王 娜,张佩云,郭思嘉,等.低氨氮浓度下 PD/A 系统快速启动与脱氮性能驱动机制研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6631-6640.
Wang N, Zhang P Y, Guo S J, et al. Study on the rapid startup and nitrogen removal performance driving mechanisms of the PD/A system [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6631-6640.

低氨氮浓度下 PD/A 系统快速启动与脱氮性能驱动机制研究

王 娜[1],张佩云[2],郭思嘉[1],吕 恺[1*],彭党聪[3] (1.宁夏大学生态环境学院,宁夏 银川 750021;2.宁夏环境科学研究院(有限责任公司),宁夏 银川 750011;3.西安建筑科技大学环境与市政工程学院,陕西 西安 710055)

摘要：部分反硝化厌氧氨氧化(PD/A)系统的快速启动和稳定运行是限制其在污水脱氮工程化应用的主要问题.本研究采用接种好氧池生物膜,并在低基质浓度(NH_4^+-N<50mg/L, NO_3^--N<30mg/L)及C/N(2.86)的条件下,同时富集厌氧氨氧化菌(AnAOB)和部分反硝化菌(PDB),经过100d运行成功启动PD/A反应器.系统稳定运行后(第Ⅳ阶段末期),总氮去除率(Re.TN)和氮去除速率(NRR)达(78.42±3.78)%和(2554.58±132.78) mgTN/(m^2·d).PDB 活性始终高于 AnAOB 活性,并最终分别稳定在(6459.85 ± 627.61)和(3093.15 ± 43.91) mgN/(m^2·d).高通量测序结果显示,PDB(*Thauera* 、 *Denitratisoma*)和AnAOB(*Ca.Brocadia*、*Ca.Jettenia*)均得到富集,其相对丰度分别为 5.33%、8.32%和 13.57%、0.29%.荧光原位杂交(FISH)分析显示,AnAOB 主要分布于生物膜外侧,表现出“趋化性定殖”特征.偏最小二乘路径模型(PLS-PM)分析表明,操作条件可直接影响微生物群落的演替,并通过调控微生物组成间接影响系统的脱氮性能.本研究为 PD/A 系统的快速启动与稳定运行提供了理论支持和工程参考.

关键词：低氨氮废水；厌氧氨氧化；部分反硝化厌氧氨氧化；荧光原位杂交；偏最小二乘路径模型；启动及运行特性
中图分类号：X703.1 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6631-10

The rapid startup and nitrogen removal performance driving mechanisms of the PD/A system. WANG Na[1], ZHANG Pei-yun[2], GUO Si-jia[1], LV Kai[1*], PENG Dang-cong[3] (1.School of Ecological and Environmental Engineering, Ningxia University, Yinchuan 750021, China；2.Ningxia Institute of Environmental Science (Limited Liability Company), Yinchuan 750011, China；3.School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China). *China Environmental Science*, 2025,45(12)：6631~6640

Abstract：The rapid startup and stable operation of the partial denitrification/anammox (PD/A) system remain challenges limiting their engineering application in wastewater nitrogen removal. This study investigates the startup process of a PD/A reactor, inoculated with an aerobic sludge biofilm, under conditions of low substrate concentrations (NH_4^+-N < 50mg/L, NO_3^--N < 30mg/L) and a C/N ratio of 2.86. After 100d of operation, the system successfully enriched both anaerobic ammonium-oxidizing bacteria (AnAOB) and partial denitrification bacteria (PDB), achieving stable operation. By the end of Phase IV, the total nitrogen removal rate (Re. TN) and nitrogen removal rate (NRR) stabilized at(78.42±3.78)% and (2554.58±132.78)mgTN/(m^2·d), respectively. The activity of PDB remained consistently higher than that of AnAOB, reaching stabilization levels of (6495.85±627.61) and (3093.15 ±43.91) mgN/(m^2·d), respectively. High-throughput sequencing revealed significant enrichment of PDB (*Thauera*, *Denitratisoma*) and AnAOB (*Ca. Brocadia*, *Ca. Jettenia*), with their relative abundances being 5.33%, 8.32%, 13.57%, and 0.29%, respectively. Fluorescence in situ hybridization (FISH) analysis indicated that AnAOB predominantly colonized the outer layer of the biofilm, suggesting a chemotactic migration behavior. Partial least squares path modeling (PLS-PM) analysis showed that operational conditions directly influenced microbial community succession, which, in turn, indirectly affected the nitrogen removal performance of the system. This study offers valuable theoretical insights and engineering references for the rapid startup and stable operation of PD/A systems.

Key words：low ammonium nitrogen wastewater；anaerobic ammonium oxidation；partial denitrification/anammox；fluorescence in situ hybridization；partial least squares path modeling；startup and operational characteristics

厌氧氨氧化(Anammox)作为一种新型自养脱氮技术,在缺氧条件下,以亚硝氮(NO_2^--N)为电子受体,将氨氮(NH_4^+-N)直接转化为氮气(N_2)[1].与传统硝化-反硝化工艺相比,Anammox 工艺具有能耗低,剩余污泥产量少、无需外加有机碳源等优点[2],被认为是一种可持续的生物脱氮技术[3].然而,该过程高度依

收稿日期：2025-04-11
基金项目：宁夏自然科学基金资助项目(2024AAC05031);宁夏回族自治区河湖水环境水生态创新团队项目(2024CXTD016)
* 责任作者, 讲师, lvkai@nxu.edu.cn

赖 NO_2^-–N 作为反应底物,而在主流污水处理中难以稳定提供该底物,这成为制约其工程应用的主要瓶颈.

目前,部分硝化(PN)[4]和部分反硝化(PD)[5]因能够为 Anammox 提供 NO_2^-–N 而受到广泛关注.然而,主流 PN 工艺难以有效抑制亚硝酸盐氧化菌(NOB),导致 NO_2^-–N 供应不稳定[6-7].相比之下,PD 在低 NH_4^+–N 废水[8]或低温条件下[9],仍能保持稳定的 NO_2^-–N 积累[10],且积累率超过 70 %[11].因此,在主流污水处理厂中,采用部分反硝化耦合厌氧氨氧化(PD/A)工艺可能更具优势[12].

目前, PD/A 系统已成功应用于序批式反应器[12]和上流式厌氧污泥床等反应器[6,13].然而,在大多数研究中,为了加速 PD/A 的启动并实现稳定运行,通常采用以下两种策略:(1)按一定比例同时接种成熟的厌氧氨氧化菌(AnAOB)污泥和部分反硝化菌(PDB)污泥[3,11,14];(2)在稳定运行的 AnAOB 反应器中投加有机物以诱导 PDB 富集[15].然而,这两种方法均依赖成熟的 AnAOB 污泥,而 AnAOB 倍增时间长[16],且对环境条件敏感,导致其在实际工程中规模化应用面临技术与成本的双重挑战[7].目前,研究表明城市污水处理厂中的缺氧池和好氧池生物膜中存在一定数量的 Anammox 群体.相关研究分别在缺氧池和好氧池生物膜中检测到 Anammox 菌相对丰度分别为 0.11%和 0.71%,为主流系统中直接利用现有污泥启动 Anammox 工艺提供了新的接种来源[42-43].因此,探索基于污水处理厂现有生物膜资源,同步富集 AnAOB 与 PDB 以实现 PD/A 系统的快速启动,是推动其工程化应用的关键路径之一.

基于此,本文提出了一种基于城市污水处理厂好氧池生物膜的同步富集策略,以实现 PD/A 系统的高效启动:本文以城市污水处理厂好氧池生物膜为接种污泥,在低基质浓度和低 C/N 条件下,于序批式生物膜反应器(SMBBR)中同步富集 AnAOB 和 PDB;系统评估低氮组分条件下(<50mg TN/L)PD/A 的脱氮性能,氮转化关系及生态位分布变化;利用偏最小二乘路径模型(PLS-PM)分析了反应器脱氮性能、操作条件和微生物群落结构两两之间的关联性. 本文旨在验证以好氧池生物膜为接种污泥启动 PD/A 工艺的可行性,为 Anammox 技术工程化应用提供理论与实践基础.

1 材料与方法

1.1 实验装置及接种污泥

试验采用有效容积为 3L 的 SMBBR,如图 1 所示.反应器由有机玻璃制成,内置推进器(JVP-110/120)进行搅拌,通过水流循环使填料处于悬浮状态.反应器进出水及搅拌均有自控系统全自动控制.反应器运行过程不设置沉淀段,且排水比为 100%,以使得溶液中的污泥絮体尽可能随水排出,从而保证生物膜为主要的反应区域.接种污泥取自西安市第四污水处理厂好氧池,填料为 K3 型填料,比表面积≥500m^2/m^3.

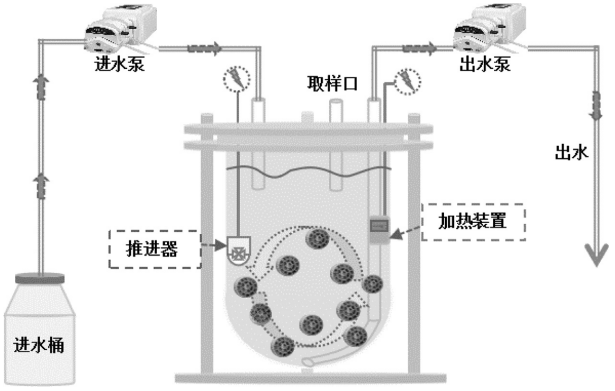


图 1 反应器装置示意

Fig.1 Schematic diagram of reactor

1.2 反应器运行

表 1 反应器运行参数

Table 1 Reactor operating parameters

阶段	运行天数 (d)	NH_4^+–N (mg/L)	NO_3^-–N (mg/L)	C/NO_3^-–N (mg/mg)	HRT (h)	温度 (℃)
快速启动期 (PhaseⅠ)	1~100	30~50	40~50	2.86	6	35
负荷提升期 (PhaseⅡ)	101~170	40	40	2.86	4	35
室温适应期 (PhaseⅢ)	171~241	30	40	2.86	4	25
室温稳定运行期 (PhaseⅣ)	242~400	30	30~40	3.50	3~4	25

本研究将反应器运行划分为 4 个阶段,总运行时间 400d.运行期间,采用人工配水,其主要成分包括铵盐,硝酸盐,无水乙酸钠,矿质溶液和微量元素.其中,NH_4^+–N, NO_3^-–N 以及化学需氧量(COD)浓度由

进水氮负荷和 C/N 决定.其他成分参考文献[10,17]进行配置.此外,通过投加 $NaHCO_3$ 将 pH 值维持在 7.5~8.2.反应器运行的具体参数见表 1.

1.3　分析项目和方法

本试验的水质检测指标有 NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N 和 COD,其中 NH_4^+-N 的测定采用纳氏试剂分光光度法(GB 7493-87); NO_2^--N 的测定采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法(GB 7493-87); NO_3^--N 的测定采用紫外分光光度法(GB/T 5750.5-2023); COD 的测定采用标准方法(HJ/T 399-2007).

1.4　荧光原位杂交(FISH)

PD/A 生物膜的 FISH 分析主要参照 AMANN[18]等描述的标准方法进行,杂交后的污泥样品通过激光共聚焦显微镜(TCS SP8,莱卡)进行观察.杂交中所用的探针见表 2.

表 2　FISH 杂交所用探针

Table 2　Probes used in FISH

探针名称	RNA 序列	标记细菌种属	参考文献
Eub338	GCT GCC TCC CGT AGG AGT	总菌	[19-20]
Eub338II	GCA GCC ACC CGT AGG TGT		
Eub338III	GCT GCC ACC CGT AGG TGT		
Amx368	CCT TTC GGG CAT TGC GAA	所有 AnAOB 菌	[21]

1.5　功能微生物活性测定

AnAOB 活性(SAA)和 PDB 活性(SPDA)采用原位基质消耗速率法测定,具体操作参照王康舟等[22]描述的方法进行.

1.6　高通量测序

为探究 PD/A 系统启动与稳定运行过程中的微生物群落演替变化规律,分别在第 0d(接种污泥),300d 和 400d 从反应器生物膜上采集污泥样品进行微生物群落分析.所有获得的生物膜样品在-20℃条件下冷冻保存至 DNA 提取.使用 Fast DNA Spin Kit for Soil(Omega Bi-otek, Norcross, GA, U.S.)试剂盒进行 DNA 提取.然后用引物 338F(5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3')和 806R(5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3')进行聚合酶链式反应(PCR)扩增.最后在上海美吉公司的 Illumina MiSeq PE300 平台进行高通量测序.

1.7　氮平衡计算

为明确 PD/A 系统中各路径的氮素转化机制,采用化学计量平衡方法对 NH_4^+-N、NO_2^--N 以及 NO_3^--N 的去除过程进行定量分析.系统内 NH_4^+-N 的消耗主要由 Anammox 反应、PD 细胞合成以及 FD 过程细胞合成构成;NO_3^--N 和 COD 的去除则由 PD 和 FD 过程共同完成.相关反应的计量关系如下:

PD 过程(碳源为乙酸,PDB 的细胞产率为 0.41~0.67g biomass-COD/gCOD[23], 细胞产率取 0.40gbiomass-COD/gCOD):

$$NO_3^- + 0.0663NH_3 + 0.4159CH_3COOH \rightarrow NO_2^- + 0.0663C_5H_7NO_2 + 0.5CO_2 + 0.699H_2O \quad (1)$$

FD 过程:

$$H^+ + NO_3^- + 0.167NH_3 + 1.040CH_3COOH \rightarrow 0.5N_2 + 0.166C_5H_7NO_2 + 1.25CO_2 + 2.248H_2O \quad (2)$$

Anammox 过程[24]:

$$NH_4^+ + 1.146NO_2^- + 0.071HCO_3^- + 0.57H^+ \rightarrow 0.986N_2 + 0.161NO_3^- + 0.071CH_{1.74}O_{0.31}N_{0.20} + 2.002H_2O \quad (3)$$

基于上述反应,设 Anammox(x)、PD(y)和 FD(z)过程中对 NH_4^+-N 的贡献分别为:

$$c_{NH_4^+-N}^{Inf} - c_{NH_4^+-N}^{Eff} = x + y + z \quad (4)$$

式中:$c_{NH_4^+-N}^{Inf}$ 和 $c_{NH_4^+-N}^{Eff}$ 依次为进出水 NH_4^+-N 浓度, mg/L.

并据此推导系统中 NO_3^--N 与 NO_2^--N 的变化关系,进一步得出 3 种过程对 NO_3^--N 消耗量的表达式:

$$\Delta NO_{3PD}^- = 1.26 \cdot \left(c_{NH_4^+-N}^{Inf} - c_{NH_4^+-N}^{Eff}\right) - 0.21 \cdot \left(c_{NO_3^-N}^{Inf} - c_{NO_3^-N}^{Eff}\right) + 1.13 \cdot c_{NO_2^-N}^{Eff} \quad (5)$$

$$\Delta NO_{3PD}^- = -0.96 \cdot \left(c_{NH_4^+-N}^{Inf} - c_{NH_4^+-N}^{Eff}\right) + 1.16 \cdot \left(c_{NO_3^-N}^{Inf} - c_{NO_3^-N}^{Eff}\right) - 1.10 \cdot c_{NO_2^-N}^{Eff} \quad (6)$$

式中:ΔNO_{3PD}^- 和 ΔNO_{3FD}^- 分别表示为 PD 和 FD 对 NO_3^--N 的消耗量, mg/L.

相应地,TN 去除量由 Anammox 与 FD 过程共同构成,其贡献可表示为:

$$\Delta TN_{Anammox} = 2.14 \cdot \left(c_{NH_4^+-N}^{Inf} - c_{NH_4^+-N}^{Eff}\right) - 0.35 \cdot \left(c_{NO_3^-N}^{Inf} - c_{NO_3^-N}^{Eff}\right) + 0.21 \cdot c_{NO_2^-N}^{Eff} \quad (7)$$

$$\Delta TN_{FD} = -0.96 \cdot \left(c^{Inf}_{NH_4^+-N} - c^{Eff}_{NH_4^+-N}\right) + 1.16 \cdot \left(c^{Inf}_{NO_3^--N} - c^{Eff}_{NO_3^--N}\right) - 1.10 \cdot c^{Eff}_{NO_2^-N} \quad (8)$$

式中:$\Delta TN_{Anammox}$和ΔTN_{FD}分别表示为 Anammox 和 FD 对 TN 的消耗量, mg/L.

最终计算 Anammox 与 FD 的脱氮速率如下:

$$R_{Anammox} = \frac{\Delta TN_{Anammox}}{HRT \cdot \alpha} \quad (9)$$

$$R_{FD} = \frac{\Delta TN_{FD}}{HRT \cdot a} \quad (10)$$

式中:$R_{Anammox}$和R_{FD}分别表示为 Anammox 和 FD 脱氮速率, mgN/(m^2·d); HRT 为水利停留时间, d; α为填料面积体积比, m^2/L.

1.8 统计分析

采用偏最小二乘路径模型(PLS-PM),使用"plspm" R 包探究环境变量、微生物群落和反应器脱氮性能之间的直接和间接关系[25].在这过程中先假设了一个概念模型,包括环境驱动因素、微生物群落结构和运行性能之间的所有合理途径.在模型中路径系数和载荷用 *r* 表示,载荷大于 0.7 的显变量对其对应的潜变量具有较好的解释力[25];并使用拟合优度指数(Goodness of Fit,GoF)和 R^2 来估计模型性能,其中 GoF>0.33 表明模型拟合较好,R^2 值在 0~1 之间,值越高表示模型的解释能力越好.

2 结果与讨论

2.1 PD/A 的脱氮性能

根据反应器运行条件的不同,将反应器的运行划分为 4 个阶段(图 2):启动期(Phase I: 1~100d),负荷提升期(Phase II: 101~170d),室温适应期(Phase III: 171~241d)和室温稳定运行期(Phase IV: 242~400d).

启动和负荷提升期在 Phase I 中,为加快 AnAOB 的富集,反应器维持在 35℃条件运行,以促进 Anammox 反应达到最大速率.由图(a-c)可知,在 1~10d 内,NH_4^+-N 去除率(Re.NH_4^+-N)为(25.98±8.22)%, NO_3^--N 去除率(Re.NO_3^--N)为(58.88±5.41)%,氮去除速率(NRR)达到(843.51±141.98) mgN/(m^2·d),每去除 1g N 所需 COD(ΔCOD/ΔTN)为(6.34±1.06) mg/mg.此外,ΔNH_4^+-N/ΔNO_3^--N 比值是衡量 PD/A 系统脱氮贡献的关键指标[26].由图 2(d)可知,在 1~10d 内,该比值为(0.45±0.16),介于 PD/A (1.026)和 FD(0.167)反应之间,表明此阶段氮的去除由 Anammox 和 FD 共同完成.在反应器运行至第 43d 时,出水 NH_4^+-N, NO_2^--N 和 NO_3^--N 浓度依次为(33.81±1.96), (8.96±2.14)和(28.67±1.27) mg/L, NRR 提升至(1038.52±195.06)mgN/(m^2·d).考虑到此时出水中仍存在较高浓度的 NH_4^+-N 和 NO_3^--N,随后将两者的进水浓度分别下调 20mg/L 和 10mg/L.在 Phase I 末期,系统 NRR 升至(1968.26±122.32)mgN/(m^2·d),总氮去除率(Re.TN)达到(67.66±4.20)%, ΔCOD/ΔTN 降至 2.12±0.13,显著低于反硝化理论值(5.72),表明系统中氮的主要去除途径变为 Anammox 过程.与此同时,ΔNH_4^+-N/ΔNO_3^--N 平均值达到(1.13±0.09),接近 PD/A 理论计量比,进一步验证了 Anammox 在脱氮中的主导作用.

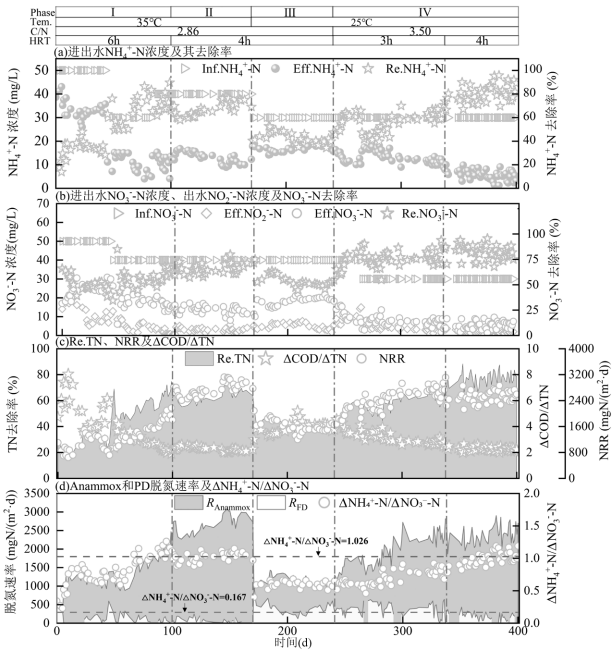


图 2 SMBBR 运行性能

Fig.2 The operational performance of the SMBBR reactor

在 Phase Ⅱ中(101~170d), HRT 缩短至 4h,以进一步提高 PD/A 反应器的处理负荷.随着系统的持续运行,NRR 稳步提升,最终达到(2928.69±135.86) mgN/(m^2·d),与此同时,ΔCOD/ΔTN 和 ΔNH_4^+-N/ΔNO_3^--N 两个关键指标分别稳定在(2.14±0.10)和(1.06±0.05),这两个数值接近 PD/A 理论计量比,表明在负荷提升的同时,反应器运行更加稳定.这一趋势与马雨晴等[27]的研究结论相一致.

室温适应期和稳定运行期在 Phase Ⅲ,为探究 PD/A 反应器在常温条件下的脱氮特征,将运行温度

从 35℃下调至 25℃.考虑到温度变化对 AnAOB 的影响更为显著,故相应将进水 NH_4^+-N 浓度下调 10mg/L,以避免出水 NH_4^+-N 浓度过高.温度下调后,脱氮性能出现波动, NRR 降至(1834.15±166.09) mgN/(m^2·d),并且ΔCOD/ΔTN 和ΔNH_4^+-N/ΔNO_3^--N 分别变化至(3.43±0.31)和(0.55±0.09),这些变化表明,温度降低引起脱氮路径的转变.其主要原因在于,AnAOB 的最适生长温度范围为 30~40℃[28],温度骤降使 AnAOB 的表观脱氮速率显著下降;相比之下,FDB 对温度变化相对不敏感[29-30],在与 AnAOB 竞争电子受体 NO_2^--N 时优势增强,从而导致系统中 FD 路径对脱氮的贡献增加.为进一步定量分析氮素转化路径,对反应器进行氮平衡核算.结果表明,Phase Ⅲ期间, $R_{Anammox}$ 和 R_{FD} 平均值为(1063.81±149.16)和(452.64±120.31) mgN/(m^2·d);相比之下,Phase II 末期对应数值分别为(2892.32±148.77)和(55.21±40.48) mgN/(m^2·d),这一显著差异进一步揭示了温度下降后系统内脱氮功能菌之间竞争关系的变化.

FD速率快于Anammox速率是造成竞争关系发生变化的潜在机制.为打破这一竞争态势,在 Phase IV 中,通过提高进水 C/N 比,以增强 PD 过程对 NO_3^--N 的积累能力,从而为生物膜上原有的 AnAOB 创造有利的增殖环境并诱导其富集,以期改善其在系统中的竞争劣势.在该策略实施下, Re.TN 和 NRR 分别达(78.42±3.78)%和(2554.58±132.78) mgTN/(m^2·d),$R_{Anammox}$ 稳步升高至(2467.98±234.54) mgN/(m^2·d),而 R_{FD} 则降至(86.31±139.25)mgN/(m^2·d),同时ΔCOD/ΔTN 和ΔNH_4^+-N/ΔNO_3^--N 分别稳定在(2.24±0.11)和(1.04±0.99).这些结果表明,尽管温度降低会削弱 PD/A 系统的稳定性,但通过调节进水 C/N 比,可有效调控系统内脱氮功能菌的竞争格局,从而维持系统脱氮性能.

2.2　反应器运行过程中生物膜特性变化

2.2.1　功能微生物活性变化　反应器运行过程中,功能微生物活性变化如图 3 所示.随着反应器的运行, SAA 从第 10d 的 217.67mgN/(m^2·d)显著上升,到第 329d 达到 3025.37mgN/(m^2·d),最终稳定在(3093.15±43.91)mgN/(m^2·d).与此不同, SPDA 在运行初期(第 10d)即达 4801.54mgN/(m^2·d),除 Phase III 外,其余各阶段均维持在 6000mgN/(m^2·d)左右. 最终在 Phase Ⅳ稳定在(6459.85±627.61)mgN/(m^2·d). SAA 和SPDA活性趋势的差异主要归因于两类功能微生物的比增长速率不同,即 PDB 的最大比增长速率(μ_{PDB})远高于 AnAOB(μ_{AnAOB})[31-32],使得 PDB 能在系统早期快速达到稳态. Phase III 中 SPDA 的波动,可能与温度下降有关.温度降低后, FDB 竞争优势增强,造成 PDB 因受限于碳源而数量减少,进而活性下降.但随着系统适应,至第 249d 时, SPDA 恢复至 5195.81mgN/(m^2·d),说明 PDB 对温度变化具有一定的适应与恢复能力.值得注意的是,系统运行全过程中, SAA 始终低于 SPDA,表明 Anammox 过程为 PD/A 系统的速率限制步骤.因此,若需进一步提升脱氮性能,应侧重增强 AnAOB 的活性.

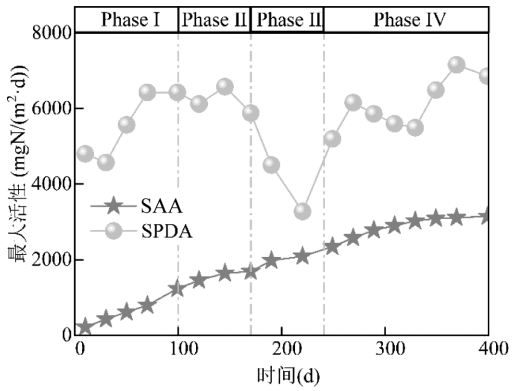


图 3　功能微生物最大活性

Fig.3　Functional microbial maximum activityz

2.2.2　微生物群落结构分析　高通量测序结果见图4.主要的优势菌门包括 Chloroflexi, Proteobacteria, Planctomycetota, Acidobacteria 和 Bacteroidota[27].其中, Proteobacteria 是与 PD 有关的功能菌门[14,27],其相对丰度在运行全过程(0~400d)中始终维持在 25%左右.属水平上, *Thauera* 是公认在 NO_3^--N 向 NO_2^--N 转化过程中发挥关键作用的 PDB[17],其相对丰度从起始的未检出上升至 5.33%.此外,在生物膜中还鉴定出了其他与反硝化相关的细菌属,如 Denitratisoma[34],其丰度由 0.44% 增加至 8.32%;同时, OLB12 和 OLB13 等异养反硝化菌也表现出一定的增长趋势[35].在生物膜结构方面,Chloroflexi 和 Bacteroidota 被认为在 EPS 生成及生物膜稳定中具有重要作用[6,36],因此在各阶段中始终保持一定的存在比例,支撑了系统微生态结构的稳定性[37].尤为重要的是,Planctomycetota 门下包含了

目前已知的所有 AnAOB[38],该菌门的相对丰度由初始的 2.71%显著上升至 19.36%.在属水平上,系统中成功富集出典型的 AnAOB 属 *Ca. Brocadia* 和 *Ca. Jettenia*[39],其中前者丰度从 0.62%升高至 13.57%,后者由未检出增长至 0.29%,表明在本系统中 AnAOB 群体的活性与竞争优势持续增强.值得指出的是,该水平的 AnAOB 丰度已超过部分采用外源 AnAOB 接种的系统[3,11],且在非接种条件下达到如此富集程度,说明以好氧池生物膜为接种源具有一定的可行性与优势.

2.2.3 AnAOB 的空间分布 由图 5(a)可知,起始生物膜(0d)的 AnAOB 以聚集体的形式稀疏分布,数量较少.这是由于生物膜取自好氧池,系统中 NO_2^--N 较低,且溶解氧对其存在抑制作用.随着反应器的运行,AnAOB 在生物膜上的数量显著增多.至第 400d 时,AnAOB 的荧光信号明显增强(图 5(b)),表明其已发展为系统中的优势菌群.该结果与 16S rRNA 高通量测序结果一致,相互印证了 AnAOB 的富集趋势.

值得注意的是,本研究观察到的 AnAOB 空间分布特征与以往研究存在差异.文献普遍认为 AnAOB 更倾向于分布在生物膜里侧[2,7,13],这一分布特征有助于缓解生物膜脱落导致的污泥流失风险,同时避免 DO 对其活性的抑制.然而,在本研究中,AnAOB 却趋于分布在生物膜表层,并与高增殖速率的 PDB 共同占据该区域.这一空间分布的变化可能与微生物的“趋利避害”行为相关. Zhao 等[40]指出,随着系统中 NO_2^--N 浓度的增加,原本偏向膜内侧分布的 AnAOB 会向外侧迁移,以增强对 NO_2^--N 的获取能力.在本研究中,由于 PDB 分布于生物膜外侧,其产生的 NO_2^--N 在该区域形成相对较高的浓度梯度,驱动 AnAOB 向外侧迁移,形成“趋化性定殖”现象.这种空间结构有利于 AnAOB 直接获取由 PDB 释放的 NO_2^--N,缩短底物传递路径,从而提升系统的反应效率.

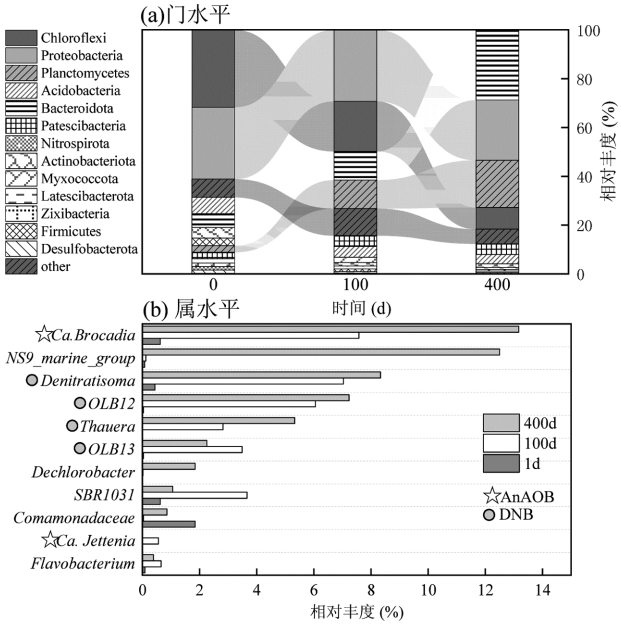


图 4 微生物多样性分析

Fig.4 Microbial community composition

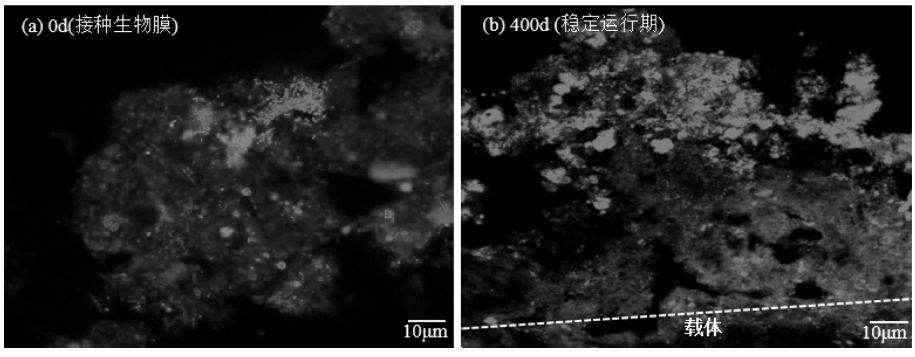


图 5 PD/A 系统不同时期生物膜 FISH 图

Fig.5 FISH imaging of biofilms in the PD/A system across operational phases

2.3 不同接种方式的启动效果比较

表 3 对比了本研究与其他接种方式下 PD/A 系统的启动效果.相比传统依赖成熟 AnAOB 污泥的启动策略,本研究采用城市污水处理厂好氧池生物膜作为接种源,在低基质浓度条件下,于 100d 内成功实现了 PD/A 系统的启动.结果表明,即便不依赖外源成熟 AnAOB 污泥,仍可实现 AnAOB 的高效富集.与已有研究相比,本研究在启动周期更

短的同时,获得了更高的 AnAOB 相对丰度,进一步表明该接种策略的有效性与优势.此外.本研究验证了通过单一来源的好氧生物膜同时富集 PDB 与 AnAOB 并直接启动 PD/A 系统的可行性.为解决传统启动过程中存在的菌种依赖与资源获取难题提供了可行路径.

综上所述,基于好氧池生物膜的接种方式不仅具备操作简便、资源可得性强等特点,也为 PD/A 系统在主流污水处理中的工程化应用提供了新的实践依据与技术选择.

表 3　不同接种污泥启动 PD/A 系统脱氮效果对比

Table 3　Comparative analysis of nitrogen removal efficiency in PD/A systems inoculated with different sludge types

序号	启动时间(d)	操作条件						脱氮性能			参考文献
		接种方式	反应器类型	进水氮浓度(mg/L)	C/N	HRT(h)	温度(℃)	NRE(%)	AnAOB 占比	PDB 占比	
1	100	好氧池生物膜填料	SMBBR	NH_4^+−N(30~50) NO_3^-−N(35)	2.86	6	35	67.66±4.20	*Ca.Brocadia* (7.57%)	*Thauera* (2.84%)	本研究
2	54	反硝化污泥:Anammox 污泥(3:1)	SBBR	NH_4^+−N(40) NO_3^-−N(60)	3	24	32	96.8 ± 4.6	*Ca.Brocadia* (3.83%)		[11]
3	70	Anammox 污泥:厌氧污泥(1:4)	CAST	NH_4^+−N(50) NO_3^-−N(25~50)	3	6	30	95	*Ca.Brocadia* (1.3%)	*Thauera* (5%)	[8]
4	60	二沉池普通活性污泥	A^2/O	NH_4^+−N(30~50) NO_3^-−N(25~50)	3~4.5	13	26	70.9 ± 4.1	*Ca.Brocadia* (2.49%)	*Denitratisoma* (2.98%)	[7]
5	112	硝化−反硝化活性污泥	UASB +SBR	NH_4^+−N(30) NO_3^-−N(35)	3.5		25	75	*Ca.Brocadia* (0.53%)	*Thauera* (8.26%)	[6]
6	90	Anammox 工艺生物膜	MBBR	NH_4^+−N(20) NO_3^-−N(20)	3		25	61.9±9.4	*Ca.Brocadia* (0.49%)	*Thauera* (26.9%)	[13]

2.4　环境因子对 PD/A 系统脱氮性能的影响

鉴于反应器的运行性能与操作条件及微生物群落演替密切相关,本研究进一步采用 PLS-PM 模型分析三者之间的因果驱动机制.模型的拟合优度(GOF)为 0.664,高于评价阈值 0.33,表明构建的结构方程模型具有良好的解释力与可靠性(图 6).与传统的相关性分析不同,PLS-PM 可通过路径系数量化变量间的因果关系.分析结果显示,系统运行性能与微生物群落之间存在显著相关性(r=0.804,p<0.01)(图 7),与前人关于 PD/A 系统启动过程的研究结果一致[41].相比之下,操作条件对系统脱氮性能的直接作用不显著(r=0.235,p>0.1),但对微生物群落结构具有显著正向调控作用(r=0.676,p<0.05),表明操作参数主要通过调节微生物群落结构,进而间接影响系统脱氮性能.表明工艺优化需要优先调控微生物组装,而非仅优化物理条件.

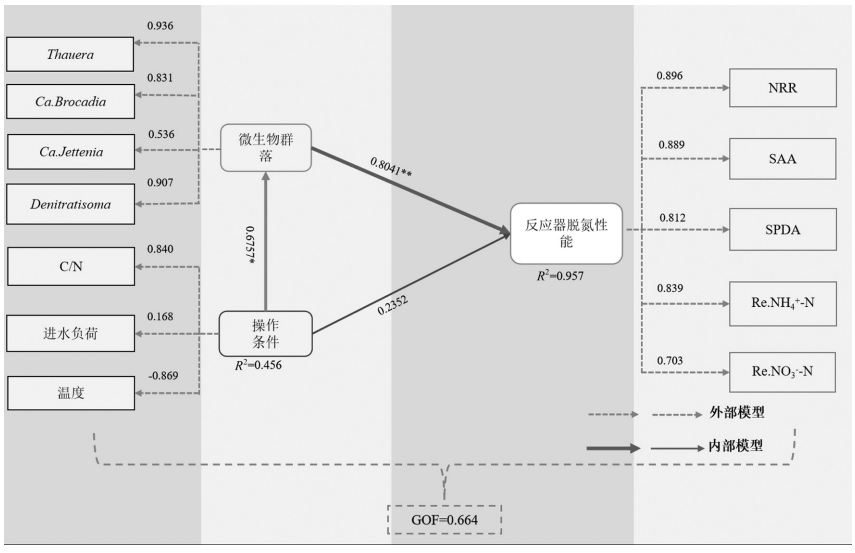


图 6　环境因子与反应器性能之间的路径分析

Fig.6　Path analysis between environmental factors and bioreactor performance

进一步分析发现,功能微生物对系统性能均具有正向贡献.其中,PDB 代表菌 *Thauera* 的路径系数最高 (r=0.936), 其次为 *Denitratisoma*(r=0.907)、AnAOB 代表菌 *Ca.Brocadia*(r=0.831),表明系统性能的提升离不开 PDB 和 AnAOB 的协同作用. *Thauera* 所产 NO_2^--N 为 AnAOB 提供反应底物,进一步推动 NH_4^+-N 向 N_2 的高效转化,增强了脱氮性能.此外,从操作参数视角看, C/N 对系统性能具有显著正向影响(r = 0.840),这主要可能是因为 C/N 决定系统的供电子能力,从而决定 PDB 的反硝化速率,与此同时可以有效抑制 FD,防止 NO_2^--N 进一步氧化,确保稳定底物供给 AnAOB,这也进一步验证其是影响 PD/A 系统稳定运行的关键调控因子.此外,通过对 NRR、AnAOB 活性和 PDB 活性等表征指标的分析,也可有效反映系统脱氮性能,进一步支持模型结构的合理性.

综上所述, PD/A 系统的脱氮性能在本质上受微生物群落结构主导,而操作条件则通过调控微生物演替过程,实现对系统脱氮功能的间接优化.这一机制对于 PD/A 工艺的工程应用及稳定运行具有重要指导意义.

2.5 应用前景的讨论

Anammox 作为一种高效、低碳、可持续的生物脱氮技术,在推动主流污水处理系统绿色转型中发挥着重要的作用. 然而,其在主流系统中的工程化应用仍面临诸多挑战,主要包括:难以维持稳定的 NO_2^--N 供给以及高丰度 AnAOB 接种污泥难获取的问题.针对 NO_2^--N 供给问题,已有研究提出通过 PN 或者 PD 过程提供所需底物,然而 PN 存在 NOB 难以长期抑制,导致 NO_2^--N 供应不稳定的问题;相比之下 PD 过程在实际运行中表现更高的稳定性.然而,在将 PD/A 系统直接应用于主流污水处理过程中,仍常常受到高丰度 AnAOB 接种污泥缺乏的限制,且 AnAOB 在启动过程中易受到有机物抑制,进一步影响系统启动与运行.已有研究表明, 城市污水处理厂中的缺氧池和好氧池生物膜中存在一定数量的 Anammox 群体.因此,若能基于现有生物膜资源,同时富集 PDB 与 AnAOB 用于启动 PD/A 系统,将为其在主流系统中的实际应用提供重要支撑.

本研究在低基质浓度与低 C/N 条件下,以污水处理厂现有生物膜作为接种源,实现了 PDB 与 AnAOB 的同步富集,并成功启动 PD/A 系统.系统总氮去除率达 78.9%,其中 Anammox 过程对脱氮的贡献比例为 94.14%±5.80%.此外,该系统在温度变化条件下仍表现出良好的运行稳定性,且在低基质环境中,功能菌 Ca.*Brocadia* 得以显著富集.上述结果为 Anammox 技术在主流污水处理中的大规模推广应用提供了理论依据与工程实践基础.结合实验结果可进一步推断,若在工程应用中以好氧池生物膜为接种填料,同时富集 PDB 和 AnAOB 启动 PD/A 系统,有望在主流污水条件下实现高效深度脱氮.以西安市第四污水处理厂为例,采用该策略不仅可实现脱氮效果的提升,同时也有望显著降低系统启动成本.但是目前本研究还处于实验室阶段,关于实际应用还需要进一步通过中试实验进行验证.

需要指出的是,本研究仍存在一定的局限性,后续研究应在以下方面进一步拓展:一是碳源问题.本研究采用乙酸钠作为电子供体,该碳源具有利于 NO_2^--N 积累的优势[45],但实际污水中的碳源组成更为复杂,可能影响 PD 过程对 NO_2^--N 的稳定积累.因此,后续需开展以实际生活污水为碳源的试验,以评估 PD/A 工艺在真实水质条件下的适应性与稳定性.二是温度适应性问题.本研究运行温度为 25℃,而主流污水系统的常温环境通常在 15~25℃[46].已有研究表明,Anammox 活性对温度变化高度敏感,特别是在生物膜系统中.当温度从 25℃降至 15℃时,Anammox 活性可能下降约 68%[47]. Anammox 活性的降低将导致 NO_2^--N 的暂时积累,进而刺激反硝化菌利用 NO_2^--N 的反应路径,从而引发系统内微生物竞争关系的重构.因此,低温条件下微生物群落动态与竞争机制的演化,是后续研究的重点方向.综上所述,尽管 PD/A 工艺在主流污水系统中的应用仍处于探索阶段,但通过本研究提出的无需外源接种+PD 提供 NO_2^--N 策略,为其工程化应用提供了可行路径;同时,也为低碳、高效脱氮工艺的发展提供了新思路.

3 结论

3.1 以城市污水处理厂好氧池生物膜作为接种污泥,在低基质浓度和 C/N 条件下,于 100d 成功实现 PD/A 系统的启动.待反应器运行稳定,NRR 和 Re.TN 可分别达到(2554.58±132.78)mgN/(m²·d)和(78.42±3.78)%,且 $\Delta COD/\Delta TN$ 和 ΔNH_4^+-N/ΔNO_3^--N 分别稳

定在(2.24±0.11)和(1.04±0.99).

3.2　反应器启动过程中,SPDA 与 SAA 的变化趋势与其对应菌群的比增长速率密切相关.因 μ_{PDB} 远大于 μ_{AnAOB},故 SPDA 在启动早期即达到峰值并趋于稳定,而 SAA 则在系统运行后期方才逐步稳定.此外,SAA 始终低于 SPDA,表明 Anammox 过程为 PD/A 系统中的速率限制步骤;同时,Ca. *Brocadia* (13.57%)和 *Thauera* (5.33%)的相对丰度得到提高,表明以好氧池生物膜为接种源可促进 AnAOB 的富集.

3.3　AnAOB 在生物膜中的空间分布趋于外侧,并与 PDB 共同占据膜表层区域.该分布特征可能源于微生物“趋利避害”的生态行为:由于 PDB 分布于生物膜外侧,其产生的 NO_2^--N 在该区域形成相对较高的浓度梯度,驱动 AnAOB 向外侧迁移,形成“趋化性定殖”现象.这种空间结构有利于 AnAOB 直接获取由 PDB 释放的 NO_2^--N,缩短底物传递路径,从而提升系统的反应效率.

3.4　PLS-PM 模型分析结果表明,反应器的脱氮性能主要受微生物群落结构的主导,而操作条件通过调控微生物群落演替,间接优化系统性能.其中,功能微生物 PDB 和 AnAOB 之间的协同作用对脱氮效率提升具有关键作用;此外,C/N 比对系统性能表现出显著的正向影响,进一步验证其是反应器稳定运行的重要调控因子.

参考文献：

[1] Qiao X, Zhang L, Yuan T, et al. Mixotrophic anammox bacteria outcompete dissimilatory nitrate reduction and denitrifying bacteria in propionate-containing wastewater [J]. Bioresource Technology, 2025, 419:132077.

[2] Tang M, Du R, Li X, et al. External electron donor and transporter of iron triggers the paths to enhancing collaboration of anammox and denitrification in granular sludge: Bacterial resilience and synergetic promotion mechanism [J]. Chemical Engineering Journal, 2024,496: 153788.

[3] Hou Z, Dong W, Li Y, et al. Achieving efficient anammox contribution and the enrichment of functional bacteria in partial denitrification/ anammox system: Performance, microbial evolution and correlation analysis [J]. Bioresource Technology, 2025,416:131792.

[4] Liang Y, Li Z, Zhang B, et al. Decryption for nitrogen removal in Anammox-based coupled systems: Nitrite-induced mechanisms [J]. Bioresource Technology, 2023,384:129274.

[5] Feng J, Zhao J, Xiang H, et al. Establishment of continuous flow partial denitrification biofilm module with short hydraulic retention time [J]. Water Research, 2025,268:122743.

[6] Ma Y, Wang B, Li X, et al. Enrichment of anammox biomass during mainstream wastewater treatment driven by achievement of partial denitrification through the addition of bio-carriers [J]. Journal of Environmental Sciences, 2024,137:181-194.

[7] Zhao Y, Li J, Liu Q, et al. Fast start-up and stable operation of mainstream anammox without inoculation in an A^2/O process treating low COD/N real municipal wastewater [J]. Water Research, 2023, 231:119598.

[8] Hu J, Qian F, Li X, et al. Rapid start-up and operational characteristics of partial denitrification coupled with anammox driven by innovative strategies [J]. Science of the Total Environment, 2024,927:172442.

[9] Liu Q, Peng Y, Zhao Y, et al. Excellent anammox performance driven by stable partial denitrification when encountering seasonal decreasing temperature [J]. Bioresource Technology, 2022,364:128041.

[10] Wu H, Zeng W, Wu L, et al. Mechanisms of endogenous and exogenous partial denitrification in response to different carbon/ nitrogen ratios: Transcript levels, nitrous oxide production, electron transport [J]. Bioresource Technology, 2024,399:130558.

[11] Hou Z, Dong W, Wang H, et al. Rapid start-up of mainstream partial denitrification/anammox and enhanced nitrogen removal through inoculation of precultured biofilm for treating low-strength municipal sewage [J]. Bioresource Technology, 2024,411:131320.

[12] Wang D, Li J, Zang Y, et al. Integrating network and in-silico simulation insights into the ecological interactions shaped by carbon sources in partial denitrification and anammox system [J]. Water Research, 2025,276:123246.

[13] Kao C, Zhang Q, Li J, et al. Rapid start-up and metabolic evolution of partial denitrification/anammox process by hydroxylamine stimulation: Nitrogen removal performance, biofilm characteristics and microbial community [J]. Bioresource Technology, 2025,418:131959.

[14] Dong G, Ma G, Zhi J, et al. Increasing biomass concentration facilitates simultaneous nitrogen removal and sludge reduction under low C/N conditions [J]. Bioresource Technology, 2024,413:131532.

[15] Hu J, Wang J, Li X, et al. Efficient nitrogen removal and substrate usage in integrated fixed-film activated sludge-anammox system under seasonal temperature variation [J]. Bioresource Technology, 2024,391:129946.

[16] Zuo F, Yue W, Gui S, et al. Resilience of anammox application from sidestream to mainstream: A combined system coupling denitrification, partial nitritation and partial denitrification with anammox [J]. Bioresource Technology, 2023,374:128783.

[17] Cao S, Fang J, Koch K, et al. Fluoride-induced stress shapes partial denitrification granules to sustain microbial metabolism [J]. Water Research, 2025,275:123239.

[18] Amann R I, Krumholz L, Stahl D A. Fluorescent-oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental studies in microbiology [J]. Journal of Bacteriology, 1990,172(2):762-770.

[19] Amann R I, Binder B J, Olson R J, et al. Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analyzing mixed microbial populations [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1990,56(6):1919-1925.

[20] Daims H, Bruhl A, Amann R, et al. The domain-specific probe EUB338is insufficient for the detection of all bacteria: development and evaluation of a more comprehensive probe set [J]. Systematic and

Applied Microbiology, 1999,22(3):434-444.

[21] Kartal B, Rattray J, Van Niftrik L A, et al. Candidatus "anammoxoglobus propionicus" a new propionate oxidizing species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria [J]. Systematic and Applied Microbiology, 2007,30(1):39-49.

[22] 王康舟,吕 恺,邵贤明,等.基于 MBBR 的部分反硝化耦合厌氧氨氧化深度脱氮 [J]. 中国给水排水, 2022,38(17):15-20.
Wang K Z, Lu K, Shao X M, et al. Advanced nitrogen removal through partial denitrification coupled with anammox process in MBBR [J]. China Water & Wastewater, 2022,38(17):15-20.

[23] Pisoeiro J, Galvao A, Pinheiro H M, et al. Determining stoichiometric parameters of detached biomass from a HSSF-CW using respirometry [J]. Ecological Engineering, 2017,98:388-393.

[24] Lotti T, Kleerebezem R, Lubello C, et al. Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture [J]. Water Research, 2014,60:1-14.

[25] Cui X, You J, Liao K, et al. Carbon source in tertiary denitrification regulates dissolved organic nitrogen in wastewater effluent [J]. Environmental Science & Technology, 2024,58(10):4648-4661.

[26] He Y, Feng D, Huang Y, et al. Achieving transformation from denitrifying biofilter to partial denitrification/anammox biofilter through self-enrichment of anammox bacteria [J]. Journal of Water Process Engineering, 2024,57:104686.

[27] 马雨晴,王 博,李笑迪.温度与负荷对 Anammox 菌自富集启动的 PDA 的影响 [J]. 中国环境科学, 2024,44(3):1307-1313.
Mang Y Q, Wang B, Li X D. Effect of temperature and load variation of pda system initiated by anammox bacteria self-enrichment [J]. China Environment Science, 2024,44(3):1307-1313.

[28] Chen H, Jin R C. Summary of the preservation techniques and the evolution of the anammox bacteria characteristics during preservation [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017,101(11):4349-4362.

[29] 马 娟,彭永臻,王 丽,等.温度对反硝化过程的影响以及pH值变化规律 [J]. 中国环境科学, 2008,(11):1004-1008.
Ma J, Peng Y Z, Wang L, et al. Effect of temperature on denitrification and profiles of pH during the process [J]. China Environment Science, 2008,(11):1004-1008.

[30] Zhao Q, Peng Y, Li J, et al. Pilot-scale implementation of mainstream anammox for municipal wastewater treatment against cold temperature [J]. Nature Communications, 2024,15(1):10314.

[31] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999,65(7):3248-3250.

[32] Henze M, Gujer W, Mino T, et al. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3 [M]. Water Intelligence Online, 2000:5.

[33] Jin D, Zhang X, Zhou L, et al. Synchronized carbon capture and nitrogen removal from municipal wastewater in a novel HRAS-SNPDA system: Carbon and nitrogen metabolism pathways [J]. Chemical Engineering Journal, 2025,505:159181.

[34] Yang S, Peng Y, Hou F, et al. Rapid establishment of municipal sewage partial denitrification-anammox for nitrogen removal through inoculation with side-stream anammox biofilm without domestication [J]. Bioresource Technology, 2024,400:130679.

[35] Zhang L, Cui Y, Dou Q, et al. Sulfur-carbon loop enhanced efficient nitrogen removal mechanism from iron sulfide-mediated mixotrophic partial denitrification/anammox systems [J]. Bioresource Technology, 2024,403:130882.

[36] Zhang Q, Zheng J, Zhao L, et al. Succession of microbial communities reveals the inevitability of anammox core in the development of anammox processes [J]. Bioresource Technology, 2023,371:128645.

[37] Zhao J, Wu Y, Wang J, et al. Nitrite soaking pretreatment induced initial denitrifying nitrite accumulation [J]. Bioresource Technology, 2023,387:129605.

[38] Li W, Wu L, Chen Z, et al. Hybrid electron donor-driven partial denitrification coupled with anammox process for the treatment of high-concentration ammonium nitrate wastewater: Element transformation and microbial community structure [J]. Journal of Water Process Engineering, 2025,70:106939.

[39] 汪天浩,周 鑫,邸 达.IFAS 系统同步短程硝化/反硝化耦合厌氧氨氧化启动特性 [J]. 中国环境科学, 2025,45(8):4266-4274.
Wang T H, Zhou X, Di D. Start-up characteristics of simultaneous shortcut nitrification and denitrification coupled with anammox in an IFAS system [J]. China Environmental Science, 2025,45(8):4266-4274.

[40] Zhao Q, Peng Y, Li J, et al. Pilot-scale implementation of mainstream anammox for municipal wastewater treatment against cold temperature [J]. Nature Communications, 2024,15(1):10314.

[41] Su Q, Zhang J, Zeng M, et al. Adaptation of freshwater partial Denitrification/Anammox (PD/A) granules to low-salt conditions: Process performance and metabolic insights [J]. Chemical Engineering Journal, 2024,493:152592.

[42] Li J, Peng Y, Zhang L, et al. Quantify the contribution of anammox for enhanced nitrogen removal through metagenomic analysis and mass balance in an anoxic moving bed biofilm reactor [J]. Water Research, 2019,160:178-187.

[43] Lv K, Peng D, Han Y, et al. Aerobic biofilm providing a habitat for anammox bacterial survival in mainstream of municipal wastewater treatment plants [J]. Journal of Water Process Engineering, 2022,45: 102456.

[44] Laey, Matysik A, Chen X, et al. High dissolved oxygen selection against *nitrospira* sublineage I in full-scale activated sludge [J]. Environmental Science & Technology, 2019,53(14):8157-8166.

[45] 殷芳芳,王淑莹,昂雪野,等.碳源类型对低温条件下生物反硝化的影响 [J]. 环境科学, 2009,30(1):108-113.
Yin F F, Wang S Y, Ang X Y, et al. Effects of carbon source types on denitrification performance at low temperature [J]. Eenviromental science, 2009,30(1):108-113.

[46] 田 敏,崔 涛,吕 恺,等.西安市第四污水处理厂A2/O工艺的脱氮性能评价 [J]. 中国给水排水, 2020,36(13):1-6.
Tian M, Cui T, Lv K, et al. Denitrification Performance Evaluation of A^2/O Process in Xi'an Fourth Wastewater Treatment Plant [J]. China water & wastewater, 2020,36(13):1-6.

[47] 陈子玲,吕 恺,彭党聪.温度变化对不同污泥形态厌氧氨氧化菌活性的影响 [J]. 环境工程学报, 2022,16(4):1331-1339.
Chen Z L, Lv K, Peng D C. Effect of temperature change on anammoxactivities with different sludge morphology [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022,16(4):1331-1339.

作者简介: 王 娜(2001-),女,宁夏吴忠人,宁夏大学硕士研究生,主要从事污水生物处理研究.发表论文 1 篇.2876722416@qq.com.