

薛同站,全志道,李卫华,等.短程反硝化强化脱氮的影响因素及其耦合工艺应用进展[J].环境工程技术学报,2024,14(2):663-671.  
XUE T Z,QUAN Z D,LI W H,et al.Influencing factors of partial denitrification to enhance nitrogen removal and its coupled process application progress[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2024,14(2):663-671.

# 短程反硝化强化脱氮的影响因素及其耦合工艺应用进展

薛同站<sup>1,2</sup>,全志道<sup>1\*</sup>,李卫华<sup>1,2</sup>,杨厚云<sup>1,2</sup>,闫祥宇<sup>1</sup>,杨欣蕾<sup>1</sup>

1.安徽建筑大学环境与能源工程学院  
2.环境污染控制与废弃物资源化利用安徽省重点实验室

**摘要** 短程反硝化(PD)工艺作为脱氮的前端工艺以其效率高、能耗低以及温室气体排放量少等优点而备受青睐,成为近年来研究热点。短程反硝化耦合厌氧氨氧化(PD/A)工艺是一种新型生物脱氮工艺,不仅在氮循环中发挥着重要作用,而且在节能和环保方面具有很高的经济和实用价值。基于已有研究成果,介绍了PD工艺的研究现状,分析了不同接种污泥对PD工艺启动的影响;从磁效应、碳源、碳氮比(C/N)以及铁炭比等方面进行评述,揭示了关键影响因素对PD工艺强化脱氮过程中微生物群落结构、关键酶活性和细胞代谢途径的影响机理;浅析了PD/A工艺不同耦合形式的特点,对耦合工艺处理城市生活污水、养殖废水和垃圾渗滤液等实际废水的研究与应用进展进行总结;最后,展望了PD/A工艺在污水脱氮处理方面的前景,并结合现有研究提出了PD/A工艺处理垃圾渗滤液的潜在工程应用方案,认为克服PD工艺的影响因素及优化PD/A的参数以提升工艺运行的高效性和稳定性是未来研究的重点方向。

**关键词** 短程反硝化(PD);影响因素;厌氧氨氧化;耦合工艺;工程应用

中图分类号:X703 文章编号:1674-991X(2024)02-0663-09 doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20230621

## Influencing factors of partial denitrification to enhance nitrogen removal and its coupled process application progress

XUE Tongzhan<sup>1,2</sup>, QUAN Zhidao<sup>1\*</sup>, LI Weihua<sup>1,2</sup>, YANG Houyun<sup>1,2</sup>, YAN Xiangyu<sup>1</sup>, YANG Xinlei<sup>1</sup>

1.School of Environmental and Energy Engineering, Anhui Jianzhu University  
2.Anhui Provincial Key Laboratory of Environmental Pollution Control and Waste Resource Utilization

**Abstract** As a front-end process for nitrogen removal, partial denitrification (PD) has been favored due to its advantages, such as high efficiency, low energy consumption, and low greenhouse gas emission. It has become a research hotspot in recent years. Partial denitrification coupled anammox process (PD/A) is a new biological nitrogen removal process, which not only plays an important role in the nitrogen cycle, but also holds high economic and practical value in terms of energy saving and environmental protection. The research status of PD process was introduced, and the influence of different inoculated sludge on PD process start-up was analyzed, based on existing research results. The magnetic effect, carbon source, C/N and iron-carbon ratio were reviewed to elucidate the mechanism of the influence of key factors on microbial community structure, key enzyme activity and cell metabolic pathways during enhanced nitrogen removal by PD process. The characteristics of different coupling forms of PD/A process were analyzed, and the research and application progress of the coupling process in treating practical wastewater such as municipal sewage, aquaculture wastewater and landfill leachate were summarized. Finally, the outlook of PD/A process in wastewater nitrogen removal treatment was prospected, and the potential engineering application scheme of PD/A process in landfill leachate treatment was proposed. It was considered that the key direction of future research was to overcome the influencing factors of PD and optimize the parameters of PD/A to enhance the efficiency and stability of the process.

**Key words** partial denitrification(PD); influencing factor; Anammox; coupled process; engineering application

收稿日期:2023-08-26

基金项目:国家自然科学基金项目(51978003);国家重点研发计划项目(2020YFC1908600);安徽高校自然科学研究项目(2022AH050258)

作者简介:薛同站(1972—),男,副教授,研究方向为环境污染控制与废弃物资源化利用,xtongzan@126.com

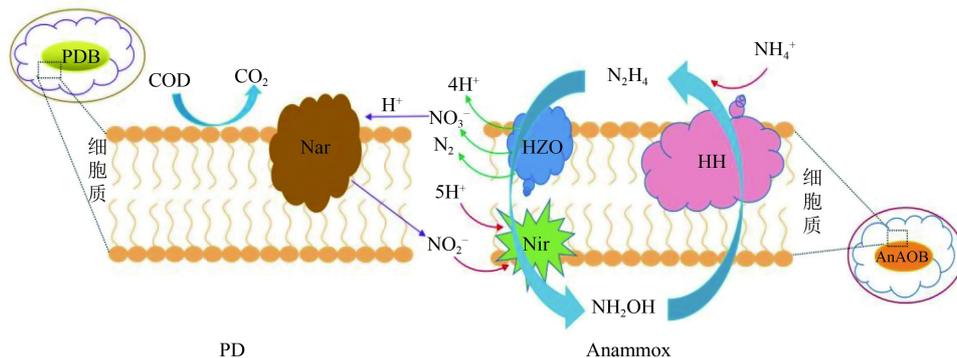
\*通信作者:全志道(1998—),男,硕士研究生,研究方向为环境污染控制与废弃物资源化利用,1073063806@qq.com

氮是污水中常见的一种元素,通常以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 等形式存在,氮浓度过高的污水排放到自然水体中会对水体造成污染,使水环境遭到破坏<sup>[1]</sup>。污水处理中常见的脱氮工艺包括硝化、反硝化、厌氧氨氧化以及它们的耦合工艺<sup>[2]</sup>。传统的硝化-反硝化工艺处理污水成本高、效率低且产生 $\text{N}_2\text{O}$ 温室气体,不符合我国提出的“双碳”发展目标<sup>[3-4]</sup>。传统的硝化-反硝化脱氮工艺中, $\text{N}_2\text{O}$ 主要产生于反硝化阶段,因反硝化细菌(DB)受硝化阶段曝气影响,DB活性降低,反硝化过程不彻底导致 $\text{N}_2\text{O}$ 累积<sup>[5]</sup>。

反硝化工艺是指DB在厌氧条件下消耗水中的有机物将 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 还原为 $\text{N}_2$ 的过程,反硝化过程需要多种酶参与配合,产生 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 等多种中间产物,其中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 是厌氧氨氧化(Anammox)反应不可或缺的底物<sup>[6]</sup>。短程反硝化(PD)工艺是通过调节反应条件,将完全反硝化的产物控制在只生成 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的阶段<sup>[7-8]</sup>。PD作为Anammox脱氮的前端工艺,相较于传统硝化-反硝化工艺,其优势在于能够利用污水中已有的氮源和碳源,同时减少50%的氧气消耗、60%的外加碳源、80%的污泥产量以及排放很少的 $\text{N}_2\text{O}$ 温室气体,降低了处理成本,减少了对环境的危害<sup>[9-11]</sup>。Anammox作为一种新型脱氮工艺,因无需曝气、温室气体释放少以及污泥产量低等优势而备受瞩目,与传统的生物脱氮工艺相比极具应用前景<sup>[12]</sup>。然而,Anammox反应需要以 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 为底物,通常情况下污水中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度较低,从而减缓了反应进程<sup>[13]</sup>。基于此,研究人员考虑将Anammox

工艺与其他工艺进行耦合,强化脱氮效果。常见的耦合工艺有短程硝化耦合厌氧氨氧化(partial nitrification-Anammox, PN/A)和短程反硝化耦合厌氧氨氧化(partial denitrification-Anammox, PD/A)。与PN/A相比,PD/A工艺凭借100%的TN理论去除率、稳定的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 生成途径、 $\text{N}_2\text{O}$ 温室气体排放少、能耗低等优点,在城市污水处理中表现出极大的强化脱氮潜力<sup>[14-15]</sup>。美国Blue Plains污水处理厂采用PD/A工艺处理城市生活污水,取得了较好的处理效果,并验证了主流条件下PD比PN更适合为Anammox提供基质<sup>[16]</sup>。值得注意的是,PD工艺能够利用Anammox过程所产生的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ,减小了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 对Anammox过程的抑制作用,提高了系统的脱氮效率。同时,PD过程产生的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 为Anammox反应提供了底物,二者协同互补。PD过程中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 能否高效稳定地积累对耦合工艺运行起着决定作用。其中磁效应、碳源、碳氮比(C/N)、铁炭比等是影响PD过程 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累的重要因素。诸多研究已经证明了PD/A工艺实现高效脱氮的可行性,是主流城市生活污水有效和可持续的处理工艺<sup>[17-18]</sup>。因此,认为PD与Anammox工艺耦合具有重要的研究意义,PD/A的反应机理如图1所示。

笔者介绍了PD强化脱氮的5种关键影响因子,分析了PD/A工艺不同耦合形式的特点以及处理实际废水的研究与应用进展,并结合PD/A工艺现有研究提出了该工艺处理垃圾渗滤液的潜在解决方案,以期为加快PD/A工艺在污水处理方面的实际工程应用提供理论依据和参考。



Nar—硝酸盐还原酶; Nir—亚硝酸盐还原酶; HZO—联氨氧化酶; HH—联氨水解酶; PDB—短程反硝化细菌; AnAOB—厌氧氨氧化细菌。

图 1 PD/A 反应机理

Fig.1 PD/A reaction mechanism

### 1 PD 工艺强化脱氮的关键影响因素

近年来,Anammox 工艺在脱氮和环保方面的突出优势使其被认为是传统生物脱氮工艺的最佳替代

方案,但稳定的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 供应是该工艺应用的先决条件。在此需求下,国内外学者对PD工艺展开了一系列研究,发现 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 高效积累受多种因素影响。其中接种污泥、碳源、C/N、温度、铁炭比的选择对

提高 PD 反应速率和  $\text{NO}_2\text{-N}$  的累积率 (Nitrite accumulation rate, NAR) 具有重要意义。

## 1.1 PD 调控的关键影响因素

### 1.1.1 接种污泥

污泥源对反应器的启动有着重要影响, 最常见的污泥有悬浮污泥和颗粒污泥。颗粒污泥具有较高的传质阻力, 其脱氮性能和耐冲击负荷都优于悬浮污泥, 但培养周期较长, 往往不易获取。PD 启动阶段的实质是微生物之间优胜劣汰、适者生存的过程, 适宜的培养环境对功能菌属富集尤为关键。柳全龙等<sup>[19]</sup>在 SBR 反应器内接种运行效果良好的  $\text{A}^2/\text{O}$ -MBBR 反应器污泥, 反应器成功启动后 NAR 为 82.18%。反应器内微生物群落的结果表明, *Thauera*、*Saprosiraceae*、*Flavobacterium* 3 种菌属的丰度高达 50.70%, 是实现 PD 的主要优势菌属。PD 工艺中  $\text{NO}_2\text{-N}$  的积累与系统内微生物的种类和群落结构有密切关系, 微生物的种类和丰度不同, 所能适宜的外界环境也不一致。除了接种单一污泥源外, Chen 等<sup>[20]</sup>在 UASB 中接种混合污泥(反硝化污泥:厌氧氨氧化污泥为 3:1), 通过对比试验发现系统的脱氮性能明显优于只接种反硝化污泥时的性能。这是由于多种污泥源内的微生物种类更丰富, 微生物间的相互协调能力优于单一污泥源, 证明了接种反硝化混合厌氧氨氧化颗粒污泥启动 PD 的可行性。污泥源对 PD 启动的影响主要体现在接种污泥能否为反硝化细菌提供生态位以及 PDB 的丰度, PDB 的丰度以及反硝化能力不同使得  $\text{NO}_3\text{-N}$  还原速率有差异, 从而出现不同程度的  $\text{NO}_2\text{-N}$  累积。已驯化污泥或长期处于厌氧环境下的污泥能够快速启动 PD 过程, 且 NAR 较高。

### 1.1.2 磁效应

基于微生物的磁效应, 研究发现磁场能够改变细胞膜的通透性, 刺激微生物分泌胞外聚合物 (EPS), 改善污泥的絮体结构, 提高污泥的沉降性能<sup>[21-22]</sup>; 另一方面, 磁场增强了微生物获取能量和营养物质的能力, 强化细胞代谢功能, 加速有机物降解, 促进细胞生长<sup>[23]</sup>。不同强度的磁场均会提高污泥的脱氢酶活性, 脱氢酶能够参与微生物体内一系列的代谢反应, 是生物体获取能量的必需酶。韩庆祥等<sup>[24]</sup>研究发现, 磁场强化炼油废水处理时, 活性污泥中微生物酶的活性显著增强; 于聪<sup>[25]</sup>在 PD 反应中设置不同强度的磁场, 体系中 NAR 和 PDB 丰度均高于对照组, 表明磁效应对 PD 反应具有促进作用; Wang 等<sup>[26]</sup>在短程硝化和反硝化系统中加入静磁

场处理高盐废水, 发现静磁场可在较短的时间内提高污泥颗粒的平均大小和沉降性, NAR 为 91.1%, 显著高于对照组的 74.4%。静磁场能够促进细胞分泌蛋白质, 提高 EPS 中蛋白质的占比, 增强细胞之间的黏度。

### 1.1.3 碳源

碳源是生物脱氮工艺的重要基质, 为异养微生物的生长繁殖提供营养物质。不同的微生物生理特性不同, 可利用的碳源也不相同<sup>[27]</sup>。反硝化可利用的碳源总体分为细胞内碳源 (Es)、缓慢降解有机物 (Xs) 以及易降解有机物 (Ss), 其反硝化速率大小为  $\text{Ss} > \text{Xs} > \text{Es}$ 。与结构复杂的碳源相比, 小分子碳源更容易被微生物利用, 可以实现更多的  $\text{NO}_2\text{-N}$  积累<sup>[28]</sup>。表 1 列举了不同碳源对  $\text{NO}_2\text{-N}$  积累的影响<sup>[29-35]</sup>。

由表 1 可知, 整体上以小分子碳源作为电子供体时系统内 NAR 最高, 大分子碳源次之, 复杂碳源最低。碳源不同微生物的代谢途径不同, 有机碳源的代谢途径越复杂, 其消耗速率就越慢, NAR 越低。乙酸钠属于挥发性脂肪酸, 能够直接插入代谢过程, 在辅酶 A 的作用下形成乙酰辅酶 A, 然后参与三羧酸循环, 为 PD 过程提供电子和能量。淀粉则是大分子碳源, 经过氧化还原反应先转化为葡萄糖, 葡萄糖再转化为丙酮酸, 在无氧条件下丙酮酸经过乙酰辅酶 A 作用变为乙醇, 然后进一步降解被微生物吸收<sup>[36]</sup>。垃圾渗滤液中含有多糖、脂肪酸等有机质, 能够为微生物提供电子, 但成分较为复杂不容易被直接利用<sup>[7]</sup>。

不同碳源下微生物的优势菌属不同, *Thauera* 是  $\text{NO}_2\text{-N}$  积累的主要功能菌属。究其原因, 一方面是因为接种污泥和处理工艺不同, 导致驯化的微生物还原能力差异较大; 另一方面, 碳源会引起活性污泥内微生物群落结构和微生物体内酶系统的改变, 使反硝化菌属逐渐适应该种碳源, 多种碳源存在的条件下, 微生物会优先利用已适应的碳源进行代谢反应。综上所述, 不同碳源提供电子的能力不相同, 参与微生物的代谢途径不相同, 所需酶的种类也不相同, 导致转化  $\text{NO}_2\text{-N}$  的效率存在差异<sup>[9]</sup>。

### 1.1.4 C/N

PDB 是异养菌, 厌氧氨氧化细菌 (AnAOB) 是自养菌, 耦合式工艺中 C/N 直接影响二者竞争。适当的 C/N 能有效提高 PD/A 工艺的脱氮效率: C/N 过低, 不利于 PDB 生长, 导致 NAR 较低; 过高的 C/N, 不仅会抑制 AnAOB 繁殖, 而且容易造成资源上的浪费。柳全龙等<sup>[19]</sup>在 SBR 反应器内接种脱氮性能良好的污泥, 考察不同 C/N 在 PD 过程对 NAR 的影

表 1 不同碳源下 $\text{NO}_2^-$ -N的积累情况  
Table 1 Accumulation of  $\text{NO}_2^-$ -N of different carbon sources

碳源类型	碳源	接种污泥	运行条件	进水 $\text{NO}_3^-$ -N 浓度/(mg/L)	$\text{NO}_3^-$ -N 去除率/%	NAR/%	功能菌属	数据来源
小分子碳源	乙酸钠	污水处理厂二沉池污泥	SBR反应器, 温度为25℃, pH为9.0, C/N为2.5	60	84.91	87.01	<i>Thauera</i>	文献[29]
	葡萄糖	污水处理厂缺氧池污泥	SBR反应器, pH为6.8~7.2, C/N为11	25	99	97	<i>Competibacter</i> 、 <i>Thaurea</i>	文献[30]
	乙醇	实验室培养良好的污泥	SBR反应器, 不控制温度, C/N为1.77	800	99.3	99	<i>Thaurea</i>	文献[31]
	甘油	以甘油为碳源培养的污泥	SBR反应器, 温度为17~27℃, pH为7.0~7.5	40	>90	87.3	<i>Saccharibacteria</i>	文献[32]
大分子碳源	淀粉	污水处理厂澄清池污泥	SBR反应器, 温度为28~30℃, C/N为6.4	40	98	81.1	<i>Dechloromonas</i> 、 <i>Thaurea</i>	文献[33]
	城市污水+少量 乙酸钠	实验室培养良好的污泥	SBR反应器, 温度为26℃, C/N为3.0	40	97.9	85.6	<i>Brocadia</i>	文献[9]
复杂碳源	污泥发酵液	实验室缺氧污泥	SBR反应器, 温度为18~23℃, C/N为4.0	30	99	80		文献[34]
	垃圾渗滤液+ 生活污水		ASBR反应器, 温度为20~22℃, pH为7.0~7.5, C/N为3.2	40±5	92	70	<i>Thaurea</i>	文献[35]

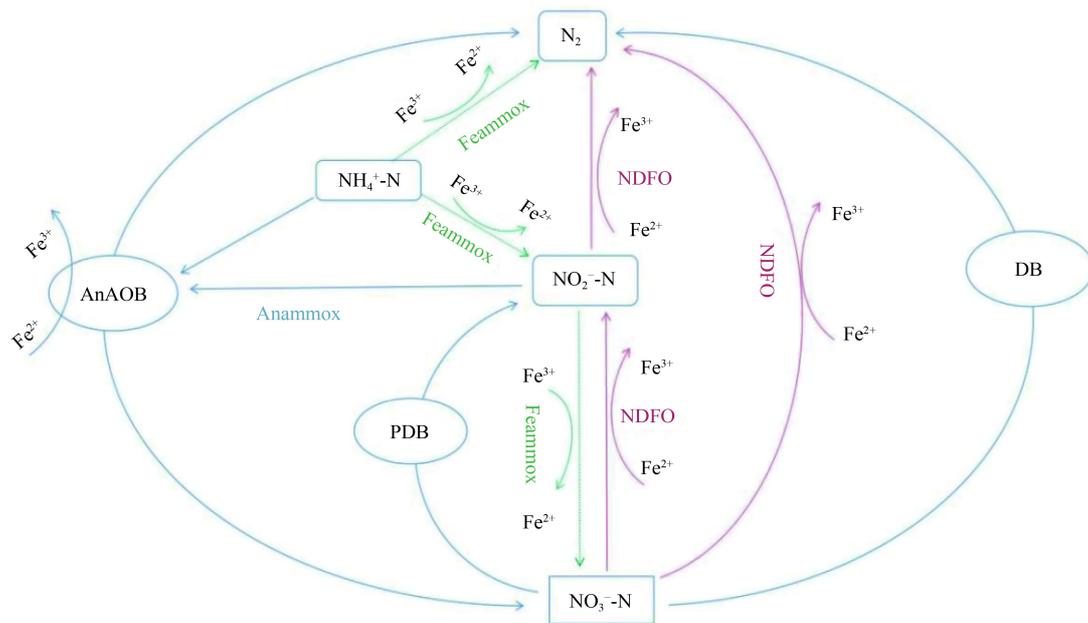
响。结果表明, C/N 为 2.0~2.5 时, NAR 与 C/N 成正比; C/N 为 3.3~5.0 时, NAR 与 C/N 成反比。这 2 种运行工况下,  $\text{NO}_2^-$ -N 的累积机理不相同, 前者是高浓度的  $\text{NO}_3^-$ -N 对亚硝酸盐还原酶(Nir)存在抑制作用, 导致  $\text{NO}_3^-$ -N 还原速率大于  $\text{NO}_2^-$ -N, 后者主要是短程反硝化细菌增长富集, 在系统内菌落结构中占据了优势。但也有研究结果显示, C/N 对短程反硝化的影响范围较广, 如 Du 等<sup>[15]</sup>以乙酸钠为碳源研究发现, 当 C/N 在 0.8~8.0 内变化时,  $\text{NO}_3^-$ -N 的还原速率与 C/N 呈正相关, 各 C/N 条件下的 NAR 最大值均达 90%。该试验结果与以往的研究结果不同, 这一差异说明 C/N 并不直接影响反硝化效率, 不是限制  $\text{NO}_2^-$ -N 累积的关键因素, Nar 和 Nir 之间的竞争可能不受 C/N 的影响<sup>[37]</sup>。Miao 等<sup>[38]</sup>研究发现, C/N 对微生物的影响与生物膜厚度有关。生物膜较厚时, 微生物在高 C/N 环境下也能保持活性; 生物膜较薄且敏感时, 低 C/N 也能使微生物失活, 具体的影响机制有待深入研究。因此, C/N 对 PD 过程中  $\text{NO}_2^-$ -N 积累的影响仍是当前研究的热点。

### 1.1.5 铁炭比

添加适量的金属元素可以提高微生物的活性和多样性, 其中铁元素是最常见的添加物<sup>[39]</sup>。由于微生物的血红素蛋白具有储存铁元素的功能, 细胞内

的铁元素能够直接参与电子传输、三羧酸循环和氨基酸合成等主要的细胞代谢过程, 提高细胞膜的传质功能, 因而在微生物的代谢和生长过程中发挥着重要作用<sup>[40-41]</sup>。铁元素参与微生物的代谢过程如图 2 所示。

铁负载活性炭(FeBC)具有很好的生物相容性, 有利于 PDB 增长, 提高反硝化酶活性, 强化反硝化作用。此外, FeBC 可提高细胞之间的电子传递效率, 加速氧化还原过程。Wang 等<sup>[42]</sup>研究了 FeBC 对反硝化菌的影响, 发现 FeBC 组的反硝化细菌总丰度为 16.2%, 高于对照组的 8.4%, 反硝化酶活性提高了 48.22%。吕永涛等<sup>[43]</sup>考察了不同的  $\text{Fe}^{(0)}$  与活性炭之比对  $\text{NO}_2^-$ -N 去除效果的影响, 二者质量比为 1:1 时,  $\text{NO}_2^-$ -N 的去除率最大。在无机环境下投加  $\text{Fe}^{(0)}$ -活性炭不仅强化了反硝化过程、提高了  $\text{NO}_2^-$ -N 去除率, 同时还降低了铁腐蚀过程中产生的  $\text{NH}_4^+$ -N。徐炳阳等<sup>[44]</sup>在 C/N 为 3 条件下, 投加 Fe-活性炭后,  $\text{NO}_3^-$ -N 去除率由 52.1% 提高到了 83.3%, 去除率显著高于单独投加活性污泥。FeBC 不仅能够作为电子供体为微生物提供充足的电子, 消耗水中的溶解氧强化厌氧环境, 还能减小微生物之间的静电斥力, 促进 EPS 的分泌, 有利于污泥颗粒化<sup>[45]</sup>。投加 Fe-活性炭可以提高污泥活性和系统抗负荷冲



Feammox—铁还原氨氧化; NDFO—铁型反硝化。

图 2 铁元素参与氮转化过程

Fig.2 Nitrogen conversion process involving iron elements

击能力,使反硝化脱氮效率提高并且减少微生物对碳源的消耗。

## 2 PD 耦合 Anammox 工艺及其应用

### 2.1 PD/A 的耦合形式与特点

PD/A 工艺的形式分为 2 类: 分离式工艺和一体式工艺<sup>[46-47]</sup>。PD 和 Anammox 在不同的反应器内进行为分离式,在同一反应器内为一体式。分离式工艺的优势在于方便控制各工艺适宜的反应条件和运行参数,有效避免了 PDB 与 AnAOB 之间的空间竞争。部分碳源在 PD 阶段被 PDB 有效利用,减轻了碳源对后续 Anammox 的抑制作用,实现更高的脱氮效率。

分离式 PD/A 存在占地面积大、管理不方便等缺点,将 PDB 与 AnAOB 放在同一个反应器内进行驯化培养的一体式 PD/A 被广泛研究和实践。一体式 PD/A 工艺中,PDB 原位还原  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ,产生的  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  能及时被 AnAOB 利用,PD 与 Anammox 相互促进,实现协同脱氮。然而,一体式工艺中 AnAOB 的代谢过程受到污水中有机物的抑制作用,在生存空间竞争中处于劣势,因而较难启动成功。如何控制进水条件,使得 PDB 与 AnAOB 在同一反应器中彼此共存,达到平衡状态,是一体式工艺的研究重点。王维奇等<sup>[48]</sup>在一体式反应器中接种厌氧氨氧化颗粒污泥,经过 94 d 成功启动了一体式反应器,确定最佳 C/N 范围为 2.3~2.7, NAR 为 63.5%,验证了一体式

工艺初步试验的可行性和有效性。

### 2.2 PD/A 工艺在实际中的应用

PD/A 工艺提出以来,因其巨大的潜力广泛受到学者的青睐,从 PD/A 工艺的机理、影响因素及实际应用的可行性等方面开展了大量深入的研究<sup>[49]</sup>。在对城市污水厂进行升级改造过程中,发现  $\text{A}^2/\text{O}$  缺氧区出现了 AnAOB 富集的现象,采用同位素示踪以及高通量测序的方法验证了 PD/A 工艺在实际污水厂中实现的可能性<sup>[50]</sup>。表 2 总结了 PD/A 工艺在处理实际污水方面的应用情况。

由表 2 可知,PD/A 工艺在处理城市生活污水、养殖废水、垃圾渗滤液等方面都有广泛的研究。总体而言,耦合工艺对城市生活污水的处理效果优于其他废水,该结果得益于城市污水成分相对简单、可生化性好,有利于系统内 PDB 与 AnAOB 协同脱氮。Du 等<sup>[57]</sup>采用 PD/A 工艺处理实际生活污水,在低温情况下 TN 去除率仍可达 93.7%,验证了 PD/A 工艺处理生活污水的可行性。垃圾渗滤液污染能力强、盐度高,含有大量的毒害物质,导致耦合工艺内微生物不能进行正常的分解代谢,单独采用 PD/A 工艺处理垃圾渗滤液效果并不理想,往往需要和其他工艺组合使用。Anammox 工艺处理垃圾渗滤液在实际应用中也有成功的案例,如湖北十堰垃圾渗滤液处理工程,采用 Anammox 技术联合膜处理工艺,生物处理阶段 TN 去除率达到 80% 以上,最终出水水质达到相关要求<sup>[58]</sup>。

表 2 PD/A 工艺的实际应用  
Table 2 Practical application of PD/A process

污水种类	污水特性	污泥类型	处理工艺	运行条件	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N 去除率/%	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N 去除率/%	NAR/%	TN 去除率/%	功能菌属	数据来源
城市生活污水	低C/N	短程反硝化污泥	分离式 PD/A	SBR反应器, UASB反应器, HRT为2.0~2.3 h, 温度为14.8~28.2 °C	92.8	95.8	80	91.2	<i>Thauera</i> , <i>Jettenia</i> , <i>Brocadia</i>	文献[51]
		短程硝化悬浮污泥	PN/A-EPD/A工艺	一体式固定膜序批式反应器(IFAS-SBR), 温度为(30±1)°C, HRT为12 h	90		77.4	90.1	<i>Brocadia</i> , <i>Competibacter</i>	文献[52]
养殖废水	高COD、高氨氮	厌氧氨氧化污泥、反硝化污泥	一体式 PD/A	UASB反应器, 温度为30 °C, pH为8.0, HRT为24 h	93.13			89.42	<i>Thauera</i> , <i>Brocadia</i>	文献[53]
		反硝化污泥、厌氧污泥	一体式 PD/A	UASB反应器, 温度为31~35 °C, HRT为24 h	88.2			84.2	<i>Brocadia</i>	文献[54]
垃圾渗滤液	高C/N, 生化性差	短程硝化污泥	一体式 PD/A	SBR反应器, 温度为(30±1)°C, C/N为3.0	80	90	75.6	84.8	<i>Thauera</i> , <i>Brocadia</i>	文献[55]
		污水处理厂剩余污泥	PVA/SA凝胶一体式PD/A	SBR反应器, 乙酸钠为碳源, 温度为13 °C, C/N为3.0±0.1	90	95	86.8	90	<i>Thauera</i> , <i>Kueningia</i>	文献[56]

### 3 PD/A 工艺处理垃圾渗滤液的潜在方案

随着我国城镇化进程的发展,城市生活垃圾产生量逐年增加,每吨生活垃圾约产生 20% 的垃圾渗滤液,不可避免地面临着垃圾渗滤液的处理难题<sup>[59]</sup>。垃圾渗滤液是垃圾填埋过程中产生的高浓度有机废水,成分复杂且 pH>10 呈现较强碱性,采用单一的技术难以处理达标,需要多种工艺协同处理,才能满足新排放标准的要求<sup>[60]</sup>。采用硝化-反硝化组合工艺处理垃圾渗滤液需要额外投加大量碳源和中和试剂,增加了运行成本,且该处理工艺耐负荷冲击能力较

弱。Wang 等<sup>[55]</sup>采用 PD/A 耦合工艺处理成熟垃圾渗滤液, TN 去除率为 84.8%, 比传统脱氮工艺节省了 40% 的碳源投加量,降低了污泥处理成本。在“双碳”发展的背景下,将 PD/A 工艺与其他污水处理工艺相耦合,实现垃圾渗滤液高效处理,具有重要的研究意义。

在综合众多文献的基础上,笔者提出了一种用于处理垃圾渗滤液的短程硝化(PN)+PD/A 潜在工程应用方案(图 3)。基于垃圾渗滤液中含有大量有机物、生化需氧量高等特点,该工艺起始段设置了厌氧发酵罐,将垃圾渗滤液中的可生化有机物初步分解,

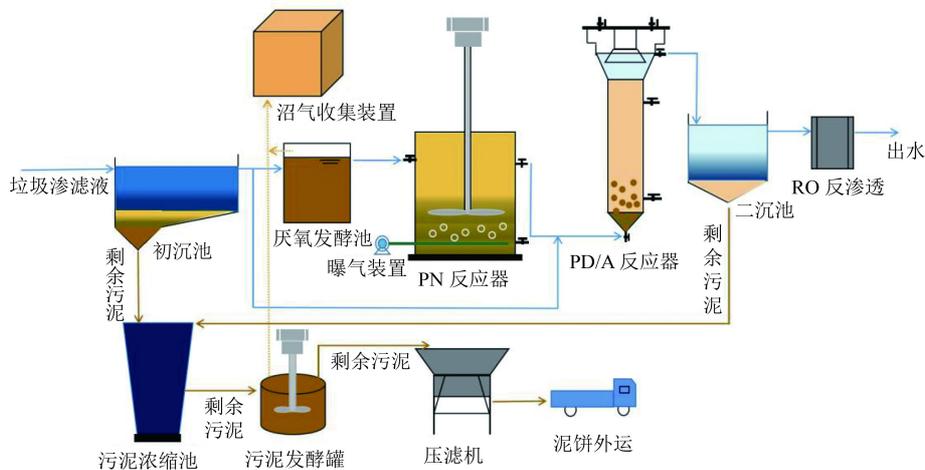


图 3 PN+PD/A 处理垃圾渗滤液工艺流程

Fig.3 PN+PD/A process flow chart of landfill leachate treatment

降低了后续工艺的有机负荷, 并能够产生沼气, 达到可持续发展目标。厌氧发酵阶段垃圾渗滤液中大部分有机物被微生物分解, 通过调节发酵时间, 控制出水 C/N 为 2~3, 以满足 PD 过程适宜的 C/N, 保证后续 PD/A 工艺的正常运行。PN 阶段垃圾渗滤液中的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  被氨氧化菌转化为  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ , 同时产生  $\text{H}^+$ , 降低了污水的 pH, 为后续 PD/A 工艺创造了适宜的进水条件。PD/A 反应器中 AnAOB 利用 PDB 及 PN 阶段产生的  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ , 发生 Anammox 反应, 实现污水的深度脱氮。目前, 该潜在工程应用方案还需要大量的实践验证其可行性, 未来有望采用该方案实现对垃圾渗滤液的高效、环保处理。

#### 4 研究展望

PD/A 具有诸多优势, 为城市生活污水、养殖废水及垃圾渗滤液等深度脱氮处理提供了新的途径, 具有巨大的工程应用潜力。由于影响 PD/A 工艺的因素较多, 耦合工艺难以稳定运行, 其在废水处理工程推广应用方面还面临问题和挑战。目前, PD/A 工艺主要还在实验室研究阶段, 为促进耦合工艺在废水脱氮处理上的推广应用, 建议对 PD/A 工艺从以下方面开展进一步研究: 1) 优化影响 PD 的各项参数, 如温度、氮负荷、pH 等, 保证短程反硝化反应  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  的稳定积累, 为耦合工艺后续厌氧氨氧化反应提供稳定的  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 。2) Anammox 是自养过程, AnAOB 生长速度较慢, 可以从生物载体方面着手提高 AnAOB 活性。如使用组合填料, 利用填料的附着作用来截留厌氧氨氧化污泥的功能性菌种, 进而提高 AnAOB 的活性和脱氮性能。3) 积极推广 PD/A 工艺, 探索 PD/A 工艺与其他工艺联合作用处理污水的可行性。加强 PD/A 工艺在实际工程应用中的研究, 找出不足并做出改进。

#### 参考文献

- [ 1 ] PAL M, YESANKAR P J, DWIVEDI A, et al. Biotic control of harmful algal blooms (HABs): a brief review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 268: 110687.
- [ 2 ] YOU Q G, WANG J H, QI G X, et al. Anammox and partial denitrification coupling: a review[J]. *RSC Advances*, 2020, 10(21): 12554-12572.
- [ 3 ] ZHANG M, WANG S Y, JI B, et al. Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 692: 393-401.
- [ 4 ] 常根旺, 杨津津, 李绍康, 等. 短程反硝化耦合厌氧氨氧化强化脱氮工艺研究与应用进展 [J]. *环境工程技术学报*, 2022, 12(5): 1519-1527.
- [ 5 ] CHANG G W, YANG J J, LI S K, et al. Research and application progress of partial denitrification coupled with anammox for enhanced denitrification[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2022, 12(5): 1519-1527.
- [ 6 ] LI M, WU H M, ZHANG J, et al. Nitrogen removal and nitrous oxide emission in surface flow constructed wetlands for treating sewage treatment plant effluent: effect of C/N ratios[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 240: 157-164.
- [ 7 ] 田夏迪, 茹临锋, 吕心涛, 等. 短程反硝化工艺的研究进展与展望 [J]. *中国给水排水*, 2020, 36(2): 7-15.
- [ 8 ] TIAN X D, RU L F, LÜ X T, et al. Research progresses and prospect of partial denitrification process[J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(2): 7-15.
- [ 9 ] GONG L X, HUO M X, YANG Q, et al. Performance of heterotrophic partial denitrification under feast-famine condition of electron donor: a case study using acetate as external carbon source[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 133: 263-269.
- [ 10 ] LU H J, CHANDRAN K, STENSEL D. Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2014, 64: 237-254.
- [ 11 ] CAO S B, DU R, PENG Y Z, et al. Novel two stage partial denitrification (PD)-Anammox process for tertiary nitrogen removal from low carbon/nitrogen (C/N) municipal sewage[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 362: 107-115.
- [ 12 ] DU R, PENG Y Z, JI J T, et al. Partial denitrification providing nitrite: opportunities of extending application for anammox[J]. *Environment International*, 2019, 131: 105001.
- [ 13 ] GUO Y, LUO Z B, SHEN J H, et al. The main anammox-based processes, the involved microbes and the novel process concept from the application perspective[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2021, 16(7): 84.
- [ 14 ] CHEN H, TU Z, WU S, et al. Recent advances in partial denitrification-anaerobic ammonium oxidation process for mainstream municipal wastewater treatment[J]. *Chemosphere*, 2021, 278: 130436.
- [ 15 ] IZADI P, SINHA P, ANDALIB M, et al. Coupling fundamental mechanisms and operational controls in mainstream partial denitrification for partial denitrification anammox applications: a review[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 400: 136741.
- [ 16 ] 陈子健, 周忠波, 孟凡刚. 基于碳减排的厌氧氨氧化脱氮工艺应用及强化调控进展 [J]. *环境工程技术学报*, 2024, 14(2): 389-397.
- [ 17 ] CHEN Z J, ZHOU Z B, MENG F G. Advances in application and reinforced control of Anammox nitrogen removal process based on carbon emission reduction[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2024, 14(2): 389-397.
- [ 18 ] DU R, PENG Y Z, CAO S B, et al. Mechanisms and microbial structure of partial denitrification with high nitrite accumulation[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100(4): 2011-2021.
- [ 19 ] LE T, PENG B, SU C Y, et al. Nitrate residual as a key parameter

- to efficiently control partial denitrification coupling with anammox[J]. *Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation*, 2019, 91(11): 1455-1465.
- [17] AL-HAZMI H E, MAKTABIFARD M, GRUBBA D, et al. An advanced synergy of partial denitrification-anammox for optimizing nitrogen removal from wastewater: a review[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 381: 129168.
- [18] MA B, WANG S Y, CAO S B, et al. Biological nitrogen removal from sewage via anammox: recent advances[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 200: 981-990.
- [19] 柳全龙, 范亚骏, 张森, 等. C/N 对短程反硝化 $\text{NO}_2^-$ -N 积累特性影响及机理分析 [J]. *工业水处理*, 2022, 42(6): 159-167.
- LIU Q L, FAN Y J, ZHANG M, et al. Influence of C/N on  $\text{NO}_2^-$ -N accumulation characteristic and mechanism analysis in short-cut denitrification[J]. *Industrial Water Treatment*, 2022, 42(6): 159-167.
- [20] CHEN H, HU H Y, CHEN Q Q, et al. Successful start-up of the anammox process: influence of the seeding strategy on performance and granule properties[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 211: 594-602.
- [21] WANG Z B, LIU X L, NI S Q, et al. Weak magnetic field: a powerful strategy to enhance partial nitrification[J]. *Water Research*, 2017, 120: 190-198.
- [22] CHEN B, LIU H W, WU Y N, et al. Influence of static magnetic field on microbiologically induced corrosion of Cu-Zn alloy in SRB culture medium[J]. *ECS Transactions*, 2014, 59(1): 439-448.
- [23] YAN L L, LIU Y, WEN Y, et al. Role and significance of extracellular polymeric substances from granular sludge for simultaneous removal of organic matter and ammonia nitrogen[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 179: 460-466.
- [24] 韩庆祥, 邵凤琴. 磁场对活性污泥法处理废水的强化作用 [J]. *抚顺石油学院学报*, 2002, 22(3): 8-10.
- HAN Q X, SHAO F Q. The increasing effect of magnetic field on wastewater treatment by activated sludge process[J]. *Journal of Fushun Petroleum Institute*, 2002, 22(3): 8-10.
- [25] 于聪. 磁场调控短程反硝化体系亚硝态氮积累特性研究 [D]. 济南: 济南大学, 2020.
- [26] WANG H T, GUO L, REN X M, et al. Enhanced aerobic granular sludge by static magnetic field to treat saline wastewater via simultaneous partial nitrification and denitrification (SPND) process[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 350: 126891.
- [27] POCHANA K, KELLER J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND)[J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(6): 61-68.
- [28] SHI L L, DU R, PENG Y Z. Achieving partial denitrification using carbon sources in domestic wastewater with waste-activated sludge as inoculum[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 283: 18-27.
- [29] SI Z, PENG Y Z, YANG A M, et al. Rapid nitrite production via partial denitrification: pilot-scale operation and microbial community analysis[J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2018, 4(1): 80-86.
- [30] LIU X H, LIU R Y, YANG Q, et al. Achieving and control of partial denitrification in anoxic-oxic process of real municipal wastewater treatment plant[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 341: 125765.
- [31] DU R, CAO S B, LI B K, et al. Step-feeding organic carbon enhances high-strength nitrate and ammonia removal via DEAMOX process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 360: 501-510.
- [32] ZHANG T, CAO J S, ZHU Q R, et al. Revealing the characteristics and formation mechanisms of partial denitrification granular sludge for efficient nitrite accumulation driven by glycerol[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 428: 131195.
- [33] SHI L L, DU R, PENG Y Z, et al. Successful establishment of partial denitrification by introducing hydrolytic acidification of slowly biodegradable organic matter[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 315: 123887.
- [34] CAO S B, WANG S Y, PENG Y Z, et al. Achieving partial denitrification with sludge fermentation liquid as carbon source: the effect of seeding sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 149: 570-574.
- [35] WU L N, LI Z, HUANG S, et al. Low energy treatment of landfill leachate using simultaneous partial nitrification and partial denitrification with anaerobic ammonia oxidation[J]. *Environment International*, 2019, 127: 452-461.
- [36] 吴代顺, 桂丽娟, 陈晓志, 等. 不同类型碳源及其投加量对污泥反硝化的影响研究 [J]. *兰州交通大学学报*, 2012, 31(3): 99-103.
- WU D S, GUI L J, CHEN X Z, et al. Effects of different types and dosages of carbon sources on denitrification of activated sludge[J]. *Journal of Lanzhou Jiaotong University*, 2012, 31(3): 99-103.
- [37] LE T, PENG B, SU C Y, et al. Impact of carbon source and COD/N on the concurrent operation of partial denitrification and anammox[J]. *Water Environment Research: a Research Publication of the Water Environment Federation*, 2019, 91(3): 185-197.
- [38] MIAO Y Y, PENG Y Z, ZHANG L, et al. Partial nitrification-anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: effect of influent C/N ratios[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 334: 664-672.
- [39] ZHANG X J, CHEN Z, ZHOU Y, et al. Impacts of the heavy metals Cu(II), Zn(II) and Fe(II) on an Anammox system treating synthetic wastewater in low ammonia nitrogen and low temperature: Fe(II) makes a difference[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 648: 798-804.
- [40] BI Z, QIAO S, ZHOU J T, et al. Fast start-up of Anammox process with appropriate ferrous iron concentration[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 170: 506-512.
- [41] ERDIM E, YÜCESOY ÖZKAN Z, KURT H, et al. Overcoming

- challenges in mainstream Anammox applications: utilization of nanoscale zero valent iron (nZVI)[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 3023-3033.
- [ 42 ] WANG L F, ZHAO Y H, LI Y, et al. Fe-loaded biochar facilitates simultaneous bisphenol A biodegradation and efficient nitrate reduction: physicochemical properties and biological mechanism[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 372: 133814.
- [ 43 ] 吕永涛, 刘婷, 曾玉莲, 等. Fe<sup>0</sup>-活性炭强化短程反硝化脱氮及影响因素 [J]. *环境科学*, 2017, 38(5): 1991-1996.
- LÜ Y T, LIU T, ZENG Y L, et al. Enhanced short-cut denitrification by Fe<sup>0</sup>-activated carbon and its influencing factors[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(5): 1991-1996.
- [ 44 ] 徐炳阳, 黄显怀, 李卫华. 铁碳内电解耦合生物厌氧反硝化促进低 C/N 条件下脱氮 [J]. *水处理技术*, 2019, 45(8): 108-111.
- XU B Y, HUANG X H, LI W H. Iron-carbon internal electrolysis coupled with biological anaerobic denitrification promotes nitrogen removal under low C/N conditions[J]. *Technology of Water Treatment*, 2019, 45(8): 108-111.
- [ 45 ] MAK C Y, LIN J G, CHEN W H, et al. The short- and long-term inhibitory effects of Fe(II) on anaerobic ammonium oxidizing (Anammox) process[J]. *Water Science and Technology*, 2019, 79(10): 1860-1867.
- [ 46 ] CHEN Y Z, ZHAO Z C, LIU H, et al. Achieving stable two-stage mainstream partial-nitrification/anammox (PN/A) operation via intermittent aeration[J]. *Chemosphere*, 2020, 245: 125650.
- [ 47 ] ZHENG B Y, ZHANG L, GUO J H, et al. Suspended sludge and biofilm shaped different anammox communities in two pilot-scale one-stage anammox reactors[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 211: 273-279.
- [ 48 ] 王维奇, 王秀杰, 李军, 等. 部分反硝化耦合厌氧氨氧化脱氮性能研究 [J]. *中国环境科学*, 2019, 39(2): 641-647.
- WANG W Q, WANG X J, LI J, et al. Study on the performance of partial denitrification coupled with anaerobic ammonia oxidation for nitrogen removal[J]. *China Environmental Science*, 2019, 39(2): 641-647.
- [ 49 ] JI J T, PENG Y Z, WANG B, et al. Synergistic partial-denitrification, anammox, and *in situ* fermentation (SPDAF) process for advanced nitrogen removal from domestic and nitrate-containing wastewater[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(6): 3702-3713.
- [ 50 ] LI J W, PENG Y Z, 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.
- [ 51 ] DU R, CAO S B, PENG Y Z, et al. Combined partial denitrification (PD)-anammox: a method for high nitrate wastewater treatment[J]. *Environment International*, 2019, 126: 707-716.
- [ 52 ] CUI H H, ZHANG L, ZHANG Q, et al. Advanced nitrogen removal from low C/N municipal wastewater by combining partial nitrification-anammox and endogenous partial denitrification-anammox (PN/A-EPD/A) process in a single-stage reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 339: 125501.
- [ 53 ] JIAN J X, LIAO X J, LI S P, et al. Nitrogen removal performance and sludge characteristics of wastewater from industrial recirculating aquaculture systems via anammox coupled with denitrification[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 49: 103092.
- [ 54 ] 顾平. 猪场废水厌氧氨氧化反硝化甲烷化复合工艺特征分析及应用研究 [D]. 南昌: 南昌大学, 2011.
- [ 55 ] WANG Z, ZHANG L, ZHANG F Z, et al. Enhanced nitrogen removal from nitrate-rich mature leachate via partial denitrification (PD)-anammox under real-time control[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 289: 121615.
- [ 56 ] JIANG H, WANG Z, REN S, et al. Enrichment and retention of key functional bacteria of partial denitrification-Anammox (PD/A) process via cell immobilization: a novel strategy for fast PD/A application[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 326: 124744.
- [ 57 ] DU R, CAO S B, ZHANG H Y, et al. Flexible nitrite supply alternative for mainstream anammox: advances in enhancing process stability[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(10): 6353-6364.
- [ 58 ] 李志荣. 厌氧氨氧化技术用于垃圾渗滤液处理的研究与应用现状 [J]. *环保科技*, 2022, 28(3): 54-59.
- LI Z R. The research and application of ANAMMOX for the treatment of landfill leachate[J]. *Environmental Protection and Technology*, 2022, 28(3): 54-59.
- [ 59 ] SUN H W, PENG Y Z, SHI X N. Advanced treatment of landfill leachate using anaerobic-aerobic process: organic removal by simultaneous denitrification and methanogenesis and nitrogen removal via nitrite[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 177: 337-345.
- [ 60 ] 王众. 厌氧氨氧化处理晚期垃圾渗滤液的工艺技术与机理 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2021. ◇