化为氮气(N_2)^[3]. 相较于传统的硝化-反硝化工艺, CANON 工艺理论脱氮率可达 89%^[4]. 该工艺可降低 60% 的曝气需求, 无需额外碳源, 减少污水处理厂的氮去除投入成本, 减少 90% 的剩余污泥产生量, 并且产生的温室气体较少^[5-6].

尽管 CANON 工艺在城市生活污水领域展现出潜力, 但其应用过程中仍面临诸多挑战, 例如, 亚硝酸盐氧化菌(NO₃⁻)的抑制困难, 亚硝酸盐的稳定供给问题以及城市污水中有机物含量较高时系统处理性能下降等问题^[7-9]. 其中 NOB 的抑制方法在低温, 低氨氮条件下的主流 CANON 处理中无法实现较好的抑制, 导致短程硝化不稳定问题. 此外, 高有机物含量可能导致异养菌与 AnAOB 之间的底物竞争^[10], 降低 AnAOB 的脱氮效能, 并且未能充分利用城市污水中的有机碳源, 导致资源的浪费.

为解决上述问题, 付昆明等^[11]通过在 CANON 反应器中添加 25mg/L 的亚硝酸钠, 成功实现了 89.09% 的总氮去除率. 与此同时, Szatkowska 等^[12]在 25℃ 的 MBBR 单级 PN/A 系统中引入亚硝酸盐, 使中试装置达到了 1.92kgN/(m³·d) 的最大氮去除率. 这些研究表明, 亚硝酸盐的添加对提升氮去除效率具有显著效果. 然而, 这种额外添加化学药剂的方法与当前节能和环保的理念相悖, 且增加了污水处理厂的运营成本^[13].

基于此, 本文提出了一种耦合内源短程反硝化的新型脱氮工艺, 即 N-EPD-CANON 工艺. 该工艺利用原废水中的有机物, 在厌氧阶段积累聚羟基脂肪酸酯(PHAs), 作为内碳源; 然后在缺氧条件下, 利用这些储存的 PHAs 推动部分反硝化过程, 实现亚硝酸盐的有效积累^[14]. 研究表明, 硝酸盐还原酶(*Nar*)相较于亚硝酸盐还原酶(*Nir*)具有更强的电子获取能力^[15]. 因此, 通过调整 EPD 反应器的缺氧运行时间, 可以有效调控系统内源性 NO_2^- -N 的积累量, 提升 AnAOB 的活性, 从而实现 CANON 系统运行性能的稳定和提高. 本文旨在验证 N-EPD-CANON 工艺处理低 C/N 比模拟生活污水的可行性, 并探索 EPD 系统缺氧反应时间对内源性 NO_2^- -N 积累量的影响. 同时, 研究内源性 NO_2^- -N 强化条件下 CANON 系统的处理效能, 功能菌活性和微生物菌群结构的影响. 通过 120d 的运行考察了 N-EPD-CANON 系统的长期运

行性能, 并利用 Illumina 高通量测序技术解析了该系统的菌群结构, 以探究其氮去除机理.

1 材料与方法

1.1 接种污泥和实验进水

EPD 和 N 反应器为稳定运行的反应器, CANON 接种污泥来自实验室运行的 CANON 系统. 实验使用人工配水模拟城市低氨氮废水, 其成分如下: 300mg/L $\text{C}_3\text{H}_5\text{O}_2\text{Na}$; 70mg/L NH_4^+ -N; 300mg/L NaHCO_3 ; 2mg/L KH_2PO_4 ; 30mg/L $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 50mg/L $\text{CaCl}_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$; 以及 1mL/L 的微量元素浓缩液 I 和 II^[16].

1.2 反应装置及运行方式

实验使用 3 个 SBR 反应器: N-SBR 反应器(3L), EPD-SBR 反应器(6L)和 CANON-SBR 反应器(6L), 采用机械搅拌(图 1). 反应器的运行通过时控开关控制, 底部设有曝气盘, 曝气量通过气体流量计控制. N-SBR 反应器的体积交换率为 67%, EPD-SBR 和 CANON 反应器的排水比为 83%, EPD 反应器的污泥停留时间(SRT)为 20d. 每个反应器的温度控制在 $(24 \pm 1)^\circ\text{C}$, 进水 pH 值在 7~8.

表 1 EPD-SBR 缺氧时间调控亚硝酸盐积累运行参数

Table 1 Operational parameters for nitrite accumulation with anoxic time regulation in EPD-SBR

参数	运行时间				
厌氧时间(min)	120	120	120	120	120
缺氧时间(min)	60	40	30	20	40
好氧时间(min)	60	60	60	60	60
运行天数(d)	20	20	20	20	40

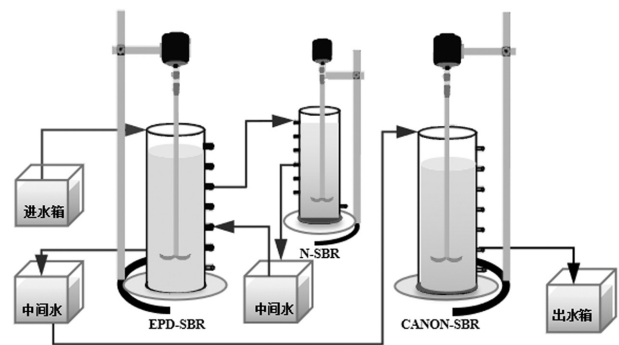


图 1 反应器装置示意

Fig.1 Schematic Diagram of the Reactor Setup

N-SBR 反应器全程曝气, DO 控制在 (3.5 ± 0.5)

mg/L; EPD-SBR 反应器采用厌氧-缺氧-好氧模式运行,具体运行参数见表 1; CANON 反应器采用间歇曝气模式(好氧=10min;缺氧=20min), DO 控制在 (0.5 ± 0.1) mg/L.

如图 1 所示,污水首先进入 EPD 反应器的厌氧区,部分上清液转移到硝化反应器进行完全硝化,处理后的含硝酸盐的液体回流至 EPD 反应器的缺氧区,还原为亚硝酸盐.最终,含亚硝酸盐和氨氮的上清液进入 CANON 反应器,实现氨氮的深度去除.

1.3 测定项目与检测方法

COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 混合液悬浮固体含量(MLSS)和挥发性悬浮固体含量(MLVSS)采用标准方法测定^[17]: COD 采用重铬酸钾法测定, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用溴麝香草酚蓝紫外分光光度法测定.采用电子显微镜观察颗粒形态变化.

采用热萃取法从混合液中提取 EPS^[18].分别测定松散结合的 EPS(LB-EPS)及紧密结合的 EPS(TB-EPS)中 PN, PS, HA 含量. EPS 总量被确定为多糖(PS),蛋白质(PN)和腐殖酸(HA)的总和^[19].以牛血清白蛋白(BSA)为参考,采用改良的 Lowry Folin 法测定 PN 和 HA 含量^[20].以葡萄糖为参照物,采用硫酸蒽酮法测定 PS 的含量^[21].

在各阶段的稳定期,收集 20~30mL 泥水混合物,加 0.5mL 1%甲醛溶液终止反应,用于细胞内碳的测定.冷冻干燥生物物质后的 PHAs 和 Gly 根据之前报道的方法使用安捷伦 7780 气相色谱仪进行测定和分析^[22].PHAs 根据聚- β -羟基丁酸酯(PHB),聚- β -羟基戊酸酯(PHV)和聚羟基-2-甲基戊酸酯(PH2MV)的总和计算.

1.4 AOB, NOB, AnAOB 活性测定

根据已有的方法^[23]对 AOB, NOB 和 AnAOB 的活性进行测定.从 CANON 反应器中取出 200mL 泥水混合物,用去离子水洗涤三次,直至其不含任何底物.然后将污泥转移到 500mL 厌氧瓶中($\text{DO} < 0.02\text{mg/L}$),置于 $(33\pm 1)^\circ\text{C}$ 的水浴摇床中,加入微量元素和氮源.加入 50mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 10mg/L $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 作为底物,试验开始后,连续曝气,控制反应体系内的 DO 浓度为 6.0mg/L.每隔 20min 从系统中取 5mL 水样,测定水样中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度,反应时间为

120min,用以测定 AOB 和 NOB 活性.测定 AnAOB 活性时,加入 30mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 40mg/L $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 作为底物,每隔 20min 取 5mL 水样,持续 120min,用于分析 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度.参照 Li 等^[24]的方法计算比厌氧氨氧化活性(SAA).

1.5 微生物高通量测序分析

为考察系统中微生物菌群结构变化,采集稳定运行阶段第 120d 的 EPD-SBR 和 CANON-SBR 污泥样品进行菌群分析.使用土壤提取试剂盒 (E.Z.N. ATM Mag-Bind Soil DNA Kit, OMEGA)提取 DNA.使用正向引物(GACTACHVGGGTATCTAATCC)通过聚合酶链式反应(PCR)扩增细菌 16S rRNA 基因的 V3-V4 区域.通过 Sangon Biotech(中国上海)的 Illumina MiSeq 系统(Illumina Miseq2x300bp, USA)进行测序分析.

1.6 计算公式

氨去除率(ARE)的计算公式:

$$\text{ARE} = \frac{(\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{inf}} - \text{NH}_4^+ - \text{N})_{\text{eff}} \times 100\%}{\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{inf}}} \quad (1)$$

式中: $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{inf}}$ 为进水中氨氮的浓度, mg/L; $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{eff}}$ 为出水中氨氮的浓度, mg/L.

总氮去除率(TNRE)的计算公式:

$$\text{TNRE} = \frac{(\text{TN}_{\text{inf}} - \text{TN}_{\text{eff}}) \times 100\%}{\text{TN}_{\text{inf}}} \quad (2)$$

式中: TN_{inf} 为进水总氮浓度, mg/L; TN_{eff} 为出水总氮浓度, mg/L.

AOB, NOB 和 AnAOB 的降解活性分别用生物量特定的氨氮去除速率 SAOR, SNPR 和 SAA 表示,计算方法如下:

$$\text{SAOR} = \frac{[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_0 - [\text{NH}_4^+ - \text{N}]_t}{t \times \text{MLVSS}} \quad (3)$$

式中:SAOR 为比氨氮去除速率, mg/(gVSS·h); $[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_0$ 为 0 时刻氨氮浓度, mg/L; $[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_t$ 为 t 时刻氨氮浓度, mg/L; t 为反应时间, h; MLVSS 为污泥浓度, g/L.

$$\text{SNPR} = \frac{\text{NO}_3^- - \text{N}_t - \text{NO}_3^- - \text{N}_0}{t \times \text{MLVSS}} \quad (4)$$

式中:SNPR 为比硝酸盐氮生成速率, mg/(gVSS·h); $\text{NO}_3^- - \text{N}_t$ 为 t 时刻硝酸盐氮浓度, mg/L; $\text{NO}_3^- - \text{N}_0$ 为 0 时刻硝酸盐氮浓度, mg/L; t 为反应时间, h; MLVSS 为污泥浓度, g/L.

$$SAA = \frac{C_0 - C_t}{t \times MLVSS} \quad (5)$$

式中: SAA 为比厌氧氨氧化活性, $\text{mg}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$; C_0 为 0 时刻基质浓度, mg/L ; C_t 为 t 时刻基质浓度, mg/L ; t 为反应时间, h ; MLVSS 为污泥浓度, mg/L .

2 结果与讨论

2.1 不同缺氧时间下各系统性能

图 2(a)为 EPD-SBR 运行 120d 过程中 COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 以及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的变化情况在长期运行情况.在实验中,EPD-SBR 展现出稳定的 COD 去除性能.EPD-SBR 进水 COD 浓度介于 288.6~306.7 mg/L ,厌氧末端与出水的 COD 浓度基本一致,出水 COD 浓度稳定在 28.91~37.46 mg/L ,表明 EPD-SBR 有效去除了易降解有机物,减轻了后续 N-SBR

和 CANON-SBR 处理单元的有机负荷.实验初期,设定 60min 的缺氧时长(1~20d),足以消耗全部 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$;随着缺氧时间缩短至 40min (21~40d)和 30min (41~60d), $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度显著提升至(4.20±0.61) mg/L 和(10.65±0.45) mg/L ,而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 几乎被完全反应掉,此现象归因于反硝化聚糖菌(DGAOs)优先利用 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 而非 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的特性.进一步缩短缺氧时间至 20min (61~80d),尽管 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度稳定在(7.51±0.21) mg/L ,但 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 未完全反应,出水有剩余.根据 CANON 的脱氮性能和 AnAOB 的活性,最终确定 EPD 的缺氧时间为 40min,确保出水亚硝酸盐稳定在(4.85±0.25) mg/L 且无硝酸盐存在.故寻找适宜缺氧反应时间对 EPD 系统中亚硝酸盐的积累至关重要.本实验结果表明,EPD 系统能为 CANON-SBR 提供可靠且稳定的内源性 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 来源.

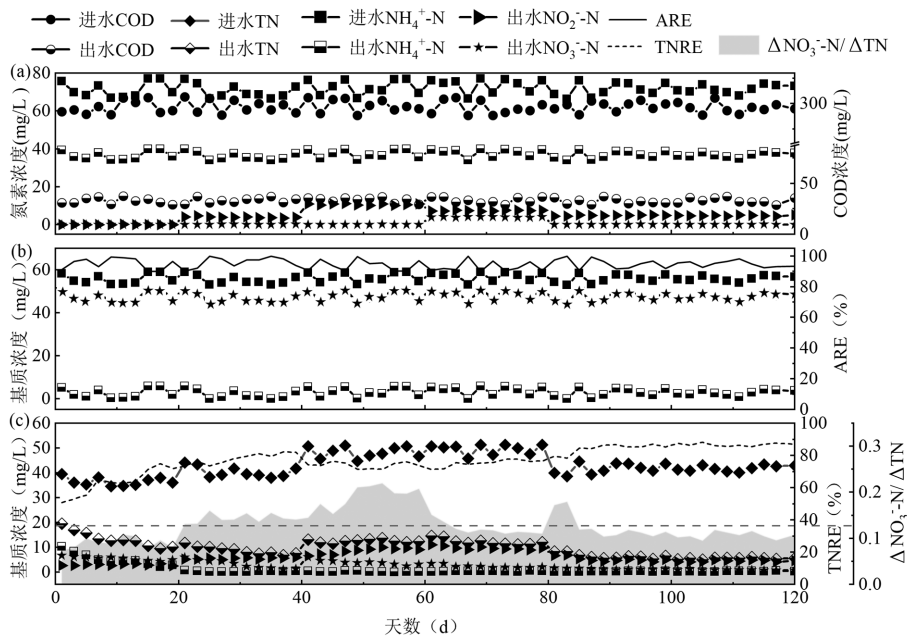


图 2 不同缺氧时间下各系统性能

Fig.2 System performance under different anoxic durations

图 2(b)为在长达 120d 的运行过程中 N-SBR 运行 0~120d 过程中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 以及氨氮去除率的变化情况.N-SBR 始终保持良好的硝化性能,出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度稳定在 45.3~51.0 mg/L , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化率大于 90%,且出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度接近于 0 mg/L ,表明有机物在 EPD-SBR 中已被充分预处理, N-SBR 的稳定运行为后续步骤提供了可靠的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 供给,同时微小的总氮损失归因于微生物生

长代谢需求.

图 2(c)为 CANON-SBR 运行 0~120d 过程中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$,总氮去除率以及 $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}/\Delta\text{TN}$ 的变化情况.反应器进水来自 EPD-SBR 的出水, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度维持在(37.03±2.95) mg/L .初始阶段(1~20d),由于新接种环境中 AnAOB 与 AOB 的活性受限, TN 去除效率(TNRE)仅达 50.82%,但随着生物群落的适应,TNRE 迅速提升至 71.94%,出水 TN 降

至(9.54±1.05) mg/L,出水中 NO_2^- -N 浓度较高为(4.17±0.64) mg/L,说明 AnAOB 活性较低,ANAMMOX 反应未高效进行,但出水硝酸盐氮浓度较低,表明 NOB 活性被抑制.在 21~40d,随着进水 NO_2^- -N 浓度的提升,TNRE 增强至 81.99%,氨氮接近完全去除,出水中的 NO_2^- -N 水平进一步降低,揭示了内源性 NO_2^- -N 供应下 AnAOB 活性的不断增强.需要注意的是,出水亚硝酸盐浓度维持在(0.99±1.20) mg/L,暗示进水亚硝酸盐含量成为 CANON 反应的限制因素,因此再次调整 EPD 单元缺氧时间.在 41~60d,进水 NO_2^- -N 进一步升高,初期观测到出水 NO_2^- -N 浓度的再度减低,但随后出水硝酸盐氮上升,伴随 TNRE 略降至 76.20%.这可能是部分 NO_2^- -N 被转化为硝酸盐氮,且在亚硝酸盐作为充足底物的条件下,NOB 活性有所回升,短程硝化过程被破坏.在 61~80d,尽管进水 NO_2^- -N 含量略有下降,但出水中的 NO_2^- -N 浓度亦随之减少,表明 NOB 活性受到抑制.分析认为,这是由于高浓度亚硝酸盐环境下 AnAOB 活性显著增强,与 NOB 之间的竞争加剧所致^[25].

2.2 不同缺氧时间调控下 CANON 系统典型周期物质代谢分析

为了深入探究不同内源性 NO_2^- -N 浓度对 CANON 工艺脱氮效果的影响,本研究在第 20, 40, 60, 80d 监测了 CANON 反应器的特定周期,并分析了反应器中各氮形态元素的变化情况.

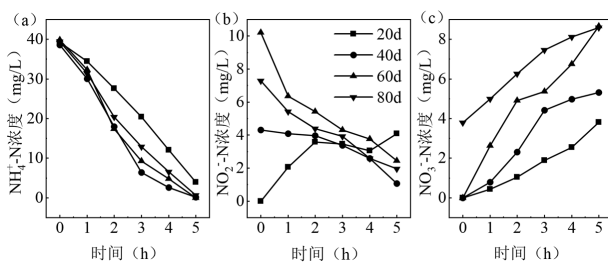


图3 不同缺氧时间对 CANON-SBR 中 NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N 的影响

Fig.3 The impact of different anoxic durations on NH_4^+ -N, NO_2^- -N, and NO_3^- -N in CANON-SBR

根据图 3(a)的结果,反应器在不同阶段对 NH_4^+ -N 的去除效率分别为 89.86%, 99.56%, 99.99%, 98.40%.在最初的 1h 内,第 40, 60, 80d 的反应器内氨氮去除速率显著快于第 20d.这一现象可能归因于 CANON 颗粒污泥独特的生物学结构和本实验间歇

曝气策略,在颗粒污泥中 AOB 和 AnAOB 紧密共生,形成一种特殊的空间分布,使得在好氧条件下也能进行厌氧氨氧化反应, AOB 主要位于颗粒表面进行氨的氧化,而 AnAOB 则主要位于颗粒内部进行厌氧氨氧化.间歇曝气为 CANON 系统提供了必要的氧气供应,同时避免了过高的 DO 水平,后者对 AnAOB 具有抑制作用.通过间歇曝气,可以创造一个适宜的微环境,促进 AOB 和 AnAOB 的活性.此外,内源性 NO_2^- -N 浓度的供给为 ANAMMOX 过程提供了获得 NO_2^- -N 的另一条道路.

图 3(b)显示, NO_2^- -N 的消耗速率低于其生成速率,这表明反应初期 AnAOB 菌受到底物 NO_2^- -N 浓度的限制.在第 20d, NO_2^- -N 浓度在 2h 内先增加至 3.59mg/L,随后逐渐稳定,最终上升至 4.08mg/L.这些 NO_2^- -N 主要来源于好氧阶段的短程硝化过程,表明 AnAOB 的氨氧化速率与 AOB 产生的亚硝酸盐速率密切相关^[26].在第 40d,反应器内 NO_2^- -N 浓度在反应最初的 2h 内基本维持在 4mg/L 左右,随后逐渐减少至 1.07mg/L.而第 60d 和第 80d 的反应器内 NO_2^- -N 浓度持续下降,表明较高的初始内源性 NO_2^- -N 浓度能够提高 AnAOB 的活性并增加 ANAMMOX 速率.如果仅依赖 AOB 的短程硝化作用来提供 NO_2^- -N, ANAMMOX 反应在初期将无法达到最大效率.因此,向系统适量供给初始内源性 NO_2^- -N 可以激发 AnAOB 的活性.

图 3(c)展示了反应器中 NO_3^- -N 的浓度变化,四个周期的反应器内 NO_3^- -N 浓度均呈现逐渐增加的趋势.第 60d 的 NO_3^- -N 增加量最为显著,出水 NO_3^- -N 浓度达到 8.65mg/L 可能由于系统高 NO_2^- -N 负荷引起 NOB 活性有所恢复.尽管第 80d 的出水 NO_3^- -N 浓度与第 60d 基本一致,但主要原因在于系统进水 NO_3^- -N 浓度较高,而非 NOB 活性的增强.此外,第 20d 的 NO_3^- -N 浓度略低于理论值,表明系统内存在一定程度的反硝化作用,从而在一定程度上提高了总氮去除率.

2.3 不同阶段 CANON 反应器中功能菌活性分析

如图 4 所示,实验初期反应器的 SAOR 为 0.65gN/(gVSS·d),至第 38d, SAOR 值达到峰值,为 0.72gN/(gVSS·d).这可能是由于 AOB 在实验过程中逐渐适应了反应器内的环境条件,从而在有限的氨底物供应下,通过自身的代谢调节机制,更高效地进

行氨氧化反应.此后,在后续的运行过程中,SAOR 值未出现显著变化,直至实验结束时,略微变化至 $0.70\text{gN}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$.这主要是因为进水氨浓度始终保持在较低水平,持续限制了 AOB 的降解速率,使得其活性无法进一步大幅提升,仅因一些微小的环境波动等因素产生略微的数值变动.

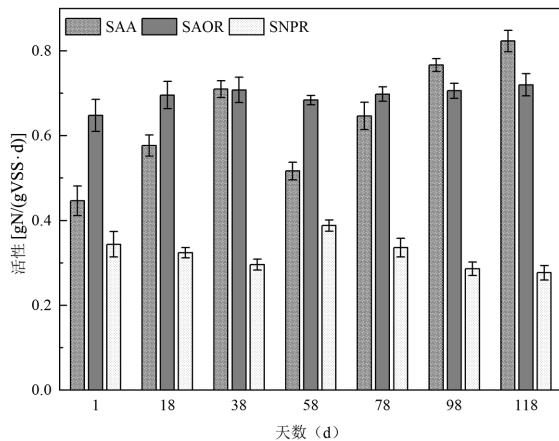


图4 不同阶段下 CANON 反应器功能菌(AOB, NOB, AnAOB)的活性

Fig.4 Activity of functional microorganisms (AOB, NOB, AnAOB) in the CANON reactor under different stage

在实验初期,反应器的 SAA 为 $0.45\text{gN}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$.此阶段, AnAOB 难以适应新的环境条件,在与 NOB 竞争电子受体 NO_2^- -N 的过程中处于劣势.这种竞争主要围绕 NO_2^- -N 展开,由于 AnAOB 在竞争中不占优势,其基质供应受到严重影响,进而抑制了 AnAOB 的活性.随着系统的运行,到第 18d, SAA 增至 $0.58\text{gN}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$,但这一增长可能是由于系统在启动初期自身的一些调整,并非 AnAOB 活性的真正提升.在夏琼琼等^[27]的研究中,间歇曝气能通过增加 AOB 活性而抑制 NOB,并且 AnAOB 对间歇曝气模式有很好的适应性,从而提高系统的 TN 去除率.因此,适应过程完成后, AnAOB 的活性逐渐恢复,这一现象在实验数据中得到了体现.

在第 38d,进水内源性 NO_2^- -N 浓度为 $3.6\sim 4.8\text{mg/L}$.由于充足的 NO_2^- -N 基质, AnAOB 活性得到提升,在与 NOB 的电子受体竞争中取得了优势,使 NOB 的活性受到抑制.这导致 SAA 增至 $0.71\text{gN}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$, SNPR 降至 $0.30\text{gN}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$.到第 58d,进水中的 NO_2^- -N 浓度升至 $10.2\sim 11.3\text{mg/L}$,高浓度的 NO_2^- -N 促使 NOB 活性恢复,使得 AnAOB 在竞争中

处于劣势,从而导致 SAA 降至 $0.52\text{gN}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$.到第 78d,进水中的 NO_2^- -N 浓度为 $7.2\sim 7.7\text{mg/L}$.与之前阶段相比, NOB 的活性较低,但 AnAOB 的活性有所恢复, SAA 提高至 $0.65\text{gN}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$.在第 81 至 120d 期间,进水中的 NO_2^- -N 浓度维持在约 4mg/L ,这一浓度有利于 AnAOB 的活性提升,并抑制了 NOB.到第 118d, SAA 进一步提升至 $0.82\text{gN}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$, SNPR 降至 $0.28\text{gN}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$.

总体而言,基于内源性 NO_2^- -N 的调控和间歇曝气的模式, AnAOB 的活性得到了有效提升,同时抑制了 NOB 的活性.

2.4 CANON 污泥理化特性及 EPS 分析

2.4.1 污泥理化特性分析

如图 5 所示,实验初期,污泥呈现出细小,形状不规则的絮状结构,颜色为浅色调.随着内源性 NO_2^- -N 供应的影响,污泥特性逐渐改变.当 AnAOB 活性因内源性 NO_2^- -N 提升时,其新陈代谢加快,胞内血红蛋白含量增加,使得污泥区域灰度值降低,在显微镜下形成深色颗粒,这些高对比度颗粒在第 20d 和第 40d 的观测中显著增多.

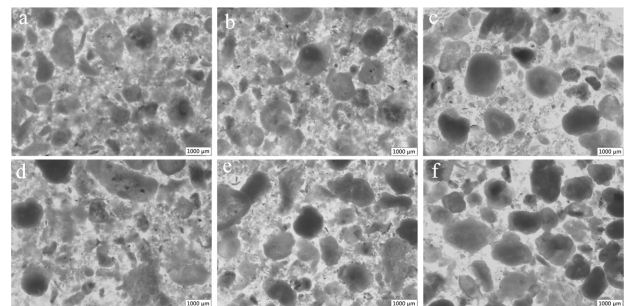


图5 CANON-SBR 运行期间的污泥显微镜观察图

Fig.5 Microscopic observations of sludge during CANON-SBR operation

a: 0d; b: 20d; c: 40d; d: 60d; e: 80d; f: 120d

相反,当 NOB 活性恢复时,如第 60d,深色颗粒数量减少;而当 NOB 再次被抑制,如第 80d,污泥区域的整体灰度值进一步下降.在第 81~120d,适宜的内源性 NO_2^- -N 供应使 AnAOB 活性保持较高水平,污泥颗粒通过聚集形成更规则且密实的结构,显微图像中可见明显的颗粒边界和致密纹理特征.这一过程不仅反映了微生物活性的变化,也揭示了内源性 NO_2^- -N 在调控微生物活性中的关键作用.具体来说,内源性 NO_2^- -N 作为调控因素,通过影响 AnAOB 的活性,进而影响了整个微生物群落的代谢活动,最终表现为污泥颜色的变化.

2.4.2 EPS 质量分数变化 EPS 对于颗粒污泥的形成和稳定至关重要,由 PN 和 PS 组成^[28-29].EPS 的 PN 主要影响颗粒污泥相对疏水性和表面电荷,而 PS 主要起架桥作用,有助于形成稳定地三维网状结构^[30].在不同阶段下,CANON 污泥的 EPS 质量分数总体上呈现不规则增长趋势,从开始的 69.171mg/gVSS 增长到 105.625mg/gVSS(图 6).这主要归因于内源性 NO_2^- -N 强化作用下, AnAOB 菌的活性增加,其生长代谢增强,分泌了更多的 EPS.EPS 作为微生物新陈代谢分泌的高分子聚合物,聚集在细胞外形成凝胶状物质,有效抵抗外界环境的胁迫,保护细胞内部结构免受有害物质的破坏^[31].在本研究中,内源性 NO_2^- -N 的供给和间歇曝气模式,不需要精确控制溶解氧,为 AnAOB 菌提供了适宜的环境.

PS 的质量分数仅有轻微变化,而 PN 的质量分数显著增加,有利于 CANON 污泥的长期稳定运行,表明 PN 在污泥聚集形成颗粒过程中起关

键作用.此外, PN/PS 的比例从 3.38 增加到 4.19.PN 的增加和 PN/PS 比例的提高,增强了污泥表面的疏水性,促进了污泥的聚集,这对于 CANON 污泥的长期稳定运行至关重要,有助于实现系统的稳定脱氮.

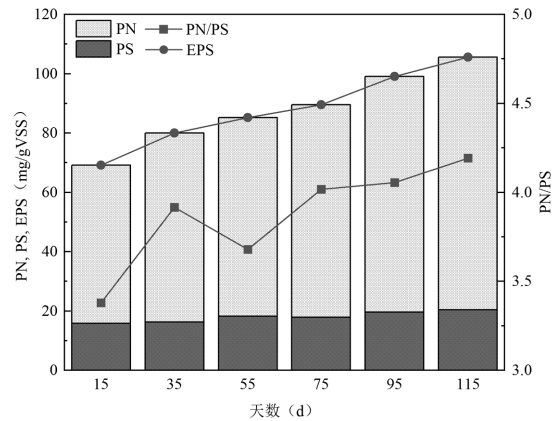


图 6 CANON 运行过程中 EPS 变化

Fig.6 Changes in EPS during CANON process operation

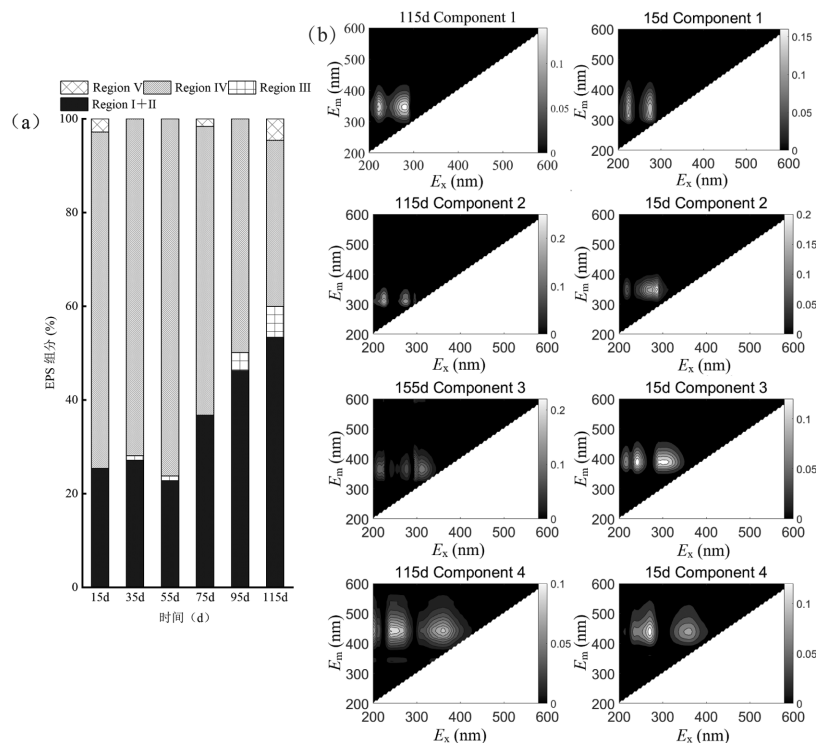


图 7 三维荧光的平行因子分析

Fig.7 Three-dimensional fluorescence parallel factor analysis

2.4.3 三维荧光的平行因子分析 利用 PARAFAC 模型对 EPS 的荧光组分进行了深入分析,包括组分的拆分与残差分析,将荧光组分解析为数个独立组分.根据文献^[31]的分类,组分被划分为五个区域:区

域一和区域二主要包含芳香族蛋白质;区域三为类富里酸;区域四为类可溶性微生物副产物;区域五则为类腐殖酸.如图 7(a)所示,在整个实验期间, EPS 的荧光组分变化不明显.在高浓度内源性亚硝酸盐的

影响下,芳香族蛋白质略有减少.在最适浓度的内源性亚硝酸盐强化下,芳香族蛋白质呈现增加趋势,尤其是酪氨酸类蛋白的荧光强度有所上升(图 7(b)),与前文中提到的 EPS 组分中 PN 质量分数的增加相一致.具体来说,芳香族蛋白质在 15d 时占比为 25%,在 115d 时增至 53%;相对地,类可溶性微生物副产物的占比从 72%降至 35%.芳香族蛋白质比例的增加和类可溶性微生物副产物比例的减少,共同促进了 CANON 污泥的颗粒化进程,这是微生物为适应颗粒化环境调整代谢途径的结果,有助于提高污泥的稳定性和系统的脱氮效率.

2.5 N-EPD-CANON 系统菌群结构解析

图 8 展示了 EPD 和 CANON 反应器在属水平上的微生物群落分布情况.典型的 GAOs 有

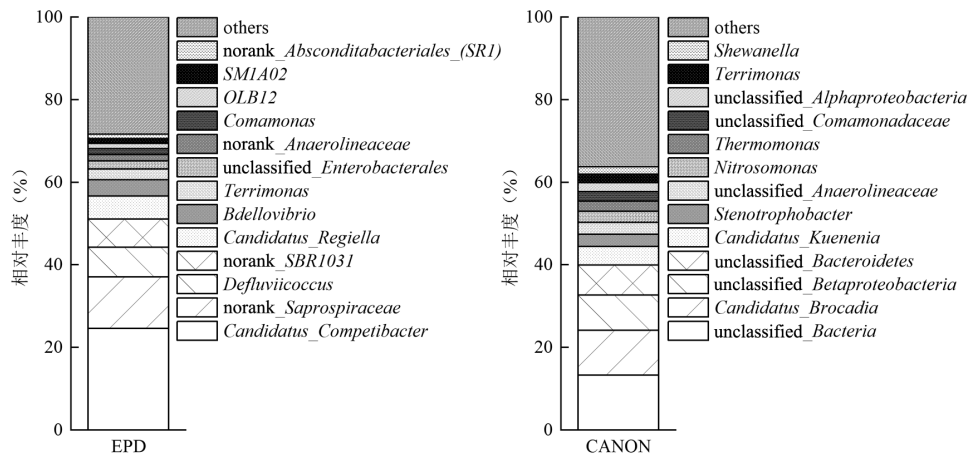


图 8 EPD 和 CANON 单元微生物水平(属水平)

Fig.8 EPD and CANON unit microbial levels (genus level)

2.6 N-EPD-CANON 工艺的深度脱氮途径研究

在工艺运行的 115d 对 EPD 系统和 CANON 系统中的化学计量进行研究,以分析 N-EPD-CANON 工艺脱氮途径.如图 9 所示,本研究监测了一个典型周期内 COD, N, PO_4^{3-} -P, PHAs 和 Gly 浓度变化,以探究 EPD 系统胞内外物质的变化情况.在厌氧阶段,COD 浓度迅速下降至 29.75mg/L,厌氧释磷量达到 3.80mg/L, Gly 浓度从 26.77mmol C/L 下降至 20.19mmol C/L, PHAs 从 18.01mmol C/L 增加至 48.33mmol C/L(主要是 PHV 变化, PHB 和 PH2MV 在整个厌氧阶段基本保持不变).在缺氧阶段, COD 浓度保持稳定,表明外部碳源在厌氧阶段已基本消耗完毕; PO_4^{3-} -P 浓度在 40min 内下降至 0.27mg/L,

Candidatus Competibacter, *Defluviicoccus* 和 *Dechloromonas*,在 EPD-SBR 系统中, *Candidatus Competibacter* 是优势菌属,相对丰度为 24.61%, *Defluviicoccus* 的相对丰度为 7.24%.这些功能菌对于 EPD-SBR 系统内碳源的转化和反硝化过程至关重要.在 CANON-SBR 系统中,检测到与短程硝化有关的亚硝化单胞菌属(*Nitrosomonas*, 2.67%),这确保了 AnAOB 的 NO_2^- -N 供应.同时,还检测到了少量的硝化螺旋菌属(*Nitrospira*, 0.06%),这表明内源性 NO_2^- -N 的加入并未破坏短程硝化过程.此外, AnAOB 相关的主要菌属包括 *Candidatus Brocadia* (13.34%)和 *Candidatus Kuenenia*(5.69%),在内源性 NO_2^- -N 的强化作用下, AnAOB 的丰度较高,其中 *Candidatus Brocadia* 是优势菌属.

缺氧吸磷量达到 4.88mg/L. NO_3^- -N 浓度在 40min 内从 16.72mg/L 下降至 0.83mg/L,而 NO_2^- -N 浓度随之上升至 4.62mg/L, Δ PHAs/ Δ Gly(1.56mmol C/mmol C)接近模型^[33](1.59mmol C/mmol C).根据文献[33]公式计算,在厌氧阶段 DPAOs 菌释磷量为 3.80mg/L, 储存为内碳源的 COD 为 265.85mg/L, DPAOs 菌对细胞内碳源储存的贡献比例仅占 2.86%,而 DGAOs 菌对细胞内碳源储存的贡献显著(97.14%).在缺氧阶段,DPAOs 菌吸磷量为 3.99mg/L,根据 DPAOs 菌模型^[35](PUA/NaRA=2.1mgP/mgN)进行计算, DPAOs 菌在缺氧阶段对硝酸盐去除的贡献比例为 14.64%, NO_3^- -N 的去除主要是 DGAOs 菌代谢活动所主导.

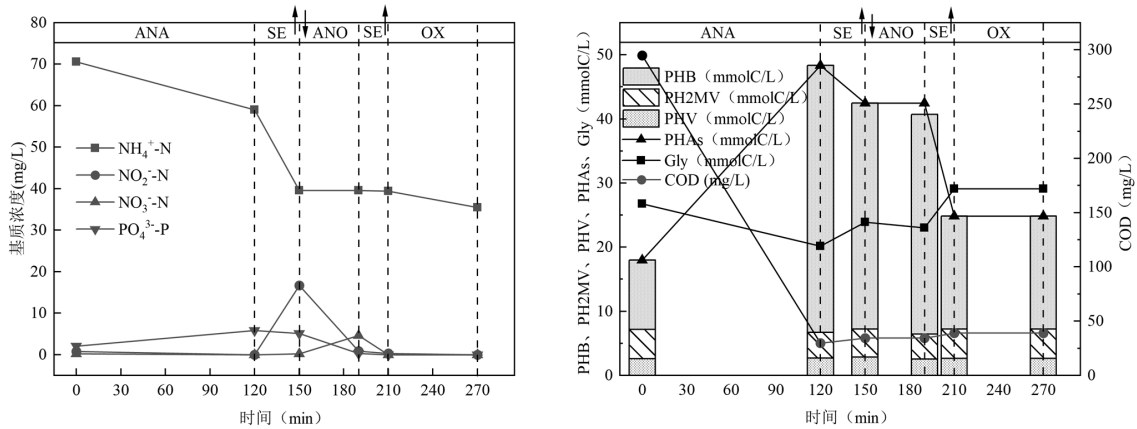


图9 EPD 系统典型周期中不同氮元素, PO_4^{3+} -P, COD, Gly, PHB, PH2MV, PHV 和 PHAs 的变化

Fig.9 Illustrates the changes in various nitrogen elements, PO_4^{3+} -P, COD, Gly, PHB, PH2MV, PHV, and PHAs throughout a typical cycle of the EPD system

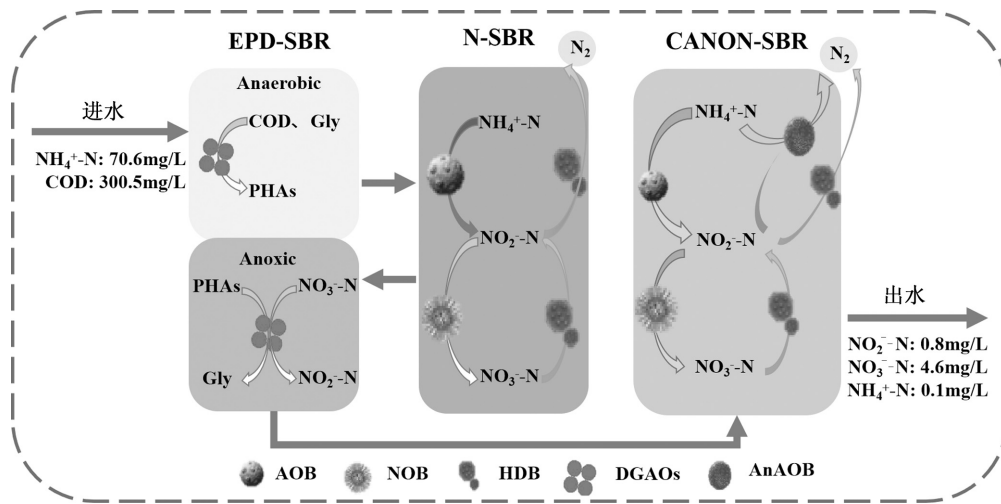


图10 N-EPD-CANON 工艺的脱氮途径示意

Fig.10 Schematic diagram of the denitrification pathway in the N-EPD-CANON process

TayaC 等^[36]通过在缺氧条件下使用亚硝酸盐作为电子受体(30~50mg/L),对丙酸喂养的污泥进行了超过 50d 的处理,最终富集的污泥中 PAO 丰度(85%), GAO(<10%).鞠洪海等^[37]研究发现, NO_2^- -N 浓度增加对 DGAOs 的活性有明显的抑制作用,缺氧段 PHAs 消耗量由 97.8mg/g 降至 60.8mg/g,且消耗 PHA 产生的能量更多地被转移到其他途径,如 Gly 的合成中,而非用来支持 DGAOs 的增殖.以上研究说明 EPD 系统不适合单独为 ANAMMOX 过程提高浓度亚硝酸盐,适合于提供低浓度的亚硝酸盐.

如图 10 所示,进水污水中的 90% 的 COD 在 EPD-SBR 厌氧段被 DGAOs 吸收并转化为内碳源. EPD-SBR 系统厌氧段中的氮以氨氮形式为主,氨氮在进水完全混合后的浓度为 58.47mg/L,并在厌氧段

可能会发生微量(4.5%)的下降,这是由于微生物吸附和生长代谢导致的氨氮下降. N-SBR 系统硝化率为 90.83%,出水 NO_3^- -N 浓度在 50.72mg/L. 在 EPD-SBR 缺氧段中,硝酸盐氮混合后浓度在 16.91mg/L,内源短程反硝化将硝酸盐氮先还原为亚硝酸盐氮,部分亚硝酸盐氮进一步被 DGAOs 还原为 N_2 . EPD-SBR 最终出水 COD 为 33.47mg/L,氨氮为 39.46mg/L,亚硝酸盐氮 4.62mg/L.在 CANON-SBR 系统通过间歇曝气控制和内源性 NO_2^- -N 强化,系统氨氮去除率达到 99.67%, TNRE 在 87.62%,出水 TN 为 5.53mg/L,绝大部分为硝酸盐氮(4.6mg/L).在长达 120d 的运行中, EPD 系统表现了稳定优越的亚硝酸盐供给能力, CANON 系统表现了稳定的短程硝化和高效厌氧氨氧化氮去除能力.对溶解氧和 FA 抑制

控制短程硝化而言,本策略操作简单,同时将碳捕捉和氮去除放在不同反应器中,有效的避免了异养菌对生长缓慢的 AnAOB 菌的底物竞争,为 AOB 菌和 AnAOB 菌的生长代谢提供了有利环境。

3 结论

3.1 本文通过控制 EPD 系统缺氧时间,实现内源性 NO_2^- -N 积累, N-EPD-CANON 工艺总氮去除率平均为 86.43%,能够有效应对高有机负荷条件低氨氮下的废水处理挑战。

3.2 通过功能菌活性分析结果表明,在 4mg/L 左右的内源性亚硝酸盐浓度下, CANON 系统中的 AnAOB(SAA, 0.82)和 AOB 菌活性较高,两者之间实现良好的平衡,并有效抑制了 NOB 菌的活性。

3.3 内源性亚硝酸盐的强化作用在不改变 EPS 组成成分的前提下,有效提升了芳香族蛋白质的含量,有助于污泥颗粒化及其稳定性的提高。

3.4 EPD 系统的优势菌属是 *Candidatus Competibacter*,其相对丰度达到了 24.61%。同时,在 CANON 系统中,亚硝化单胞菌属 *Nitrosomonas* 的相对丰度为 2.67%。AnAOB 的优势菌属 *Candidatus Brocadia* 表现出较高的相对丰度(13.34%),是 ANAMMOX 过程高效进行的一个重要体现,同时内源性 NO_2^- -N 对 AnAOB 活性的促进作用,两者共同作用实现了高效的脱氮效果。

参考文献:

- [1] Miao Y, Zhang L, Yang Y, et al. Start-up of single-stage partial nitrification-anammox process treating low-strength swage and its restoration from nitrate accumulation [J]. *Bioresource Technology*, 2016,218:771-779.
- [2] Yue X, Yu G, Liu Z, et al. Fast start-up of the CANON process with a SABF and the effects of pH and temperature on nitrogen removal and microbial activity [J]. *Bioresource Technology*, 2018,254:157-165.
- [3] Nielsen M, Bollmann A, Sliemers O, et al. Kinetics, diffusional limitation and microscale distribution of chemistry and organisms in a CANON reactor [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2005,51(2):247-256.
- [4] Gong S, Qin Y, Zheng S, et al. The rapid start-up of CANON process through adding partial nitrification sludge to ANAMMOX system [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023,338:117821.
- [5] Cao Y, van Loosdrecht M C M, Daigger G T. Mainstream partial nitrification-anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies [J]. *Applied microbiology and biotechnology*, 2017,101(4):1365-1383.
- [6] Zhang X, Zhang H, Ye C, et al. Effect of COD/N ratio on nitrogen removal and microbial communities of CANON process in membrane bioreactors [J]. *Bioresource Technology*, 2015,189:302-308.
- [7] 付昆明,仇付国,左早荣.厌氧氨氧化技术应用于市政污水处理的前景分析 [J]. *中国给水排水*, 2015,31(4):8-13.
Fu K M, Qiu F G, Zuo Z R. Prospect analysis of applying anaerobic ammonia oxidation technology to municipal sewage treatment [J]. *China Water & Wastewater*, 2015,31(4):8-13.
- [8] 李 冬,苏庆岭,梁瑜海,等.CANON 颗粒污泥高效脱氮及处理生活污水实验研究 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2015,47(8):79-86.
Li D, Su Q L, Liang Y H, et al. Efficient nitrogen removal from domestic wastewater by CANON granular sludge [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2015,47(8):79-86.
- [9] Ma B, Wang S, Cao S, et al. Biological nitrogen removal from sewage via anammox: recent advances [J]. *Bioresource Technology*, 2016,200:981-990.
- [10] Chen W, Chen S, Wu J. Biomass segregation in the granules and flocs affects the role of heterotrophic bacteria in the ANAMMOX process [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020,392:123727.
- [11] 付昆明,付 巢,王会芳,等.亚硝酸盐对生物膜 CANON 工艺脱氮性能和 N_2O 释放的影响 [J]. *环境工程学报*, 2018,12(10):2776-2782.
Fu K M, Fu C, Wang H F, et al. Effects of nitrite on nitrogen removal performance and N_2O emission in biofilm CANON process [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018,12(10):2776-2782.
- [12] Szatkowska B, Cema G, Plaza E, et al. A one-stage system with partial nitrification and Anammox processes in the moving-bed biofilm reactor [J]. *Water Science and Technology*, 2007,55(8/9):19-26.
- [13] 徐柏林.污水处理厂环境管理现状与污染防治对策研究 [J]. *清洗世界*, 2024,40(2):150-152.
Xu B L. Research on the current status of environmental management and pollution prevention measures in sewage treatment plants [J]. *Cleaning World*, 2024,40(2):150-152.
- [14] 张 超,陈银广.聚糖菌的代谢机制及生物学特性研究进展 [J]. *环境污染与防治*, 2008,(8):78-81.
Zhang C, Chen Y G. Research advances in the metabolic mechanisms and the microbial characterization of glycogen-accumulating organisms [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2008,(8):78-81.
- [15] Du R, Peng Y, Cao S, et al. Mechanisms and microbial structure of partial denitrification with high nitrite accumulation [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016,100:2011-2021.
- [16] Liu Y, Peng L, Chen X, et al. Mathematical modeling of nitrous oxide production during denitrifying phosphorus removal process [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015,49(14):8595-8601.
- [17] Pawlowski L. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th edition [J]. *Science of the Total Environment*, 1994,142(3):228-277.
- [18] Li G F, Huang B C, Cheng Y F, et al. Determination of the response characteristics of anaerobic ammonium oxidation bioreactor disturbed by temperature change with the spectral fingerprint [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,719:137513.
- [19] Sheng G P, Yu H Q, Li X Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a

- review [J]. *Biotechnology Advances*, 2010,28(6):882-894.
- [20] Li G F, Ma W J, Cheng Y F, et al. A spectra metrology insight into the binding characteristics of Cu^{2+} onto anammox extracellular polymeric substances [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020,393:124800.
- [21] Guo H, Tian L, Liu S, et al. The potent effects of polyoxometalates (POMs) on controlling sulfide and methane production from sewers [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023,453:139955.
- [22] Zeng R J, Van Loosdrecht M C M, Yuan Z, et al. Metabolic model for glycogen - accumulating organisms in anaerobic/aerobic activated sludge systems [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003,81(1): 92-105.
- [23] Kowalski M S, Devlin T, di Biase A, et al. Accelerated start-up of a partial nitrification-anammox moving bed biofilm reactor [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2019,145:83-89.
- [24] Li D, Dang Z, Zhang J. Study on two anammox start-up and operation strategies: Low-intensity direct current electric field and negative pressure [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022,435:134791.
- [25] 付昆明,周厚田,苏雪莹,等.生物膜短程硝化系统的恢复及其转化为 CANON 工艺的过程 [J]. *环境科学*, 2017,38(4):1536-1543.
Fu K M, Zhou H T, Su X Y, et al. Short-cut nitrification recovery and its transformation into CANON process in a biofilm reactor [J]. *Environmental Science*, 2017,38(4):1536-1543.
- [26] 赵杰俊,刘祖文,蔡晓媛,等.短程硝化-厌氧氨氧化工艺控制方法与机理分析 [J]. *工业水处理*, 2021,41(10):36-43.
Zhao J J, Liu Z W, Cai X Y, et al. Control method and mechanism analysis of partial nitrification-Anammox process [J]. *Industrial Water Treatment*, 2021,41(10):36-43.
- [27] 夏琼琼,尚巍,郑兴灿,等.曝气方式对低基质 CANON 工艺的影响 [J]. *中国给水排水*, 2022,38(17):67-73.
Xia Q Q, Shang W, Zheng X G, et al. Effect of aeration mode on the CANON process treating low ammonia nitrogen wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 2022,38(17):67-73.
- [28] Sheng G, Yu H, Li X. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review [J]. *Biotechnology Advances*, 2010,28(6):882-894.
- [29] 陈重军,曹茜斐,邹馨怡,等.厌氧氨氧化颗粒污泥 EPS 的作用、成分及影响因素研究进展 [J]. *环境工程学报*, 2022,16(2):381-389.
Chen C J, Cao Q F, Zou X Y, et al. Review on function, composition and influencing factors of EPS in anammox granular sludge [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2022,16(2):381-389.
- [30] 刘丽,任婷婷,徐得潜,等.高强度好氧颗粒污泥的培养及特性研究 [J]. *中国环境科学*, 2008,28(4):360-364.
Liu L, Ren T T, Xu D Q, et al. Cultivation and characteristics of the high strength aerobic granular sludge [J]. *China Environmental Science*, 2008,28(4):360-364.
- [31] 王冬,王少坡,周瑶,等.胞外聚合物在污水处理过程中的功能及其控制策略 [J]. *工业水处理*, 2019,39(10):14-19.
Wang D, Wang S P, Zhou Y, et al. Functions and control strategies of extracellular polymeric substances in wastewater treatment processes [J]. *Industrial Water Treatment*, 2019,39(10):14-19.
- [32] Chen W, Westerhoff P, Leenheer J A, et al. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003,37(24): 5701-5710.
- [33] Zeng R J, Yuan Z, Keller J. Enrichment of denitrifying glycogen-accumulating organisms in anaerobic/anoxic activated sludge system [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003,81(4):397-404.
- [34] 王琪,李冬,李鹏垚,等.厌/缺氧时间对好氧颗粒污泥同步硝化内源反硝化和除磷的影响 [J]. *中国环境科学*, 2022,42(9):4199-4206.
Wang Q, Li D, Li P Y, et al. Effects of anaerobic/anoxic time on simultaneous nitrification - endogenous denitrification and phosphorous removal from aerobic granular sludge [J]. *China Environmental Science*, 2022,42(9):4199-4206.
- [35] Kerrn-Jespersen J P, Henze M. Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions [J]. *Water Research*, 1993,27(4):617-624.
- [36] Tayà C, Garlapati V K, Guisasaola A, et al. The selective role of nitrite in the PAO/GAO competition [J]. *Chemosphere*, 2013,93(4):612-618.
- [37] 鞠洪海.不同电子受体驯化聚糖菌反硝化过程及 N_2O 释放特性 [J]. *环境工程*, 2020,38(9):113-118.
Ju H H. Characteristics of denitrification and N_2O emission of acclimated glycogen accumulating organisms using different electron acceptor [J]. *Environmental Engineering*, 2020,38(9):113-118.

作者简介: 李冬(1976-),女,辽宁丹东人,教授,博士,主要研究方向为水环境恢复理论及关键技术.发表论文 200 余篇.lidong2006@bjut.edu.cn.